



25. LES ABEILLES EN RÉGION DE BRUXELLES-CAPITALE

1. Introduction

Les insectes pollinisateurs jouent un rôle essentiel dans la reproduction de près de 4/5 de notre flore sauvage et de nos cultures agricoles – soit une contribution de 15 milliards d’euros à l’échelle européenne – (Potts *et al.*, 2015), assurant ainsi une fonction fondamentale pour le maintien des écosystèmes et des services qu’ils fournissent.

Avec 40 % des espèces d’insectes estimées menacées d’extinction à l’échelle globale (Sanchez-Bayo & Wyckhuys, 2019), le déclin des pollinisateurs, évalué notamment par l’IPBES (2016) – le « GIEC de la biodiversité » – menace directement la biodiversité, l’alimentation (tant la quantité que la qualité des récoltes) et les sociétés humaines, en ce compris la santé publique (Garibaldi *et al.*, 2022).

Ces constats ont amené différents niveaux de pouvoir à adopter des initiatives, stratégies ou plans d’action, comme la stratégie nationale belge en faveur des pollinisateurs (Service public fédéral, 2021) et la stratégie européenne en faveur de la biodiversité à l’horizon 2030 (COM/2020/380), qui ambitionnent de réduire le nombre d’espèces en déclin, rebondissant sur une initiative européenne pour les pollinisateurs (COM/2018/395) dont les résultats avaient été jugés peu satisfaisants (Cour des comptes européenne, 2020).

Dans cet objectif partagé, au travers de différentes études, la Région bruxelloise a depuis 2015 amélioré sa connaissance des abeilles sauvages (hyménoptères apoïdes anthophiles) présentes sur son territoire, en tenant compte des particularités urbaines et des pressions qui s’y exercent, afin d’apporter les réponses les plus adaptées.

Cette fiche synthétise les principales conclusions des travaux menés sur le sujet. Elle fait état également des principales données régionales disponibles sur les populations d’abeilles mellifères (*Apis mellifera*), à l’exclusion des données spécifiquement associées aux compétences fédérales pour la sécurité de la chaîne alimentaire (état sanitaire des colonies, etc.). Enfin, elle explore plus avant la littérature liée à la cohabitation entre l’abeille mellifère et les abeilles sauvages, sujet de préoccupation récurrent sur le territoire régional.

2. Inventaires des espèces d’abeilles sauvages

2.1 Collaboration avec l’Université Libre de Bruxelles (2015-2017)

En 2015, Bruxelles Environnement établissait une convention de partenariat avec l’Université Libre de Bruxelles (ULB) pour la réalisation d’inventaires d’abeilles sauvages dans plusieurs parcs et réserves de la Région. Ces inventaires, réalisés dans le cadre des cours de l’école de bioingénieurs (*Agroecology Lab*), ont constitué les premiers jalons d’un travail au long cours.

Grâce à plusieurs mémoires de fin d’études, une première base de données d’observations a pu être constituée ; elle posait la première pierre de la base de données utilisée plus tard dans l’atlas régional.

Ces travaux ont progressivement mis en évidence la richesse de l’apifaune bruxelloise, ainsi que la contribution importante (mais différenciée) des types d’espaces verts urbains, qu’il s’agisse de parcs, de réserves naturelles, de potagers collectifs ou même de talus de chemins de fer (Noël, 2015 ; Petel, 2015 ; Cosserat, 2016 ; Perrin, 2016 ; Weekers, 2016), pour autant qu’ils fassent l’objet d’une gestion écologique permettant de garantir des ressources alimentaires et des sites de nidification.

Ces travaux ont ensuite été poursuivis au regard des projets WildBnB et URBEESTRESS présentés ci-après.



2.2 BRUBEES (2017-2019)

En 2017, l'octroi d'une subvention a permis à l'Institut Royal des Sciences naturelles (IRScNB) de mener le projet BRUBEES, une déclinaison bruxelloise du projet BELBEES national financé par la politique fédérale (BESLPO) et qui allait aboutir notamment à la publication de la liste rouge nationale (Drossart *et al.*, 2019).

Le projet prévoyait deux grands piliers : la digitalisation de données historiques disponibles au sein de l'IRScNB, en particulier les observations personnelles manuscrites d'Alain Pauly, et un volet davantage communicationnel piloté par la Société royale belge d'entomologie (SRBE).

À l'issue du projet, en 2019, le *Belgian Journal of entomology* publiait ainsi deux articles :

- Le premier article (Pauly, 2019a) était relatif à l'étude de 19 sites de la Région bruxelloise (et 4 de sa périphérie flamande, au pourtour de la forêt de Soignes) établissant une liste de 165 espèces d'abeilles sauvages et une première compilation de données historiques et d'espèces « éteintes » pour la Région.
- Le second article (Pauly, 2019b) portait sur une analyse plus détaillée de l'un des sites, à savoir le Jardin botanique Jean Massart, à Auderghem, où 112 espèces ont été inventoriées.

Tableau 25.1. Nombre d'espèces et d'observations d'abeilles sauvages dans 19 sites de la Région de Bruxelles-Capitale.
Source : adapté de Pauly, 2019a.

Site	Commune	Nombre d'espèces	Nombre d'observations
Jardin Botanique Jean Massart	Auderghem	112	3830
Friche de Gulledele	Woluwe-Saint-Lambert	57	506
Sablère et prairies du Kauwberg	Uccle	55	374
Réserve naturelle du Moeraske	Evere	55	410
Talus d'autoroute	Anderlecht	55	955
Vallée du Vogelzangbeek	Anderlecht	47	190
Parking de l'IRScNB	Bruxelles	43	337
Parc de Tour & Taxis	Bruxelles (Laeken)	38	304
Jardin privé avec parc boisé	Watermael-Boitsfort	37	241
Prairies et parc du Scheutbos	Molenbeek-Saint-Jean	32	177
Prairies humides du Hof-ter-Musschen	Woluwe-Saint-Lambert	30	212
Cimetière du Verrewinkel	Uccle	29	258
Parc Léopold	Bruxelles	25	272
Avenue Coloniale	Watermael-Boitsfort	18	51
Chantier Gare de Bruxelles-Luxembourg	Bruxelles	15	73
Hoogveld	Berchem-Sainte-Agathe	10	63
Avenue du Harras (Forêt de Soignes)	Uccle	7	10
Potager urbain	Saint-Josse	7	15
Val du Bois des Béguines	Bruxelles (Neder-over-Heembeek)	6	13

2.3 WildBnB : l'Atlas des abeilles sauvages (2019-2022)

Après une étude préliminaire de la littérature et des données d'observations disponibles (Vereecken & Hainaut, 2018), notamment à l'issue de la convention signée avec l'ULB (voir 2.1), Bruxelles Environnement a commandé un Atlas des abeilles sauvages de Bruxelles, fin 2018.

Le projet « WildBnB – Atlas des abeilles sauvages de Bruxelles », a rassemblé différents acteurs de terrain pour une approche intégrée : l'Agroecology Lab de l'ULB, Natuurpunt et Natagora (associations naturalistes), et l'IRScNB.

Les données recueillies associent tant des observations issues de protocoles standardisés académiques (travail d'inventaires sur le terrain par les entomologistes) que de l'importante contribution des sciences participatives (voir le focus [Collecte de données sur la biodiversité bruxelloise par les citoyens « crowdsourcing »](#)) via la plateforme [Observations.be/Waarnemingen.be](https://observations.be/Waarnemingen.be).



Une analyse plus spécifique réalisée en amont a montré que ces types de données étaient complémentaires, les seules observations citoyennes ne pouvant suffire à dresser un état des lieux réaliste et exhaustif (Dielens, 2018). En effet, pour l'identification de spécimens provenant de groupes difficiles, un travail de spécialistes et une identification sous binoculaire est nécessaire. Pour les groupes très complexes, comme les genres *Andrena* et *Hyaleus*, la collaboration de taxonomistes hors projet a d'ailleurs été sollicitée, parfois même à l'étranger.

L'objectif général du projet était d'établir une ligne de base concernant la diversité et la répartition des abeilles sauvages de la Région au travers de synthèses bibliographiques, de la fusion de bases de données historiques et issues des sciences participatives, le tout complété d'inventaires de terrain. Le projet a démarré en février 2019 et s'est clôturé fin 2021, le rapportage et la finalisation de la base de données s'étant étendus pendant une grande partie de 2022.

Un inventaire plus détaillé a été effectué sur trois sites d'intérêt préalablement identifiés comme lacunaires : la friche Josaphat à Schaerbeek-Evere (voir 2.4), le talus de la piste de ski « Yeti » à Anderlecht et une partie de la forêt de Soignes. Chaque site a fait l'objet de plusieurs passages pour capturer les abeilles sauvages.

Une base de données centralisée a rassemblé des données historiques digitalisées (1841-1990), des données de l'IRScNB (1991-2018), du site observations.be et du groupe de travail *Aculea* de Natuurpunt (2007-2020), de l'ULB (2015-2020), et du projet WildBnB lui-même (2018-2020).

Au final, 42.280 données d'observation ont été validées pour 112.508 spécimens observés ou récoltés.

Figure 25.1 : Distribution spatiale des 42.280 données d'observations validées par le projet WildBnB

Source : Vereecken et al., 2022.

La carte illustre la bonne couverture spatiale qui a été atteinte, à l'exception notable du domaine royal de Laeken et de deux grands fragments de la forêt de Soignes.

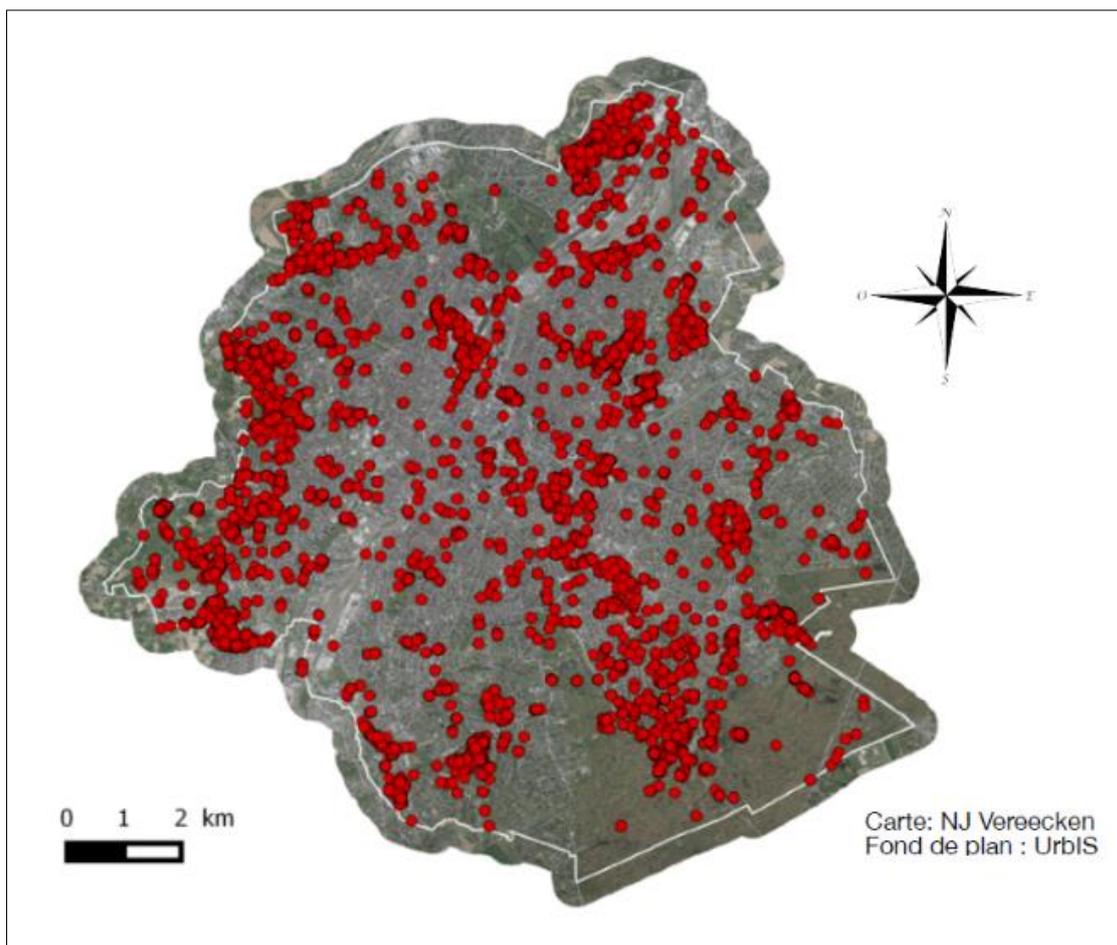
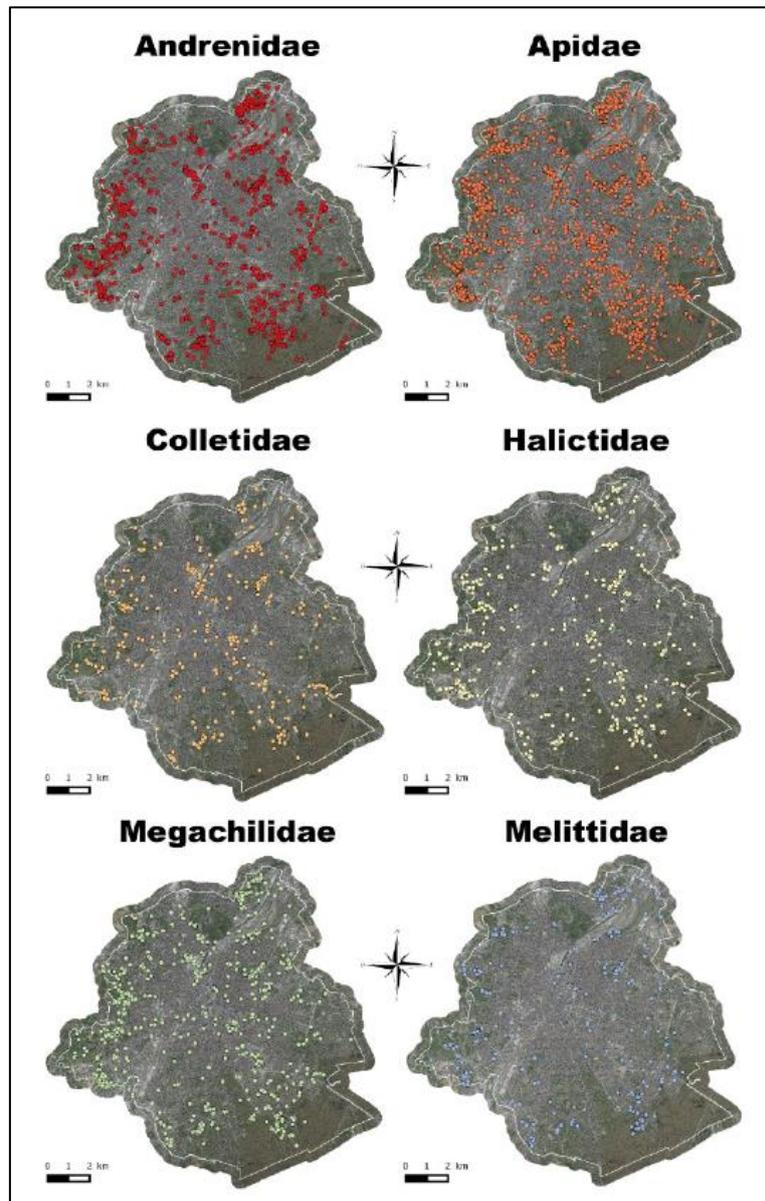




Figure 25.2 : Distribution spatiale des six familles d'abeilles sauvages

Source : Vereecken *et al.*, 2022



2.3.1 Principaux résultats

Le projet WildBnB a permis de documenter la présence de **248 espèces d'abeilles sauvages** entre 1841 et 2020 (hors *Apis mellifera*, l'abeille mellifère, dite domestique, 249^{ème} espèce bruxelloise) sur le territoire de la Région bruxelloise.

Sur ce total, 42 espèces identifiées entre 1841 et 2010 n'ayant plus été retrouvées dans les inventaires et observations de la dernière décennie malgré la très forte intensification des recherches de terrain depuis 2015, elles sont donc considérées comme éteintes à l'échelle régionale (RE, *Regionally extinct*).

Ceci établit donc la ligne de base à **206 espèces d'abeilles sauvages contemporaines**, observées entre 2010 et 2020. C'est plus de la moitié des 382 espèces évaluées dans la liste rouge nationale (Drossart *et al.*, 2019).



L'identité de ces espèces a été confirmée par examen microscopique la plupart du temps, notamment par des taxonomistes spécialisés dans l'identification de certains groupes d'espèces. Toutefois, 13 espèces (parmi les *Andrenidae* et les *Apidae*) n'ont pu être formellement identifiées ; elles ont été exclues du jeu de données global.

La famille à laquelle est associée le plus de spécimens observés ou collectés entre 1841 et 2020 est celle des *Andrenidae*, suivie des *Apidae* et des *Colletidae*. Les abeilles sauvages appartenant aux familles des *Halictidae*, *Megachilidae* et *Melittidae* sont globalement moins représentées et sont plus souvent rapportées en tant qu'observations individuelles.

On ne constate aucune ségrégation géographique (figure 25.2), ce qui suggère que les espèces des 6 familles occupent largement le territoire régional, y compris pour certaines jusque dans le centre de la Région.

La base de données a permis d'établir le « top 10 » des espèces les plus abondantes (près de 65 % du jeu de données) parmi les 207 espèces d'abeilles contemporaines (incl. *Apis mellifera*). Ces espèces sont reprises dans le tableau 2 et illustrées pour les 8 premières d'entre elles à la figure 25.3.

La plupart des espèces de ce top 10 peuvent être localement abondantes soit en raison de leur comportement de nidification grégaire, les nids formant des « bourgades » (*Andrena vaga*, *Colletes cunicularius*), soit de leur bivoltinisme (espèces qui ont deux générations par an comme *Andrena bicolor*, *Andrena flavipes*), soit de leur sociabilité (*Bombus* spp. et *Apis mellifera*), voire même de campagnes spécifiques d'observations par les sciences participatives (*Colletes hederæ*). La difficulté d'identification précise de *Bombus terrestris*, pourtant commun, lui fait néanmoins perdre des places au classement sur base des identifications confirmées et l'exclut de ce top.

