

Université de Mons  
Laboratoire de Zoologie

Conservation des abeilles sauvages dans les  
anciennes carrières aménagées en réserve  
semi-naturelle dans le Hainaut

Mémoire de fin d'études présenté par

**Martin Loockx**

En vue de l'obtention du diplôme de

**Master en Biologie des Organismes et Ecologie à Finalité  
Spécialisée dans les métiers de l'éco-conseil**

Directeur de mémoire :

**Prof. Denis Michez**

Année académique 2020 - 2021

**Loockx, M. (2021).** Conservation des abeilles sauvages dans les anciennes carrières aménagées en réserve semi-naturelle dans le Hainaut. Master en biologie des organismes et écologie à finalité spécialisée dans les métiers de l'éco-conseil. Université de Mons.

---

### **Résumé :**

Alors que le déclin des abeilles sauvages a été prouvé à de grandes échelles spatiales, les études et les actions à ce sujet se focalisent surtout sur les milieux agricoles et urbains. L'intérêt porté à ces pollinisateurs dans les réserves semi-naturelles est moindre, alors que ces endroits présentent a priori des habitats de qualité, et ont pour but la préservation des espèces en danger.

En Belgique, et particulièrement dans le Hainaut, il n'est pas rare que d'anciens sites industriels soient classés comme réserves naturelles, en raison de l'originalité des habitats et des espèces qu'ils renferment par rapport au paysage alentour. Ainsi, cette étude se focalise sur quatre anciennes carrières du Hainaut classées comme réserves naturelles : la Grand Bruyère de Blaton, le Clos du Vertbois, la Sablière de Planoi et la Carrière de Restaumont. Les propriétés des sols sablonneux de ces carrières permettent a priori l'établissement d'une faune et d'une flore particulières.

L'objectif global de cette étude est de déterminer et caractériser la diversité d'abeilles sauvages que présentent ces réserves, afin d'évaluer leur importance dans la conservation de ces pollinisateurs au niveau régional. Pour ce faire, un échantillonnage mensuel, au filet, a été réalisé dans plusieurs sites de chacune des réserves. Ces données ont également été comparées à celles d'autres sites divers et variés du Hainaut afin de juger de l'originalité de ces habitats dans le paysage hennuyer. Enfin, une comparaison temporelle de la diversité de la Grande Bruyère de Blaton a pu être effectuée sur base d'un inventaire de cette réserve réalisé en 1998.

Parmi les 42 espèces identifiées, seulement 5 d'entre elles étaient propres aux carrières du Hainaut et seulement 3 d'entre elles étaient considérées comme menacées par la Liste Rouge belge. Cette faible diversité est liée, au moins en partie, à la faible disponibilité de ressources florales qu'offraient les sites en cet été particulièrement sec. Parmi ces 42 espèces, 19 d'entre elles étaient des abeilles solitaires nichant dans le sol. Quant à la réserve de Blaton, elle s'est avérée plus diversifiée en 1998 qu'en 2020, pour les cleptoparasites notamment.

---

**Mots-clés : Abeilles sauvages – Conservation – Réserve naturelle – Anciennes carrières –**

**Traits fonctionnels**

## Remerciements

Bien que ce travail soit crédité sous un seul nom, sa réalisation en a fait intervenir bien d'autres. Derrière chacun de ces noms se cache une personne ayant ajouté sa pierre à l'édifice, que ce soit en m'apportant ses conseils, son soutien ou tout simplement son temps.

Je tiens tout d'abord à remercier le Prof. Denis Michez, qui m'a permis de réaliser ce travail au sein du laboratoire de zoologie. Il a su me diriger sur les lignes directrices de ce mémoire et m'a permis d'améliorer celui-ci sur de nombreux aspects. Viennent ensuite les personnes qui m'ont aidé dans la détermination des spécimens, je pense surtout à William Fiordaliso, Thomas Wood et le Prof. Pierre Rasmont. Sans leur expertise, de nombreuses abeilles se seraient retrouvées sans nom. Je voudrais maintenant remercier particulièrement William Fiordaliso, alias Hachi Sensei. Malgré ses autres occupations, il a toujours su trouver le temps de nous venir en aide au moindre problème. Que ce soit pour la détermination, la manipulation de QGis, les statistiques, la relecture du travail ou d'autres conseils avisés, il aura été présent du début à la fin de cette aventure. J'ai également une pensée pour mes collègues de mémoire : Eulalie, Alex et Alexandre. Même si la situation sanitaire ne nous a pas permis de profiter pleinement de la camaraderie que pouvait offrir cette coalition de mémoires, nous avons réussi à nous entraider à distance.

Je remercie également Yvan Barbier qui m'a non seulement permis d'établir une collaboration avec le DEMNA, mais qui m'a aussi aidé pour la prise en main de QGis et du langage SQL. Un autre membre du DEMNA mérite des remerciements, il s'agit là de Thierry Paternoster qui n'a pas hésité à prendre de son temps pour me faire une visite guidée des réserves et me fournir des informations à leur sujet.

Les derniers acteurs de ce travail (mais pas des moindres) sont tout simplement mes proches. Tout le monde n'accepterait pas de passer des jours entiers à capturer des abeilles et pourtant, ils l'ont fait sans hésitation. Je remercie ici ma maman, Denis et Vic. Je remercie également mon papa pour son soutien de manière générale. Un merci de plus pour les petites fées ayant relu ce travail : ma maman, Carine et Véro. Et la meilleure pour la fin : un énorme merci à Charline. Merci pour les soirées d'épinglage, merci pour tes conseils de mise en page, merci pour ton soutien infailible et surtout merci de m'avoir supporté pendant cette longue épreuve, dans les bons comme dans les mauvais moments.

1.	Introduction.....	1
1.1.	Abeilles sauvages .....	1
1.1.1.	Diversité .....	1
1.1.2.	Ecologie.....	1
1.1.3.	Importance.....	5
1.1.4.	Déclin .....	8
1.1.5.	Conservation.....	16
1.2.	Réserves semi-naturelles .....	21
1.2.1.	Généralités.....	21
1.2.2.	Situation et intérêt écologique des carrières en Wallonie .....	25
1.2.3.	Situation et diversité des landes en Belgique .....	28
1.3.	Inventaire et gestion des abeilles sauvages dans les carrières .....	30
2.	Objectifs et questions de recherche.....	34
3.	Matériel et méthode .....	36
3.1.	Description et choix des sites .....	36
3.1.1.	Description générale des réserves .....	37
3.1.2.	Relevé botanique .....	43
3.1.3.	Description du paysage .....	43
3.2.	Méthode d'échantillonnage .....	45
3.3.	Mise en collection et identification .....	47
3.4.	Etablissement du jeu de données .....	47
3.5.	Caractérisation des communautés d'abeilles .....	48
3.5.1.	Complétude de l'échantillonnage.....	48
3.5.2.	Indices de biodiversité.....	48
3.5.3.	Raréfaction .....	50
3.5.4.	Analyse de traits fonctionnels .....	51
4.	Résultats.....	55
4.1.	Composition spécifique des communautés d'abeilles sauvages dans les quatre carrières échantillonnées.....	55
4.1.1.	Complétude et couverture de l'échantillonnage.....	57
4.1.2.	Description de l'assemblage.....	57
4.1.3.	Raréfaction .....	61
4.2.	Structure des communautés d'abeilles à l'échelle des sites échantillonnés et facteurs explicatifs.....	62

4.2.1.	Analyse des traits fonctionnels.....	62
4.2.2.	Description du paysage .....	66
4.2.3.	Relevé botanique .....	67
4.3.	Comparaison de l'inventaire au reste de la diversité régionale .....	68
4.4.	Impacts des aménagements à la Grande Bruyère de Blaton depuis 1998 .....	70
5.	Discussion .....	75
5.1.	Diversité et structure des communautés d'abeilles dans les réserves.....	75
5.2.	Caractéristiques des espèces d'abeilles recensées dans les réserves .....	77
5.3.	Intérêt des réserves étudiées dans la conservation de la diversité régionale .....	79
5.4.	Comparaison de la diversité en abeilles et de la structure des communautés rencontrées à la Grande Bruyère de Blaton entre 1998 et 2020 .....	82
5.5.	Perspectives de gestion dans les anciennes carrières étudiées .....	83
5.5.1.	Grande Bruyère de Blaton.....	83
5.5.2.	Clos du Vertbois.....	84
5.5.3.	Sablière de Planoi.....	84
5.5.4.	Carrière de Restaumont.....	84
6.	Conclusion .....	85
7.	Bibliographie.....	86
8.	Annexes.....	103
8.1.	Présentation des sites .....	103
8.2.	Calendrier des récoltes.....	121
8.3.	Inventaire des abeilles des carrières étudiées .....	122
8.4.	Résumé des collectes .....	123
8.5.	Résumé des traits fonctionnels des espèces collectées au filet dans les carrières ...	127
8.6.	Espèces recensées à la Grande Bruyère de Blaton en 1998 et 2020.....	129

# 1. Introduction

## 1.1. Abeilles sauvages

### 1.1.1. Diversité

On estime l'origine des abeilles à 120 millions d'années, lorsque certaines guêpes sphéciformes se sont adaptées à un régime herbivore (Michener, 2007). Les abeilles étant capables de s'installer dans une grande variété d'habitats, elles colonisent aujourd'hui tous les continents (Nieto *et al.*, 2014).

En Europe, on retrouve environ 2048 espèces d'abeilles, ce qui représente environ 10% de la diversité mondiale, qui avoisine les 20 000 espèces (Patiny *et al.*, 2009). Le pic de diversité rencontré en Europe correspond au bassin méditerranéen, caractérisé par un environnement xérique. Le climat sec et les incendies naturels récurrents de cette région laissent un sol nu propice à la nidification de nombreuses abeilles (Potts *et al.*, 2003a). S'ajoutent à cela une grande diversité florale (Potts *et al.*, 2003b) et des pratiques agricoles indirectement bénéfiques aux abeilles (pâturage léger, rotation des cultures, labour léger) (Nielsen *et al.*, 2011). De cette zone s'étend un gradient négatif de diversité vers le reste du continent (Patiny *et al.*, 2009). Par ailleurs, cette région a constitué un refuge pour de nombreuses espèces lors des dernières glaciations (Médail & Diadema, 2009).

En Europe, les abeilles se répartissent en six familles, elles-mêmes réparties en deux groupes : les abeilles à langue longue et les abeilles à langue courte. Ces dernières reprennent les Andrenidae, Colletidae, Halictidae et Melittidae tandis que les abeilles à langue longue sont représentées par les Apidae et les Megachilidae (Nieto *et al.*, 2014).

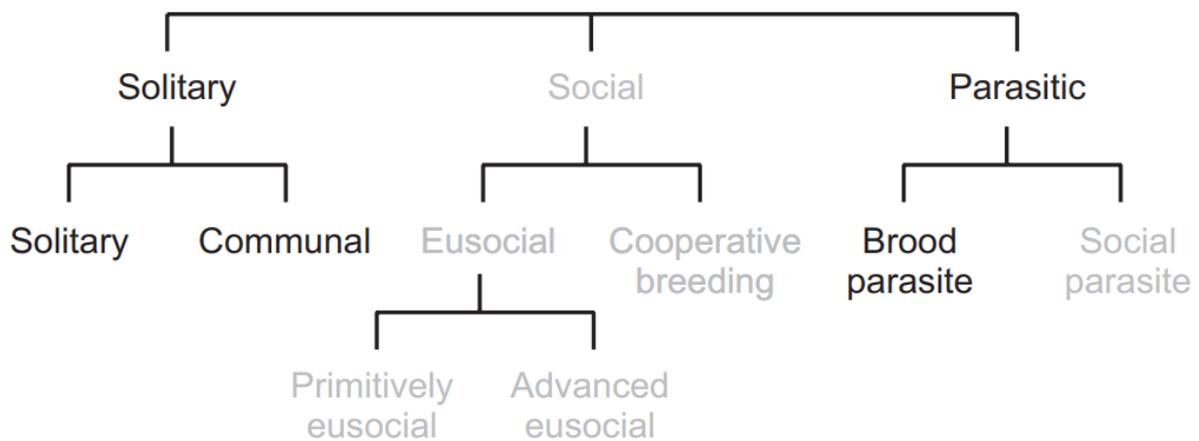
En ce qui concerne la Belgique, on recense actuellement 403 espèces d'abeilles sauvages. C'est en Wallonie que l'on retrouve le plus d'espèces (366) ; ceci peut s'expliquer par la plus grande diversité d'habitats qu'elle présente (Drossart *et al.* 2019).

### 1.1.2. Ecologie

#### 1.1.2.1. Socialité

L'image que se fait le public vis-à-vis des abeilles correspond à des insectes vivant dans le même nid par milliers et s'organisant autour d'une reine. Or, en Belgique, ce modèle social s'observe surtout chez *Apis mellifera*, espèce domestiquée, et chez les bourdons. En fait, on

rencontre des abeilles solitaires, sociales et parasites (Fig.1) (Danforth, 2019). Constituant plus de 75% des espèces d'abeilles, les abeilles solitaires sont caractérisées par des femelles qui sont toutes capables de procréer. En effet, elles construisent leur propre nid, pondent leurs propres œufs et nourrissent leur progéniture. Le nid peut accueillir une seule larve ou plusieurs. Dans ce cas, il est muni d'une chambre centrale bordée de chambres secondaires. Dans ce nid dit « communautaire », les abeilles restent cependant indépendantes les unes des autres et agissent bel et bien en tant qu'abeilles solitaires (Danforth, 2019).



**Fig.1.** Classification des abeilles selon leurs caractéristiques sociales (Danforth, 2019).

Du côté des abeilles sociales (Fig.1), trois critères permettent de définir ce caractère social. Le premier correspond à la division des tâches au sein de la communauté, certaines abeilles (reines) pondent tandis que d'autres (ouvrières) s'occupent des nids ou fournissent du pollen à la colonie. Le second critère se rapporte au fait de s'occuper d'autres progénitures que la sienne. Enfin, le troisième critère décrit le chevauchement des différentes générations qui, chez les espèces sociales, est assez important puisque mère et fille habitent le même nid pendant un certain temps (Danforth, 2019). Parmi les abeilles sociales, deux groupes se distinguent de par leur comportement vis-à-vis de la répartition des tâches. Chez les abeilles dites « eusociales », les statuts d'ouvrière et de reine sont permanents tandis que chez les abeilles classées comme « cooperative breeding » (Fig.1), le statut de chaque individu peut varier au cours de sa vie (Danforth, 2019). Il existe une division supplémentaire dans le sous-groupe des espèces eusociales qui distingue les eusociales primitives des eusociales avancées. Pour ces dernières, la recherche d'un nid se fait par la reine accompagnée d'un essaim d'ouvrières, nid qui perdurera plusieurs années. A l'inverse, chez les espèces eusociales primitives, la recherche du nid se fait par la reine seule, et ce nid n'est maintenu qu'une seule année (Danforth, 2019).

Arrivent finalement les espèces parasites (Fig.1) réparties en deux groupes : les « abeilles coucous » et les « parasites sociaux ». Le comportement de parasitisme des abeilles coucous (ou cleptoparasites) repose sur un remplacement de l'œuf de l'espèce hôte par un de leurs œufs. En effet, ces espèces ne construisent aucun nid et profitent du nid des autres pour venir y déposer leurs œufs. Celles-ci bénéficieront ensuite des ressources dont la larve de l'hôte (préalablement tuée) était censée disposer. Quant aux espèces parasites sociales, elles ne s'attaquent qu'à des abeilles sociales. Elles s'infiltrant dans le nid pour y pondre leurs œufs, allant parfois même jusqu'à remplacer la reine active, les ouvrières travaillent alors pour la reine parasite (Danforth, 2019).