Tableau 25.2 : Rang d'abondance (top 10) des espèces et proportion des observations de chacune dans la base de données WildBnB

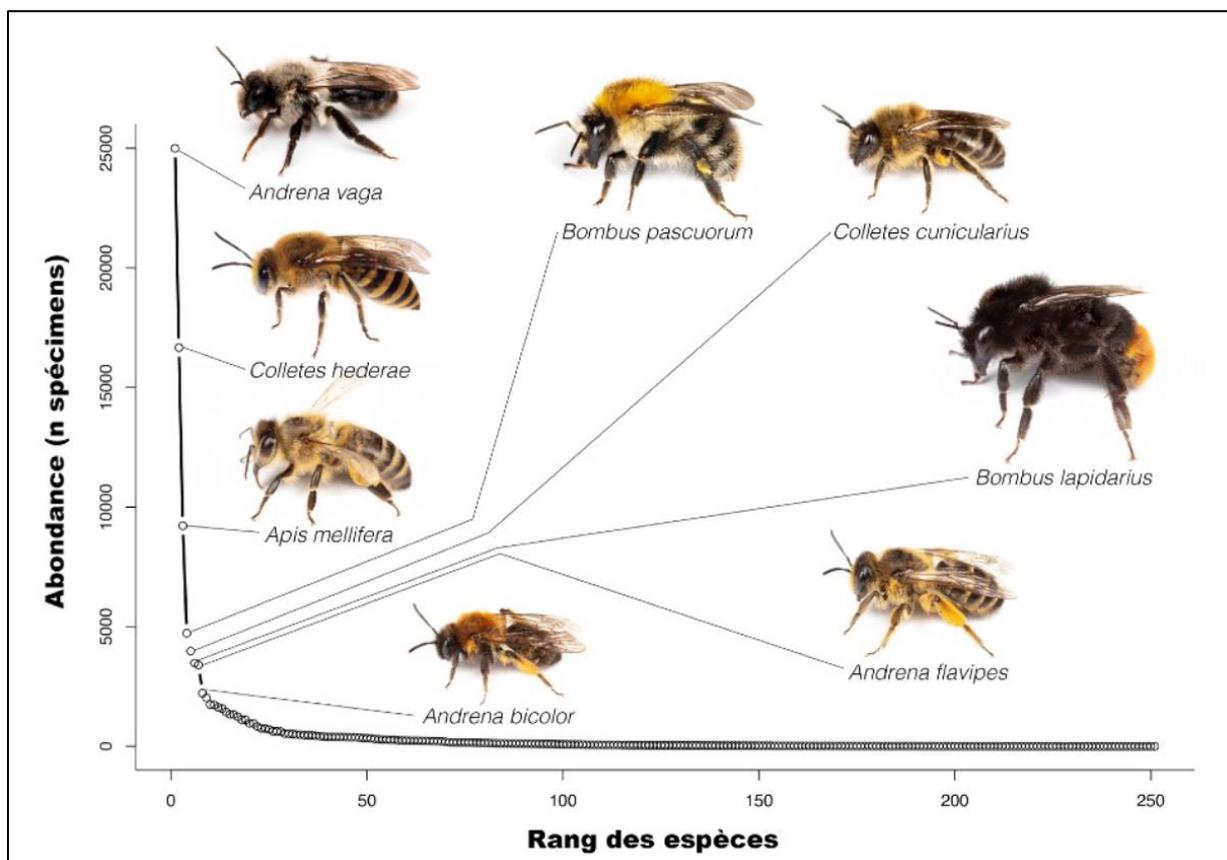
Source : Vereecken et al., 2022

Espèce	Nom français	Famille	Rang	Abondance	Proportion (%)	Proportion cumulée
<i>Andrena vaga</i>	Andrène vague	Andrenidae	1	24.996	22,2	22,2
<i>Colletes hederæ</i>	Collète du lierre	Colletidae	2	16.665	14,8	37,0
<i>Apis mellifera</i>	Abeille domestique	Apidae	3	9.217	8,2	45,2
<i>Bombus pascuorum</i>	Bourdon des champs	Apidae	4	4.729	4,2	49,4
<i>Colletes cunicularius</i>	Collète lapin	Colletidae	5	3.978	3,5	52,9
<i>Bombus lapidarius</i>	Bourdon des pierres	Apidae	6	3.478	3,1	56,0
<i>Andrena flavipes</i>	Andrène à pattes jaunes	Andrenidae	7	3.393	3,0	59,0
<i>Andrena bicolor</i>	Andrène bicolore	Andrenidae	8	2.220	2,0	61,0
<i>Bombus pratorum</i>	Bourdon des prés	Apidae	9	2.028	1,8	62,8
<i>Lasioglossum morio</i>	Lasioglosse vert-sombre	Halictidae	10	1.741	1,5	64,3
			Total =	72.445		



Figure 25.3 : Illustration du « top 8 » des espèces classées par rang d'abondance (nombre de spécimens observés) dans la base de données WildBnB

Source : Vereecken *et al.*, 2022

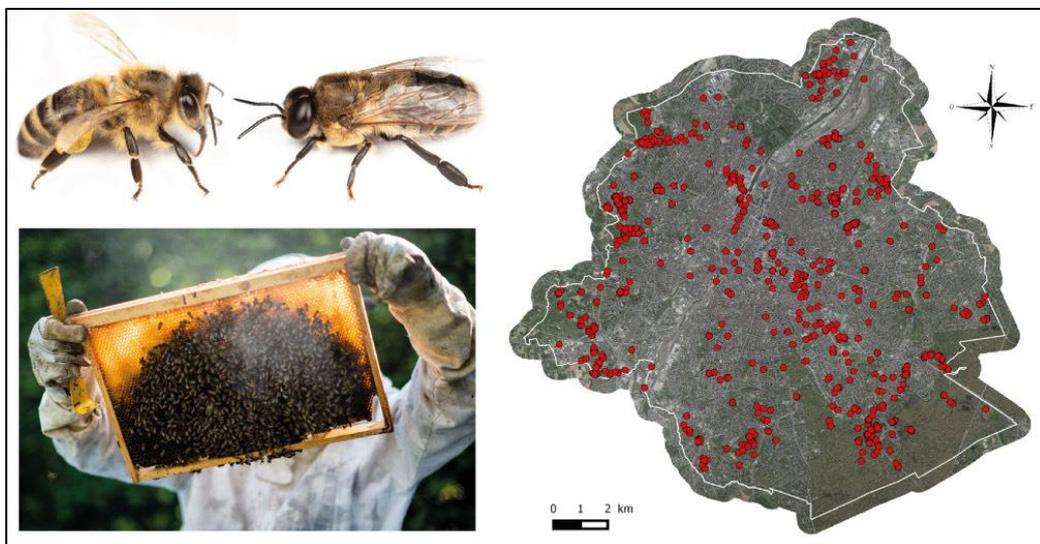


Apis mellifera, l'abeille domestique, arrive en 3^{ème} position de ce top 10. Les données collectées pour cette espèce montrent une couverture de toute la région, y compris jusque dans le centre-ville où des ruches sont installées sur les toits de certaines entreprises, mais aussi dans des zones plus sensibles comme des zones Natura 2000 (voir point 2 *infra*).



Figure 25.4 : Distribution spatiale des données relatives à *Apis mellifera* sur le territoire de la Région de Bruxelles-Capitale de 1841 à 2020 (droite) ; Sup. gauche : illustration de spécimens (femelle stérile/ouvrière à gauche, mâle à droite) ; Inf. gauche : illustration d'un apiculteur extrayant un cadre de ruche

Source : Vereecken *et al.*, 2022



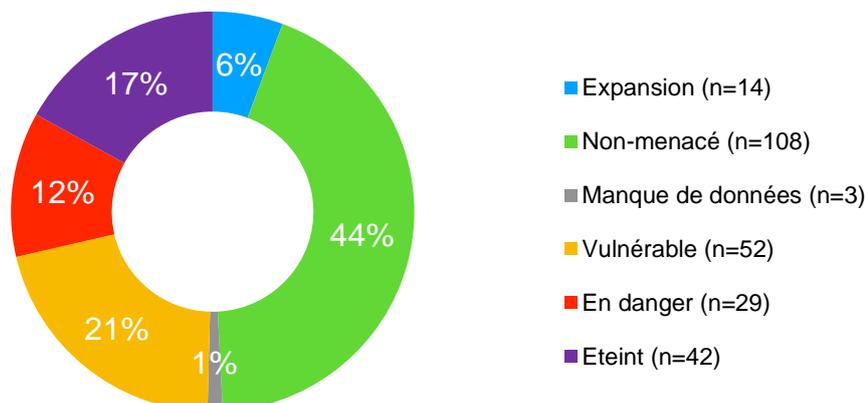
À l'autre extrême des rangs d'abondance, 38 espèces n'ont été observées qu'une ou deux fois sur l'ensemble de la période étudiée. Celles qui n'ont plus été aperçues sur la période 2010-2020 sont considérées comme éteintes à l'échelle nationale (*Regionally extinct* dans la liste nationale), d'autres au contraire sont des découvertes ou des redécouvertes contemporaines jugée en expansion. Ainsi, *Nomada pleurostica* a été redécouverte à Bruxelles en 2015 alors qu'elle est considérée comme éteinte en Belgique (Drossart *et al.*, 2019), et deux espèces d'Anthidies (*Anthidium florentinum* et *A. septemspinosum*) ont été observées une seule fois respectivement en 2019 et 2020 à la friche Josaphat (voir 2.4).

2.3.2 Statuts de conservation et liste rouge pour la Région bruxelloise

Le projet WildBnB avait notamment pour objectif d'établir un classement des espèces par degré de rareté et une liste de celles dont l'état de conservation est le plus préoccupant. La liste rouge ne suit pas strictement les critères de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), mais permet cependant de se prononcer sur l'état de conservation des espèces recensées pour la Région.

Figure 25.5 : Distribution des 248 espèces d'abeilles sauvages (excl. *Apis mellifera*) de la Région de Bruxelles-Capitale dans les différentes catégories de statut de conservation régional (période 1841-2020)

Source : Vereecken *et al.*, 2022





Espèces considérées comme éteintes à l'échelle régionale : 42 espèces qui pour la plupart n'ont plus été observées sur le territoire depuis des décennies et parfois plus d'un siècle, les extinctions les plus récentes datant de 2004 (*Bombus soroensis* et *Anthophora aestivalis*). Parmi ces espèces, on compte 15 espèces de bourdons (genre *Bombus*, fam. *Apidae*). Ils représentent 33 % des espèces éteintes. Il s'agit d'un groupe d'abeilles sociales particulièrement impacté en Belgique : 60% des espèces sont menacées ou quasi menacées et environ 20% sont éteintes à l'échelle nationale (Drossart *et al.*, 2019).

Espèces en manque de données : 3 espèces sont considérées comme en manque de données (*data deficiency*) à cause des difficultés de les identifier sur base de caractères morphologiques. Il s'agit d'espèces de *Bombus* spp. et d'*Hylaeus* spp. qui nécessitent des moyens d'identification plus poussés (examen microscopique approfondi ou approche de taxonomie intégrative (forme des ailes par exemple), sans toutefois justifier leur exclusion de la base de données complète.

Espèces menacées (vulnérables et en danger) : 81 espèces sont menacées, c'est-à-dire classées dans ces deux groupes : 29 sont en danger et 52 sont vulnérables. Ces espèces sont la plupart du temps rares à très rares sur le territoire de la Région, mais aussi en Belgique et dans les pays limitrophes, voire à l'échelle européenne, et peuvent justifier des mesures spécifiques de protection et de conservation.

Espèces non menacées et en expansion : dans ces deux catégories, il reste 122 espèces au total, dont 108 espèces non menacées et 14 jugées en expansion. Ces dernières concernent essentiellement des espèces observées davantage (ou exclusivement) sur la période 2010-2020, et pour lesquelles il est possible que l'aire de répartition naturelle soit en cours d'expansion suite aux effets des changements climatiques.

Au total, on estime donc que 17% des espèces bruxelloises ont déjà disparu, et que 40 % des espèces contemporaines en Région de Bruxelles-Capitale sont menacées. Ces résultats sont assez comparables avec les résultats obtenus dans le cadre de la Liste rouge des abeilles sauvages de Belgique (Drossart *et al.* 2019).

Apis mellifera, espèce domestique et donc non sauvage par définition (probablement éteinte à l'état naturel en Région bruxelloise), n'est pas reprise dans cette liste malgré sa forte présence en Région bruxelloise (voir point 3).

2.4 La Friche Josaphat, un hotspot national de la diversité des abeilles sur un site menacé

Des inventaires de terrain complémentaires ont été réalisés par les équipes de l'ULB et de Natuurpunt, et alimentés par la dynamique citoyenne forte autour de la Friche Josaphat, à Schaerbeek-Evere, site de haute à très haute valeur biologique menacé par des projets de développement.

Les données récoltées et les analyses réalisées ont donné lieu à publication scientifique dans la revue *Insect Conservation and Diversity* (Vereecken, Weekers *et al.*, 2021).

L'article met en évidence les observations de **127 espèces d'abeilles sauvages** (soit plus de 60 % de la diversité régionale) pour 2507 observations, ce qui place le site parmi les plus riches de Belgique (les modélisations estiment par ailleurs que le nombre d'espèces pourrait en réalité atteindre 150 à 154 espèces).

Parmi ces espèces observées, 9 sont menacées d'extinction à l'échelle nationale (Drossart *et al.*, 2019) ou européenne (Nieto *et al.*, 2004). Pour le territoire bruxellois, 4 d'entre elles sont également exclusives de la friche et ne se retrouvent dans aucun autre site inventorié. L'intérêt écologique du site pour les abeilles sauvages est donc similaire à celui pour les Odonates (voir le focus [Libellules et demoiselles en Région bruxelloise](#)).

2.5 Kawbees, les abeilles du Kawberg (2020-2022)

Parallèlement à l'Atlas régional, Bruxelles Environnement a commandé une étude spécifique sur le site Natura 2000 du Kawberg (Uccle), réputé pour être riche en abeilles sauvages (Pauly, 2019a), et pour lequel la Région ambitionne un développement d'ampleur, tant sur les aspects agricoles que ludo-récréatifs.

Est notamment en jeu la préservation de la sablonnière issue des activités extractivistes qui caractérisent le passé du site. Cette sablonnière, non reprise comme habitat Natura 2000, est considérée comme importante pour les abeilles terricoles nichant dans les substrats sablonneux (espèces dites sabulicoles ou psammophiles) ; le rôle des activités ludo-sportives (jeu des scouts sur la falaise, VTT...) devait être évalué tant sous l'angle de l'opportunité (maintien d'un milieu ouvert et de sol à nu par le piétinement) et de menace (dérangement ou destruction des nids, écrasement des abeilles). Le développement agricole, tant dans le déplacement des zones de potagers collectifs que de la gestion extensive des zones pâturées, est un autre enjeu pour ce site.

Cette étude (Noël, Bideau *et al.*, 2022), menée par le laboratoire d'entomologie fonctionnelle et évolutive de Gembloux Agro-Bio Tech s'est déroulée du 1er janvier 2020 au 31 décembre 2021. La session de terrain ayant été perturbée par la crise sanitaire du COVID-19 au printemps 2020, des relevés de terrain ont été reportés sur 2021



et des adaptations de protocole tenant compte de la pression d'échantillonnage et de la météo compliquée ont dû être effectuées pour la saison estivale 2021.

Afin de représenter les différents types d'habitats du Kauwberg, l'inventaire a été réalisé dans les trois types de classes suivantes : (i) les potagers collectifs, (ii) les zones ouvertes (prairies fauchées ou pâturées) et (iii) les zones couvertes (milieu boisé).

L'étude est parvenue aux constats suivants :

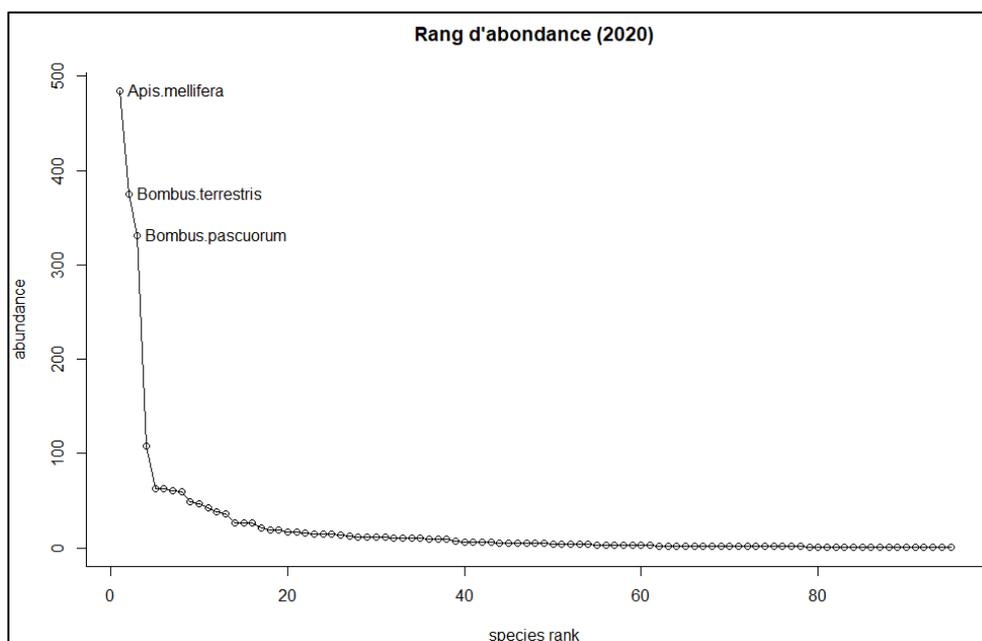
- 95 espèces d'abeilles sauvages (et 62 espèces de syrphes) ont été recensées au sein du site du Kauwberg entre les années 2020 et 2021 ;
- sur l'ensemble de la richesse d'abeilles sauvages, 15 espèces ont des statuts de conservation (liste nationale) menacées : une espèce en danger d'extinction, deux en situation vulnérables, dix en statuts presque menacées et deux dont les données sont déficientes ;
- sur l'ensemble de la richesse d'abeilles sauvages, 15 espèces sont oligolectiques et 80 polylectiques ;
- n'ayant pas de liste rouge pour les espèces de syrphes de Belgique, 10 espèces enregistrées sont considérées comme rares à très rares, ce qui démontre une nouvelle fois que le site du Kauwberg accueille une riche biodiversité de pollinisateurs (aucune de ces espèces n'est toutefois concernée par un statut de conservation européen dans la Liste rouge des syrphes (Vujic *et al.*, 2022)) ;
- les milieux ouverts et les potagers se révèlent être les plus riches et abondants en abeilles sauvages ;
- au sein des habitats ouverts et des potagers, une dominance se dessine pour *Apis mellifera*, omniprésente dans cette zone naturelle protégée.

Des recommandations de gestion ont été formulées sur base des différents constats ; ces propositions ont été intégrées dans une annexe spécifique du projet de Plan de gestion du site Natura 2000. Elles proposent notamment l'ouverture du milieu, la mise en défens de la sablière ou encore la limitation du nombre de ruches.

Figure 25.6 : Rangs d'abondance des observations 2020-2021 sur l'ensemble du site du Kauwberg (ensemble de la sablière, de la roselière, des milieux ouverts, couverts et potagers).

Source : Noël, Bideau *et al.*, 2022.

On constate que les observations sont dominées par l'abeille domestique *Apis mellifera*, suivi de deux bourdons (*Bombus* sp.)





2.6 Streetbees (2019-2021) : le cas spécifique des abeilles et guêpes nichant dans les voiries

La grande majorité des abeilles sauvages sont terricoles, c'est-à-dire qu'elles creusent leur nid dans le sol. C'est le cas de toutes les espèces de 3 des 6 familles présentes chez nous, les *Andrenidae*, *Halictidae* et *Melittidae*, mais aussi de différents genres dans les autres familles. En ville, il n'est pas rare de trouver des nids d'abeilles sauvages, voire des bourgades de nids (regroupements de nids individuels), dans les trottoirs et allées pavées (Pauly, 2019a).

Les conditions précises d'accueil de ces espèces d'abeilles restent peu connues des gestionnaires de voiries, ce qui représente une menace en cas de réfection des trottoirs.



Une bourgade d'abeilles sauvages à Watermael-Boitsfort - © F.Didion

Afin de déterminer les conditions favorables à la nidification d'abeilles terricoles en voirie, Bruxelles Environnement a commandité une étude intitulée « Streetbees ». Lancée fin 2019, cette étude s'est clôturée au printemps 2021. Elle a été menée par le Laboratoire d'Entomologie fonctionnelle et évolutive de l'Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, qui s'est associé au Centre de recherches routières (CRR). Plusieurs publications en découlent, tant concernant la revue de littérature préalable sur les abeilles terricoles (Noël *et al.*, 2020) que sur le projet en lui-même (Van Keymeulen, 2020 ; Noël, Van Keymeulen *et al.*, 2022), y compris un document de vulgarisation du CRR destiné aux professionnels des voiries (Smet & Van Damme, 2021).

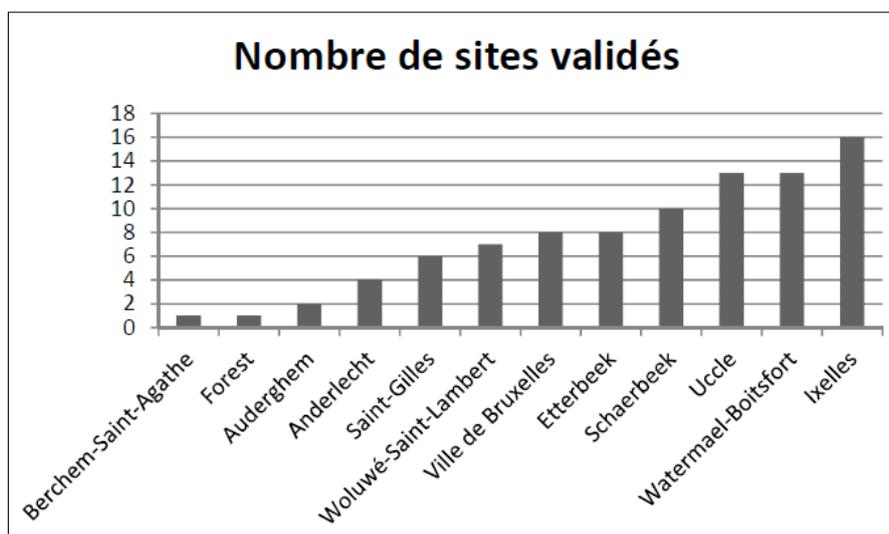
L'objectif du projet Streetbees était de localiser et identifier des sites de nidification d'abeilles solitaires en voiries au sein de la Région de Bruxelles-Capitale afin de caractériser les sites d'un point de vue écologique, pédologique, paysager et en termes de caractéristiques du revêtement de sol. L'étude devait ainsi permettre de mieux connaître les espèces en présence, et de formuler des recommandations d'aménagement clairs pour les bureaux d'études, architectes et entreprises de construction au travers de clauses et dessins techniques.

Grâce aux sciences participatives, **89 sites de nidification** répondant aux critères de validation ont pu être repérés entre avril et juillet 2020 sur l'ensemble de la Région de Bruxelles-Capitale. Certains sites ont ensuite fait l'objet d'une validation sur le terrain en même temps qu'un prélèvement des données écologiques, pédologiques et du relevé des données liées à l'architecture externe des revêtements de sol.



Figure 25.7 : Nombre de sites de nidification validés (89) par commune sur 163 observations encodées entre le 1^{er} avril et le 31 juillet 2020

Source : Noël, Van Keymeulen *et al*, 2022



2.6.1 Espèces observées

Une biodiversité intéressante a pu être mise en évidence : 153 spécimens¹ ont été collectés sur les sites validés, appartenant à 22 espèces différentes, dont 11 espèces d'abeilles solitaires ou cleptoparasites, et 11 autres espèces d'Hyménoptères, en particulier des guêpes apoïdes et des parasitoïdes. La diversité réelle est potentiellement plus importante encore car l'étude a été ponctuelle dans le temps et dans l'espace.

La présence sur certains sites de plusieurs espèces laisse par ailleurs supposer qu'un véritable écosystème avec au moins deux niveaux trophiques (abeilles ou guêpes nidificatrices + guêpes parasites et abeilles coucous) vit dans ces trottoirs. Les bourgades de *Cerceris arenaria* (guêpe prédatrice) et *Dasypoda hirtipes* (abeille) ont par ailleurs été observées se mélangeant dans une grande série de sites.



Dasypoda hirtipes formant son nid entre des pavés - © F.Didion

¹ De nombreux nids de fourmis ont été également signalés, mais n'ont pas fait l'objet d'analyses dans le cadre de cette étude. Ils ont par contre fait l'objet d'un projet dérivé à l'initiative de l'université. Sur 120 sites bruxellois, 7 espèces de fourmis ont été identifiées, dont 4 n'avaient jamais été recensées dans des revêtements urbains. Les observations sont dominées par *Lasius niger*, la fourmi noire des jardins, dans 92 % des observations (Dijon, 2022).



Figure 25.8 : Liste des familles et des espèces d'apoides et de chrysidés collectées sur l'ensemble des sites d'échantillonnage. L'abondance de chacune des espèces est également représentée à droite de son identification

Source : Noël, Van Keymeulen *et al.*, 2022

Abeilles solitaires		Guêpes sphéciformes et chrysidés	
Andrenidae	33	Crabronidae	49
<i>Andrena barbilabris</i> (Kirby 1802)	30	<i>Cerceris arenaria</i> (L.)	26
<i>Andrena vaga</i> (Panzer 1799)	3	<i>Cerceris quadricincta</i> (Panzer 1799)	4
Melittidae	8	<i>Cerceris rybyensis</i> (L. 1791)	5
<i>Dasygaster hirtipes</i> (Fabricius 1793)	8	<i>Diodontus insidiosus</i> Spooner 1938	3
Halictidae	36	<i>Gorytes planifrons</i> (Wesmael 1852)	1
<i>Lasioglossum fulvicorne</i> (Kirby 1802)	2	<i>Lindenius pygmaeus armatus</i> (Rossi 1794)	4
<i>Lasioglossum laticeps</i> (Schenck 1868)	20	<i>Mimesa lutaria</i> (Fabricius 1787)	2
<i>Lasioglossum sexstrigatum</i> (Schenck 1868)	7	<i>Oxybelus bipunctatus</i> Olivier 1812	2
<i>Sphecodes crassus</i> Thomson 1870	2	<i>Philanthus triangulum</i> (Fabricius 1775)	2
<i>Sphecodes miniatus</i> Hagens 1892	1	Chrysididae	22
<i>Sphecodes monilicornis</i> (Kirby 1802)	1	<i>Hedychrum gerstaeckeri</i> Chévrier 1869	4
<i>Sphecodes pellucidus</i> Smith 1845	3	<i>Hedychrum nobile</i> (Scopoli 1763)	18
Apidae	5		
<i>Nomada alboguttata</i> (Herrich-Schäffer 1839)	5		

Certaines espèces d'abeilles terricoles nichant sous les revêtements urbains et identifiées par ce travail n'avaient *a priori* jamais fait l'objet d'une observation auparavant dans la littérature scientifique sur ce sujet spécifique (y compris dans Pauly, 2019a, dont un chapitre portait spécifiquement sur cette question). Il s'agit d'*Andrena vaga*, *Lasioglossum sexstrigatum* et *L. fulvicorne*.

Les 6 espèces d'abeilles terricoles trouvées dans le cadre de Streetbees font partie des espèces communes et ne sont pas concernées par un statut d'extinction en Belgique, avec des populations stables, voire même pour *Andrena barbilabris* des populations signalées en augmentation (Drossart *et al.*, 2019). Il n'y a donc pas d'enjeu de conservation majeur pour ces espèces au niveau des voiries, au vu de leur bonne répartition et de leur nidification non exclusivement associée aux trottoirs.

Les 5 espèces d'abeilles coucou (cleptoparasites) telles que *Nomada alboguttata* et les *Sphecodes* spp. sont également épargnées par un statut d'extinction en Belgique (Drossart *et al.*, 2019), mais deux d'entre elles sont reprises comme vulnérables dans la liste rouge bruxelloise établie par le projet WildBnB (voir 2.3.2).

Une guêpe, *Lindenius pygmaeus armatus*, pourrait également faire l'objet d'un enjeu de conservation : elle n'avait été observée que 2 fois en Belgique depuis 1950. Or il y a eu 4 nouvelles observations dans le cadre de l'étude. Deux autres espèces sont par ailleurs sur liste rouge en Allemagne. Les autres espèces identifiées sont plutôt communes.

2.6.2 Caractéristiques et prescriptions liées aux revêtements

L'étude associant le Centre de recherches routières a également permis d'analyser plus spécifiquement les revêtements, leur composition et leur praticabilité pour les usagers. La couche de granulométrie sableuse sous le trottoir ainsi que son accessibilité – conditionnée par la nature des joints – semblent être les principaux facteurs d'influence du choix des sites de nidification pour ces espèces terricoles.

La texture des échantillons des tumuli est similaire à la texture des échantillons prélevés sur site directement sous le revêtement de trottoir. L'ensemble des excavats de nids prélevés sont de texture sableuse.

La plupart des trottoirs rencontrés ont une largeur comprise entre 2 et 3 mètres. Les revêtements sont tous des revêtements modulaires, composés de pavés en grès ou de dalles en béton, dont les joints mesurent en moyenne 1,08 cm de largeur ; des sites de nidification ont également été observés sur des joints rigides dégradés.

Certains nids étaient localisés hors des trottoirs, situés à l'intersection des façades et trottoirs, au seuil de portes ou d'escaliers, tandis que d'autres se situaient dans des cours de maisons, des entrées de garages ou sur des voiries fréquentées par les voitures.

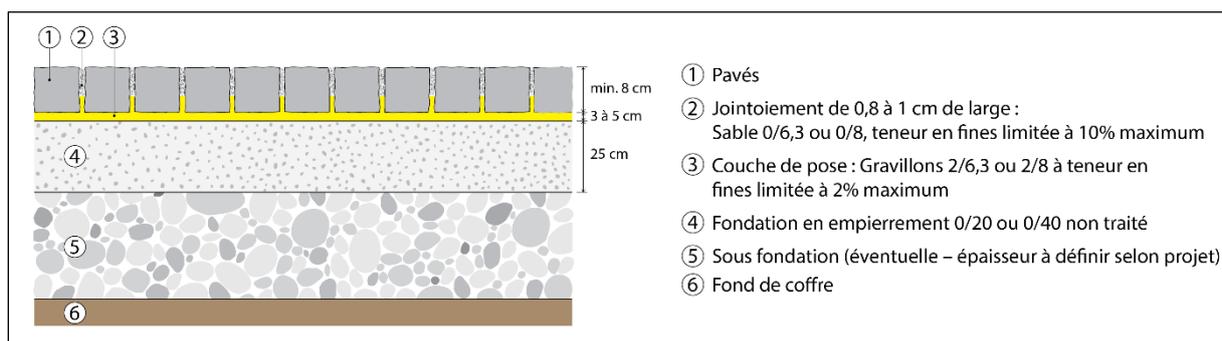


Par ailleurs, 2 mesures de confort pour les usagers actifs effectuées sur des trottoirs démontrent que les sites de nidification coïncident avec les zones où le revêtement présente un niveau de confort piéton insuffisant au regard des exigences de mobilité fixées par le plan Good Move. Ces zones riches en biodiversité sont donc les zones les plus susceptibles d'être réaménagées à court terme par le gestionnaire de la voirie.

Ces réaménagements détruiront très probablement les nids et bourgades existantes et une attention particulière devra y être portée. Le CRR a donc proposé la structure-type d'un trottoir permettant l'accueil d'hyménoptères terricoles (figure 25.9).

Figure 25.9. Structure-type d'un trottoir permettant l'accueil d'hyménoptères terricoles

Source : Noël, Van Keymeulen *et al.*, 2022 ; Smets & Van Damme, 2021. © CRR.



3. Données relatives aux abeilles mellifères

Bien que de nombreuses données d'observations ponctuelles de butineuses ont été rapportées via les démarches d'inventaires (WildBnB, voir 2.3 ; Kawbees, voir 2.5) et les études sur sites (Urbeestress, voir 4.1), la Région dispose de moins d'informations globales sur l'état des populations d'*Apis mellifera*, l'abeille mellifère (dite domestique), en raison notamment de l'absence de déclaration obligatoire et de cadastre des ruchers. La récolte des données est, pour l'heure, sur base déclarative, non systématique et non géolocalisée.

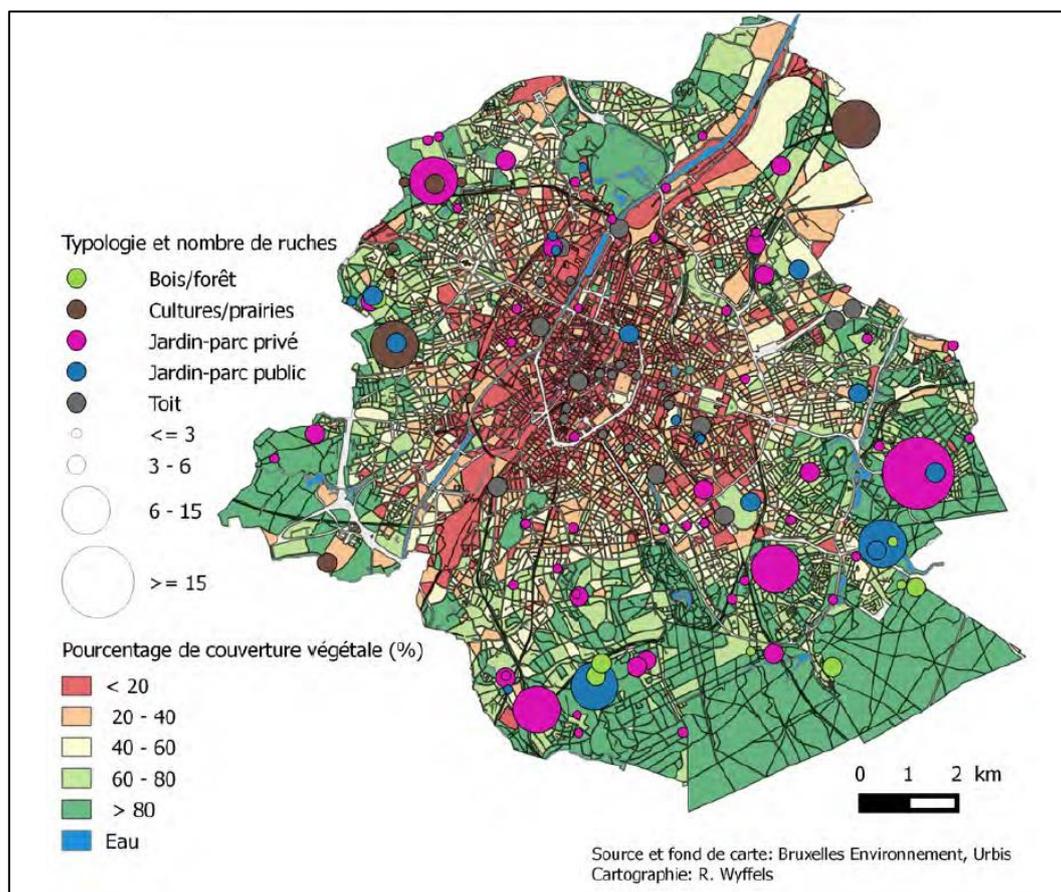
Au-delà de l'aspect quantitatif, les aspects qualitatifs (types d'implantation, races élevées, état sanitaire, etc.) et spatiaux sont donc globalement ignorés ; on sait toutefois que les composantes paysagères ne seraient que partiellement prises en compte dans l'installation d'un rucher, qui se décide essentiellement par effet d'opportunité lorsque l'apiculteur a accès à un emplacement (c'est d'autant plus le cas pour les ruches installées par ou pour des entreprises, essentiellement dans le Pentagone et la première couronne), ainsi qu'a pu le mettre en évidence l'ULB (Wyffels, 2015).

Seul exercice du genre, cette étude menée sur base d'une convention tripartite avec la Société royale d'apiculture de Bruxelles et ses environs (SRABE) et Bruxelles Environnement a permis de proposer plusieurs analyses de la spatialisation des ruches sur le territoire, sur base d'un questionnaire adressé aux membres de la SRABE. Les analyses portent sur un échantillon de 118 ruchers (323 ruches de production) géolocalisés.