#### 1.1.2.2. Nidification

L'un des principaux facteurs influençant la présence des abeilles dans un milieu est le potentiel de nidification du milieu. En effet, l'édification d'un nid de qualité est indispensable pour assurer un succès reproducteur efficace (Potts & Willmer, 1997 ; Danforth, 2019). Il existe une grande variété de nids et de substrats employés par les abeilles. En ce qui concerne le type de nidification, deux méthodes sont retrouvées : les nids creusés dans le sol (Fig.2b) et les nids établis au-dessus du sol. Les espèces cleptoparasites sont classées à part puisque, par définition, elles ne bâtissent pas de nid et pondent dans celui des autres espèces (Michener, 2007). Les substrats creusés pour la construction des nids sont nombreux, on rencontre souvent le bois mais aussi des tiges creuses (Fig.2c) ou des nids de termites. Certaines abeilles ne creusent pas un substrat mais utilisent plutôt des cavités préexistantes telles que d'anciens nids d'insectes. Une classification des abeilles selon leur type de nidification n'est pas aisée car certaines espèces sont capables d'établir plusieurs types de nids (Danforth, 2019).

Les cellules des nids sont quant à elles élaborées avec de la boue, de la résine, des sécrétions glandulaires, des huiles florales ou encore diverses pièces végétales pour les Megachilidae (Danforth, 2019). Une cellule contient généralement une seule larve mais les bourdons placent plusieurs œufs dans une même grande cellule (Fig.2a) (Michener, 2007). Les nids, présentant souvent plusieurs cavités, n'en possèdent qu'une seule chez certaines espèces telles que *Habropoda pallida* (Bohart *et al.*, 1972). Alors que la profondeur maximale des nids est de 35 cm en moyenne (Cane & Neff, 2011), certaines abeilles solitaires creusent au-delà des 5 m (Rozen, 1984).



**Fig.2.** Différents nids d'abeilles. a) Nid de bourdons (photo de S.Carré), b) Nid d'abeilles terricoles (photo de N.Vereecken), c) Nid d'abeilles cavernicoles (photo d'entomart.be).

### 1.1.2.3. Choix floraux

Tandis que les adultes se nourrissent surtout de nectar, le pollen représente l'aliment de base pour les larves, constituant leur seule source de protéines (Goulson, 1999 ; Nicolson, 2011 ; Moquet *et al.*, 2015). En plus du nectar, certaines huiles produites par les plantes sont également consommées par les abeilles (Nieto *et al.*, 2014). La recherche de nourriture par les abeilles se traduit donc par le butinage que nous pouvons observer dans nos jardins en bonne saison. Concernant la récolte de pollen, nous pouvons répartir les différentes espèces d'abeilles selon un continuum allant de spécialiste à généraliste. Selon leur position sur ce continuum, nous pouvons ensuite classer les espèces selon trois catégories : les monolectiques (ne butinent qu'une seule espèce florale), les oligolectiques (butinent plusieurs fleurs appartenant à la même famille) et les polylectiques (butinent des fleurs issues de différentes familles) (Cane & Sipes, 2006). Il est important de noter que le choix floral pour la collecte du nectar est généralement plus large que le choix floral pour la collecte du pollen. Ceci est probablement dû au fait que la composition du nectar (majoritairement eau et sucres en proportions variables) est assez semblable chez les différentes espèces de fleurs tandis que la composition du pollen (majoritairement sucres, protéines, lipides) est très variable (Goulson & Darvill, 2004). Un second caractère important lié à la nourriture est, comme cité dans la section précédente, la taille de la langue avec les langues courtes et les langues longues. Cette longueur reflète le type de fleur préférentiellement butinée puisqu'un individu à langue courte

ira butiner une fleur à corolle peu profonde et inversement, avec certaines exceptions (Michener, 2007).

Les abeilles ont développé différents moyens pour transporter le pollen. Chez de nombreuses espèces, il s'agit de poils collecteurs plus ou moins développés et situés sur les pattes postérieures où ils forment ce que l'on appelle la scopa. Pour les genres *Apis* et *Bombus*, le tibia des pattes postérieures est modifié et forme une corbeille où le pollen peut s'accumuler. De leur côté, les Megachilidae utilisent une brosse de poils collecteurs située sous l'abdomen (Michener, 2007).

### 1.1.3. Importance

Les abeilles, qu'elles soient domestiques ou sauvages, occupent une place centrale dans les fonctions de pollinisation des plantes à fleurs. Ainsi, une perte potentielle de leurs populations engendrerait des retombées environnementales et économiques importantes (Kearns & Inouye, 1997).

#### 1.1.3.1. Ecologique

La reproduction sexuée des plantes à fleurs est assurée par les pollinisateurs via le processus de pollinisation. Ce dernier se décrit comme le transport du pollen d'une fleur jusqu'au stigmate d'une autre fleur. Chez les plantes capables d'autofécondation, le stigmate appartient à une fleur du même individu tandis que dans le cas d'une fécondation croisée, la seconde fleur doit appartenir à une autre plante de la même espèce. Les principaux agents intervenants de la pollinisation sont le vent et les insectes. Alors que le vent intervient principalement pour la pollinisation des gymnospermes et des graminées, les insectes sont très importants pour les angiospermes (Fluri *et al.*, 2001). Ainsi, on estime que plus de 80 % des plantes à fleurs dépendent de la pollinisation via les insectes (Ollerton *et al.*, 2011). De leur côté, les abeilles assurent près de 60 % de la pollinisation par les insectes (Rader *et al.*, 2016). Certaines familles de plantes, telles que les Scrophulariacées et les Lamiacées, sont d'ailleurs totalement dépendantes de la pollinisation par les abeilles (Neff *et al.*, 1993). On comprend donc rapidement l'importance des abeilles vis-à-vis des plantes et inversement puisque les fleurs constituent les ressources nutritives majeures des insectes pollinisateurs. Ces deux partis ont ainsi co-évolué au fil du temps, ce qui a permis une spécialisation plus ou moins importante selon les espèces. Cette spécialisation apporte deux avantages majeurs aux plantes. D'une part, on observe une diminution de la production de pollen puisque la pollinisation

entomophile est plus efficace qu'un dépôt aléatoire lié au vent. D'autre part, la possibilité de coloniser des milieux épargnés par le vent apparaît, comme les forêts par exemple (Fluri *et al.*, 2001). De plus, une perte de pollinisateurs engendrerait une augmentation d'autofécondation chez les plantes, ce qui mène à une diminution du caractère hétérozygote de celles-ci et à une sélection des traits néfastes liés à la consanguinité (Kearns & Inouye, 1997).

Au niveau de la diversité, Potts *et al.* (2003b) soulignent une forte corrélation positive entre la richesse en abeilles et la richesse florale d'un milieu. Ils précisent cependant que la richesse en abeilles est associée à la richesse des espèces florales annuelles (survivant une saison), mais est indépendante de la richesse en espèces florales vivaces (survivant plusieurs saisons).

Finalement, le destin de nombreuses plantes est intimement lié à celui des pollinisateurs avec lesquels elles sont en interaction (Kearns & Inouye, 1997). Car bien que les réseaux de pollinisation soient robustes, la perte progressive de nos pollinisateurs pourrait mener à une catastrophe écologique pour les plantes, surtout si des espèces clés du réseau venaient à disparaître (Kaiser-Bunbury *et al.*, 2010).

#### 1.1.3.2. *Economique*

D'un point de vue économique, la disparition des abeilles provoquerait une forte diminution de la pollinisation de certaines cultures, ce qui mènerait à de lourdes pertes dans le secteur agricole. Car il faut savoir que le service de pollinisation offert par les insectes assure la production de 15 à 30% de la nourriture mondiale (Greenleaf & Kremen, 2006). Comme le disent Leonhardt *et al.* (2013), il existe une corrélation positive entre la densité des pollinisateurs, le rendement des cultures et donc le gain monétaire des cultures dépendant des pollinisateurs. Ils prédisent que les pays sud-européens feront plus vite face à des pertes de pollinisateurs mais que, présentant une plus grande richesse spécifique, leur agriculture en sera moins impactée que pour les pays du Nord de l'Europe. Selon leur étude, la valeur économique du secteur agricole assurée par la pollinisation des insectes avoisinerait les 12% pour l'Europe.

L'importance économique des abeilles varie selon les pays puisqu'elle dépend de leur situation géographique mais aussi du type de cultures qui y sont pratiquées. En effet, l'obtention de certains fruits (mandarines, pêches, ...) dépend grandement de l'efficacité de pollinisation des abeilles (Leonhardt *et al.*, 2013). En Belgique, c'est d'ailleurs dans le

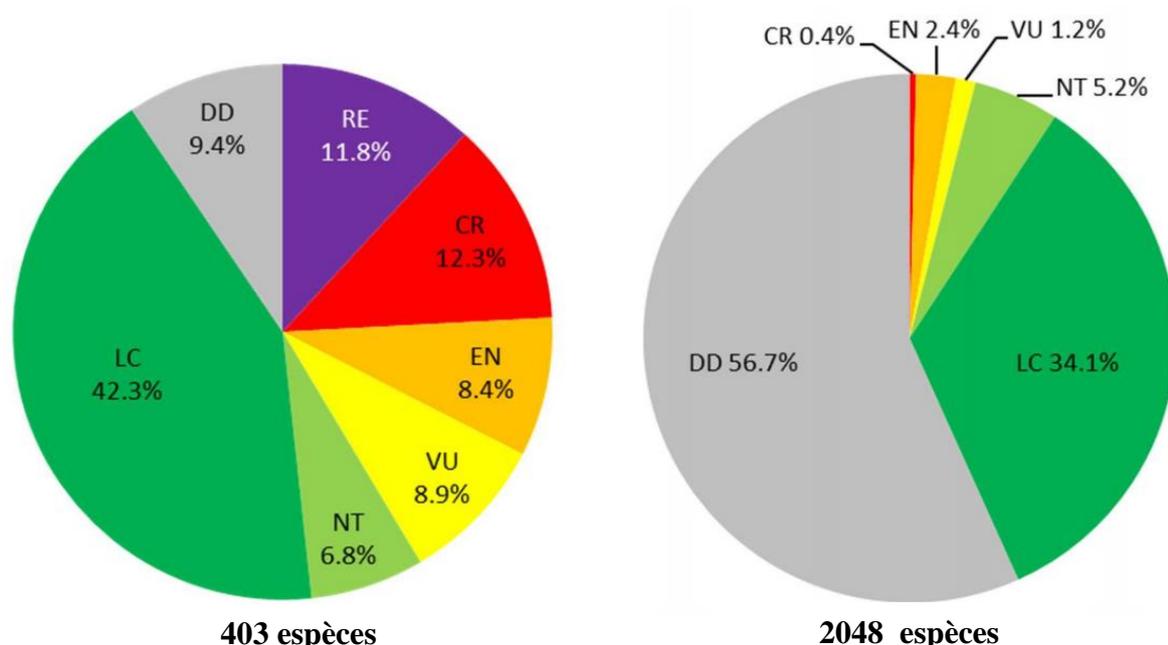
Limbourg, là où la production de cultures fruitières est la plus importante du pays, que le service de pollinisation a le plus de valeur économique dans la production de nourriture humaine. Ainsi, Jacquemin *et al.* (2017) estiment que, pour cette province, cette valeur atteint près de 209 millions d'euros. Pour le Hainaut par contre, la valeur économique de ce service écosystémique est drastiquement réduite puisqu'elle est estimée à un peu moins de 6 millions d'euros. Et pourtant, la valeur totale de production agricole du Hainaut (292 millions d'euros) pour la nourriture humaine est supérieure à celle du Limbourg (264 millions d'euros). Ces différences s'expliquent par la nature des cultures de chaque province puisque le Hainaut présente surtout des cultures céréalières alors que le Limbourg présente des cultures fruitières, très dépendantes de la pollinisation.

Il est important de souligner ici que l'idéal est de conserver une richesse en abeilles sauvages et non pas seulement des abeilles domestiques. En effet, une pollinisation optimale est observée lorsque la richesse spécifique est augmentée (Fründ *et al.*, 2013 ; Garibaldi *et al.*, 2014). C'est surtout *Apis mellifera* qui est utilisée pour la pollinisation des cultures car elle est facilement disponible dans le commerce, mais son emploi n'est pas toujours optimal. C'est pourquoi les abeilles sauvages sont également importantes, d'une part parce qu'elles assurent une partie de la pollinisation mais surtout parce qu'en interagissant avec les abeilles domestiques, elles augmentent leur efficacité de pollinisation. C'est ce que démontrent Greenleaf & Kremen (2006) dans leur étude portant sur la pollinisation de tournesols hybrides. Selon eux, les abeilles sauvages modifient le comportement de vol des abeilles domestiques, augmentant par exemple le taux de visites des plantes mâle-femelle et ainsi favorisant une meilleure pollinisation. Une plus grande richesse spécifique en abeilles permet également une complémentarité des traits fonctionnels (longueur de langues, taille des abeilles, période de vol, ...) qui optimise alors la pollinisation des cultures (Garibaldi *et al.*, 2014). Dans cette même étude, Garibaldi *et al.* (2014) vont même plus loin en soulignant un cercle vicieux reposant sur une faible richesse spécifique en abeilles. Cette dernière mène à une diminution de la pollinisation des cultures, menant à son tour à une diminution du rendement de ces cultures, ce qui est alors compensé par une augmentation des terres agricoles exploitées et donc à une diminution des zones naturelles au sein des paysages agricoles, qui provoque de nouveau une baisse de diversité d'abeilles.

Pour que les abeilles continuent d'être efficaces dans la pollinisation des cultures, il faut non seulement miser sur une large diversité spécifique mais aussi sur les interactions entre les espèces et sur les écosystèmes environnants (Greenleaf & Kremen, 2006).

#### 1.1.4. Déclin

Tout d'abord, il est important de préciser qu'il est difficile de déterminer l'importance du déclin actuel subi par les abeilles et ce, par manque de données (Winfree, 2010). En effet, près de 57% des espèces d'abeilles européennes sont classées comme DD (Data Deficient) sur la Liste Rouge de l'Europe (Fig.3). Ainsi, on estime que 9,2% des espèces d'abeilles d'Europe sont menacées, cette valeur pouvant varier de 4% à 60,7% à cause du manque de données (Nieto *et al.*, 2014). En Belgique, la problématique est mieux cernée puisque 32,8% des espèces sont considérées comme menacées avec « seulement » 9,4% d'espèces pour lesquelles les données manquent (Fig.3). On retrouve notamment 12,3% d'abeilles belges en danger critique d'extinction, ce qui représente 47 espèces (Drossart *et al.*, 2019).



**Fig.3.** Répartition des espèces d'abeilles selon leur statut sur la liste rouge de l'IUCN, en Belgique (à gauche) et en Europe (à droite) (Nieto *et al.*, 2014 ; Drossart *et al.*, 2019). DD = Données manquantes, LC = Préoccupation mineure, NT = Presque menacée, VU = Vulnérable, EN = En danger d'extinction, CR = En danger critique d'extinction, RE = Régionalement éteinte.

Toujours en Belgique, c'est chez le genre *Bombus* que le déclin est le plus marqué (Rasmont *et al.*, 2005). De 1930 à 1990, on est passé de 28 à 24 espèces de bourdons. Sur ces 28 espèces de départ, on estime qu'entre 14 et 19 ont régressé lors du dernier siècle (Rasmont & Mersch 1988; Rasmont *et al.*, 1993). Inversement, certaines espèces évoluent positivement sur le territoire belge, c'est le cas des cinq espèces suivantes : *B. hypnorum*, *B. lapidarius*, *B. pascuorum*, *B. pratorum* et *B. terrestris* (Rollin *et al.*, 2020). Ainsi, les trois espèces les plus abondantes depuis plus d'un siècle sont : *B. pascuorum*, *B. lapidarius* et *B. pratorum*

(Folschweiller *et al.*, 2020). Cette dynamique n'est pas pour autant une généralité puisque certaines espèces auparavant abondantes régressent drastiquement (Rollin *et al.*, 2020). Mais la littérature n'a, jusqu'à présent, pas démontré de différence significative entre la sensibilité du genre *Bombus* et celle des autres genres d'abeilles pour les perturbations anthropiques. On pourrait donc s'attendre aux mêmes impacts sur les autres genres (Winfrey *et al.*, 2009).