Figure 25.10. Typologie et taille des ruchers bruxellois identifiés en 2015, localisés au regard de la couverture végétale par îlot (2006)

Source : Wyffels, 2015



Deux grandes tendances étaient constatées : les petites installations plus centrales, dans le centre (Pentagone) et en première couronne, souvent liées à des projets d'entreprise et d'apiculture en toiture (services apicoles), et les installations plus classiques en seconde couronne, au pourtour des réserves et sites Natura 2000, avec les plus gros ruchers de la région.

De même, le nombre de ruches par rucher était généralement peu élevé, avec généralement 3 ruches ; jusque 2019, il était en effet nécessaire d'obtenir un permis d'environnement pour les ruchers de 4 ruches et plus (depuis la réforme des modalités de permis d'environnement, il est à présent nécessaire de déclarer les ruchers de 3 ou 4 ruches de production, et obtenir un permis à partir de 5 ruches).

Tableau 25.4. Nombre de ruchers et de ruches dans chaque site Natura 2000, dans les zones de précaution de 60 m (distance visée à l'art. 57, §1er, 2° de l'ordonnance du 1er mars 2012)

Source : Données partielles de Wyffels, 2015.

Zones spéciales de conservation	En Site Natura		+ Buffer 60m	
	Ruchers	Ruches	Ruchers	Ruches
ZSC I	9	40	2	4
ZSC II	3	18	2	5
ZSC III	4	20	1	3



Sur un sous-échantillon réduit pour lequel les données étaient renseignées par les répondants (73 ruchers), toujours sur base déclarative, l'abeille mellifère était représentée en Région bruxelloise par l'abeille noire d'Europe (*Apis mellifera mellifera*) pour environ 21 % des ruchers, la « Buckfast » pour 33 % (hybride obtenu par croisement d'*Apis mellifera mellifera*, d'*A. m. carnica* [Macédoine], d'*A. m. cecropia* [Egypte], *A. m. anatoliaca* [Turquie], *A. m. monticola* [Tanzanie], *A. m. sahariensis* [Maroc]), et des hybrides indéterminés dans 45 % des cas.

Traditionnellement, les apiculteurs ont importé des sous-espèces de toute l'Europe (et au-delà), comme la *carnica* (Europe centrale, de la Roumanie à l'Italie du Nord), *ligustica* (Alpes italiennes), *caucasica* (Caucase, Moyen-Orient)... dont le patrimoine génétique peut se retrouver en diverses proportions dans la bien nommée "zinneke", terme bruxellois qui désigne les chiens bâtards.

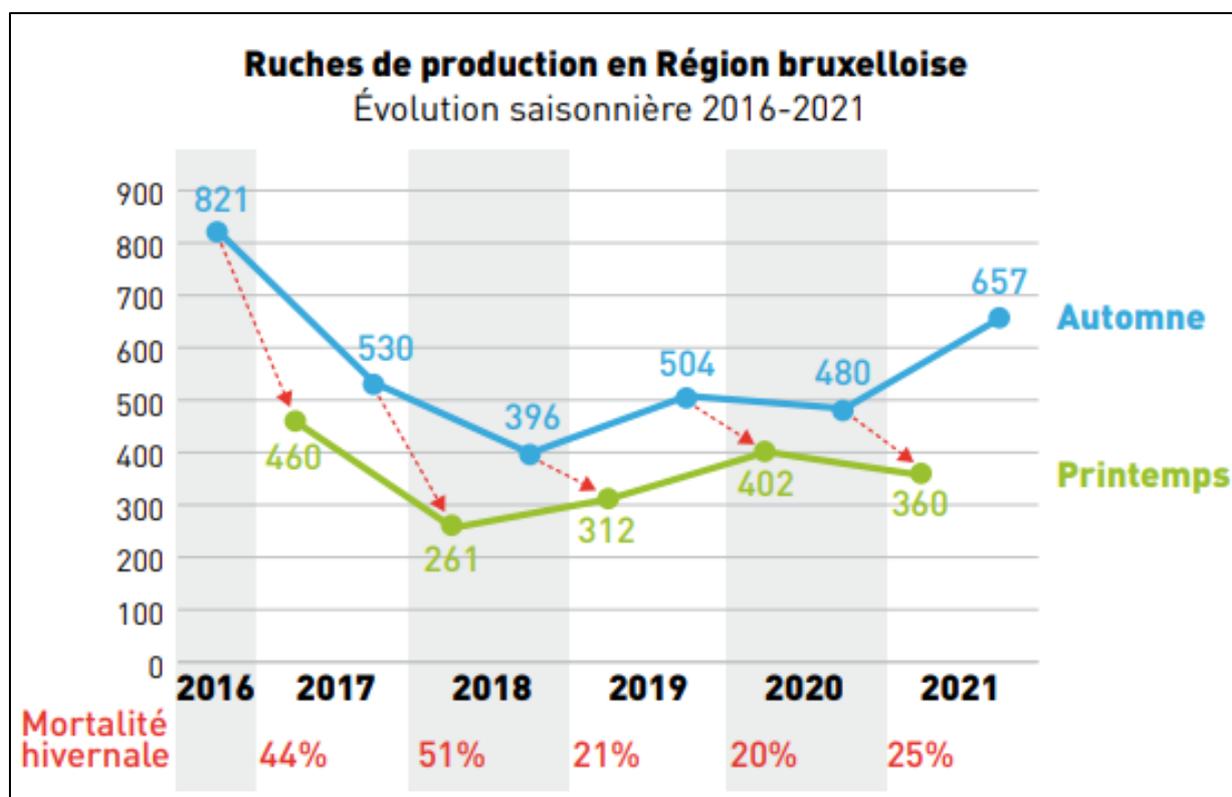
Des données de dénombrement plus récentes (figure 25.11) – mais moins détaillées – sont également issues des reportings annuels opérés par la SRABE auprès de la Région wallonne aux fins des déclarations annuelles pour prétendre à l'obtention d'aides européennes au secteur de l'apiculture (Règlement 2015/1368).

Ces données sont établies annuellement sur base d'un échantillon aléatoire de 25 % des membres de l'association. Le protocole ne permet pas d'avoir une base systématique, mais offre une information intéressante sur l'évolution du cheptel bruxellois. Les données constituent toutefois une estimation basse du nombre de colonies prêtes à l'hivernage : il faut y ajouter les ruches des non-membres qui échappent évidemment à tout inventaire (sociétés privées, apiculteurs non affiliés...).

Les données semblent montrer une réduction de la mortalité hivernale (dont la cause est essentiellement l'acarien *Varroa destructor*) sur les dernières années, et une remontée du nombre de ruches entre 2020 et 2021. L'abeille mellifère n'est donc pas à considérer comme menacée à l'échelle bruxelloise.

Figure 25.11. Estimation du nombre de ruches de production prêtes à l'hivernage (automne) et au sortir de l'hiver (printemps) dans le cadre des dénombrements communiqués à l'Europe

Source : SRABE, 2022





Pour l'espèce en son ensemble, à l'échelle mondiale, *Apis mellifera* n'est pas à considérer comme menacée : le cheptel apicole mondial recensé va croissant d'année en année depuis 60 ans selon les Nations Unies (FAOSTAT) et aurait augmenté de 85 % depuis 1961. Les productions mondiales de miel et de cire d'abeilles suivent la même tendance, fortement dopés par la croissance des productions asiatiques. En Europe, le cheptel aurait toutefois connu un important et rapide recul dans les années 90 mais a retrouvé une croissance continue depuis les années 2000 (Osterman *et al.*, 2021).

La perception populaire de l'abeille en tant qu'espèce menacée semble dès lors découler de cas locaux particulièrement médiatisés (Herrera, 2021), par exemple suite au mystérieux syndrome d'effondrement des colonies (*colony collapse disorder*) identifié dans les années 90 en Europe et dès 2006 aux États-Unis (Watanabe, 2008). Les causes exactes restent incertaines et sont vraisemblablement très variables selon les cas et les zones : pesticides (notamment les insecticides néonicotinoïdes et certains fongicides), virus et autres parasites (*Varroa*, *Nosema*, etc.), ondes électromagnétiques, dégradation de la flore, utilisation de sirop de nourrissage, etc. sont autant d'éléments incriminés seuls ou en synergie.

Si l'abeille mellifère en tant que cheptel agricole ne semble pas décliner (de l'élevage et un commerce important permettent de rétablir annuellement les ruchers de production), il se pose néanmoins à l'échelle locale des questions sur la conservation des différentes sous-espèces de l'abeille mellifère et de leur caractère « sauvage » : les populations sauvages (non domestiques) d'abeille mellifère indigène sont à ce jour gravement menacées.

Considérées encore récemment comme éteintes en Europe de l'ouest, les données suggèrent que des colonies sauvages persisteraient en très faible densité dans les massifs forestiers (0,1 colonie/km² en Pologne, 0,13/km² en Allemagne) sans qu'on sache précisément s'il s'agit de colonies réellement sauvages ou de colonies férales issues d'essaimage de ruches (Requier, Garnery *et al.*, 2019). Les colonies sauvages subiraient en grande partie la compétition exercée par l'apport conséquent de colonies d'élevage et l'introduction de sous-espèces non locales (voir partie 4.3).

Dans ce contexte, le maintien de populations d'abeilles noires (*Apis mellifera mellifera*) représente un réel enjeu de conservation porté par de nombreux acteurs apicoles. Néanmoins, la reproduction s'envisage essentiellement en situation contrôlée (par exemple dans la station de fécondation de l'aquascope de Virelles), avec peu de conséquences directes sur la gestion des espaces naturels bruxellois. Le maintien des habitats naturels, et en particulier des arbres creux sur pied, constitue la principale mesure de gestion à cet égard en permettant le maintien de colonies sauvages (Requier, Paillet *et al.* 2019), fussent-elles férales.

Outre la démarche de protection et promotion de l'abeille noire, une approche de sélection d'abeilles résistantes au *Varroa destructor* est également à l'œuvre en Belgique dans le cadre du projet *Arista bee research* qui vise à sélectionner spécifiquement des lignées présentant un comportement de nettoyage rendant les colonies résistantes (aussi appelé VSH, *Varroa sensitive hygiene*).

Si le but annoncé est de favoriser la résistance naturelle des colonies, et donc la réduction de la mortalité hivernale et de l'usage de produits acaricides dans la pratique apicole, les conséquences d'une sélection – et donc d'une réduction du patrimoine génétique des abeilles – et d'une diffusion dans l'environnement (reproduction libre) de ces abeilles pourraient être dommageables ; la démarche n'est dès lors pas soutenue par l'Institut européen de la santé de l'abeille (communication écrite du Pr Dr Peter Neumann, directeur, 02/06/2021).

4. Pressions sur les abeilles sauvages

Les listes rouges européenne (Nieto *et al.*, 2014) et nationale (Drossart *et al.*, 2019), ainsi que les résultats de l'Atlas bruxellois (voir 2.3), montrent qu'une part importante des espèces d'abeilles sauvages est menacée. Dans l'exercice européen, Nieto et ses collègues ont ainsi estimé le nombre d'espèces pour lesquelles des publications mettent en avant des incidences notables (en y distinguant visuellement les espèces menacées), particulièrement issues de l'intensification agricole (monocultures, élevage intensif, simplification paysagère, usage de pesticides et engrais...), de l'urbanisation, des changements climatiques et autres perturbations des écosystèmes. Ces éléments sont brièvement discutés dans la [Fiche documentée n°9 : Les invertébrés](#).

Les points discutés ci-après font état de pressions particulièrement étudiées par Bruxelles Environnement et ses partenaires pour le cas spécifique des abeilles sauvages ; néanmoins, les pressions environnementales classiques s'exerçant sur l'ensemble de la faune restent évidemment à considérer.

Pour ce faire, il est renvoyé à la lecture de la [Fiche documentée n°24 : La pollution lumineuse en Région de Bruxelles-Capitale](#) et au Focus [Fragmentation des espaces verts](#).



4.1 URBEESTRESS (2018-2021) : étude des « stressseurs » urbains

L'objectif général du projet URBEESTRESS (porté par l'ULB, et soutenu par Bruxelles Environnement) était d'étudier l'interaction entre les stress chimiques (exposition aux pesticides), biologiques (composition de la flore et liens avec celle-ci) et géophysiques (urbanisation mesurée par la couverture végétale autour des sites d'étude) auxquels sont exposées les abeilles sauvages à l'échelle de la Région Bruxelles-Capitale.

Cette étude a déployé une méthodologie multidisciplinaire innovante qui comprend une approche d'écologie du paysage, d'analyses de résidus de pesticides et de séquençage d'ADN pour démêler l'importance relative et hiérarchique des différents stress environnementaux auxquels sont soumises les abeilles sauvages urbaines.

Il a été fait le choix de travailler et d'expérimenter avec des osmies (*Osmia* sp.) pour la facilité de leur manipulation (notamment pour charger les « hôtels à abeilles » avec des cocons à la fin de l'hiver, ceux-ci étant commercialisés pour la pollinisation des cultures notamment), pour leur comportement alimentaire généraliste et pour leur bonne adaptation au milieu urbain en général. Une cinquantaine de sites ont été pourvus de nichoirs, bien que tous n'aient pas fait l'objet de toutes les analyses décrites ci-dessous. Les résultats de l'étude portent sur 4 domaines particuliers (Weekers et al., 2022).

4.1.1 L'étude des réseaux d'interaction plantes-pollinisateurs et l'analyse de la compétition entre espèces pollinisatrices : l'omniprésence et la compétition d'*Apis mellifera*

Pour ce faire, le protocole a impliqué à la fois des inventaires sur 15 sites et une compilation des données existantes (ULB + observations.be). Les résultats indiquent que l'abeille mellifère (*Apis mellifera*) est omniprésente dans les réseaux abeilles-fleurs sur tout le territoire régional (figure 25.12), avec une intensité et une compétition apparente pour les ressources plus forte dans certains sites, notamment dans les zones les plus urbanisées.

Par ailleurs, les données à l'échelle de la région indiquent que les abeilles sociales, *Apis mellifera* en tête, représentent les espèces qui imposent le plus de compétition aux autres pollinisateurs, et qui en subissent en retour relativement peu de la part des espèces solitaires (figure 25.13). Ce phénomène est dû à l'extrême généralisation alimentaire des abeilles sociales, en particulier d'*Apis mellifera*, dont le recouvrement alimentaire avec les autres pollinisateurs régionaux est particulièrement marqué. En ce sens, il est raisonnable d'estimer que la pratique de l'apiculture urbaine induit effectivement une compétition apparente en région bruxelloise et impacte les réseaux de pollinisation sur tout le territoire régional (voir également le point 4.3).

Figure 25.12 : Représentation des réseaux d'interaction plantes-pollinisateurs sur 15 sites de la région bruxelloise

Source : Weekers et al., 2022

Les rectangles supérieurs (rouges) représentent les espèces végétales, tandis que les rectangles inférieurs représentent les espèces d'abeilles, sauvages (rectangles bleus) ou domestique (rectangles jaunes) ; les interactions plantes-abeilles sont indiquées par les traits gris, sauf pour le cas spécifique de l'abeille domestique. La largeur de chaque rectangle est proportionnelle à l'abondance de chaque (groupe d') espèce(s).

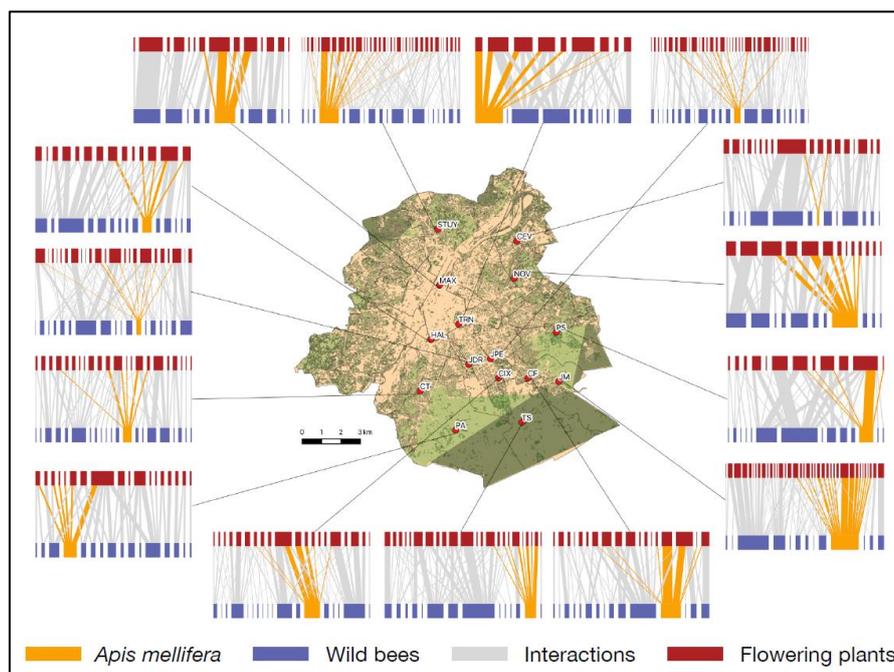
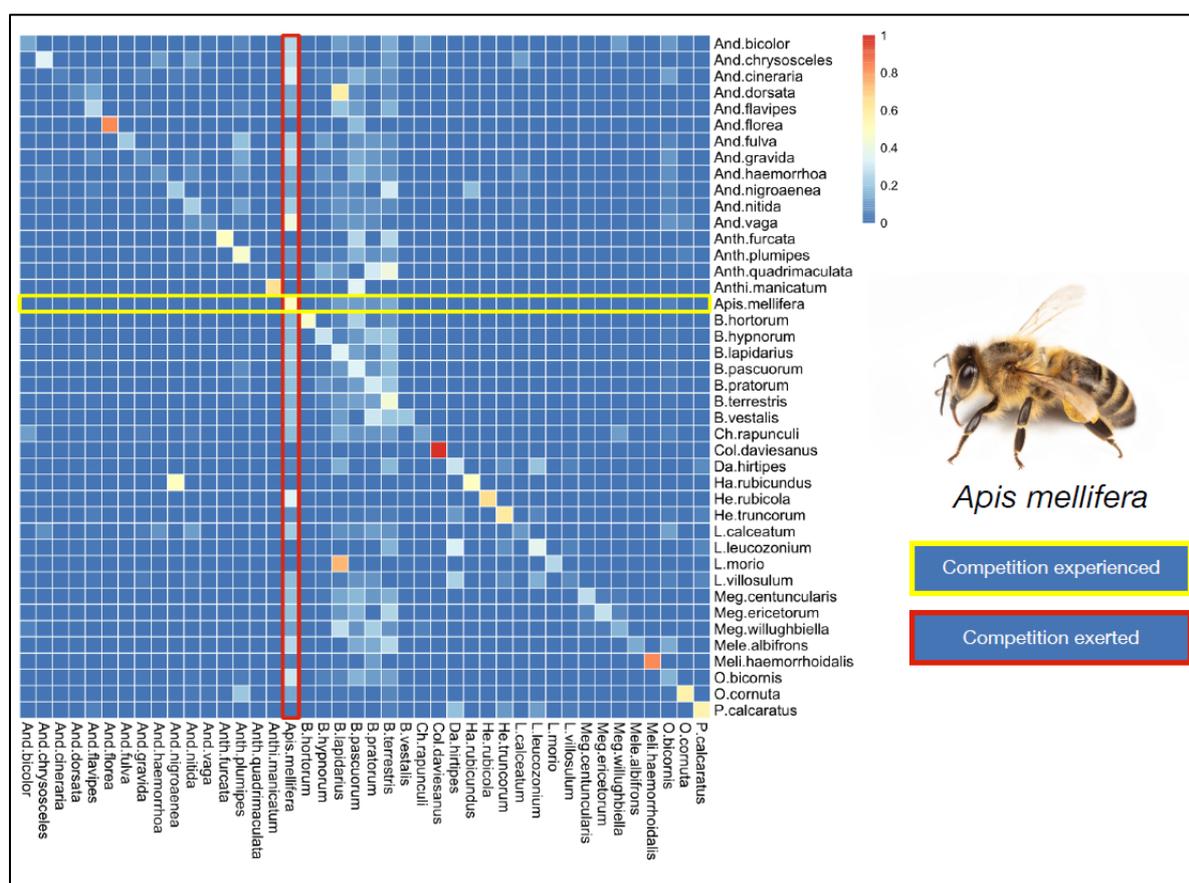