Malgré tout, les études portant sur le sujet ont permis d'identifier certaines des causes principales de ce déclin. Les facteurs principaux à l'échelle globale sont la destruction de l'habitat, les changements climatiques et les pesticides. Là où certains facteurs ont des impacts négatifs sur la plupart des espèces, ils peuvent se révéler bénéfiques pour d'autres, selon les conditions (Drossart *et al.*, 2019).

Chaque espèce d'abeilles réagit différemment face aux facteurs de déclin et ce, suite aux traits écologiques qu'elle présente. Ainsi, les traits amenant à une plus forte probabilité d'extinction sont : une faible distribution géographique, un taux de reproduction lent, une faible densité de population et des spécialisations écologiques telles que le parasitisme ou l'oligolectisme (Brook *et al.*, 2008). Au niveau de la socialité, on remarque que les espèces sociales déclinent moins et avancent plus leur période de vol que les espèces primitives eusociales et les espèces solitaires (Duchenne *et al.*, 2020a). La taille des abeilles a également son importance puisque les plus grosses espèces souffrent moins du déclin que les petites sur deux aspects : les pesticides (Goulson *et al.*, 2015) et la perte d'habitat (Park *et al.*, 2015). En effet, les grosses espèces sont plus résistantes aux pesticides (Rafael Valdovinos Núñez *et al.*, 2009 ; Arena & Sgolastra, 2014 ; Baron *et al.*, 2014) et présentent une meilleure capacité de dispersion (Gathmann & Tschardt, 2002 ; Greenleaf *et al.*, 2007), elles souffrent donc moins de l'intensification de l'agriculture que les petites espèces (Duchenne *et al.*, 2020a).

#### 1.1.4.1. Destruction et fragmentation de l'habitat

La dégradation de l'habitat, que ce soit par fragmentation ou par destruction directe, constitue la cause majeure du déclin de nos pollinisateurs. Nous pouvons identifier l'agriculture intensive, l'urbanisation et le boisement comme les principaux responsables de cette dégradation d'habitats (Goulson *et al.*, 2008 ; Brown & Paxton, 2009).

La révolution agricole du siècle dernier a totalement modifié les pratiques agricoles, ce qui a mené à une simplification et une homogénéisation du paysage, perturbant les communautés de pollinisateurs (Rasmont & Mersch, 1988 ; Rasmont, 2008 ; Grab *et al.*, 2019). C'est ainsi que

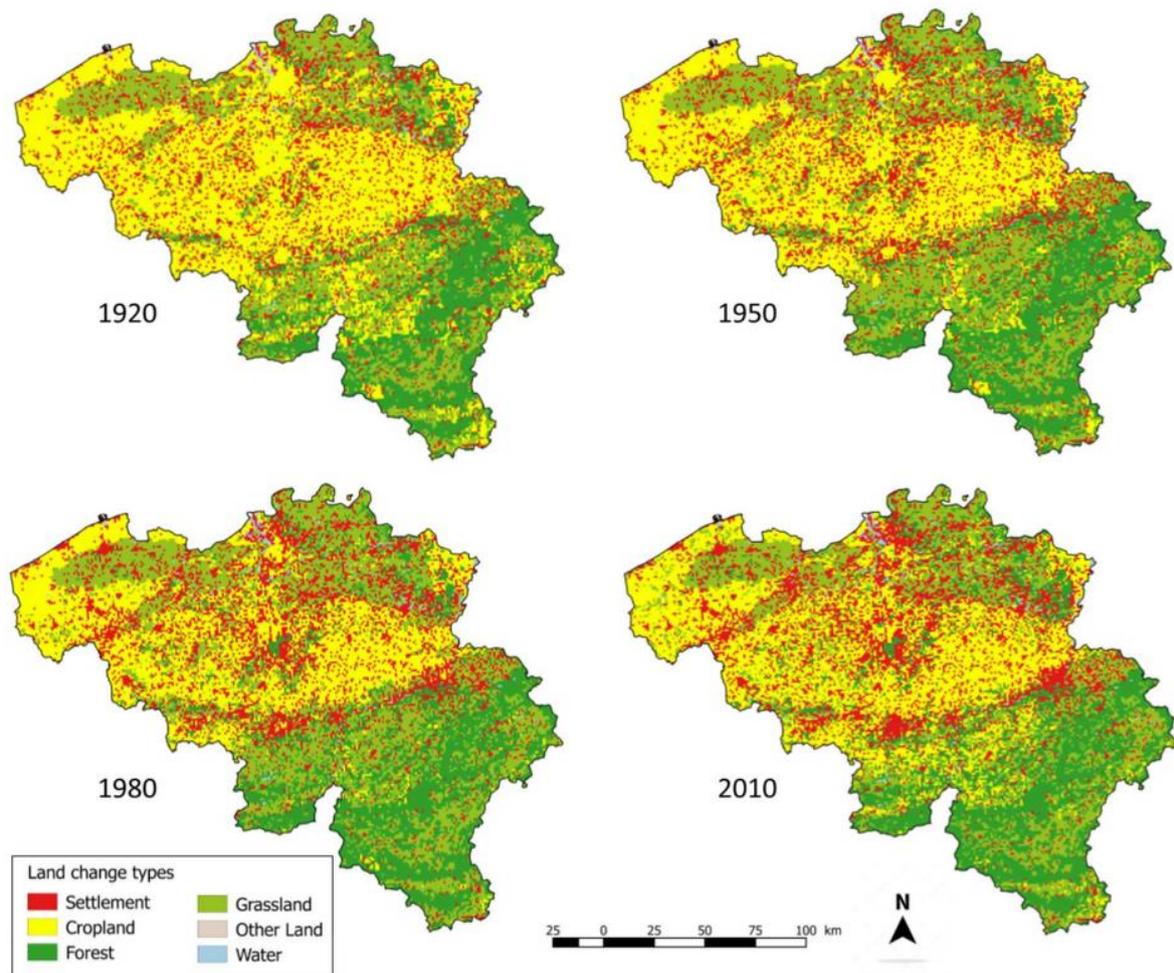
la Liste Rouge Européenne annonce 366 espèces d'abeilles comme étant touchées par les changements de l'agriculture (Nieto *et al.*, 2014). L'arrivée des engrais azotés a remplacé l'utilisation des légumineuses, auparavant employées pour enrichir le sol en azote. Ces légumineuses présentant des fleurs à corolle profonde, elles étaient idéales pour les pollinisateurs à langue longue. Un déclin de ces derniers a donc été observé par la suite (Rasmont & Mersch, 1988 ; Rasmont *et al.*, 2005 ; Rasmont, 2008).

On pourrait penser que les cultures de plantes abondantes en fleurs sont favorables au développement des communautés de pollinisateurs. Cependant, ces fleurs favorisent les espèces capables de les butiner, et surtout les espèces dont la période de vol correspond à la période de floraison de ces cultures. Tout ceci perturbe alors le réseau plantes-pollinisateurs préalablement établi (Mandelik *et al.*, 2012 ; Vanbergen & The Insect Pollinators Initiative, 2013). Mandelik *et al.* (2012) mettent en évidence l'importance de mosaïques d'habitat dans les paysages agricoles. En effet, les cultures n'apportent des ressources florales que durant la période estivale, l'apport printanier en ressources est alors assuré par le milieu forestier et les prairies anciennes tandis que l'apport automnal est assuré par les prairies anciennes uniquement. La modification des techniques de fauche et l'intensification du pâturage ont, quant à elles, provoqué la perte d'une grande partie de ces prairies semi-naturelles, milieux riches en pollinisateurs (Nieto *et al.*, 2014). En Suède, par exemple, on estime que 97% à 99% des prairies semi-naturelles ont disparu (Dahlstrom *et al.*, 2008).

Après l'agriculture, l'urbanisation est un second facteur intervenant dans la perte d'habitat des pollinisateurs (Drossart *et al.*, 2019). C'est notamment le cas en Belgique puisque 8,9% du pays est urbanisé (Belgian Federal Government, 2018). Le Nord et le Centre de la Belgique ayant subi une forte urbanisation (Fig.4) et un important développement agricole (Christians, 1998), les abeilles nichant dans le sol ont été fortement touchées par l'altération de ce dernier. D'un autre côté, le taux d'urbanisation au sud du pays est resté stable au fil du temps (Fig.4) (Rollin *et al.*, 2020). Malgré tout, alors que l'agriculture intensive est globalement considérée comme néfaste pour les communautés de pollinisateurs, l'urbanisation peut s'avérer être une source de diversité d'abeilles dans certains cas (Banaszak-Cibicka & Żmihorski, 2012, Fortel *et al.*, 2014 ; Normandin *et al.*, 2017 ; Fiordaliso, 2020). En effet, bien que des études doivent encore éclaircir le sujet, l'hétérogénéité qui caractérise le paysage urbain et les différents points verts qui le composent (parcs, jardins, *etc*) attirent de nombreux pollinisateurs (Tommasi *et al.*, 2004), comme *B.hypnorum* par exemple (Rollin *et al.*, 2020). En conséquence, l'effet de l'urbanisation sur les espèces belges en déclin est jugé plus faible que

celui de l'agriculture. Cette dernière est considérée comme le facteur principal de la perte des abeilles en Belgique ces 70 dernières années (Rollin *et al.*, 2020).

Un dernier facteur important dans cette fragmentation d'habitat constitue la couverture forestière, qui a fortement augmenté au cours du dernier siècle en Belgique puisque nous sommes passés de 521.216 ha en 1910 à 706.120 ha boisés en 2016 (Blerot & Heyninck, 2017). La plupart des abeilles préfèrent les milieux ouverts et fleuris tels que les clairières et les landes (Rasmont, 1988 ; Pauly, 2019a), les milieux forestiers proposant souvent une faible diversité spécifique (Winfree *et al.*, 2007).



**Fig.4.** Modifications de l'utilisation du paysage en Belgique entre les années 1920, 1950, 1980 et 2010 (Drossart *et al.*, 2019 ; d'après Fuchs *et al.*, 2013, 2015)

On remarque finalement qu'au cours du 20<sup>ème</sup> siècle, les espèces typiques des espaces ouverts ont subi un déclin, tandis que les espèces typiques des milieux forestiers se sont plutôt bien développées (Rasmont & Mersch, 1988). Ceci est directement lié à ce qui est cité ci-dessus : la surface des habitats forestiers a augmenté de 25 % ces 150 dernières années (Société

Royale Forestière de Belgique, 2018) alors que les terres agricoles (représentant la majeure partie des milieux ouverts en Belgique) ont été drastiquement perturbées suite à la révolution agricole (Rasmont & Mersch, 1988; Goulson *et al.*, 2005; Kosior *et al.*, 2007; Williams & Osborne 2009).

Nous voyons donc que dans bien des situations, les modifications de l'utilisation du paysage induisent localement des disparitions d'espèces, perturbant les réseaux de pollinisation. Les individus spécialisés sont alors généralement les plus sensibles (Biesmeijer *et al.*, 2006 ; Williams & Osborne, 2009). Mais il arrive aussi que milieu anthropisé rime avec diversité, c'est notamment le cas pour certaines pratiques agricoles et zones urbaines qui accueillent des hotspots de diversité (McFrederick & LeBuhn, 2006 ; Brosi *et al.*, 2007 ; Winfree *et al.*, 2007). Dans une optique de conservation, ces situations sont avantageuses car elles facilitent l'association de critères économiques et écologiques (Polasky *et al.*, 2005).

#### 1.1.4.2. Climat

Les changements climatiques touchent l'ensemble du vivant, les abeilles ne sont pas épargnées et sont même particulièrement affectées puisqu'on estime que 136 espèces européennes sont menacées par ce facteur (Nieto *et al.*, 2014). Ce bouleversement agit selon deux dynamiques différentes : des changements progressifs et des événements extrêmes. Ces derniers se traduisent par des canicules, des sécheresses ou encore des inondations. De tels phénomènes climatiques impactent la disponibilité en ressources florales et même directement les populations de bourdons (Iserbyt & Rasmont, 2012 ; Herrera *et al.*, 2014).

En effet, certaines études ont montré que le stress thermique induit par des canicules affectait les bourdons différemment selon les espèces (Martinet *et al.*, 2015; Oyen *et al.*, 2016). Par exemple, *B.terrestris* résiste mieux aux fortes chaleurs que *B.jonellus* et *B.magnus* car il présente un optimum de température supérieur à ces deux espèces. De plus, la sensibilité des spermatozoïdes face au stress thermique varie selon les espèces (Martinet *et al.*, 2020b). L'exposition à la chaleur détériore la qualité des réserves de sperme et endommage l'ADN des spermatozoïdes (David *et al.*, 2005; Hurley *et al.*, 2018; Stürup *et al.*, 2013). A l'avenir, on pourrait donc observer des invasions d'espèces mieux adaptées à la chaleur, telles que *B.terrestris*, au détriment des espèces adaptées aux climats plus frais (*B.jonellus* et *B.magnus* par exemple) (Martinet *et al.*, 2020b).

Ainsi, les traits écologiques des différentes espèces de bourdons pourraient permettre d'expliquer les perturbations actuelles provoquées par le changement climatique mais aussi les perturbations futures (Martinet *et al.*, 2020a).

Quant aux précipitations intenses, elles endommagent les nids souterrains des abeilles (Goulson *et al.*, 2015).

En parallèle de ces événements extrêmes, on observe un réchauffement climatique progressif induisant des changements de la distribution géographique des abeilles (Rasmont *et al.*, 2015). Ainsi, l'aire de répartition des espèces a tendance à se déplacer vers le Nord afin de rester dans l'idéal de température de l'espèce. Dans le cas où cette migration est rendue impossible, par une barrière physique ou une mobilité réduite de l'espèce, l'aire de répartition va se concentrer et finira probablement par disparaître (Bartomeus *et al.*, 2013 ; Aguirre-Gutiérrez *et al.*, 2016). Au contraire, les espèces d'abeilles méridionales étendront leur distribution géographique (Drossart *et al.*, 2019). C'est ainsi que Rasmont *et al.* (2015) prévoient que d'ici 2050 à 2100, la majeure partie des espèces de bourdons de Belgique aura disparu du territoire. Un problème supplémentaire survenant suite à ces déplacements vers le Nord est qu'ils ne se feront pas à une même vitesse pour les pollinisateurs que pour leurs plantes associées, ce qui entraîne un décalage spatial dans les réseaux de pollinisation (Schweiger *et al.*, 2008 ; Vanbergen & The Insect Pollinators Initiative, 2013). S'ajoute à cela un décalage temporel au sein des réseaux plantes-pollinisateurs puisque les changements de température risquent fortement de modifier les périodes de vol des abeilles, alors que les périodes de floraison ne seront pas affectées (Pleasants, 1980 ; Memmott *et al.*, 2007; Burkle *et al.*, 2013).

En Belgique, le changement de température n'est pas significativement corrélé à la disparition des abeilles, il n'est donc pas considéré comme un facteur principal de déclin. Au contraire, toutes les espèces (menacées, stables, en croissance) profitent des hausses de température (Duchenne *et al.*, 2020a). En effet, en région tempérée, les individus ectothermes vivent sous leur seuil de température optimale, une hausse de température va donc les avantager (Deutsch *et al.*, 2008). Cependant, les autres aspects du changement climatique tels que les événements extrêmes cités ci-dessus finiront par être trop importants et par impacter négativement les populations d'abeilles (Soroye *et al.*, 2020).