Figure 25.13. Compétition apparente entre les espèces d'abeilles en Région bruxelloise

Source : Dielens (2018), Weekers et al. (2022)

Représentation de la compétition exercée (*exerted*) et de la compétition subie (*experienced*) selon deux méthodes de visualisation du potentiel de compétition apparente (PCA), indicateur qui compare les liens qu'entretiennent des paires d'espèces d'abeilles avec les mêmes ressources alimentaires. Le graphique montre un tableau à double entrée, croisant l'ensemble des espèces rencontrées lors du travail de terrain, et quantifiant le PCA entre 0 (pas de compétition = pas de recouvrement des ressources alimentaires) et 1 (compétition forte = recouvrement total des ressources alimentaires) ; le tableau met en exergue la forte compétition exercée (total par colonne) et la faible compétition subie (total par ligne) spécifiquement par l'abeille mellifère, une tendance qu'on constate également chez d'autres abeilles sociales et généralistes comme les bourdons (*Bombus* spp.) ; on remarque par ailleurs assez logiquement une compétition intraspécifique, entre individus d'une même espèce, sur la diagonale. Pour le détail méthodologique, voir notamment Leclercq (2017) et Dielens (2018).



4.1.2 La composition botanique du pollen récolté

Le projet a permis d'analyser, par la technique du méta-barcoding ADN, la composition botanique des mélanges de pollen rassemblés par les femelles d'osmies (*O. cornuta* et *O. bicornis*) dans les cellules larvaires d'une centaine d'hôtels à abeilles installés pour l'occasion en avril 2018 sur 50 sites de la Région bruxelloise, le long d'un gradient d'urbanisation. Malgré quelques pertes de matériel (vol et dégradations), 47 sites ont pu être analysés.

Les principaux résultats indiquent que :

- les femelles d'osmies récoltent du pollen sur des plantes à fleurs appartenant à un minimum de 6 genres/5 familles et un maximum de 23 genres/16 familles botaniques à l'échelle locale; ces résultats démontrent l'extrême généralisme alimentaire des osmies printanières (c'est-à-dire le très large spectre de plantes sur lesquelles elles récoltent du pollen) ;
- au total, les abeilles sauvages étudiées ont récolté du pollen sur un spectre de 48 genres et 34 familles botaniques en milieu urbain ;
- les familles botaniques préférées par les osmies sont les Brassicacées (7 genres), les Rosacées (5 genres) et les Fabacées (4 genres).

À noter toutefois que la technique employée ne permet pas encore de quantifier l'abondance des espèces végétales identifiées, et donc la répartition quantitative des différents pollens récoltés.



4.1.3 L'exposition aux pesticides

L'objectif était d'analyser, par l'approche des multi-résidus (méthode QuEChERS), les traces de pesticides dans les mélanges de pollen rassemblés par les femelles d'osmies sur les 50 mêmes sites que ceux d'évaluation de la flore (figure 25.14).

Parmi les principaux résultats, il convient de noter plus particulièrement les suivants :

- **9 pesticides différents ont été identifiés dans les cellules larvaires de pollen des osmies** sur les 49 échantillons exploitables, parmi lesquels deux insecticides sont interdits à la commercialisation et à l'utilisation en Europe (**Methiocarb** et **Chlorpyrifos**, tous deux depuis 2019) ; le troisième est l'insecticide néonicotinoïde **Imidacloprid**, également interdit en Europe et interdit d'usage en Région bruxelloise, qui présente un niveau de toxicité élevé vis-à-vis des abeilles ;
- 42 des 49 échantillons (soit 86 % des cas) analysés présentent au moins un pesticide, et certains sites étudiés présentent jusqu'à 4 substances actives ; les pesticides dominants sont le fongicide **Boscalid** et l'insecticide/acaricide **Chlorpyrifos** qui, à eux seuls, représentent près de 75 % des pesticides retrouvés dans nos échantillons.

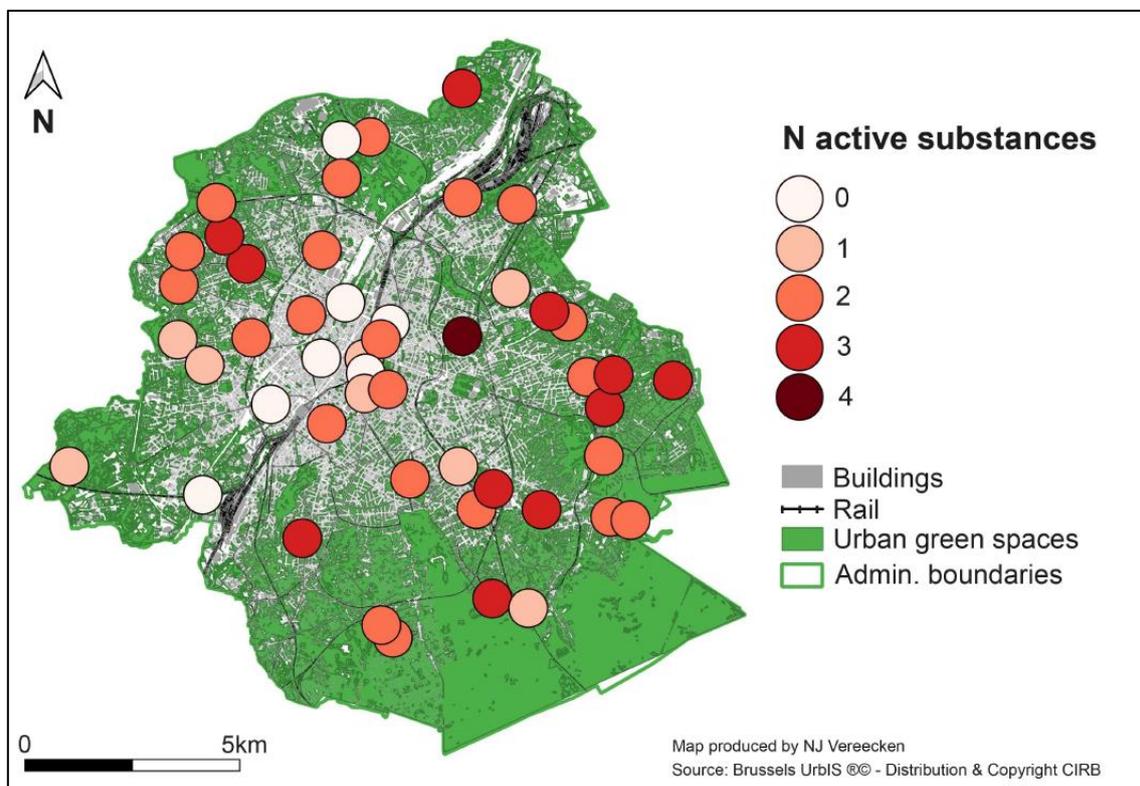
Le **Boscalid** est largement utilisé en contrôle des maladies cryptogamiques (fongicide) et il présente une rémanence très élevée dans les sols notamment ; le **Chlorpyrifos** est un insecticide très toxique pour les oiseaux, pour les poissons, pour les invertébrés aquatiques et pour les abeilles (domestiques), tout en étant toxique pour les plantes aquatiques, les algues et les vers de terre, et la santé humaine.

Il n'a pas été mis en évidence d'influence du degré d'urbanisation autour des sites (% de surface végétalisée dans un rayon de 250 m) ni de la diversité des genres et familles botaniques retrouvées dans le pollen, bien qu'une légère tendance négative ait pu être identifiée (i.e. au plus la diversité botanique est élevée, au moins le nombre de substances retrouvées était élevé).

Figure 25.14. Distribution spatiale des échantillonnages et nombre de substances actives phytopharmaceutiques retrouvées par site d'étude

Source : Weekers et al., 2022.

Les substances actives sont les principes actifs principaux des pesticides commercialisés (produits phytopharmaceutiques ou produits biocides), lesquels contiennent d'autres composés qui n'ont prétendument pas d'effet (synergistes, phytoprotecteurs, surfactants, colorants, vomitifs, etc.). Plusieurs produits commerciaux peuvent avoir la même substance active.





4.1.4 Conclusions de l'étude URBEESTRESS

Les analyses réalisées dans le cadre d'URBEESTRESS ont permis de mettre en évidence que l'abeille mellifère, *Apis mellifera*, est une espèce particulièrement compétitive au niveau des ressources alimentaires, y compris en Région de Bruxelles-Capitale. Ces résultats sont cohérents avec les craintes exprimées par les naturalistes depuis quelques années, et qui sont discutés au point 4.3.

Les résultats sur les résidus de pesticides indiquent la présence de plusieurs substances inquiétantes, le plus souvent en cocktail, ce qui pose question par rapport à leur toxicité (individuelle et cumulée) sur les organismes non-cibles dans les espaces verts bruxellois, qu'ils soient en périphérie ou dans le centre du territoire régional.

Enfin, l'absence de corrélation entre facteurs paysagers, ressources alimentaires exploitées et résidus de pesticides retrouvés dans les cellules larvaires de pollen signifie qu'aucune variable paysagère (par exemple le degré de végétalisation) ne peut permettre de prédire ce qui se passe à l'échelle locale ; ce sont donc les pratiques de gestion et la flore locales qui, à petite échelle et au cas par cas, influencent les conditions de vies des abeilles sauvages.

4.2 Toxiflore (2019-2022) : contamination de la flore horticole par les pesticides

Depuis plusieurs années, les milieux associatif (Reuter, 2014) et académique (Lentola *et al.*, 2017) tirent la sonnette d'alarme sur la présence de résidus de pesticides dans les plantes ornementales vendues en jardinerie, dont beaucoup sont d'ailleurs plantées dans les jardins spécifiquement pour « aider les abeilles ».

Bruxelles Environnement a souhaité étudier la question sur le territoire bruxellois, via l'étude Toxiflore (Esposito *et al.*, 2022) commandée en 2019 auprès de l'ULB, et complémentaire à l'étude URBEESTRESS développée ci-avant.

Plus spécifiquement, le projet cherchait à caractériser et à quantifier, à l'aide d'un dispositif innovant, les résidus de produits phytopharmaceutiques (fongicides, herbicides, insecticides) que l'on retrouve dans les feuilles, les fleurs et le pollen de deux espèces de plantes très populaires en jardinerie. Des ruchettes à osmies (*Osmia* sp.) ont été installées dans 4 serres fermées où étaient plantées des rangées de muscaris (*Muscari* sp.) et bruyères (*Erica* sp.) issues de 4 fournisseurs distincts (figure 25.15).

Le choix de ces plantes était motivé par leur popularité tant pour le grand public que pour les aménagements visant le fleurissement des espaces privés et publics, en ville comme à la campagne. Le réseau d'acteurs concernés est donc extrêmement large, tout comme la portée des résultats au vu de la fréquence et de l'abondance locale de ces plantes dans nos espaces verts.

L'étude s'est portée sur l'analyse multi résidus de pesticides présents dans les plantes cultivées (feuilles, fleurs) et dans le pollen récolté par les abeilles (phase 1). Elle a été complétée (phase 2) par des échantillons de plantes prélevés directement dans des espaces verts bruxellois (sans prélèvement de pollen par les abeilles), y compris d'autres espèces fréquemment employées, comme les lavandes (*Lavandula* sp.), les campanules (*Campanula* sp.) ou les cosmos (*Cosmos bipinnatus*).

Les résultats de la phase 1 indiquent que **100 % des 97 échantillons prélevés en phase 1 étaient contaminés par au moins un résidu de pesticide**, avec en moyenne 3 à 4 substances différentes par échantillon pour un total de 28 substances actives différentes (dont 7 interdites pendant la phase d'étude et 4 autres interdites depuis). Bien que moins contaminées, les plantes issues de pépinières écologiques n'étaient pas exemptes de substances, probablement liées à l'origine des bulbes mis en culture.

La phase 2 a identifié quant à elle jusqu'à 36 substances actives présentes en situation réelle (170 échantillons), soit 8 substances de plus qu'en phase 1, parmi lesquelles 2 substances étaient également interdites.

Ces analyses ont donc permis de mettre en évidence un très large spectre de pesticides associés aux feuilles, aux fleurs et au pollen de plusieurs espèces de plantes ornementales populaires dans nos régions, largement commercialisées – y compris dans la grande distribution – et réputées attractives pour les abeilles, donc potentiellement achetées et plantées dans le but de les "aider".



Ces résultats sont inquiétants à plus d'un titre :

- ils confirment d'autres études internationales sur l'association étroite entre les plantes horticoles et une diversité de pesticides, y compris de grandes quantités de fongicides qui peuvent aussi affecter le microbiome des abeilles et autres pollinisateurs ;
- ils suggèrent que les plantes horticoles installées dans nos espaces verts constituent potentiellement une source importante d'exposition des insectes pollinisateurs, en particulier des abeilles, à des cocktails de pesticides dont la toxicité est déjà démontrée par ailleurs ;
- ils démontrent que les plantes achetées dans des jardineries "écologiques" sont moins chargées en pesticides, même si elles n'en sont pas totalement dépourvues ;
- ils appellent à l'étude de la structure des réseaux de fournisseurs de plantes horticoles en Belgique et au-delà de nos frontières, pour identifier les fournisseurs qui pratiquent les modes de production plus respectueux de l'environnement ;
- ils renforcent l'idée du redéploiement de filières et pépinières de plantes horticoles biologiques qui relocaliseraient la production tout en la débarrassant de l'usage de produits phytopharmaceutiques ;
- ils invitent à mettre en place des limites maximales de résidus (LMR) de pesticides sur les cultures ornementales, à l'instar de ce qui existe en cultures destinées à la consommation humaine.

Figure 25.15. Le dispositif expérimental « Toxiflore » (phase 1) installé au Jardin botanique Jean Massart

Source : Esposito et al., 2022.

Il s'agissait de serres de 6x2 m composées d'une structure en aluminium et d'un textile à maille très fine hermétique aux insectes de la taille d'une abeille. À l'intérieur étaient installés des hôtels à abeilles contenant des cocons d'osmies (*Osmia* spp.), et des rangées de plantes issues des mêmes jardineries.





4.3 Apport massif de pollinisateurs gérés : les incidences possibles de l'apiculture

Comme l'évoquent les résultats de l'étude URBEESTRESS, l'abeille mellifère (*Apis mellifera*) est une espèce compétitive pour les ressources alimentaires ; ces ressources florales sont constituées de pollen (essentiellement source de protéines nécessaire au développement larvaire) et de nectar (source de glucides nécessaire au métabolisme énergétique des insectes, transformé en miel par l'abeille domestique pour assurer un apport énergétique en hiver).

Les caractéristiques biologiques et comportementales de l'abeille mellifère (essentiellement sa vie en colonies pluriannuelles) en font un pollinisateur particulièrement « gourmand » en ressources alimentaires nécessaires à assurer la survie de la colonie. Les besoins d'une seule colonie sont de l'ordre de 40 kilos de pollen (~ 42 millions de fleurs) et 240 kilos de nectar (~720 millions de fleurs). En comparaison, les besoins en pollen des abeilles sauvages solitaires sont très variables (et généralement liés à la taille de l'espèce), de 7 à 1.100 fleurs pour une seule larve, selon les espèces (Müller *et al.*, 2006). On peut ainsi estimer que 40 ruches représentent, sur 3 mois, l'équivalent de 4 millions d'abeilles sauvages, une seule ruche pouvant prélever le pollen nécessaire à 100.000 larves d'abeilles sauvages (Cane & Tepedino, 2016).

Avec son organisation en colonies hiérarchisées, l'abeille mellifère est largement avantagée par le nombre conséquent de butineuses dispensables (elles peuvent défendre et explorer, se faire écraser ou manger par des oiseaux, sans nuire à la pérennité de leur colonie) et par une autonomie de vol inégalée chez la plupart des autres espèces, jusqu'à plusieurs kilomètres de leur ruche, ce qui les affranchit partiellement de la disponibilité de ressources à petite échelle (Steffan-Dewenter & Kuhn, 2003).

La taille de chaque espèce influence en effet la distance qui peut être parcourue : plus une espèce est petite, plus elle sera limitée en termes de déplacements, et plus les contraintes environnementales (disponibilité d'habitat et de ressources alimentaires dans un court rayon) seront prégnantes. Les abeilles solitaires volent ainsi dans un rayon de 100 à 300 m en moyenne autour de leur nid (Zurbuchen, Landert *et al.*, 2010), une augmentation des distances entre ressources et habitat réduisant le succès reproducteur (Zurbuchen, Cheesman *et al.*, 2010).