#### 1.1.4.3. Pesticides

En plus de modifier le paysage physiquement, les techniques agricoles récentes se traduisent également par une importante utilisation de produits phytosanitaires (PPP). Les abeilles, présentant très peu de gènes impliqués dans la détoxification, sont particulièrement sensibles à ces substances (Weinstock *et al.*, 2006). Ainsi, la richesse spécifique est généralement plus faible dans les zones exposées aux PPP (Brittain *et al.*, 2010). Ces derniers peuvent agir par contact direct sur les pollinisateurs (surtout les insecticides), être assimilés par les plantes et se concentrer dans le pollen et le nectar (surtout les herbicides et fongicides) (Sanchez-Bayo & Goka, 2014) ou encore limiter les ressources florales et ainsi impacter indirectement les abeilles (surtout herbicides) (Nieto *et al.*, 2014).

Actuellement, les études des effets des pesticides sur les abeilles concernent surtout les abeilles domestiques car les abeilles solitaires ne sont pas considérées comme des pollinisateurs majeurs et qu'elles sont plus difficiles à étudier de par leur petite taille. De plus, les pesticides étudiés en priorité sont les insecticides, au détriment des fongicides et herbicides dont les effets sur les abeilles restent encore peu documentés (Belsky & Joshi, 2020).

Une classe importante des insecticides est celle des néonicotinoïdes qui, à des concentrations suffisantes, provoquent la paralysie et la mort des insectes (Tomizawa & Casida, 2005). Toutefois, des doses sublétales suffisent à provoquer des dysfonctionnements à plusieurs niveaux chez les pollinisateurs (Pisa *et al.*, 2015). Chez les bourdons, par exemple, l'exposition aux néocotinoïdes a démontré une baisse de productivité de la colonie ainsi qu'un plus grand risque d'effondrement de celle-ci (Gill *et al.*, 2012).

Les fongicides, répartis en plusieurs familles, présentent une toxicité ayant été démontrée sur *Apis mellifera* mais aussi sur d'autres espèces sociales et sur les abeilles solitaires. Cette toxicité provient directement du fongicide ou de sa synergie avec d'autres composés utilisés par le secteur agricole. En effet, l'exposition à certains PPP peut augmenter la sensibilité des abeilles à d'autres composés, surtout aux insecticides (Belsky & Joshi, 2020). Par exemple, les LD<sub>50</sub> des abeilles contaminées au boscalid (composé fongicide) diminuent significativement lorsque ces abeilles sont également en contact avec de la clothianidine et du thiaméthoxame (insecticides) (Tsvetkov *et al.*, 2017). Les fongicides impactent aussi bien le développement larvaire que la physiologie des adultes. Tandis que chez les espèces sociales, ils affectent les performances de la colonie et le comportement des individus, chez les abeilles

solitaires, c'est la capacité de reproduction et aussi le comportement des individus qui sont perturbés (Belsky & Joshi, 2020). Syromyatnikov *et al.* (2017) ont relevé différents dysfonctionnements dans la chaîne mitochondriale de transport des électrons chez *B.terrestris* lorsque ces derniers sont exposés au dithianone et au difénoconazole, deux composés fongicides. De par le désintérêt de l'impact des fongicides sur les pollinisateurs, leur utilisation est moins réglementée que celle des insecticides. Dès lors, ils peuvent être utilisés en période de floraison, quand les abeilles sont le plus actives (Belsky & Joshi, 2020).

Les herbicides affectent quant à eux l'apprentissage des abeilles, leurs capacités sensorielles et leur navigation. Ainsi, Mengoni Goñalons & Farina (2018) ont montré qu'une exposition chronique au glyphosate + imidacloprid réduisait la réponse au sucrose et l'apprentissage de l'olfaction chez les abeilles domestiques adultes, détériorant notamment la capacité de retour à la ruche. De leur côté, les larves exposées au glyphosate mangent moins. Plusieurs études (Biddinger *et al.*, 2013; Sgolastra *et al.*, 2017; Abraham *et al.*, 2018) ont montré que certains herbicides s'avéraient plus néfastes pour les abeilles sauvages que pour *Apis mellifera*, ce qui témoigne de l'importance d'étudier l'impact de ces substances sur d'autres abeilles que l'abeille domestique. En plus des effets directs sur les abeilles, les herbicides impactent évidemment la disponibilité des ressources florales. De fait, les mauvaises herbes et autres plantes non cultivées, potentiellement utiles aux abeilles, sont éliminées volontairement (Belsky & Joshi, 2020).

La Belgique est un mauvais élève puisqu'en 2016, près de 5,1 kg de PPP furent vendus par hectare de superficie agricole utilisée, hissant notre pays à la troisième place des consommateurs de PPP européens. Cette consommation était en diminution depuis 1995 mais s'est stabilisée depuis 2011. En 2017, on estime que les fongicides et bactéricides représentaient 40% des PPP utilisés par les professionnels en Belgique, contre 30% pour les herbicides et insecticides. La même année, en Wallonie, la culture de pommes de terre (4<sup>ème</sup> culture wallonne la plus importante) demandait la plus importante utilisation de PPP, soit 15,6 kg/ha, pour lutter principalement contre le Mildiou (SPW, 2020).

Là où les études portent souvent sur les effets d'une seule substance sur les abeilles, la réalité est toute autre puisque c'est un cocktail de pesticides que les insectes rencontrent dans l'environnement. Ces polluants interagissent parfois de manière synergique et perturbent ainsi derechef le comportement des pollinisateurs (Johnson *et al.*, 2009 ; Cresswell, 2011; Henry *et al.*, 2012).

#### 1.1.4.4. *Autres facteurs de déclin*

A ces trois facteurs principaux du déclin des abeilles, nous pouvons ajouter l'introduction d'espèces exotiques ou encore la propagation d'agents pathogènes et de parasites. Les espèces exotiques peuvent aussi bien représenter des espèces végétales que d'autres pollinisateurs. Le réseau de pollinisation s'en voit perturbé dans les deux sens puisque certaines espèces d'abeilles et de fleurs vont être avantagées, tandis que d'autres subiront une régression (Winfree, 2010). Quant aux agents pathogènes et parasites, ils représentent la cause principale du déclin des abeilles domestiques dans le monde (Vanbergen & The Insect Pollinators Initiative, 2013).

Les différents facteurs favorisant le déclin des abeilles cités ci-dessus sont généralement étudiés au cas par cas. Mais, en réalité, ils agissent simultanément et parfois même de manière synergique (Potts *et al.*, 2010). Par exemple, le changement climatique provoque des modifications de la distribution géographique des abeilles dont certaines sont porteuses de pathogènes ou de parasites ; la propagation de ceux-ci est alors modifiée (Grünewald, 2010).

#### 1.1.5. Conservation

Etant donné l'importance écologique et économique des abeilles et leur déclin progressif, il devient urgent de mettre en place des mesures de conservation en leur faveur. D'ailleurs, cela fait déjà plusieurs années que cette cause rassemble de nombreux acteurs, soucieux de l'avenir des pollinisateurs et du maintien de leurs rôles écosystémiques. Plusieurs initiatives ont ainsi vu le jour à l'échelle internationale, nationale et régionale (Folschweiller *et al.*, 2019).

De manière générale, en Europe, il a fallu attendre 1973 pour que soit établie la loi de la conservation de la nature qui permet de définir les différents statuts de protection des sites. Cette loi a ensuite été complétée par deux directives : la directive « Oiseaux » (1979) et la directive « Habitats » (1992). Comme son nom l'indique, la première concerne la protection des oiseaux et de leur habitat tandis que la seconde vise des habitats sensibles mais aussi d'autres espèces animales et végétales à protéger. Ces deux directives ont chacune permis de définir des zones de territoires à protéger, aujourd'hui rassemblées sous l'enseigne de « Réseau Natura 2000 » (SPF Environnement, 2016). Les abeilles ne sont pas directement visées dans ces démarches de conservation mais en bénéficient indirectement via la protection de certains de leurs habitats.

Dans l'optique d'une conservation efficace, il est essentiel de commencer par identifier les différents axes à emprunter. Premièrement, il est nécessaire de continuer la recherche concernant les pollinisateurs et leur déclin. Beaucoup d'études ont déjà été menées mais il reste actuellement de nombreuses inconnues sur cette problématique (Folschweiller *et al.*, 2019). Deuxièmement, les données rassemblées jusque maintenant permettent déjà de réaliser des aménagements bénéfiques aux abeilles sauvages. Deux facteurs importants que sont la restauration des ressources florales et des sites de nidification ont notamment pu être identifiés pour optimiser la gestion des abeilles sauvages (Winfree, 2010). Finalement, des campagnes de sensibilisation sont importantes pour que les citoyens, les entreprises mais aussi les politiques prennent conscience de l'importance des abeilles sauvages (INRA PACA & ARTHROPOLOGIA, 2014).

Actuellement, les mesures déjà en place en Wallonie consistent donc en des aménagements en faveur des abeilles (ressources florales et sites de nidification), des initiatives et des financements à plusieurs échelles (européenne, belge, régionale) et des actions plus ciblées comme la réduction de l'utilisation de pesticides.

#### *1.1.5.1. Aménagements en faveur des pollinisateurs*

Pour ce qui est de la restauration des **ressources florales**, l'idée générale est de semer des mélanges floraux composés idéalement d'espèces indigènes attrayantes pour les pollinisateurs et qui, ensemble, couvrent une période de floraison la plus longue possible (SBSTTA, 2018). Ce concept de mix floral peut être appliqué dans le secteur agricole, où des méthodes agro-environnementales et climatiques (MAEC) incitent les agriculteurs à adopter de telles mesures (Natagriwal, 2014). Dans le milieu urbain, les parcs et autres endroits fleuris de la ville peuvent aussi utiliser ces techniques de mélanges floraux. Et finalement, chaque citoyen propriétaire d'un jardin peut installer ces différentes fleurs et ainsi agir à son échelle pour la diversification des pollinisateurs. Il est indispensable de sélectionner soigneusement les espèces florales à inclure dans de tels mélanges. En effet, quelques plantes très attractives suffisent à attirer la majorité des pollinisateurs. Une diversité florale n'est donc pas nécessaire, ce qui facilite la réalisation de ces aménagements (Winfree, 2010). Le fauchage tardif des bords de route (Fig.5b), appliqué en Wallonie, améliore également les disponibilités florales. Il consiste en une fauche annuelle unique des accotements après le 1 août ou le 1 septembre selon les espèces florales présentes. Ce retard de fauche permet notamment aux

plantes de croître, fleurir et fructifier avant la prochaine saison (Portail Biodiversité en Wallonie, 2011).



**Fig.5.** Différentes mesures en faveur des pollinisateurs. a) Hôtel à insectes (photo de terrestraditions.com), b) Fauchage tardif (photo Ville de Namur), c) Spirale à insectes (photo d'Urbanbees).

Des aménagements pour les **sites de nidification** peuvent également être réalisés, les plus connus sont les hôtels à insectes (Fig.5a). Ces derniers consistent en des sortes d'étagères en bois où chaque case est remplie soit de tiges creuses, soit de bûches percées ou d'autres matériels naturels afin de représenter au mieux les sites de nidification des abeilles sauvages. Une autre structure intéressante est la spirale à insectes (Fig.5c) qui est simplement un muret de pierres disposées en spirale, celle-ci est ensuite remplie de terre. Cette disposition permet de chauffer et d'assécher la terre, ce qui permet à la fois de cultiver des plantes aromatiques mais aussi d'attirer certaines abeilles solitaires qui nidifient alors entre les pierres (INRA PACA & ARTHROPOLOGIA, 2014). Une gestion directe du sol peut être effectuée, par

exemple en créant des escarpements et petits talus de sol meuble. Dasnias (2002) nous conseille des microfalaises (50 cm de hauteur suffisent) avec une orientation méridionale et à proximité d'une zone riche en fleurs.

#### 1.1.5.2. *Initiatives et financement*

A l'échelle européenne, les différents projets LIFE ont pour but la restauration de biotopes et d'habitats d'espèces concernés par les directives « Oiseaux » et « Habitats ». Aucun de ces projets ne concerne directement les abeilles mais elles bénéficient indirectement des projets visant leurs habitats (Folschweiller *et al.*, 2019). C'est par exemple le cas du LIFE « Herbages » mené de 2013 à 2020 qui avait pour but la restauration des pelouses et prairies en Lorraine belge et Ardenne méridionale. Alors que l'objectif initial était d'améliorer la biodiversité et la connectivité de 400 ha de ces habitats, ce sont finalement 629 ha qui ont été réhabilités. Cette restauration a ainsi permis l'observation de certaines espèces rares d'abeilles sauvages, c'est le cas de *Bombus ruderatus*, *Bombus humilis*, *Bombus veteranus*, *Bombus sylvarum*, *Megachile circumcincta*, *Andrena schencki*. Deux nouvelles espèces ont également été découvertes lors de relevés : *Halictus langobardicus* et *Lasioglossum limbellum* (Life Herbages, 2020). Cet exemple montre bien comment un projet non centré sur les pollinisateurs peut tout de même les favoriser.

Certaines initiatives transfrontalières ont également vu le jour, dont notamment « Promote Pollinators » et le projet SAPOLL. Le premier tente de sensibiliser les politiques nationales à adopter des stratégies nationales en faveur des pollinisateurs. Quant à lui, le projet SAPOLL rassemble principalement des acteurs de la Belgique et du Nord de la France et vise à protéger les pollinisateurs en agissant directement sur le terrain (Folschweiller *et al.*, 2019). A l'échelle nationale, on retrouve notamment le Plan fédéral Abeilles qui vise surtout la gestion des abeilles mellifères (SPF Environnement, 2017). Et enfin, en Wallonie, des initiatives sont mises en place telles que la gestion des bords de route (discutée ci-dessus), le plan Maya ou encore les MAEC (Folschweiller *et al.*, 2019). Ces dernières, déjà citées plus haut, consistent en des mesures environnementales pouvant être appliquées par les agriculteurs (en remplissant des conditions spécifiques), qui reçoivent des aides financières en contrepartie (Natagriwal, 2014). Quant au plan Maya, il agit depuis 2011 pour la sauvegarde des populations de pollinisateurs au niveau communal et provincial. En s'inscrivant dans ce programme, une commune (ou province) s'engage à planter des végétaux mellifères, sensibiliser ses citoyens, limiter son utilisation de pesticides (et idéalement l'abolir), enrichir

le fleurissement de la commune avec des plantes mellifères et établir une convention « Bords de routes – fauchage tardif (SPW Environnement, 2020).

Les initiatives ayant pour objet la pérennité des pollinisateurs touchent, le plus souvent, le secteur agricole (*e.g.* MAEC) et le secteur urbain (*e.g.* Plan Maya, UrbanBees). Il en va de même pour les études portant sur les abeilles, elles se concentrent principalement sur la dynamique des abeilles en paysages agricoles (Mandelik *et al.*, 2012 ; Kennedy *et al.*, 2013 ; Garibaldi *et al.*, 2014 ; Bänsch *et al.*, 2020) et urbains (Tommasi *et al.*, 2004 ; Lowenstein *et al.*, 2015 ; Normandin *et al.*, 2017 ; Rollin *et al.*, 2020), avec notamment l’impact des pesticides sur ces insectes (Tomizawa & Casida, 2005 ; Gill *et al.*, 2012 ; Pisa *et al.*, 2015). Paradoxalement, la situation des abeilles en milieu naturel, et plus précisément en carrière, est peu documentée et peu connue (Winfree, 2010 ; Twerd *et al.*, 2019). Pour exemple, le rapport sur la mise en œuvre du plan d’action national pour la santé des abeilles en Suisse, publié par le Conseil fédéral suisse (2016), traite la thématique des abeilles en milieux agricole et urbain mais n’aborde pas la situation des abeilles en milieu naturel. Toutefois, le peu d’études menées sur la diversité des abeilles en réserves naturelles démontre un réel intérêt de ces habitats. Pour cause notamment, les abeilles sont fortement associées aux milieux ouverts, dont beaucoup ont été classés comme réserve naturelle (Heneberg *et al.*, 2013 ; Banaszak & Twerd, 2018).

#### *1.1.5.3. Le cas des pesticides en Wallonie*

Un aspect important de la conservation vise la gestion de l’utilisation des produits phytopharmaceutiques (PPP). En Wallonie, le projet « zéro phyto » a vu le jour en 2014 : il consistait en l’abolition de l’utilisation des PPP dans les espaces publics d’ici 2019. L’objectif n’a malheureusement pas pu être atteint puisque seulement la moitié des communes a réussi à abandonner l’usage de ces produits (Adalia, 2019). Ce sont généralement les cimetières qui posent problème et obligent l’utilisation d’herbicides. *A contrario*, le projet « Cimetière Nature », adopté par une soixantaine de communes, propose de laisser la végétation s’installer dans les cimetières (Adalia, 2018). En mars 2018, un arrêté wallon annonce l’interdiction de l’utilisation de pesticides contenant des néonicotinoïdes. Seuls certains professionnels, disposant d’une dérogation, sont encore autorisés à les utiliser (SPW Environnement, 2018a). Comme autre mesure concernant les PPP, on peut également citer le bannissement du glyphosate depuis 2017 en Wallonie (Adalia, 2018).

## 1.2. Réserves semi-naturelles

### 1.2.1. Généralités

#### 1.2.1.1. *Historique et définition*

La notion de réserve semi-naturelle est encore très récente mais, avant elle, d'autres concepts étaient déjà apparus pour protéger certains paysages naturels. Historiquement, les premières portions de territoires à avoir été protégées le furent par William le Conquérant (Roi anglais du XI<sup>e</sup> siècle) pour ses parties de chasse. Il faudra attendre le début du XIX<sup>e</sup> siècle, en Allemagne, pour que certains privés délimitent des zones à protéger, en se basant sur des critères de beauté de la nature. C'est seulement au XX<sup>e</sup> siècle que les états européens commenceront à s'impliquer et à protéger certaines parties du territoire (European Environment Agency, 2012). Fin du XIX<sup>e</sup> siècle, le concept de parc national voit le jour en Amérique du Nord et s'étendra rapidement en Europe, où ce sont aussi les terres coloniales qui bénéficieront de ces appellations. Les réserves naturelles telles que nous les connaissons ne feront véritablement leur apparition qu'à partir de la moitié du XX<sup>e</sup> siècle. C'est d'ailleurs en 1948 que l'IUCN est fondé dans un but de conservation de la nature. La différence notoire entre un parc naturel et une réserve naturelle est que, tandis que le premier est défendu pour la beauté qu'il dégage, la seconde l'est pour la biodiversité qu'elle recèle (European Environment Agency, 2012). Actuellement, 80% des réserves naturelles existantes ont été établies après 1962. A cette époque, les réserves naturelles étaient encore perçues comme des endroits à isoler du paysage alentour pour une conservation de la nature optimale. De nos jours, la notion de réseau écologique prime et les réserves naturelles ne sont plus considérées selon leur beauté mais plutôt selon les services écosystémiques qu'elles assurent (European Environment Agency, 2012). En 2008, l'IUCN définit d'ailleurs une réserve naturelle comme « un espace géographique clairement défini, reconnu, dédié et géré, par des moyens juridiques ou d'autres moyens efficaces, pour assurer la conservation à long terme de la nature avec les services écosystémiques et les valeurs culturelles associés » (Dudley, 2008). De nos jours, on utilise souvent le terme de réserve « semi-naturelle » car on considère que la quasi-totalité du paysage, même là où la nature domine, a été affectée d'une manière ou d'une autre par l'Homme. Ainsi, un milieu semi-naturel peut être défini comme un milieu créé par l'activité humaine dans lequel seule la structure de la végétation est déterminée délibérément par l'homme. Toutefois, les espèces de plantes qui y poussent et les animaux sauvages qui

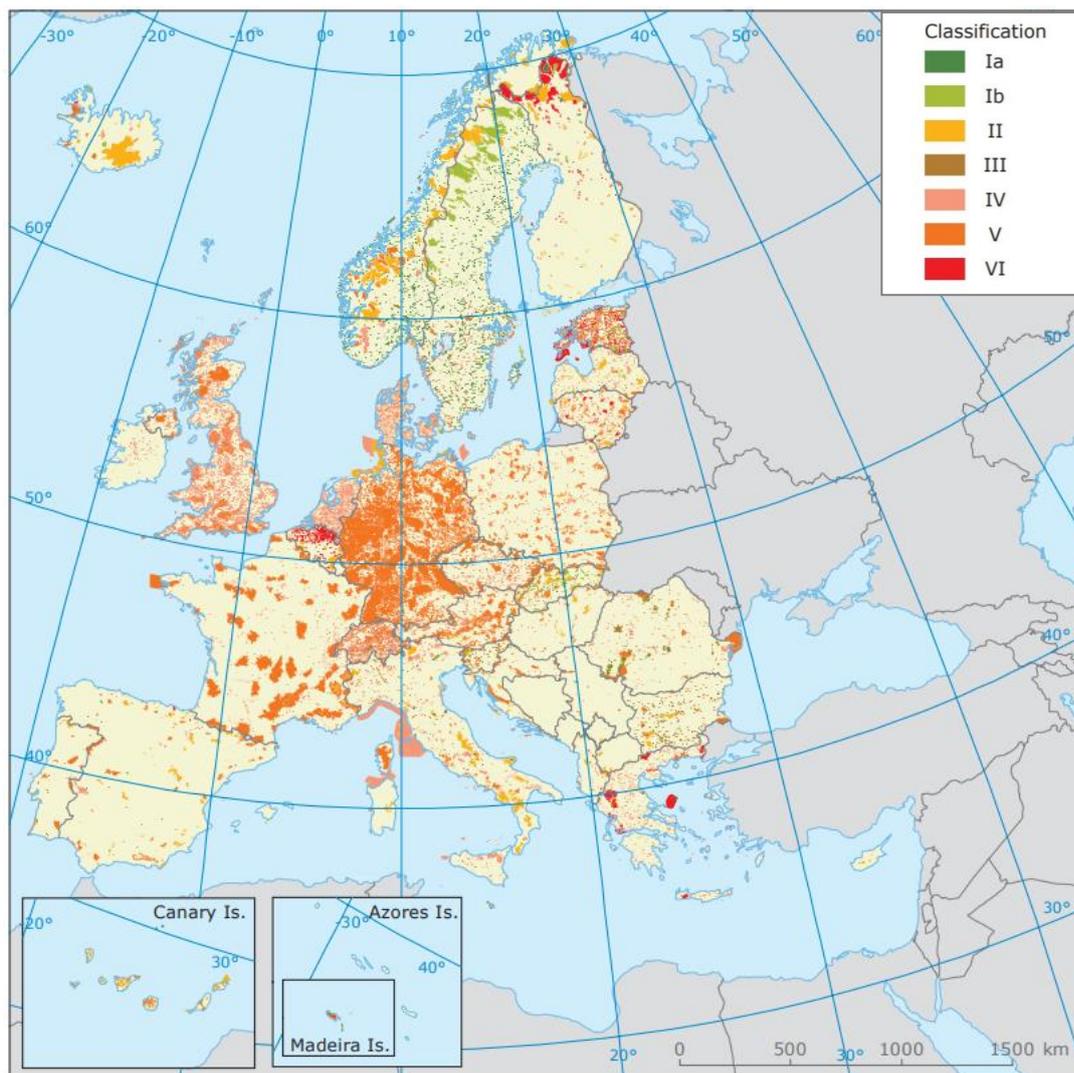
l'occupent ne sont pas introduits délibérément par l'homme, ils s'y installent spontanément (définition issue de Direction de la Nature et des Espaces verts, 1995).

#### *1.2.1.2. Etat actuel des espaces protégés en Europe*

A l'échelle de l'Europe, il est plus simple de parler en termes d'espaces protégés que de réserve naturelle, car une réserve naturelle n'a pas la même définition dans chaque pays. En effet, c'est au niveau national que les différents statuts et appellations des espaces protégés sont établis. Par exemple, la définition d'un parc naturel en Belgique n'est pas la même que celle d'un parc naturel en France. L'IUCN a tenté d'établir une classification internationale des espaces protégés (European Environment Agency, 2012).

Toujours est-il que, pour l'Europe, l'ensemble des espaces protégés à l'échelle nationale couvre environ 15% du territoire (Fig.6). Si on y ajoute les zones Natura 2000, on atteint les 25% de couverture du territoire européen (European Environment Agency, 2012). Malgré un nombre important d'espaces protégés en Europe, leur taille reste généralement réduite, notamment à cause de la fragmentation du paysage. Effectivement, 65% de ces espaces couvrent moins de 100 ha de terrain. Il est important de noter que l'Europe dont nous parlons dans cette section reprend les 39 pays membres de l'Agence Européenne Environnementale (AEE) (European Environment Agency, 2012).

En se basant sur le code CORINE, il a été possible d'identifier quels types d'écosystèmes sont les plus représentés dans les aires protégées européennes. On se retrouve ainsi avec 31% d'écosystèmes forestiers tandis que les écosystèmes agricoles représentent 28% des zones protégées, suivis par 9% de prairies (European Environment Agency, 2012).



**Fig.6.** Classification des aires protégées au niveau national en Europe selon leur statut IUCN (European Environment Agency, 2012).

### 1.2.1.3. *Situation en Wallonie*

En Wallonie, l'application de la Loi de la Conservation de la Nature a mené à différents statuts d'espaces protégés, à savoir (Delbeuck, 2004) :

- **Réserve naturelle domaniale (RND)** : terrain public géré par le département nature et forêts du SPW
- **Réserve naturelle agréée (RNA)** : semblable aux RND mais gérée par une organisation reconnue (ex : Natagora)
- **Réserve forestière (RF)** : portion publique ou privée de forêt protégée pour son faciès particulier, en termes d'essences, de sol et de milieu.

- **Zone humide d'intérêt biologique (ZHIB)** : est, selon l'Arrêté de l'Exécutif Régional Wallon du 8 juin 1989, une étendue de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est statique ou courante, et dont la valeur écologique et scientifique est reconnue.
- **Cavité souterraine d'intérêt scientifique (CSIS)** : cavité particulière de par sa géologie, sa minéralogie, sa biodiversité ou ses éléments préhistoriques.

Les réserves naturelles sont également classées en deux catégories : dirigées et intégrales. Pour ces dernières, le terrain est simplement laissé à l'abandon pour que la nature puisse s'y développer d'elle-même. Les réserves dirigées sont soumises à une gestion pour tenter de les garder en l'état ou d'y rétablir un état particulier (concernant le milieu ou les espèces) (SPW Environnement, s.d.a).

Si l'on s'en réfère à la classification de l'IUCN, visible sur la Fig.6, les espaces protégés en Belgique se répartissent dans trois classes différentes (Tab.1) (SPW Environnement, s.d.b)

<b>Statut wallon</b>	<b>Catégorie IUCN</b>	<b>Description</b>
RND et RNA intégrales	Ia	Aire protégée gérée principalement à des fins scientifiques ou de protection des ressources sauvages
RND et RNA dirigées, ZHIB, CSIS	IV	Aire protégée gérée principalement à des fins de conservation, avec intervention au niveau de la gestion
RF	VI	Aire protégée gérée principalement à des fins d'utilisation durable des écosystèmes naturels

**Tab.1.** Classification et définition des statuts de protections wallons selon les catégories de l'IUCN (d'après SPW Environnement, s.d.b).

Début 2019, l'ensemble des espaces concernés par ces cinq statuts couvrait 0,94% du territoire wallon, ce qui est assez faible. Parmi ces espaces, les RND recouvrent environ 10.400 ha de terrain en Wallonie, soit 0,6% du territoire wallon<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Calculs de surface réalisés sur QGis version 3.16 à l'aide de la carte « Conservation de la Nature » retrouvée sur le géoportail wallon (<https://geoportail.wallonie.be>).

On fait parfois face à une superposition de plusieurs statuts pour un même territoire, par exemple une zone déclarée comme RNA et Natura 2000. Dans ce cas, c'est la législation la plus drastique des deux qui s'y applique et la gestion se fait en collaboration avec les deux parties (European Environment Agency, 2012).

Parmi ces réserves, plus d'une cinquantaine d'entre elles correspondent à des anciennes carrières à ciel ouvert (nombre estimé sur base de la liste des anciennes carrières, fournie par Remacle en 2009). Ces lieux d'extraction de minéraux constituant des milieux ouverts et thermophiles, ils représentent un intérêt majeur dans la conservation des abeilles. Auparavant, ces sites d'extraction avaient tendance à être rebouchés et effacés du paysage une fois la fin des activités d'extraction annoncée. Mais lorsque leur intérêt faunistique et floristique fut établi, les carrières se sont plutôt vues classées comme réserves naturelles pour tenter de conserver cette nature caractéristique (Lemoine, 2015). Les pelouses sèches et landes à callune sur sable représentent les habitats typiques des milieux carriers et sont d'ailleurs très présentes dans les sites concernés par ce mémoire.

### 1.2.2. Situation et intérêt écologique des carrières en Wallonie

Trois des quatre carrières traitées dans ce mémoire sont des RND, et la quatrième est en passe de l'être. Elles ont pour point commun d'être d'anciens sites d'extraction de matériaux. Ainsi, trois d'entre elles sont d'anciennes sablières tandis que la dernière est une ancienne carrière de roches massives (pierre bleue en l'occurrence).

Alors que la Wallonie comptait près de 700 sites carriers actifs en 1972, on en recensait seulement 160 en 2006. La raison principale de cette forte diminution du nombre de sites est l'augmentation de la taille de certains sites, ce qui permet une production plus stable. Ces carrières inventoriées en 2006 permettent l'extraction de 70 millions de tonnes de matière par an. Elles recouvrent 14 750 ha de terrain, soit environ 0,9 % du territoire wallon. En 2006, 620 sites carriers en activité et à l'abandon ont été recensés dans le Hainaut, dont la moitié constituait des carrières de calcaire et un tiers des sablières (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007).

Contrairement à ce que l'on pourrait penser, certains milieux anthropisés tels que les carrières ou encore les terrils constituent des habitats intéressants, pour la faune et la flore pionnières notamment (Lemoine, 2015). De plus, les milieux perturbés tels que les carrières compensent la perte progressive des milieux naturels équivalents. En effet, les phénomènes d'érosion,

d'accumulation de sédiments ou encore d'inondation sont de plus en plus contenus par l'Homme, limitant l'apparition de milieux pionniers (Lemoine, 2013a).

L'intérêt porté à la biodiversité des carrières est apparu au début du XX<sup>e</sup> siècle mais était surtout axé sur l'avifaune, souvent particulière dans ces habitats. Par exemple, plus de 90 % des Grands-ducs (*Bubo bubo*) de Wallonie nichent en carrières, dont la moitié encore en activité. Toujours en Wallonie, on retrouve les mêmes pourcentages pour les hirondelles de rivage (*Riparia riparia*) qui nichent dans les falaises meubles des carrières. Il faudra attendre la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle pour que l'on porte de l'intérêt à la flore et aux autres groupes faunistiques des carrières (Anrys, 2016). On remarquera ainsi la présence d'amphibiens remarquables tels que le crapaud calamite (*Bufo calamita*) mais aussi de reptiles avec la coronelle lisse (*Coronella austriaca*) et le lézard des murailles (*Podarcis muralis*). Ces trois espèces sont respectivement classées comme « en danger », « vulnérable » et « quasi-menacée » en Wallonie (Jacob *et al.*, 2007). La richesse de l'entomofaune des carrières a, elle aussi, été dévoilée avec des coléoptères (e.g. cicindèle), odonates (e.g. *Orthetrum brunneum*, *Orthetrum coerulescens*) et hyménoptères remarquables (Anrys, 2016).