Avec des habitats artificiels, de la sélection, de l'apport d'eau estival, du nourrissage éventuel (miel, sirop de betteraves, de glucose-fructose, etc.) et des soins apicoles et vétérinaires (acaricides notamment), l'abeille domestique est d'autant plus avantagée face aux aléas environnementaux et événements extrêmes (disettes, sécheresses, étés pluvieux, gelées tardives...).

Les abeilles sauvages, quant à elles, sont très diverses et, bien que certaines espèces soient résilientes et s'adaptent relativement bien aux changements du paysage (conversion de zones naturelles en zones agricoles ou urbaines), de nombreuses autres espèces sont en déclin (voir 2.3).

En comparaison avec l'abeille mellifère, ces espèces sont pour la plupart solitaires, la même femelle s'occupant de la construction du nid, de la recherche de nourriture et de la ponte, au risque de se faire tuer en chemin et de gravement compromettre sa lignée.

La plupart des espèces sont par ailleurs actives à certaines périodes de l'année, leur période de vol devant être synchronisée avec la disponibilité de leurs ressources alimentaires de prédilection (*a fortiori* pour les espèces spécialisées au niveau alimentaire) ; une synchronisation qui peut être compliquée suite aux effets des changements climatiques (Forrest, 2016).

La ville cristallise ces problèmes : les ressources alimentaires, en plus d'être limitées en quantité, sont spatialement fragmentées et peuvent nécessiter une plus grande dépense énergétique pour leur collecte (fragmentation paysagère², nombreux obstacles à contourner, etc.), tandis que les habitats se font plus rares et que les distances habitats-ressources peuvent être relativement importantes.

Outre la disponibilité en ressources alimentaires, la disponibilité en habitats (terre/sable pour l'essentiel des espèces solitaires, mais également tiges creuses, tiges à moelle, bois mort, anciens terriers de rongeurs, etc.) représente un facteur limitant additionnel ; la plupart des espèces souffrant donc de l'urbanisation, l'artificialisation des milieux constituant un facteur de déclin non négligeable. Ici aussi, l'abeille mellifère jouit d'un avantage considérable avec des habitats artificiels souvent installés « hors sol » (toitures).

² Cette fragmentation et, partant, diversité d'habitats de taille réduite pourrait toutefois expliquer la diversité des espèces rencontrées en ville, avec une diversité élevée mais une abondance faible (Fortel *et al.*, 2014). Cela semble cohérent avec les observations bruxelloises.



L'apiculture, en tant qu'activité humaine qui maintient artificiellement une abondance élevée d'abeilles mellifères très compétitives et très demandeuses en ressources, peut ainsi représenter une pression environnementale supplémentaire sur les populations sauvages fragilisées.

En Région bruxelloise, après une période d'augmentation supposée des ruchers « parrainés » dans les années 2000, les milieux associatif, naturaliste et académique ont attiré l'attention des médias³ et des élus dès 2012, à la suite d'inquiétudes similaires à Londres⁴ et d'articles de vulgarisation posant clairement la question de la cohabitation en milieux naturels et urbains (notamment Lemoine, 2010).

Au travers d'une revue de 170 études, Vereecken, Dufrêne et Aubert (2015) ont ainsi mis en avant trois principales incidences de l'introduction de ruches d'abeilles mellifères dans le milieu, qui structurent également les revues de littérature récentes (Mallinger, Gaines-Day & Gratton, 2017). Iwasaki & Hogendoorn (2022) établissent ainsi que, sur les 3 catégories d'impacts, les publications scientifiques ont augmenté depuis 2017, passant de 53 à 66 % de publications mettant en évidence des effets négatifs (dont 78% des études en conditions contrôlées, moins nombreuses toutefois).

4.3.1 La compétition alimentaire

La littérature met surtout évidence une possible compétition alimentaire, y compris dans les zones où *Apis mellifera* est indigène, découlant directement de l'écologie des espèces et des caractéristiques du milieu, comme exposé *supra*.

La compétition alimentaire est un phénomène tout à fait naturel, structurant les communautés animales. Néanmoins, introduire des abeilles mellifères dans l'environnement augmenterait localement la pression sur les abeilles sauvages ; si les espèces généralistes peuvent se rabattre sur d'autres ressources alimentaires de leur environnement proche, elles semblent néanmoins en souffrir. Vereecken, Dufrêne et Aubert (2015) rapportent que les bourdons⁵ observés au Royaume-Uni montrent des signes comportementaux propres aux périodes de disette, avec des colonies moins peuplées et des individus de poids plus faible). Les espèces spécialistes, moins étudiées, y seraient davantage sensibles.

Plusieurs études plus récentes vont également dans ce sens. Dans une revue de littérature, Wojcik *et al.* (2019) ont analysé les résultats de 19 études portant exclusivement sur la compétition alimentaire entre espèces domestique et sauvages ; toutes ces études n'ont toutefois pas été réalisées dans l'aire de répartition naturelle d'*Apis mellifera*. La revue tirait le bilan suivant : 2 études ne parvenaient pas à conclure, 7 études concluaient à l'absence de compétition et 10 à la présence d'une compétition alimentaire favorable à l'abeille mellifère. Les auteurs postulent qu'une attention particulière doit être portée à l'installation de ruches dans des zones où sont présentes des populations de bourdons, considérant le nombre d'études rapportant une compétition dommageable à ces derniers ; pour les autres espèces, au regard de leurs écologies particulières, ils estiment nécessaire de produire des études complémentaires pour clarifier la situation, portant sur plusieurs espèces moins connues, sur des temporalités plus grandes, et envisageant le succès reproducteur de ces espèces.

Plusieurs études soulignent l'incidence claire sur les populations de bourdons, mais également sur les autres espèces d'abeilles sauvages, tant en contexte semi-naturel qu'urbain, et parfois même en conditions contrôlées.

Dans des conditions contrôlées (cages fermées), la compétition alimentaire entre l'abeille domestique et l'osmie cornue (*Osmia bicornis*), espèce pourtant généraliste et avec un bon rayon de vol, impacte très significativement cette dernière : moins de visites florales et réduction du succès reproducteur estimé par le nombre de cellules larvaires construites (Maneke & Klein, 2015).

Dans les milieux naturels espagnols, Torné-Noguera *et al.* (2016) ont mis en évidence que la présence de ruchers est négativement corrélée à la présence d'abeilles sauvages de grande taille (p.ex. bourdons, anthidies...) aux densités de ruches observées (3,5 ruches/km²).

En Suède, les communautés de bourdons – en particulier les espèces à court rayon de butinage – sont impactées par la présence d'abeilles domestiques dans les habitats fragmentés présentant une flore appauvrie (Herbertsson *et al.*, 2016). Dans les champs de colza où sont installées des ruches, Lindström *et al.* (2016) y montrent également une réduction significative de la densité des insectes floricoles (hyménoptères et diptères, tels que syrphes et

³ Apis Bruoc Sella (2012-2014). *Trop d'abeilles à Bruxelles ? Apis Bruoc Sella interpelle les médias*. Online : <http://www.apisbruocsella.be/fr/trop-d-abeilles>

⁴ BBC, (12/10/2012). *London bee numbers 'could be too high'*. Online : <https://www.bbc.com/news/uk-england-london-19913180>

⁵ Kosior *et al.* (2007) intègrent d'ailleurs l'apiculture comme une des causes possibles du déclin des espèces de bourdons dans 11 pays européens, dont la Belgique.



mouches floricoles). Toujours en Suède, Bommarco *et al.* (2021) ont mis en évidence l'interaction négative des ruches sur les bourdons sur 16 sites agricoles. Les bandes fleuries favorables aux pollinisateurs ont effectivement un effet positif sur les populations de bourdons (abondance de reines), mais cet effet est amoindri là où des ruches sont présentes ; et les auteurs de déconseiller l'installation de ruches dans des paysages faibles en ressources florales. Hansson (2020) établit par ailleurs que les préférences alimentaires d'*Apis mellifera* se recoupent très fortement avec celles des espèces presque menacées (NT, *near threatened*) et vulnérables (VU) de la liste rouge de l'UICN pour la Suède.

Au Royaume-Uni, en conditions contrôlées (Wignall *et al.*, 2020), une compétition est observée entre l'abeille mellifère et les bourdons pour l'exploitation de lavande (*Lavandula* sp.), avec toutefois des variations saisonnières et un impact accru en été. *A contrario*, dans les landes à bruyères, Franklin *et al.* (2018) n'identifiaient pas de compétition directe entre abeille mellifère et bourdons, mais une répartition spatiale des ressources entre landes sèches et humides, plaidant en faveur de mosaïques d'habitats.

Aux États-Unis (où *Apis mellifera* n'est pas indigène), le suivi des populations respectives d'abeilles et de bourdons en Californie depuis 1999 a montré une corrélation négative entre abeilles mellifères introduites et bourdons, cohérente avec une compétition alimentaire pour les mêmes ressources, avec l'action complémentaire de facteurs environnementaux (sécheresse) impactant davantage les espèces sauvages (Thomson, 2016). Sur la façade Atlantique, le suivi de 21 fermes a montré que l'introduction de ruches diminuait la diversité (- 22 %) et l'abondance (- 49 %) des abeilles sauvages, mais également la production de fruits (- 18 %), ce indépendamment de la présence de bandes fleuries (Angelella, McCullough & O'Rourke, 2021a, chiffres corrigés par 2021b).

En France, les études de l'INRAE (Henry & Rodet, 2018a, 2018b) ont également montré une réduction d'abondance des abeilles sauvages atteignant 50 % dans un rayon de 900 m des ruchers (10 à 150 colonies⁶) installés dans des aires protégées méditerranéennes dont une partie en sites Natura 2000 (avec ressources homogènes, mais en période de disette), ainsi qu'une réduction significative des récoltes de pollen des abeilles sauvages subsistant dans ces rayons ; la zone d'influence d'un rucher varierait de 600 m à 1200 m, impactant également les autres ruchers présents, puisque la compétition intraspécifique, entre ruches, ferait réduire leurs rendements (jusqu'à - 44 %) et leur succès reproducteur (- 33 % de pollen). Au vu des particularités de l'étude, ces distances-seuils sont difficiles à transposer dans un environnement fragmenté et hétérogène, et les effets de densité sont peu investigués. Les auteurs formulent toutefois une série de principes destinés à guider les pouvoirs publics (voir 4.3.4).

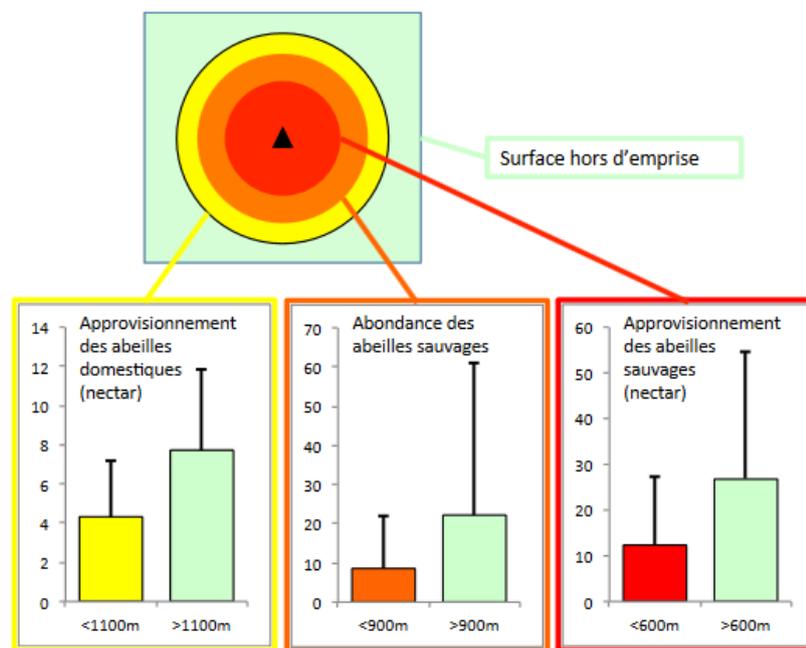
⁶ On trouverait quelques gros ruchers de plus de 10 colonies en Région de Bruxelles-Capitale, essentiellement en zones Natura 2000.



Figure 25.16 : Illustration du principe d'emprise apicole et principaux paramètres écologiques témoignant de variations significatives à proximité des ruchers

Source : Henry & Rodet, 2018.

Le graphique représente les trois principales distances seuils observées par Henry et Rodet autour des ruchers. A l'intérieur de chaque emprise identifiée, les paramètres sont significativement affectés en comparaison aux zones hors d'emprise. La portée de la zone d'influence, c'est-à-dire la distance d'emprise des ruchers, est indiquée avec l'intensité des variations constatées dans le tableau



Paramètre écologique	Rayon de l'emprise	Intensité de l'effet	Apparition de l'effet
Abondance des abeilles domestiques	800m	+58%	Saison en cours
Abondance des abeilles sauvages	900m	-55%	Saison suivante
Taille individuelle moyenne des abeilles sauvages	650m	-11%	Saison en cours et saison suivante
Succès d'approvisionnement en nectar des abeilles sauvages	600m	-50%	Saison en cours
Taux d'approvisionnement en nectar des abeilles domestiques	1 100m	-44%	Saison en cours
Taux d'approvisionnement en pollen des abeilles domestiques	>1 200m*	-36%	Saison en cours

*L'effet maximum s'étend potentiellement au-delà de 1200m

Dans le Sud de la France, des corrélations négatives ont également été observées par Ropars *et al.* (2020) entre *Apis* et d'autres espèces de grande taille, conduisant les auteurs à recommander l'application du principe de précaution ; Ropars *et al.* (2022) ont plus tard montré que l'effet se traduit sur l'ensemble des espèces, grandes et petites.

Dans les milieux agricoles monocultureux de Bretagne, Javons, van Baaren & Le Lann (2020) mettent en évidence que la présence d'*Apis mellifera* est susceptible de porter atteinte aux pollinisateurs plus spécialisés et de favoriser les espèces généralistes ; un partitionnement spatial et/ou temporel est observé dans l'exploitation des ressources (les espèces sauvages sont repoussées ou butinent à d'autres moments).

Toujours en France, dans le contexte urbain parisien, Ropars *et al.* (2019) ont mis en évidence un effet négatif des ruches installées sur les populations de bourdons et de coléoptères floricoles, ce jusqu'à 1 km autour des ruchers.

À Munich, également en contexte urbain, le suivi de 29 plantes dans un jardin sur 2 ans, avec augmentation des ruches adjacentes la seconde année, a montré une réduction du nombre d'abeilles sauvages sur les fleurs lorsque les densités d'abeilles mellifères ont augmenté (Renner *et al.*, 2021 ; Renner et Fleischmann, 2022).



À Zurich, en Suisse, Casanelles-Abella et al. (2022) ont étudié les interactions entre espèces domestique et sauvages dans 23 jardins répartis selon un gradient d'urbanisation. Les auteurs concluent que l'intensité de la pratique apicole n'influence pas la répartition des ressources alimentaires entre espèces, ni la richesse spécifique des abeilles sauvages, bien que certaines espèces n'apparaissent plus au-delà de certaines densités d'abeilles domestiques et de ruchers à moins de 500m. Les auteurs posent par ailleurs une série de limites à cette interprétation, notamment par l'analyse limitée à une seule année (2016) et uniquement sur des jardins, abritant potentiellement une flore plus abondante et diversifiée que les autres types d'espaces verts et naturels.

Dans les Alpes italiennes, Cappelari et al. (2022) ont observé les réseaux d'interaction sur 51 prairies, et concluent que la compétition entre abeille mellifère et abeilles sauvages dépend de la proximité de leurs traits fonctionnels et de la diversité (d'espèces et de morphologie) des plantes présentes dans l'environnement : la compétition décroît dans les environnement aux plantes très diversifiées (qui permettent un report des pollinisateurs sauvages), et s'accroît au contraire dans les zones pauvres et a fortiori entre espèces d'abeilles dont la taille de la langue (proboscis) est similaire.

4.3.2 La transmission de maladies et parasites

Animal d'élevage, l'abeille mellifère souffre d'une série de pathogènes hélas favorisés par les pratiques commerciales. La transmission de ces maladies et parasites de l'espèce domestique vers les espèces sauvages est un second sujet de préoccupation, en particulier pour les autres espèces sociales comme les bourdons.

Tehel, Brown et Paxton (2016) formulent une présomption forte de transfert du virus des ailes déformées d'*A. mellifera* vers les espèces sauvages, et de risques probables pour 10 autres virus.

Greystock et al. (2016) ont obtenu des résultats confortant les observations antérieures, mettant en évidence une relation forte entre introduction d'espèces gérées (abeilles domestiques et bourdons d'élevage commercialisé pour la pollinisation des cultures sous serres) et déclin des espèces sauvages. Bien qu'ils ne mettent pas de déclin en évidence qui serait associé à des ruchers de plus de 2 ans, Pritchard et al. (2021) mettent toutefois également en évidence la transmission de virus (virus des ailes déformées et virus israélien de la paralysie aiguë) vers les colonies de bourdons sauvages qui vivent à proximité des ruchers.

La transmission virale pourrait s'effectuer, notamment, directement sur les fleurs, servant de plaques tournantes pour la dispersion des virus issus de l'abeille domestique, comme l'ont mis en évidence Alger, Burnham et Brody (2019).

En 2019, Müller, McMahon et Rolf mettaient également en évidence la contamination des osmies par *Nosema ceranae*, un parasite fongique de l'abeille domestique, lorsque celles-ci étaient installées à proximité de ruches contaminées ; les osmies pouvant ainsi jouer le rôle de réservoir de pathogène au sein du réseau de pollinisation, sans toutefois sembler significativement affectées elles-mêmes (bien que des études sur les effets sublétaux et les interactions de stressors soient requis). Des données similaires ont été obtenues pour les infections par *Crithidia mellificae*, autre pathogène de l'abeille domestique susceptible de contaminer les osmies (Strobl et al., 2019).