Les sites d'extraction comme les sablières permettent de mettre à nu un sol meuble, dans des conditions édaphoclimatiques idéales pour de nombreuses espèces d'hyménoptères. On entend par là un réchauffement et un assèchement rapides du sol, accompagnés d'une acidité contrastant avec les terres de la région, habituellement neutres ou alcalines (Lemoine, 2015). Ces conditions caractéristiques et stables permettent ainsi l'établissement de nombreuses espèces d'abeilles solitaires, généralement sténotopes (ayant de fortes exigences écologiques) (Lemoine, 2013b). Car, comme détaillé plus haut dans cet ouvrage, l'un des facteurs les plus importants pour la pérennité des abeilles solitaires est la disponibilité de sites de nidification. S'ajoute à cela l'absence de pesticides dans ces zones, ce qui favorise une entomofaune riche (Lemoine, 2015). Un avantage supplémentaire des carrières est la présence d'un substrat généralement compact, soit parce qu'on est directement sur la roche mère, soit parce que ce sont d'anciennes pistes tassées par les véhicules. Cela permet une recolonisation végétale assez lente et donc une ouverture du paysage ne demandant aucune gestion particulière dans un premier temps (Voeltzel & Février, 2010).

Les exploitations d'extraction encore en activité présentent un intérêt écologique, notamment pour les hyménoptères, mais les aspects économiques et écologiques sont difficilement

compatibles (Lemoine, 2013b). Notons qu'à de rares occasions, les exploitants prennent en compte l'aspect environnemental. C'est par exemple le cas pour la carrière d'Hamel dans les Hauts-de-France où l'exploitant a renoncé à une partie du site afin d'y préserver les espèces sabulicoles installées (Lemoine, 2013b). La conservation des espèces peut donc sembler plus aisée dans d'anciens sites d'extraction, où toutefois une gestion est indispensable. En effet, il est nécessaire de réduire certains facteurs naturels et anthropiques, responsables de la réduction de l'intérêt biologique de tels sites (Remacle, 2007). Remacle a ainsi identifié comme principaux facteurs naturels : le boisement spontané (dans 47% des cas), l'embroussaillage (27%) et la réduction ou la disparition du caractère sableux dans le cas des sablières (24%). Quant à eux, les facteurs anthropiques majeurs sont le comblement (46%) et l'accroissement de la pression anthropique (apports de déchets, fréquentation accrue - 29%) (Remacle, 2007). Finalement, la gestion des anciennes carrières se traduit par la reproduction de conditions semblables à celles rencontrées dans les carrières actives (Heneberg *et al.*, 2013). On entend par là, la création de cuvettes faisant office de mares temporaires (ou permanentes) pour l'herpétofaune et l'entomofaune, le rafraichissement de falaises pour l'avifaune, la limitation des rejets ligneux afin de maintenir le milieu ouvert. On remarque d'ailleurs que certaines espèces d'abeilles (e.g., *Andrena nigroaenea*) sont présentes dans les carrières actives et absentes des carrières dont l'activité a cessé depuis plus de cinq ans (Heneberg *et al.*, 2013). Ceci laisse sous-entendre que les carrières actives sont plus riches que les anciennes carrières et appuie donc l'idée d'une gestion simulant les perturbations d'une carrière active.

Dans l'optique d'une protection de l'entomofaune mais aussi de certains amphibiens et oiseaux comme vu ci-dessus, il est indispensable de prioriser des aménagements en faveur de la conservation de ces milieux (Lemoine, 2015).

Les caractéristiques des sablières offrent des conditions idéales pour l'installation de landes sèches, notamment colonisées par la bruyère commune (*Calluna vulgaris*). Ces habitats, auparavant habituels dans le paysage wallon, sont maintenant rares et menacés de par la disparition progressive des milieux naturels sableux (Lemoine, 2013b). C'est d'ailleurs le cas pour les différents types de landes qui ont vu leur superficie diminuer drastiquement durant les derniers siècles (Frankard, 2006).

### 1.2.3. Situation et diversité des landes en Belgique

En Belgique, nous rencontrons deux types de landes : les landes sèches et les landes humides à tourbeuses. Alors que ces milieux recouvraient 15 à 20 000 ha au XVIII<sup>e</sup> siècle (Schumacker, 1975), on estime qu'il reste environ 5 000 ha aujourd'hui dont la majorité est classée en réserve naturelle (Frankard, 2006).

Si les landes étaient courantes dans les paysages d'autrefois, c'est parce qu'elles tirent leur origine des pratiques agropastorales anciennes telles que le pâturage extensif, l'étrépage ou encore l'écobuage. Elles ont ensuite subi un déclin important au cours du XX<sup>e</sup> siècle suite à l'urbanisation (Hainaut et Brabant), la mise en culture (Ardenne) ou encore l'enrésinement et le boisement spontanés après abandon (DGARNE/DNF, s.d.).

Les landes humides à tourbeuses sont surtout présentes sur le plateau des Hautes-Fagnes et le plateau des Tailles (SPW Environnement, s.d.e). On y retrouve des espèces typiques telles que l'*Ericetum tetralicis* pour les sols tourbeux et du *Calluno-Vaccinietum ericetosum* pour les sols humides et faiblement tourbeux (De Sloover *et al.*, 1980). On y observe également la bruyère quaternée (*Erica tetralix*), le scirpe cespiteux (*Trichophorum cespitosum subsp. germanicum*), la gentiane pneumonanthe (*Gentiana pneumonanthe*), le jonc raide (*Juncus squarrosus*), *etc.* (Frankard, 2006).

Quant aux landes sèches, elles sont plus dispersées puisqu'on les retrouve sur les hauts plateaux ardennais mais aussi en Lorraine, en Fagne-Famenne et en région limoneuse (SPW Environnement, s.d.e). Elles se répartissent en trois types selon la nature du sol, chaque type présentant une flore particulière. D'abord, les landes sèches submontagnardes à *Vaccinium spp.* et *Calluna vulgaris* sont caractéristiques des sols siliceux en climat humide. Ensuite, les landes sèches à *Genista pilosa* et *Calluna vulgaris* se développent sur des sols bruns podzolisés ou des podzols surtout dans les districts flandrien, campinien et picarco-brabançon, c'est ce type de landes dont il est question dans ce mémoire. Finalement, les landes mésotrophes à *Calluna vulgaris* sont surtout présentes en Fagne-Famenne sur des sols argileux. On y retrouve un mélange d'espèces de landes (*Calluna vulgaris*, *Genista pilosa*, *Danthonia decumbens*) et des milieux mésotrophes (*Carex flacca*, *Carlina vulgaris*, *Euphorbia cyparissias*, *Fragaria vesca*, ...) (SPW Environnement, s.d.e).

Ainsi, certaines espèces d'abeilles sont caractéristiques des landes à bruyère. On retrouve notamment *Andrena fuscipes* et son parasite *Nomada rufipes*, *Andrena lapponica* ou encore

*Bombus jonellus* (Moquet *et al.*, 2015). Ces deux dernières espèces sont d'ailleurs considérées comme menacées sur la Liste Rouge belge (Drossart *et al.*, 2019).

Si l'on s'en réfère à la directive Habitat, un des habitats caractéristiques des anciennes sablières est la lande sèche à bruyère que Kudrnovsky *et al.* (2020) considèrent comme le troisième type d'habitat d'Europe le plus important pour les pollinisateurs. Actuellement, leur entretien dans le cadre d'une gestion reste assez limité, les landes sèches à *Genista pilosa* et *Calluna vulgaris* subsistant le mieux se trouvent principalement dans les domaines militaires de Lagland et d'Elsborn pour la Wallonie et en Campine pour la Flandre (DGARNE/DNF, s.d.).

Les conditions pédologiques des anciennes carrières sont défavorables au développement d'arbres, ce qui assure une certaine pérennité à la callune. Malgré tout, une fermeture progressive des landes abandonnées est observée suite à un enrésinement ou un boisement (Direction Régionale de l'Environnement, s.d.).

La callune est un arbrisseau dont la base est lignifiée, procurant une rigidité et une solidité accrues, et donc une meilleure résistance aux conditions climatiques et parasitaires. Son feuillage est persistant et sa période de floraison est assez importante puisqu'elle s'étale de juillet à octobre. C'est une plante très nectarifère, notamment appréciée des apiculteurs pour son nectar très sucré (Bruxelles Environnement, 2020).

Dans le cadre d'une restauration de landes sèches à callune, la mesure de gestion à privilégier est probablement l'étrépage (Fig.7). Cette technique consiste en un décapage de la végétation et de l'humus brut sur 5 à 10 cm de profondeur avec exportation des déchets (Frankard, 2006). On obtient ainsi un sol nu et une recolonisation végétale à partir de la banque de graines, les espèces typiques des landes sèches présentant des banques de graines très persistantes (jusqu'à 70 ans pour *Calluna vulgaris*) (Thompson *et al.*, 1997). A long terme, l'étrépage est nécessaire afin d'enlever la couche d'humus qui s'accumule progressivement sous les plants de callune (DGARNE/DNF, s.d.). Dans une optique d'entretien de l'habitat, on favorisera plutôt un pâturage extensif d'ovins. Ces derniers broutent les pousses des espèces ligneuses et les extrémités des éricacées, permettant un rafraîchissement de ces dernières (Frankard, 2006).



**Fig.7.** Recolonisation de *Calluna vulgaris* après étrépage en lande sèche restaurée (Frankard, 2006 ; Photo P. Ghiette).

### 1.3. Inventaire et gestion des abeilles sauvages dans les carrières

L'intérêt biologique des carrières a déjà été démontré ci-dessus, Heneberg *et al.* (2013) considèrent d'ailleurs que la richesse des sablières est supérieure à celle des autres types de terrains perturbés et même à certaines zones sableuses naturelles. Ceci est surtout dû à leur sol meuble et nu, aussi bien favorable (voire indispensable) à certaines plantes et lichens qu'à des reptiles, oiseaux et invertébrés (Whitehouse, 2008). Ainsi, les réaménagements de carrières permettent de compenser, au moins en partie, la perte d'habitat subie suite à l'installation de l'exploitation. Les carrières représentent alors des patches d'habitat, renforçant le réseau écologique des milieux correspondants (Whitehouse, 2008). Bien que l'intérêt biologique des carrières dépende de leur taille et de leur diversité d'habitats, les petits sites sont importants puisqu'ils font aussi office de patches dans le réseau (Remacle, 2009).

Malgré tout, les connaissances concernant les abeilles dans les anciens milieux industriels tels que les sablières restent encore très limitées actuellement (Williams *et al.*, 2011 ; Heneberg *et al.*, 2013 ; Twerd *et al.*, 2019). Cependant, le peu de données déjà récoltées fait état d'une riche diversité d'abeilles dans ces habitats, d'où la nécessité de continuer les recherches sur le sujet (Heneberg *et al.*, 2013 ; Twerd *et al.*, 2019).

En Wallonie, l'intérêt des carrières pour les abeilles, et plus particulièrement des sablières, a été révélé en 1990 par Jacob-Remacle et Jacob qui ont identifié 72 espèces d'apoïdes solitaires dans six sablières de la Lorraine belge (Jacob-Remacle & Jacob, 1990), soit 12% de

la diversité d'apoïdes du pays (Pauly, 1999 ; Drossart *et al.*, 2019). Au Pays-Bas, ce sont 123 espèces (dont 41 sur leur Liste Rouge), qui ont été identifiées dans une seule carrière de craie (Raemakers & Faasen, 2012). Autre exemple, en République Tchèque où 221 espèces ont été recensées dans les sablières du pays, dont 53 étaient sur la Liste Rouge (Heneberg *et al.*, 2013).

Les sols sablonneux présents en carrières, et en sablières surtout, présentent des caractéristiques idéales pour la nidification des abeilles nichant dans le sol (Antoine & Forrest, 2021). En Belgique, près de la moitié des espèces d'abeilles sauvages (197 espèces) adoptent ce mode de nidification. Parmi celles-ci, 32% sont considérées comme menacées en Belgique, contre 24% pour les espèces nichant au-dessus du sol (Drossart *et al.*, 2019).

De manière générale, les mesures de gestion en faveur des abeilles sauvages se traduisent par l'établissement et l'entretien de pelouses sèches riches en fleurs, de milieux pionniers, d'escarpements exposés au Sud (Drossart *et al.*, 2019). Cette association de milieux forme ainsi une mosaïque très utile car beaucoup d'invertébrés interagissent avec différents habitats au cours de leur vie. Par exemple, un sol nu est utilisé comme site de nidification par les abeilles solitaires tandis que les prairies sont utilisées pour la recherche de nourriture. Un schéma intéressant peut donc être une série de patches de sol nu au sein de landes ou de prairies (Whitehouse, 2008). De plus, un sol nu et la végétation pionnière qui l'accompagne sont économiquement avantageux comme méthode de restauration, car ils ne demandent pas une gestion intensive. Ils apportent à la fois les sites de nidification et les ressources en pollen nécessaires aux abeilles. Dans la même optique, les talus et escarpements sont également pratiques puisqu'ils mettent à disposition un sol nu sans demander de gestion particulière, si ce n'est un rafraichissement occasionnel (Whitehouse, 2008). Toutefois, si les mesures de gestion en réserve naturelle sont souvent bénéfiques aux abeilles, elles les visent rarement directement. Prendre en compte ces pollinisateurs dans l'élaboration de la gestion pourrait donc améliorer davantage ces bénéfices (Scheper *et al.*, 2013).

La première exploitation d'extraction en Belgique à avoir fait l'objet de mesures de gestion fut la carrière de sable et de grès à Vance. Bien que seulement 26 espèces d'apoïdes aient été recensées au sein de la carrière, la richesse globale de l'entomofaune du site a permis l'application de mesures de gestion telles que l'éradication de ligneux et le maintien d'étendues sableuses par étrépage périodique. Tout ceci avait pour but de favoriser un habitat de type « lande sèche à callune » (Jacob & Remacle, 2005). Aucun nouvel inventaire n'a été

déployé par la suite pour juger de l'efficacité de ces mesures. Un autre exemple de gestion des hyménoptères est celui de la carrière d'Hamel (Nord-Pas-de-Calais) déjà cité plus haut. Dans ce cas, il s'agit d'un site encore en activité où un plan d'aménagement a été adopté. Ce dernier se traduit notamment par la réalisation d'un talus sablonneux de 4500 m<sup>2</sup>, la plantation d'un kilomètre de haies champêtres, des semis de plantes nectarifères indigènes ou encore un recouvrement de sable et de limons sablonneux sur une superficie de 1,5 ha. Ils ont également décidé de conserver les bosquets de différentes espèces de saules, principales sources de pollen pour les abeilles printanières (Lemoine, 2013a). Les actions de gestion faisant suite à ces aménagements sont surtout du décapage régulier et la suppression ponctuelle de la végétation. Un inventaire réalisé en 2005, avant l'application des mesures de gestion, avait déjà permis l'observation de nombreuses espèces d'hyménoptères typiques des milieux sableux dont notamment *Dasypoda hirtipes*, *Colletes cunicularius* ou encore *Andrena vaga*. Des inventaires supplémentaires ont été réalisés pendant les six années qui ont suivi et ont permis d'identifier des espèces menacées sur la Liste Rouge de Belgique telles que *Bombus sylvarum* (CR), *Lasioglossum xanthopus* (EN), *Anthophora retusa* (EN) et *Halictus sexcinctus* (VU) (Lemoine, 2013a). Au total, une cinquantaine d'espèces a été recensée, dont une dizaine bénéficiant d'un statut de protection en Belgique (UICN France, 2018).