Ces effets ne se limitent pas à la contamination des abeilles sauvages : des contaminations de syrphes (mouches) par des virus issus d'abeilles domestiques avaient également été mises en évidence pour la première fois par Bailes et al. (2018), signe que la problématique sanitaire peut impacter une large gamme d'espèces de pollinisateurs d'ordres différents, voire même d'autres arthropodes au sens large, dont des araignées et des blattes (Nanetti, Bortolotti & Cilia, 2021).

4.3.3 La modification des communautés végétales

L'interaction entre les plantes à fleurs et les pollinisateurs est très forte, si bien que des modifications des populations d'abeilles – par exemple suite à l'introduction de ruches – peuvent engendrer des perturbations des communautés végétales environnantes au travers des effets sur le réseau de pollinisation.

En 2017, Geslin et al. montraient l'importance de l'abeille mellifère dans les réseaux de pollinisation parisiens, indiquant un effet notable sur le fonctionnement des écosystèmes et les communautés plantes-pollinisateurs, non sans ressemblance avec les dynamiques résultant de l'arrivée d'espèces exotiques envahissantes.

Les abeilles domestiques tendraient d'ailleurs également à polliniser davantage les plantes exotiques envahissantes (robinier, ailante...) ce qui pourrait donner un avantage compétitif à ces dernières, aux dépens des espèces de plantes sauvages ; ces données rejoignent celles déjà présentées par Lemoine (2010) quant à l'incidence sur la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*) ou la rudbéckie (*Rudbeckia laciniata*). De manière similaire, toujours à Paris, Ropars et al. (2019) ont montré la prédilection d'*Apis mellifera* pour les plantes horticoles, pouvant leur conférer un avantage compétitif.



Des incidences sur les communautés végétales en bordures de zones agricoles espagnoles intégrant des ruchers ont également été démontrées par Magrach *et al.* (2017) : la pression induite par les abeilles domestiques modifierait sensiblement les réseaux de pollinisation locaux, avec des conséquences négatives tant sur les plantes sauvages que sur les pollinisateurs sauvages associés. L'étude interventionnelle de 3 ans de Valido, Rodriguez-Rodriguez & Jordano (2019) confirme ces effets.

Par modélisation, Milner *et al.* (2020) se sont penchés sur l'impact de l'apiculture sur l'évolution des plantes. Ils estiment que l'introduction d'abeilles mellifères provoquerait le déplacement des populations d'insectes sauvages, réduisant localement la densité en plantes (la productivité étant moins forte en cas de visite par *Apis mellifera* et sans visite de pollinisateurs sauvages) et favorisant plutôt les traits écologiques des fleurs associés à *Apis mellifera* aux dépens des insectes sauvages à long terme. En revanche, cet effet pourrait être amoindri dans les cas où le coût évolutif de l'adaptation à la localisation des plantes (pour les abeilles mellifères) ou à l'attraction des abeilles mellifères (pour les plantes) reste élevé.

4.3.4 La recherche d'un équilibre : comment concilier apiculture et nature ?

Si la littérature scientifique évoque le plus souvent des effets négatifs liés à l'introduction de ruches d'abeilles mellifères, en particulier pour la conservation des abeilles sauvages sociales, les conclusions des études restent généralement très difficiles à intégrer dans des recommandations politiques ou à caractère opérationnel.

En effet, les résultats sont toujours dépendants des communautés d'insectes et de plantes locales (diversité fonctionnelle, richesse, abondance, interactions...), des variables paysagères à plus large échelle, voire des variations saisonnières et annuelles (Prendergast, Dixon & Bateman, 2021).

Plusieurs acteurs se sont toutefois positionnés pour un retrait des ruches des réserves naturelles. C'est le cas des Conseils supérieurs de la conservation de la nature en Wallonie (CSWCN, 2016) et à Bruxelles (CSBCN, 2017).

En Flandre, *Natuurpunt Studie* (Vanormelingen *et al.*, 2020) a également recommandé le retrait et l'éloignement des ruches des réserves naturelles. Sur base de la littérature et des observations de terrain, ils postulent que l'apiculture est une activité agricole peu compatible avec le statut de réserve naturelle, *a fortiori* lorsqu'il s'agit de petites réserves comme en Flandre. Un déplacement, même en intégrant une zone tampon, n'empêcherait pas les visites par l'abeille domestique mais réduirait la pression directe exercée en bordure des ruches.

Cette démarche, si elle s'entend dans des pays où *Apis mellifera* n'est pas indigène, pose question dans l'aire de répartition naturelle de l'espèce, où certains chercheurs plaident pour le maintien de faibles densités de colonies indigènes dans un but de préservation des sous-espèces locales (Alaux, Le Conte & Decourtye, 2019).

Aux Pays-Bas, Van der Spek (2012) recommandait déjà les lignes de conduite suivantes : (i) n'autoriser l'apiculture que lorsqu'elle constitue un héritage historique manifeste du site protégé, (ii) uniquement pendant les périodes de floraisons importantes et lorsque le site présente une surface supérieure à 50 ha, (iii) ne pas autoriser l'installation de ruches lors des années de faible miellée (années de disette), (iv) limiter le nombre de ruches à 25 % du nombre à partir duquel une compétition est avérée par la littérature, pour tenir compte des variations paysagères et écologiques locales (soit, pour les floraisons massives : 0,75 ruche/ha de saule, 0,5 ruche/ha de bruyère, 0,25 ruche/ha de cornouiller ou airelle, et 0,025 ruche pour l'épilobe ; en dehors des zones de floraison massive, soit pour une végétation variée, max. 0,003 ruche/ha), (v) autour des sites abritant des espèces d'abeilles rares ou en danger, instaurer une zone d'exclusion de 1,5 km.

Cette zone d'exclusion et les recommandations générales sont, dans l'ensemble, cohérentes avec les celles de Henry et Rodet établies sur base de l'observation de sites naturels (2018b, 2020) :

- 1) Les niveaux d'emprise (600-1100 m, voir 4.3.1) pourraient intervenir dans la prise de décision.
- 2) Il faut moduler les surfaces sous emprise de ruches par des surfaces libres d'emprise, ceci impliquant des distances minimales entre ruchers de 2,5 km, permettant de conserver des surfaces suffisantes pour les abeilles sauvages.
- 3) Les espaces à faune et flore remarquables devraient pouvoir être « micro-sanctuarisés » pour y préserver les réseaux plantes-pollinisateurs (dans l'absolu, les zones étant déjà chargées en ruches, ne pas augmenter le cheptel et voir à le diminuer, Cf. recommandation 5).
- 4) Introduire une rupture temporelle dans la compétition par une forme de jachère apicole : les effets de la compétition se traduisant sur les populations sauvages l'année suivante, un déplacement régulier des ruchers autorisés permettrait aux populations de se rétablir.
- 5) Éviter le développement apicole dans les espaces naturels non exploités (ce qui semble peu pertinent pour la Région bruxelloise toutefois).



En Amérique du Nord, où l'abeille domestique n'est toutefois pas indigène⁷, la société entomologique Xercès Society (Hatfield *et al.*, 2018) émet, à destination des gestionnaires de sites (réserves), une série de recommandations basées sur la littérature et rejoignant les précédentes :

- Si des populations d'espèces d'abeilles rares ou menacées, ainsi que de papillons, sont présentes dans la zone de butinage d'une ruche, une évaluation du risque devrait être réalisée.
- Si des populations de plantes exotiques envahissantes sont présentes dans la zone naturelle, les gestionnaires devraient pouvoir exclure les ruches du site.
- Dans l'hypothèse où des ruches doivent être déplacées (indépendamment du nombre de colonies), elles doivent être installées à plus de 6,4 km (i) de toute localisation de toute espèce protégée, rare et/ou en danger, qu'il s'agisse d'une espèce d'abeille, de papillon ou de toute plante entretenant un lien étroit avec un pollinisateur sauvage, (ii) de tout habitat de haute valeur pour les pollinisateurs (p.ex. prairies humides). Les ruchers ne devraient en aucun cas dépasser 20 colonies, et être installés à 6,4 km de distance l'un de l'autre.

Dans leurs précédentes recommandations spécifiques à la conservation des bourdons, ils invitaient déjà à décourager l'installation de ruches dans les zones naturelles à habitats rares ou, à défaut, de placer les ruches à plus d'1 km des potentiels nids de bourdons (Hatfield *et al.*, 2012). Les recommandations sont similaires en Nouvelle-Zélande, où *Apis mellifera* est également une espèce introduite (Beard, 2015).

Au-delà des espaces à caractère naturel, on trouve peu, voire pas, de recommandations spécifiques pour la cohabitation en milieu urbain, malgré un nombre croissant d'études signalant les problèmes possibles de compétition entre espèces en ville.

⁷ Mais les populations introduites et maintenues artificiellement semblent se comporter écologiquement comme des espèces exotiques envahissantes (voir Geslin *et al.* 2019).



5. Conclusions

En assurant la reproduction de l'essentiel de notre flore, les pollinisateurs jouent un rôle fondamental pour la pérennité des écosystèmes et des services écosystémiques qu'ils fournissent.

Parmi ces insectes, les « abeilles » jouissent d'un statut particulier et d'un important capital sympathie. Au-delà de l'abeille mellifère dite domestique (*Apis mellifera*), la plus connue et la plus médiatisée – souvent la seule considérée sous le vocable « abeille » –, il existe toutefois un grand nombre d'espèces sauvages d'apparences et de comportements variés.

Discrètes et pour la grande majorité méconnues, ces espèces sauvages n'ont été suivies que par quelques spécialistes au cours des dernières décennies du XXème siècle. La situation a toutefois évolué au tournant des années 2010, avec la perception accrue de la crise environnementale et du déclin de la biodiversité, alimentant une préoccupation de plus en plus forte pour « les abeilles ». L'arrivée d'outils informatiques facilitant les sciences citoyennes a également permis une augmentation conséquente des observations.

Depuis 2015, plusieurs études ont ainsi été lancées à l'échelle de la Région bruxelloise pour inventorier les espèces d'abeilles sauvages et mieux comprendre les facteurs de stress liés à leur vie en ville.

L'Atlas des abeilles sauvages (WildBnB) a ainsi permis de regrouper les données historiques existantes et de les compléter par des inventaires de terrain, académiques et participatifs. Les données compilées montrent que la Région de Bruxelles-Capitale est particulièrement riche en espèces d'abeilles sauvages, avec plus de la moitié de l'apifaune belge retrouvée sur les quelques 161 km² de territoire régional, et ce jusqu'entre les dalles et pavés des trottoirs. Des 206 espèces d'abeilles sauvages contemporaines, 40% sont toutefois vulnérables ou en danger.

Quelques études se sont portées sur les facteurs de risques pesant sur ces insectes spécifiquement en Région bruxelloise. L'exposition généralisée à des pesticides – parfois même interdits de longue date – s'y révèle préoccupante. Elle découle vraisemblablement d'une exposition à la flore horticole et aux plantes ornementales vendues en jardinerie, issues de filières de production qui restent généralement opaques et peu contrôlées.

Les facteurs locaux semblent prééminents dans les conditions de vie de ces espèces sauvages, les conclusions des études URBEESTRESS et Toxiflore invitent ainsi à agir autant que possible pour favoriser la végétalisation et la gestion écologique partout sur le territoire régional, en favorisant les plantations issues de filières de production durables et écologiques.

Au contraire des abeilles sauvages, l'abeille mellifère n'est pas considérée comme menacée. Le nombre et la localisation exacts des ruchers et des colonies de production restant à ce jour méconnus, les estimations annuelles disponibles grâce aux apiculteurs suggèrent que l'abeille mellifère ne représente pas d'enjeu de conservation pour la Région de Bruxelles-Capitale. A contrario, plusieurs études soulignent l'intérêt de préserver sa sous-espèce indigène, l'abeille noire (*Apis mellifera mellifera*).

L'apiculture, par l'apport de nombreuses colonies d'abeilles mellifères, représente en outre un autre risque potentiel identifié pour les espèces sauvages, évoqué entre autres dans l'étude URBEESTRESS. La pratique apicole fait l'objet de préoccupations des naturalistes et scientifiques quant aux impacts qu'elle peut localement engendrer pour la préservation des espèces sauvages – une inquiétude régulièrement soulevée par les acteurs bruxellois depuis 2012 –.

Les questionnements sur les effets de la compétition alimentaire (en particulier sur les bourdons), sur la transmission de maladies (virus, maladies fongiques, etc.) ou sur la modification des communautés végétales restent vifs dans la communauté scientifique, mais un nombre sans cesse croissant d'études en la matière publiées ces dernières années tend à confirmer ces effets.

À ce titre, si elle représente une porte d'entrée importante pour la sensibilisation du grand public, la communication centrée sur l'abeille mellifère peut également nuire aux efforts de conservation de la biodiversité (Geldmann & Gonzalez-Varo, 2018 ; Iwasaki & Hogendoorn, 2021).

L'enjeu régional porte donc certainement sur la cohabitation des espèces, le renforcement des ressources alimentaires au bénéfice de toutes, et le maintien d'une apiculture familiale patrimoniale à des niveaux compatibles avec les équilibres écologiques et les ambitions des stratégies de conservation de tous les pollinisateurs.



Sources

1. Alaux, C., Le Conte, Y., & Decourtye, A. (2019). Pitting wild bees against managed honey bees in their native range, a losing strategy for the conservation of honey bee biodiversity. *Front. Ecol. Evol.* 7(60).
2. Alger, S.A., Burnham, A., Boncristiani, H.F., & Brody, A.K. RNA virus spillover from managed honeybees (*Apis mellifera*) to wild bumblebees (*Bombus* spp.). *PLoS ONE*, 14(6).
3. Angelella, G.M., McCullough, C.T., & O'Rourke, M.E. (2021a). Honey bee hives decrease wild bee abundance, species richness, and fruit count on farms regardless of wildflower strips. *Scientific reports*, 11 (3202).
4. Angelella, G.M., McCullough, C.T., & O'Rourke, M.E. (2021b). Author correction: Honey bee hives decrease wild bee abundance, species richness, and fruit count on farms regardless of wildflower strips. *Scientific report*, 11 (17043).
5. Bailes, E.J., Deutsch, K.R., Bagi, J., Rondissone, L., Brown, M.J., & Lewis, O.T. (2018). First detection of bee viruses in hoverfly (syrphid) pollinators. *Biology letters*, 14(2).
6. Beard, C. (2015). *Honeybees (Apis mellifera) on public conservation lands: a risk analysis*. Wellington, NZ: Department of Conservation. 21 pp.
7. Bommarco, R., Lindström, S.A.M., Raderschall, C.A. Gagic, V, & Lundin, O. (2021). Flower strips enhance abundance of bumble bee queens and males in landscapes with few honey bee hives. *Biological conservation*, 263, 109363.
8. Cane, J.H., & Tepedino, V.J. (2016). Gauging the effect of Honey bee pollen collection on native bee communities. *Conservation Letters*, 10(2). 205-210.
9. Cappellari, A., Bonaldi, G., Mei, M., Paniccia, D., Cerretti, P., & Marini, L. (2022). Functional traits of plants and pollinators explain resource overlap between honeybees and wild pollinators. *Oecologia*, 198. 1019-1029.
10. Casanelles-Abella, J., Fontana, S., Fournier, B., Frey, D., & Moretti, M. (2022). Low resource availability drives feeding niche partitioning between wild bees and honeybees in a European city. *Ecological applications*, e2727.
11. Cosserrat, P.H. (2016). Caractérisation et analyse de la biodiversité spécifique et fonctionnelle des communautés d'abeilles sauvages au sein des différents espaces verts de la Région de Bruxelles-Capitale ; expérience complémentaire du service écosystémique de pollinisation associé à cette diversité Bruxelles : Université Libre de Bruxelles - service Ecologie du paysage et systèmes de production végétale (Mémoire de fin d'études ; promoteur N.J. Vereecken).
12. Cour des comptes européenne. (2020). *Protection des pollinisateurs sauvages dans l'Union européenne – les initiatives de la Commission n'ont pas porté leurs fruits*. Rapport spécial 15/2020. 70p.
13. Dielens, A. (2018). Les sources non académiques et/ou non conventionnelles peuvent-elles nous renseigner sur la biodiversité ? Cas d'étude sur les abeilles sauvages en Région de Bruxelles-Capitale. Université Libre de Bruxelles - service Ecologie du paysage et systèmes de production végétale (Mémoire de fin d'études ; promoteur N.J. Vereecken).
14. Drossart, M., Rasmont, P., Vanormelingen, P., Dufrêne, M., Folschweiller, M., Pauly, A., Vereecken, N. J., Vray, S., Zambra, E., D'Haeseleer, J. & Michez, D. (2019). *Belgian Red List of bees*. Belgian Science Policy 2018 (BRAIN-be - (Belgian Research Action through Interdisciplinary Networks). Mons: Presse universitaire de l'Université de Mons. 140 p.
15. Esposito, F., Hainaut, H., Hautier, L., San Martin, G., Claus, G., Spanoghe, P., Molenberg, J.-M., & Vereecken, N.J. (2022). *Toxiflore - Evaluation de la contamination par les pesticides des plantes ornementales attractives pour les abeilles en Région de Bruxelles-Capitale*. Rapport final. Bruxelles : Bruxelles Environnement.
16. Forrest, J.R.K. (2016). Complex responses of insect phenology to climate change. *Current opinion in insect science*, 17. 49-54.
17. Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A.L., Kuhlmann, M., Mouret, H., Rollin, O., & Vaissière, B.E. (2014). Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PLoS ONE*, 9(8): e104679.
18. Franklin, E., Carroll, T., Blake, D., Rickard, K., & Diaz, A. (2018). Bumble bee forager abundance on lowland heaths is predicated by specific floral availability rather than the presence of honey bee foragers: evidence for forage resource partitioning. *Journal of pollination ecology*, 24. 172-179.
19. Garibaldi, L.A., Gomez Carella, D.S., Nabaes Jodar, D.N., Smith, M.R., Timberlake, T.P., & Myers, S.S. (2022). Exploring connections between pollinator health and human health. *Philosophical transactions of the royal society*, 377 (1853).
20. Geldmann, J., & González-Varo, J.P. (2018). Conserving honey bees does not help wildlife: High densities of managed honey bees can harm populations of wild pollinators. *Science*, 359 (6374). 392-393.
21. Geslin, B., Gauzens, B., Baude, M., Dajoz, I., Fontaine, C., Henry, M., Ropars, L., Rollin, O., Thébault, E., & Vereecken, N.J. (2017). Massively introduced managed species and their consequences for plant-pollinator interactions. In: Bohan, D.A. Dumbrell; A.J., Massol, F. (eds) (2017). *Advances in Ecological Research*, Vol. 57, Oxford: Academic Press. 147-199.
22. Graystock, P., Blane, E.J., McFrederick, Q.S., Goulson, D., & Hughes, W.O.H. (2015). Do managed bees drive parasite spread and emergence in wild bees? *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 5(1). 64-75.