Remacle précise qu'il est important de gérer les anciennes carrières mais aussi de faire des plans d'aménagement de carrières actives. En effet, le reboisement spontané des anciennes carrières couplé à la diminution de carrières actives mènent à la perte progressive de ce type d'habitat et donc à l'isolement des patches restants (Remacle, 2006). En Wallonie, on retrouve le projet « LIFE in Quarries », mené de 2015 à 2021 et regroupant 27 carrières actives, dont le but est d'instaurer des mesures de gestion pour optimiser la biodiversité au sein de ces carrières (Drossart *et al.*, 2019). Ainsi, différentes actions ont été menées sur le site, à commencer par un inventaire de la faune et de la flore. En parallèle, des tests de gestion ont été réalisés et appliqués en mesures concrètes par la suite, avec un suivi régulier de leur efficacité. Plusieurs acteurs ont participé au financement des 5 millions d'euros nécessaires pour ce projet Life : la Commission européenne, la Région wallonne, le secteur carrier et d'autres partenaires (Life in Quarries, 2016). Bien que l'importance des carrières pour la biodiversité ne soit plus à prouver, les inventaires menés en début de projet ont concerné les végétaux, les oiseaux, les reptiles, les amphibiens et les libellules (Life in Quarries, 2016). Les hyménoptères n'ont donc pas été pris directement en compte dans cette étude, malgré les

preuves déjà apportées de leur importance au sein de la biodiversité des carrières. Il est donc encore nécessaire d'étudier le sujet afin de mieux préciser cette importance.

Comme vu précédemment, un des avantages de la gestion de la biodiversité au sein des carrières est son faible coût, ce qui coïncide avec les contraintes économiques des exploitants dans le cas des carrières en activité (Lemoine, 2015).

## 2. Objectifs et questions de recherche

Ce mémoire a pour but global l'amélioration des connaissances sur la faune d'abeilles sauvages présentes dans les carrières du Hainaut. Après une description complète des communautés d'abeilles, nous les comparerons spatialement avec la diversité régionale, en tenant compte de la diversité spécifique, de l'originalité des espèces mais aussi de leurs traits écologiques. Par ailleurs, nous établirons aussi une comparaison temporelle au sein de la réserve de la Bruyère de Blaton pour évaluer l'impact des mesures de gestion spécifiques qui y ont été prises.

De manière détaillée, nos objectifs et hypothèses sont:

- 1) Etablir un échantillonnage standardisé des abeilles sauvages dans 4 réserves : la Grande Bruyère de Blaton, le Clos du Vertbois, la Sablière de Planoi et la Carrière de Restaumont. Au vu du faciès des réserves, on prévoit de collecter en quantité moindre au Clos du Vertbois et à la Sablière de Planoi puisque ces deux sites sont plus petits et sont entourés de bois, ce qui en affecte la diversité comme décrit en amont de ce travail. Les trois sablières présentant de la callune (en moindre partie pour le Clos du Vertbois), nous devrions y observer un pic d'abondance dans les mois critiques de floraison de cette dernière, à savoir juillet-août surtout (Bruxelles Environnement, 2020).
- 2) Caractériser la diversité alpha, la rareté des espèces et les traits écologiques des abeilles des différentes réserves.  
Notre hypothèse est d'y trouver des espèces typiques des milieux sablonneux et donc des abeilles nichant dans le sol surtout, comme le présentent certaines études (Schluter, 2002 ; Heneberg *et al.*, 2013). Nous nous attendons également à trouver une plus grande diversité dans les plus grandes réserves (*i.e.* Bruyère de Blaton et Carrière de Restaumont), comme le décrivent plusieurs études (Rosenzweig, 1995 ; Krauss *et al.*, 2009 ; Twerd *et al.*, 2019) mettant en lien la taille des sites étudiés avec leur diversité d'abeilles.
- 3) Evaluer l'intérêt des réserves étudiées dans la conservation de la diversité régionale.  
Notre hypothèse est d'y observer des espèces exclusives à ce type d'habitat et donc exclues du reste de la région. Ces habitats étant assez rares en Belgique, si de telles espèces y sont retrouvées, elles devraient également être rares à l'échelle du pays.

- 4) Comparer temporellement la diversité en abeilles et la structure des communautés rencontrées à la Grande Bruyère de Blaton entre 1998 et 2020 pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion mises en place depuis 1998 en faveur des hyménoptères.

Notre hypothèse est d'observer de meilleurs résultats en 2020 qu'en 1998 puisque des mesures de gestion y ont été appliquées depuis le dernier inventaire, dans le but d'améliorer la faune d'abeilles sauvages de la réserve.

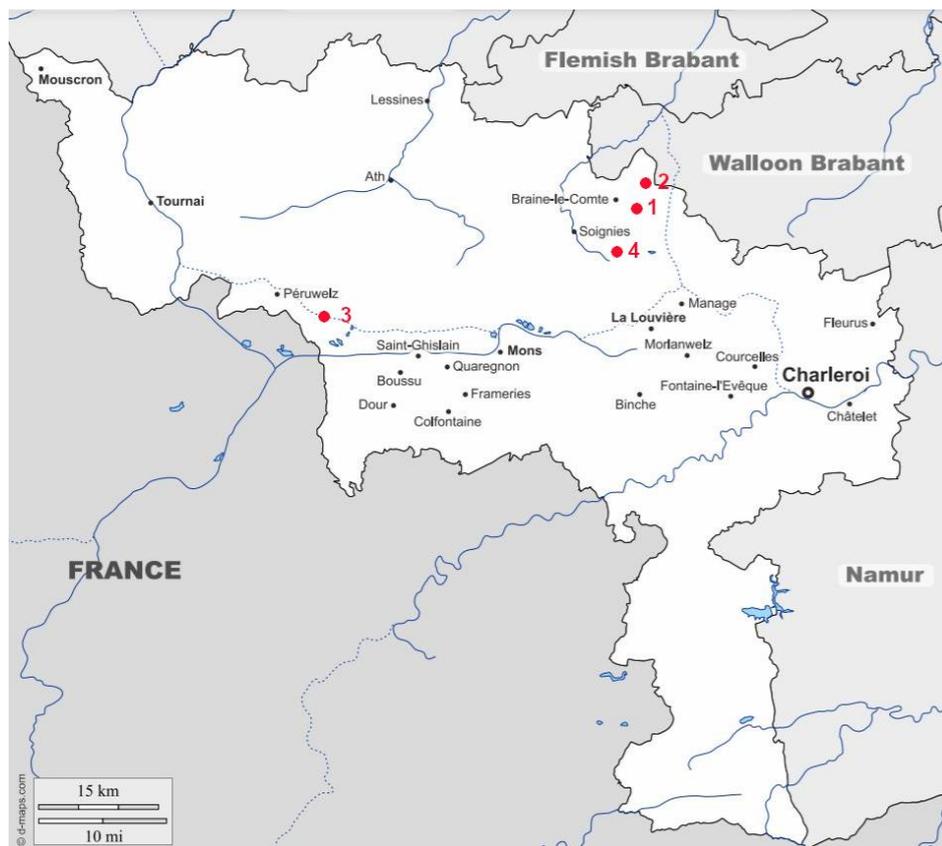
Enfin, nous terminerons ce mémoire en proposant des mesures de gestion à mettre en place dans une optique de conservation et ce, afin de favoriser la présence des apoïdes dans les anciennes carrières.

### 3. Matériel et méthode

#### 3.1. Description et choix des sites

Les collectes se sont focalisées sur quatre réserves semi-naturelles, en l'occurrence trois Réserves Naturelles Domaniales (RND) et une en passe de l'être. Chacune de ces réserves est située en province de Hainaut (Fig.8) et a la particularité d'être un ancien site d'extraction. Ainsi, trois d'entre elles (1,2,3 sur la Fig.8) sont d'anciennes sablières tandis que la quatrième (4 sur la Fig.8) est une ancienne carrière de roches massives (pierre bleue). Les deux premières sablières, situées à Braine-le-Comte et séparées d'environ 2.5 km, sont reprises dans une même zone Natura 2000. Le choix des réserves a été fait en collaboration avec le DEMNA de la Région Wallonne. D'une part, le laboratoire de zoologie de l'UMons voulait étudier la diversité des hyménoptères dans d'anciennes carrières et d'autre part, le DEMNA voulait combler les lacunes des inventaires entomologiques de certaines de ces carrières. La Grande Bruyère de Blaton avait déjà été inventoriée en 1998 (Barone, 1998) et nécessitait une actualisation de cet inventaire. Ce mémoire fera d'ailleurs l'objet d'une comparaison entre ces deux inventaires. Le Clos du Vertbois et la Sablière de Planoi n'ont été que partiellement inventoriés par le passé tandis que la Carrière de Restaumont ne l'a jamais été. Des relevés entomologiques de ces réserves seront donc utiles pour remplir les bases de données du DEMNA. Par facilité, les différentes réserves seront désignées par un diminutif dans la suite de ce travail (Grande Bruyère de Blaton = Blaton ; Clos du Vertbois = Vertbois ; Sablière de Planoi = Planoi ; Carrière de Restaumont = Ecaussines)

Différents sites d'intérêt ont ensuite été délimités au sein de chaque réserve sur base de leur potentiel en ressources florales et en sites de nidification. Pour une étude focalisée sur la comparaison des sites entre eux, ces derniers doivent être séparés d'au moins 1 km afin d'éviter des superpositions entre leurs populations d'abeilles (détails des différentes distances de vol des espèces dans Zurbuchen *et al.*, 2010a). Travaillant sur différents sites au sein d'une même réserve naturelle, il n'a pas été possible de respecter cette distance. Dès lors, il n'a plus été question de comparaison des sites entre eux mais plutôt d'une comparaison des réserves entre elles, chacune d'elle étant représentée par l'ensemble de ses sites.



**Fig.8.** Province du Hainaut avec ses villes principales, ses cours d'eau et ses territoires avoisinants (d'après d-maps.com<sup>2</sup>). Les points rouges représentent les réserves prospectées (1.Clos du Vertbois - 2.Sablière de Planoi - 3.Grande Bruyère de Blaton - 4. Carrière de Restaumont).

### 3.1.1. Description générale des réserves

Pour un détail de chacun des sites délimités dans les réserves, voir l'annexe 8.1 Présentation des sites.

#### 3.1.1.1. Clos du Vertbois

Cette réserve (Fig.9) est une ancienne sablière de 10,9 ha dont l'activité a cessé en 1995. La composante forestière y est très importante, notamment avec une reforestation de la partie nord pendant l'exploitation. De plus, bien que délimitée au nord par une route, la réserve est enclavée dans une matrice forestière (SPW Environnement, 2012).

La réserve se présente sous forme de cuvette, le nord est complètement boisé tandis que le centre et le sud correspondent à une grande clairière où la recolonisation végétale est importante. On y retrouve plusieurs mares (asséchées pour la plupart durant l'été 2020) ainsi

<sup>2</sup> [https://d-maps.com/carte.php?num\\_car=34910&lang=fr](https://d-maps.com/carte.php?num_car=34910&lang=fr), visité le 17/12/2020

que trois dunes aménagées pour favoriser les abeilles sauvages et autres invertébrés. Une falaise, auparavant front d'exploitation, représente la limite orientale de la réserve et culmine à plus de 15 mètres de haut. Cette réserve est ouverte au public qui y emprunte surtout des sentiers définis (SPW Environnement, 2012). On peut citer comme espèces particulières déjà rencontrées sur le site: *Cicindela hybrida* (hétéroptère rare), *Colletes cunicularius* et son parasite *Sphecodes albilabris* ou encore *Andrena vaga* (SPW Environnement, s.d.c).



**Fig.9.** Limites géographiques de la RND « Clos du Vertbois » et numérotation des sites de collecte (d'après Google Maps et WalOnMap). 1 = MLM 6 ; 2 = MLM7 ; 3 = MLM8.

#### Axes de gestion :

Le premier objectif ici est la gestion des mares temporaires. La sécheresse rencontrée ces dernières années a transformé les mares auparavant permanentes en mares temporaires. De lourds travaux de réaménagement ont été menés sur le site lors de l'hiver 2020-2021. Pour commencer, le roncier présent le long du sentier du site 3 (MLM8) a été totalement éliminé afin de favoriser un effet de lisière avec les bois environnants. Ensuite, l'entièreté de la clairière de la réserve (comprenant les sites MLM6 et MLM7) a été déboisée et étrépee, ramenant un sol nu sablonneux en surface. Les mares temporaires ont été recreusées et colmatées avec de l'argile importé sur le site. Des talus sablonneux ont été rafraichis au niveau du site MLM6 et un cordon de dunes a été érigé tout le long de la partie ouest de la clairière. Suite à l'étrépage, une activation de la banque de graines est attendue avec, *in fine*,

le développement d'une lande à callune (Paternoster, T., communication personnelle, 10 décembre 2020).

### 3.1.1.2. Sablière de Planoi

Cette deuxième sablière (Fig.10) est plus imposante que le Vertbois puisqu'elle couvre 24,2 ha. Elle est en projet de réserve et ne constitue donc pas encore une RND à proprement parler. Elle a, quant à elle, été désaffectée dans les années 70 ; la recolonisation végétale y est donc encore plus importante. Ainsi, on y retrouve une majorité de zones boisées, une zone centrale de lande sèche à callune ainsi que quelques zones ouvertes à végétation pionnière (bryophytes, lichens). Les alentours sont plutôt variés puisque les parties ouest et nord sont bordées d'une matrice agricole et urbaine tandis que les parties est et sud sont bordées par une matrice forestière. Malgré tout, l'ensemble de la réserve est délimité par des routes. Le lieu est fort fréquenté par le public (promeneurs et vététistes) (SPW Environnement, s.d.d).

Lors d'une analyse en 1995 par A. Remacle, l'entomofaune sabulicole y était très riche mais la recolonisation végétale a provoqué une diminution des secteurs sablonneux au fil du temps, impactant probablement l'entomofaune psammophile. En 2005, on y retrouvait les mêmes espèces clés qu'au Clos du Vertbois : *Andrena vaga*, *Colletes cunicularius* et *Specodes albilabris*.



**Fig.10.** Limites géographiques de la future RND « Sablière de Planoi » et numérotation des sites de collecte (d'après Google Maps et WalOnMap). 1 = MLM9 ; 2 = MLM10 ; 3 = MLM11 ; 4 = MLM12.

### Axes de gestion :

Le premier axe consiste en l'ouverture du milieu. Un lourd déboisement réalisé en 2018 a déjà permis l'établissement d'une plaine colonisée par la callune au centre de la réserve. Des déboisements et étrépages supplémentaires sont attendus afin de favoriser le développement de la callune et du milieu sablonneux (Paternoster, T., communication personnelle, 10 décembre 2020).

Comme deuxième axe, un élagage des callunes les plus anciennes devrait permettre une meilleure diversité d'âge de la callune (Paternoster, T., communication personnelle, 10 décembre 2020).

#### 3.1.1.3. Grande Bruyère de Blaton

Cette ancienne sablière (Fig.11) imposante (31,8 ha) recèlait une diversité assez importante puisqu'on y a recensé 71 espèces d'abeilles sauvages (Barone, 1999) dont 3 espèces en danger critique (*Ammobates punctatus*, *Anthophora bimaculata*, *Bombus ruderatus*), 3 espèces en danger (*Bombus ruderarius*, *Bombus rupestris*, *Nomada fuscicornis*) et 6 espèces vulnérables (*Bombus campestris*, *Coelioxys mandibularis*, *Halictus confusus*, *Halictus sexcinctus*, *Lasioglossum quadrinotatum*, *Osmia claviventris*) selon la Liste Rouge belge actuelle. On peut également citer la présence de *Bembix rostrata*, sur le site, crabronidés assez rare. On y retrouve environ 12 ha de zones sableuses dont certaines ont malheureusement été utilisées dans le passé comme décharge ou terrain de motocross. La sablière, classée RND depuis 2003, est délimitée de toutes parts par une matrice principalement urbaine ainsi que par le canal de Nimy au Sud. On y retrouve des espèces végétales typiques telles que *Aira praecox*, *Calluna vulgaris* ou encore *Agrostis vinealis*. Plusieurs mares ont été creusées afin de favoriser la présence du crapaud calamite (*Bufo calamita*). Un plan d'eau est également présent au pied d'une falaise sableuse rafraîchie pour accueillir des hirondelles de rivage (*Riparia riparia*) (SPW Environnement, 2018b). L'accès au public est autorisé mais récemment, les sentiers ont été balisés et certains fermés afin de mieux canaliser les promeneurs.