23. Hansson, C. (2020). *Competition between wild bees and managed honeybees – a review of floral preferences*. Uppsala: SLU, Dept. of Animal Environment and Health.
24. Hatfield, R., Jepsen, S., Mader, E., Black, S.H., & Shepherd, M. (2012). *Conserving Bumble Bees. Guidelines for Creating and Managing Habitat for America's Declining Pollinators*. Portland, USA: The Xerces Society for Invertebrate Conservation. 32 pp.
25. Hatfield, R. G., Jepsen, S., Vaughan, M., Black, S., & LeeMäder, E. (2018). *An Overview of the Potential Impacts of Honey Bees to Native Bees, Plant Communities, and Ecosystems in Wild Landscapes: Recommendations for Land Managers*. Portland, USA: The Xerces Society for Invertebrate Conservation. 12 pp.
26. Henry, M., & Rodet, G. (2018a). Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. *Scientific Reports*, 8, 9308.
27. Henry, M., & Rodet, G. (2018b). *Étude des interactions écologiques entre l'abeille domestique et les abeilles sauvages dans un espace naturel protégé : le massif de la Côte Bleue, site du Conservatoire du Littoral*. Rapport d'étude, convention Recherche & Développement n°2014CV18. INRA-ADAPI.
28. Henry, M., & Rodet, G. (2020). The apiary influence range: A new paradigm for managing the cohabitation of honey bees and wild bee communities. *Acta Oecologica*, 105.
29. Herbertsson, L., Lindström, S.A.M., Rundlöf, M., Bommarco, R., Smith, H.G. (2016). Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic and Applied Ecology*, 17(7). 609-616.
30. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [IPBES]. (2016). *Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production*. Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V.L., & Ngo, H.T. (eds). Bonn: Secretariat of the IPBES. 552pp.
31. Iwasaki, J.M., & Hogendoorn, K. (2021). How protection of honey bees can help and hinder bee conservation. *Current opinion in insect science*, 46. 112-118.
32. Iwasaki, J.M., & Hogendoorn, K. (2022). Mounting evidence that managed and introduced bees have negative impacts on wild bees: an updated review. *Current research in insect science*, 2.
33. Jeavons, E., van Baaren, J., & Le Lann, C. (2020). Resource partitioning among a pollinator guild: A case study of monospecific flower crops under high honeybee pressure. *Acta Oecologica*, 104.
34. Kosior, A., Celary, W., Olejniczak, P., Fijal, J., Krol, W., Solarz, W., & Plonka, P. The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidea: Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx*, 41(1).
35. Leclercq, N. (2017). *Etude des réseaux d'interactions plantes à fleurs-abeilles en Région de Bruxelles-Capitale*. Bruxelles : Université Libre de Bruxelles - service Ecologie du paysage et systèmes de production végétale (Mémoire de fin d'études ; promoteur N.J. Vereecken).
36. Lemoine, G. (2010). Faut-il favoriser l'Abeille domestique *Apis mellifera* en ville et dans les écosystèmes naturels ? *Le Héron*, 43(4). 248-256.
37. Lentola, A., David, A., Abdul-Sada, A., Tapparo, A., Goulson, D., & Hill, E.M. (2017). Ornamental plants on sale to the public are a significant source of pesticide residues with implications for the health of pollinating insects. *Environmental pollution*, 228. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.03.084
38. Lindström, S.A.M., Herbertsson, L., Rundlöf, M., Bommarco, R., & Smith, H.G. (2016). Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop. *Proceedings of the royal society B*, 283(1843).
39. Magrach, A., González-Varo, J.P., Boiffier, M., Vilà, M., Bartomeus, I. (2017). Honeybee spillover reshuffles pollinator diets and affects plant reproductive success. *Nature Ecology & Evolution*, 1. 1299-1307.
40. Mallinger, R.E., Gaines-Day, H.R., & Gratton, C. (2017). Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of the literature. *PLoS ONE*, 12(12):e0189268.
41. Maneke, A., & Klein, A. (2015). Red mason bees cannot compete with honey bees for floral resources in a cage experiment. *Ecology and Evolution*, 5(21). 5049-5056.
42. Manley, R., Temperton, B., Doyle, T. Gates, D., Hedges, S., Boots, M., & Wilfert, L. (2019). Knock-on community impacts of a novel vector: spillover of emerging DWV-B from Varroa-infested honeybees to wild bumblebees. *Ecology Letters*, 22(8). 1306-1315.
43. Milner, J.R.D., Bloom, E.H., Crowder, D.W., & Northfield, T.D. (2020). Plant evolution can mediate negative effects from honey bees on wild pollinators. *Ecology and Evolution*, 10(10). 4407-4418.
44. Müller, A., Diener, S., Schnyder, S., Stutz, K., Sedivy, C., & Dorn, S. (2006). Quantitative pollen requirements of solitary bees: Implications for bee conservation and the evolution of bee-flower relationships. *Biological Conservation*, 130(4). 604-615.
45. Müller, U., McMahon, D.P., & Rolff, J. (2019). Exposure of the wild bee *Osmia bicornis* to the honey bee pathogen *Nosema cerana*. *Agricultural and Forest Entomology*,
46. Nanetti, A., Bortolotti, L., & Cilia, G. (2021). Pathogens spillover from honey bees to other arthropods. *Pathogens*, 10(8). E1044.
47. Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, J.C., Bogusch, P., Dathe, H.H., De La Rúa, P., De Meulemeester, T., Dehon, M., Dewulf, A., Ortiz-Sánchez, F.J., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S.G., Praz, C., Quaranta, M., Radchenko, V.G., Scheuchl, E., Smit, J.,



- Straka, J., Terzo, M., Tomozii, B., Window, J., & Michez, D. (2014). *European Red List Of Bees*. Luxembourg:Publication Office Of The European Union. 84 Pp.
48. Noël, G. (2015). *Biodiversité phylogénétique des abeilles sauvages en Région de Bruxelles-Capitale*. Bruxelles : Université Libre de Bruxelles - service Ecologie du paysage et systèmes de production végétale (Mémoire de fin d'études ; promoteur N.J. Vereecken).
49. Noël, G., Bideau, A., Flamion, E., Lamarre, M., Crasson, P., Bonnet, J., & Francis, F. (2022). *Kauwbees : Étude sur la préservation des abeilles sauvages du Kauwberg (Uccle, Belgique) dans une perspective de développement agricole et ludo-sportif du site. Rapport final*. Bruxelles : Bruxelles Environnement.
50. Noël, G., Van Keymeulen, V., Van Damme, O., Smets, S., & Francis, F. (2020). Synthèse bibliographique : Streetbees – Clauses techniques pour l'aménagement de trottoirs et revêtements permettant l'accueil d'abeilles sauvages terricoles. Etude réalisée pour le compte de Bruxelles Environnement. 22pp.
51. Noël G., Van Keymeulen V., Van Damme O., Smets S., Ruelle, J., & Francis F. (2022). *Streetbees – Clauses techniques pour l'aménagement de trottoirs et revêtements permettant l'accueil d'abeilles sauvages terricoles*. Bruxelles : Bruxelles Environnement.
52. Osterman, J., Aizen, M.A., Biesmeijer, J.C., Bosch, J., Howlett, B.G., Inouye, D.W., Jung, C., Martins, D.J., Medel, R., Pauw, A., Seymour, C.L., & Paxton, R.J. (2021). Global trends in the number and diversity of managed pollinator species. *Agriculture, ecosystems and environment*, 322:e107653.
53. Pauly, A. (2019a). 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.
54. Pauly, A. (2019b). Les abeilles sauvages du Jardin Botanique "Jean Massart" à Bruxelles (Hymenoptera: Apoidea), *Belgian Journal of Entomology*, 78: 1-86.
55. Perin, L. (2016). Etude des structures spécifiques et fonctionnelles des communautés de pollinisateurs en agriculture urbaine en Région de Bruxelles-Capitale et analyse économique du service de pollinisation. Bruxelles : Université Libre de Bruxelles - service Ecologie du paysage et systèmes de production végétale (Mémoire de fin d'études ; promoteur N.J. Vereecken).
56. Petel, T. (2015). Etude de l'influence des paramètres du paysage urbain sur la diversité des communautés d'abeilles sauvages en Région de Bruxelles-Capitale. Bruxelles : Université Libre de Bruxelles - service Ecologie du paysage et systèmes de production végétale (Mémoire de fin d'études ; promoteur N.J. Vereecken).
57. Potts, S., Biesmeijer, K., Bommarco, R., Breeze, T., Carvalheiro, L., Franzén, M., González-Varo, J.P., Holzschuh, A., Kleijn, D., Klein, A.-M., Kunin, B., Lecocq T., Lundin, O., Michez, D., Neumann, P., Nieto, A., Penev, L., Rasmont, P., Ratamäki, O., Riedinger, V., Roberts, S.P.M., Rundlöf, M., Scheper, J., Sørensen, P., Steffan-Dewenter, I., Stoev, P., Vilà, M., & Schweiger, O. (2015). *Status and trends of European pollinators. Key findings of the STEP project*. Sofia : Pensoft Publishers.72 p.
58. Prendergast, K.S., Dixon, K.W., & Bateman, P.W. (2021). Interactions between the introduced European honey bee and native bees in urban areas varies by year, habitat type and native bee guild. *Biological journal of the Linnean society*, 133(3). 725-743.
59. Pritchard, Z.A., Hendriksma, H.P., St Clair, A.L., Sein, D.S., Dolezal, A.G., O'Neal, M., & Toth, A.L. (2021). Do viruses from managed honey bees (Hymenoptera : Apidae) endanger wild bees in native prairies? *Environmental Entomology*, 50(2). 455-466.
60. Renner, S.S., Graf, M.S., Hentschel, Z., Krause, H., & Fleischmann, A. (2021). High honeybee abundances reduce wild bee abundances on flowers in the city of Munich. *Oecologia* 195. 825–831.
61. Renner, S.S., & Fleischmann, A. Statistical evidence that honeybees competitively reduced wild bee abundance in the Munich Botanic Garden in 2020 compared to 2019. *Oecologia*, 198. 343-344.
62. Requier, F., Garnery, L., Kohl, P.L., Njovu, H.K., Pirk, C.W.W., Crewe, R.M., & Steffan-Dewenter, I. (2019). The conservation of native honey bees is crucial. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(9). 789-798.
63. Requier, F., Paillet, Y., Laroche, F., Rutschmann, B., Zhang, J., Lombardi, F., Svoboda, M., & Steffan-Dewenter, I. (2020). Contribution of European forests to safeguard wild honeybee populations. *Conservation letters*, 13(2): e12693.
64. Reuter, W. (2014). Pesticides dans les plantes ornementales, échantillons en vente au Luxembourg : évaluation des données analytiques pour Greenpeace.
65. Ropars, L., Affre, L., Schurr, L., Flacher, F., Genoud, D., Mutillod, C., & Geslin, B. (2020). Land cover composition, local plant community composition and honeybee colony density affect wild bee species assemblages in a Mediterranean biodiversity hot-spot. *Acta Oecologica*, 104.
66. Ropars, L., Affre, L., Thébault, E., & Geslin, B. (2022). Seasonal dynamics of competition between honey bees and wild bees in a protected Mediterranean scrubland. *OIKOS*, 4.
67. Ropars, L., Dajoz, I., Fontaine, C., Muratet, A., & Geslin, B. (2019). Wild pollinator activity negatively related to honey bee colony densities in urban context. *PLOS ONE*, 14(9).
68. Sanchez-Bayo, F., & Wyckhuys, K.A.G. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232. 8-27.
69. Service public fédéral Santé publique, sécurité de la chaîne alimentaire et environnement, DG Environnement. (2021). *Stratégie nationale belge en faveur des pollinisateurs*. Bruxelles : Service public fédéral.
70. Société royale d'apiculture de Bruxelles et ses Environs [SRABE]. (2022). Rapport d'activités. Online:



71. Smets, S., & Van Damme, O. (2021). Le CRR étudie la nidification des abeilles terricoles dans les revêtements des trottoirs bruxellois via le projet Streetbees. In *Newsletter CRR* (juillet-sept. 2021). 6pp.
72. Steffan-Deventer, I., & Kuhn, A. (2003). Honeybee foraging in differentially structured landscapes. *Proceedings of Biological sciences*, 270(1515). 567-575.
73. Strobl, V., Yanez, O., Straub, L., Albrecht, M., & Neumann, P. (2019). Trypanosomatid parasites infecting managed honeybees and wild solitary bees. *International Journal of Parasitology*, 49(8). 605-613.
74. Tehel, A., Brown, M.J.F., & Paxton, R.J. (2016). Impact of managed honey bee viruses on wild bees. *Current opinion in virology*, 19(16-22).
75. Thomson, D. (2016). Local bumblebee decline linked to recovery of honeybees, drought effects on floral resources. *Ecology Letters*, 19(10). 1247-1255.
76. Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Osorio, S., & Bosch, J. (2016). Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. *Basic and Applied Ecology*, 17(3). 199-209.
77. Valdo, A., Rodriguez-Rodriguez, M.C., Jordano, P. (2019). Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Scientific Reports*, 9:4711.
78. Van Keymeulen, V. (2020). *Préférences écologiques des abeilles solitaires sur revêtements urbains*. Liège : Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech (Mémoire de fin d'études ; promoteurs F. Francis & G. Noël). 103 pp.
79. van der Spek, E. (2012). Effecten van honingbijen, *Apis mellifera*, op insecten in natuurterreinen. *Entomologische berichten*, 72(1-2). 103-111.
80. Vanormelingen P., Schelfhout S., Foubert O., Eeraerts M., & D'Haeseleer J. (2020). Honingbijen in natuurgebieden: Mogelijke voedselcompetitie noopt tot voorzichtigheidsprincipe. *Natuur.focus* 18(4). 154-161.
81. Vereecken, N.J., De Greef, S., Vertommen, W., Pauly, A., Molenberg, J.-M., Ruelle, J., & D'Haeseleer J. (2022). *WildBnB - Atlas des abeilles sauvages de la Région de Bruxelles-Capitale*. Rapport final. Bruxelles : Bruxelles Environnement.
82. Vereecken, N.J., Dufrière, E., & Aubert, M. (2015). *Sur la coexistence entre l'abeille domestique et les abeilles sauvages : rapport de synthèse sur les risques liés à l'introduction de ruches de l'abeille domestique (Apis mellifera) vis-à-vis des abeilles sauvages et de la flore*. Observatoire des abeilles.
83. Vereecken, N.J., & Hainaut, H. (2018). *Etude préliminaire réalisée à la demande de Bruxelles Environnement pour la mise en œuvre d'un inventaire et d'un monitoring des abeilles sauvages en Région de Bruxelles-Capitale*. Université Libre de Bruxelles, Agroecology Lab.
84. Vereecken, N.J., Weekers, T., Mashall, L., D'Haeseleer, J., Cuypers, M., Pauly, A., Pasau, B., Leclercq, N., Tshibungu, A., Molenberg, J.-M., & De Greef, S. (2021). Five years of citizen science and standardised field surveys in an informal urban green space reveal a threatened Eden for wild bees in Brussels, Belgium. *Insect conservation and diversity*, 14 (6). 868-876.
85. Vujčić, A., Gilbert, F., Flinn, G., Englefield, E., Varga, Z., Ferreira, C.C., Eggert, F., Woolcock, S., Böhm, M., Vbra, J., Mergy, R., Ssymank, A., van Steenis, W., Aracil, A., Földesi, R., Grković, A., Mazanek, L., Nedeljković, Z., Pennards, G.W.A., Pérez, C., Radenković, S., Ricarte, A., Rojo, S., Ståhls, G., van der Ent, L.-J., van Steenis, J., Barkalov, A., Campoy, A., Janković, M., Likov, L., Lillo, I., Mengual, X., Milić, D., Miličić, M., Nielsen, T., Popov, G., Romig, T., Šebić, A., Speight, M., Tot, T., van Eck, A., Veselić, S., Andric, A., Bowles, P., De Groot, M., Marcos-García, M.A., Hadrava, J., Lair, X., Malidžan, S., Nève, G., Obreht Vidakovic, D., Popov, S., Smit, J.T., Van De Meutter, F. & Veličković, N. (2022). *Pollinators on the edge : our European hoverflies. European red list of hoverflies*. Brussels : European commission.
86. Weekers, T. (2016). *Etude de la structure des communautés d'abeilles sauvages en Région de Bruxelles-Capitale par l'approche des réseaux et des patrons de co-occurrence d'espèces*. Bruxelles : Université Libre de Bruxelles - service Ecologie du paysage et systèmes de production végétale (mémoire de fin d'études ; promoteur N.J. Vereecken),
87. Weekers, T., Esposito, F., Leclercq, N., Stock, M., Piot, N., Hautier, L., San Martin, G., Claus, G., Spanoghe, P., Molenberg, J.-M., & Vereecken, N.J. (2022). *URBEESTRESS - Evaluation des stressseurs des abeilles sauvages urbaines en Région de Bruxelles-Capitale*. Rapport final. Bruxelles : Bruxelles Environnement.
88. Wignall, V.R., Campbell Harry, I., Davies, N.L., Kenny, S.D., McMinn, J.K., & Ratnieks, F.L.W. (2020). Seasonal variation in exploitative competition between honeybees and bumblebees. *Oecologica*, 192. 351-361.
89. Wojcik, V.A., Morandin, L.A., Davies Adams, L., & Rourke, K.E. (2018). Floral resources competition between honey bees and wild bees: Is there clear evidence and can we guide management and conservation? *Environmental entomology*, 47(4). 822-833.
90. Wyffels, R. (2015). *Analyse exploratoire de la géographie de l'activité apicole à Bruxelles*. Bruxelles : Université Libre de Bruxelles - IGEAT (Mémoire de fin d'étude ; promoteurs M. Van Crielingen & N.J. Vereecken).
91. Zurbuchen, A., Cheesman, S., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 79(3). 674-681.



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

Auteur de la fiche

Julien Ruelle, Florence Didion

Relecture : Juliette de Villers