**Fig.11.** Limites géographiques de la RND « Grande Bruyère de Blaton » et numérotation des sites de collecte (d’après Google Maps et WalOnMap). 1 = MLM1 ; 2 = MLM2 ; 3 = MLM3 ; 4 = MLM4 ; 5 = MLM5.

Comme précisé dans les objectifs de ce mémoire, la Grande Bruyère de Blaton fait l’objet d’une comparaison temporelle avec une étude menée par Barone R. en 1998 (dont les résultats sont résumés en annexe 8.6). Les sites prospectés ont donc été choisis selon leur intérêt pour l’entomofaune mais aussi selon leur concordance avec les sites prospectés lors de la première étude. Ainsi, les sites 1, 2, 3 et 4 correspondent également à des sites échantillonnés en 1998, le site 5 n’ayant pas de correspondance avec les anciens sites.

Axes de gestion :

De 1998 à 2020, différentes mesures de gestion ont été appliquées sur le site, notamment sur base de l’inventaire réalisé par Barone (1999). Tout d’abord, les milieux ouverts à callune sont débarrassés des ligneux et sont rajeunis via un broyage partiel des callunes. Ensuite, la gestion des zones humides consiste à entretenir les mares existantes et à maintenir un milieu pionnier dans ces zones. De plus, les falaises du site sont surveillées et rafraichies si besoin est. Finalement, les zones boisées sont laissées en l’état, avec une surveillance et un enlèvement des ligneux invasifs (SPW Environnement, 2018b).

3.1.1.4. *Carrière de Restaumont*

Il est cette fois question d’une carrière de roches massives (Fig.12) située à Ecaussines et couvrant près de 66 ha. Désaffectée au milieu des années 2000, elle obtint son statut de RND

en 2012. Le centre de la carrière est encore sous eau, entouré de banquettes étagées. Cette eau est progressivement pompée par une station de potabilisation située au Sud de la réserve et sert *in fine* à alimenter en eau le zoning industriel de Feluy (IDEA & SWDE, 2008). Cette carrière est intéressante pour l'hétérogénéité qu'elle présente, délimitant différents biotopes particuliers tels que des friches calcicoles, des pentes sableuses, des falaises calcaires, des mares temporaires ou encore des pierriers. Elle fait cependant face à une importante recolonisation végétale, notamment avec l'espèce exotique *Buddleja davidii*. Son hétérogénéité de paysages permet ainsi l'installation d'une importante biodiversité, notamment : le crapaud calamite (*Bufo calamita*), l'hirondelle de rivage (*Riparia riparia*), 31 espèces d'odonates, 27 espèces de papillons de jour (SPW Environnement, s.d.e). Parmi les quatre réserves présentées, c'est le seul site dont l'accès est interdit au public.



**Fig.12.** Limites géographiques de la RND « Carrière de Restaumont » et numérotation des sites de collecte (d'après Google Maps et WalOnMap). 1 = MLM13 ; 2 = MLM14 ; 3 = MLM15 ; 4 = MLM16 ; 5 = MLM17 ; 6 = MLM18.

Axes de gestion :

L'axe principal de gestion est la conservation du crapaud calamite (*Bufo calamita*), pour lequel des dizaines de mares ont été creusées dans la partie nord-est de la carrière. Un déboisement de cette partie est prévu pour augmenter le nombre de mares.

Deuxièmement, les falaises meubles situées à l'ouest de la cuvette seront rafraichies pour accueillir des hirondelles de rivage. Généralement, un groupe d'une trentaine d'individus s'y installe à la bonne saison.

Finalement, la paroi sud-ouest doit être réaménagée en une pente douce pour favoriser l'apparition de gradients au niveau des paramètres écologiques et ainsi favoriser la biodiversité (Paternoster, T., communication personnelle, 10 décembre 2020).

De manière générale, trois sites sont (ou seront) soumis à la fauche : le site 1, le site 5 et la future pente douce citée ci-dessus. Une lutte particulière est menée contre le *Buddleja davidii* qui est coupé (ou arraché) et brûlé au fur et à mesure (Paternoster, T., communication personnelle, 10 décembre 2020).

### 3.1.2. Relevé botanique

Seules les espèces végétales sur lesquelles nous avons collecté des abeilles ont été inventoriées. Leur abondance sur chacun des sites a été précisée ainsi que la strate végétative à laquelle elles appartiennent. Ces informations sont présentes en annexe 8.1 dans chacune des fiches détaillant les sites. L'abondance de ces plantes est renseignée sous forme d'indices représentant la surface couverte par une projection au niveau du sol de tous les individus du taxon considéré. Les différentes valeurs possibles sont : + pour quelques individus, 1 pour 0 à 5% de couverture, 2 pour 5-25%, 3 pour 25-50%, 4 pour 50-75% et 5 pour 75-100% (selon la méthode Braun-Blanquet détaillée par Delassus, 2015).

### 3.1.3. Description du paysage

Les analyses de la composante paysagère ont été réalisées à l'aide du logiciel QGIS (Version 3.16) et sont calquées sur la même méthode que celle de Fiordaliso (2020). La couche d'information géographique utilisée pour ces analyses est tirée de la base de données « LifeWatch-WB ecotope, v2.10 »<sup>3</sup>. Cette couche présente une résolution de 2 m x 2 m, obtenue via des données LIDAR et des orthophotographies (Radoux *et al.*, 2017). Le paysage est réparti en dix types de terrain (Tab.2) décrits sur cette couche, à savoir :

---

<sup>3</sup> <https://www.lifewatch.be/fr/project-infrastructure-lifewatch-en-belgique>

<b>Code</b>	<b>Description</b>
Artif	Sol imperméabilisé
Bare	Sol nu
BroadLV	Arbres feuillus
COpen	Prairies en voie de recolonisation forestière
MGramin	Couverture monospécifique de graminées
NeedLV	Conifères
NOpen	Prairies sèches
Plowed	Terres arables
Water	Zones aquatiques
WOpen	Prairies humides

**Tab.2.** Classification des différents terrains identifiés dans la base de données « LifeWatch-WB ecotope, v2.10 » (Radoux *et al.*, 2017).

L'analyse portera directement sur les réserves et non pas sur les sites, pour permettre une comparaison à grande échelle et éviter le problème de la proximité entre certains sites. Il a d'abord été nécessaire de dessiner les contours des réserves sur la couche importée dans QGIS. A partir de chaque polygone ainsi délimité est calculé un centroïde afin d'obtenir des coordonnées géographiques précises pour chacune des réserves. Une zone tampon est ensuite délimitée autour de chaque centroïde. Le rayon du tampon est de 500 m afin de couvrir l'ensemble de chaque réserve au maximum. Le rayon est également défini selon les distances de vols des abeilles ; celles-ci sont généralement inférieures à 500 m excepté pour les grandes espèces comme les bourdons (Gathmann & Tschardtke, 2002).

Pour calculer les variables paysagères, nous avons :

- déterminé la proportion de terrain correspondant à chaque classe de couverture du sol au sein des tampons considérés (en utilisant la typologie associée à la grille de haute résolution)

- supprimé la variable « Water » de l'ensemble et recalculé chacune des proportions des autres variables pour rééquilibrer le tout sur 100%. Les plans d'eau n'étant pas exploités par les abeilles, il était inutile de les garder pour l'analyse. La carrière d'Ecaussines présentant une vaste étendue d'eau, la comparaison avec les autres sites aurait été faussée.

- regroupé les variables semblables entre elles pour simplifier l'analyse. Ainsi, BroadLV + NeedLV = Trees (la couverture forestière), Plowed + MGrain = Agri (les terres agricoles) et COpen + NOpen + WOpen = Open (les milieux semi-naturels ouverts).

Nous obtenons finalement cinq variables quantitatives pour chaque réserve : Artif, Bare, Trees, Agri et Open.

Il est important de noter que le manque de cartes de la carrière de Blaton en 1998 a empêché une comparaison des paysages ancien et actuel. On y aurait probablement observé une augmentation du couvert forestier au sein de la réserve. Certains sites de Barone (exclus de notre comparaison) n'ont d'ailleurs pas pu être prospectés pour cette étude car ils ont été reboisés depuis 1998.

### 3.2. Méthode d'échantillonnage

Pour une meilleure comparaison des assemblages entre-eux, notre méthode d'échantillonnage a été calquée sur celle de Fiordaliso (2020). Tous les sites d'une même réserve étaient prospectés au cours de la même journée, toutes les trois à quatre semaines et ce, de mi-mai à mi-septembre pour un total de cinq récoltes (voir Annexe 8.2). La crise sanitaire nous a contraints à reporter la première série de collectes, normalement prévue pour mars, à la fin mai. Le jour précis de la collecte était établi selon la météo, les températures devant dépasser les 16°C avec le moins de vent possible et un ciel aussi dégagé que possible. L'ordre des sites visités était défini aléatoirement pour varier un maximum les heures de collecte (entre 9h et 17h) au fil des récoltes. Une fois arrivé sur un site, un rapide repérage permettait de détecter les zones les plus concentrées en abeilles (sites de nidification, massifs fleuris, *etc*). Différents paramètres étaient alors déterminés : heure, température, couverture nuageuse. La durée de chaque collecte au sein d'un site était de 20 minutes à deux récolteurs, sans compter le temps de mise en bocal et de manipulation des abeilles. Les récolteurs devaient s'efforcer de faire le tour de la zone délimitée pendant ces 20 minutes et de ne pas rester focalisés sur un endroit précis.

La méthode de capture employée était le filet à insectes, l'une des méthodes d'échantillonnage la plus couramment rencontrée dans la littérature. Les bacs à eau colorés (ou « pan traps ») sont également très utilisés pour leur efficacité. La combinaison de ces deux méthodes permettrait des collectes plus efficaces (Westphal *et al.*, 2008 ; Nielsen *et al.*, 2011 ; Popic *et al.*, 2013) mais, pour des soucis de logistique, nous avons dû nous limiter à une seule des deux méthodes. Nous avons donc opté pour la capture au filet, jugée la plus efficace par la plupart des études (Cane *et al.*, 2000 ; Nielsen *et al.*, 2011 ; Popic *et al.*, 2013 ; Prendergast *et al.*, 2020 ; cependant Westphal *et al.*, 2008 présentent des résultats contraires). Toutefois, les espèces de petites tailles seraient sous-représentées avec cette méthode (Westphal *et al.*, 2008 ; Wilson *et al.*, 2008 ; Grundel *et al.*, 2011 ; cependant Roulston *et al.*, 2007 et Prendergast *et al.*, 2020 montrent que le phénomène n'est pas systématique). De plus, la capture est très subjective puisque c'est le collecteur qui décide de ce qu'il attrape (Westphal *et al.*, 2008 ; Nielsen *et al.*, 2011 ; Portman *et al.*, 2020). Au contraire, les bacs offrent une capture objective et tiennent plus facilement compte de la variabilité journalière (Westphal *et al.*, 2008 ; Wilson *et al.*, 2008 ; Nielsen *et al.*, 2011). Cependant, des biais apparaissent également avec cette méthode. En effet, les bacs seraient plus efficaces avec certaines espèces (Halictidae) et moins efficaces avec d'autres (*Bombus spp.*, *Colletes spp.*, Megachilidae) (Cane *et al.*, 2000 ; Wilson *et al.*, 2008 ; Grundel *et al.*, 2011 ; Popic *et al.*, 2013 ; McCravy *et al.*, 2019 ; Portman *et al.*, 2020). Aussi, l'efficacité des bacs à eau serait inversement proportionnelle à l'abondance florale alentour (Cane *et al.*, 2000 ; Roulston *et al.*, 2007 ; Wilson *et al.*, 2008 ; Baum & Wallen, 2011), engendrant un biais entre les différents sites. Les bacs à eau ont toutefois pu être employés à la Grande Bruyère de Blaton, en plus du filet, afin de reproduire au mieux l'effort d'échantillonnage de Barone (1999). Deux clusters de trois bacs (jaune, blanc et bleu) étaient placés sur chaque site de la réserve, excepté le site n°5. En effet, ce dernier étant caractérisé par la présence de *Bembix rostrata*, l'utilisation de bacs sur le site a été proscrite pour éviter d'en capturer. Ces clusters contenaient de l'eau savonneuse de sorte qu'une fois les insectes piégés, ils ne puissent en sortir. Idéalement, ces bacs devraient être posés pour 24h minimum afin de couvrir la période de vol de toutes les abeilles. Cependant, pour des raisons pratiques, ils n'étaient posés que le temps de la capture au filet de tous les sites de la réserve (4 à 5h).

Une fois capturés, les spécimens étaient placés dans un bocal annoté contenant un coton imbibé d'acétate d'éthyle. Notons que, ce travail ne concernant pas *Apis mellifera*, les

individus de cette espèce n'étaient pas capturés. Si après 10 minutes de recherche sur un site, aucun individu n'était repéré, la collecte était arrêtée et considérée comme nulle.

### 3.3. Mise en collection et identification

Une fois capturés, les insectes étaient épinglés dans les 24h ou, dans le cas contraire, mis au congélateur pour un épinglage ultérieur. Les génitalia des mâles ont été mis en évidence dans la plupart des cas, surtout pour les genres *Hylaeus* et *Sphecodes* où ils sont indispensables pour une identification correcte (Michez *et al.*, 2019). Chaque individu était ensuite étiqueté et rangé dans une boîte. A l'aide de diverses clés de détermination, tous les spécimens ont été déterminés au genre et à l'espèce pour les espèces les plus simples (Patiny & Terzo, 2010 ; Pauly, 2015 ; Projet Sapoll, 2018). Ce sont ensuite les membres du laboratoire (W. Fiordaliso, T. Wood et P. Rasmont) qui ont pris le relais pour vérifier les identifications déjà faites et déterminer le reste des individus jusqu'à l'espèce. Les individus femelles de *Bombus terrestris terrestris* et de *Bombus lucorum* étant très semblables, ils sont indiscernables les uns des autres (Rasmont & Terzo, 2017) et ont donc été rassemblés sous l'appellation de *Terrestribombus sp.*.

### 3.4. Etablissement du jeu de données

Les données récoltées ont été encodées à l'aide du logiciel Data Fauna Flora, version 5.1.0 (Barbier *et al.*, 2000). Cet encodage se fait en trois temps. D'abord, les stations (sites) sont décrites (nom, coordonnées géographiques, ...). Ensuite, les conditions sont ajoutées à la station correspondante, celles-ci sont surtout définies par la date de collecte et le substrat de collecte (fleur, sol, au vol, ...). Finalement, chaque espèce est ajoutée aux conditions correspondantes.

Ce mémoire est réalisé en parallèle de trois autres mémoires (Lefebvre, 2021 ; Reese, 2021 ; Ruelle, 2021) portant également sur les hyménoptères en région du Hainaut. Pour ceux-ci, 79 sites supplémentaires ont été échantillonnés, à la fois dans la ville de Mons et ses alentours (62 sites), mais aussi sur des terrils (17 sites) allant jusque Charleroi pour certains. La méthode et la période d'échantillonnage de ces autres sites sont identiques à celles de cette étude. Une fois toutes les données compilées, elles permettent une comparaison de la diversité des abeilles du hainaut en général et de milieux semi-naturels, les carrières en l'occurrence. Les 17 sites qui correspondent aux terrils présentant des propriétés particulières, leurs données

ne sont pas prises en compte car l'objectif est de comparer nos données à un standard de la diversité du Hainaut.

Des données supplémentaires du Hainaut ont également été considérées pour certains points. Il s'agit là des données obtenues par Fiordaliso (2020) lors de ses collectes sur 20 des 62 sites étudiés par les autres mémorants.

Pour la comparaison de la diversité d'abeilles de la Grande Bruyère de Blaton entre 1998 et 2020, le jeu de données de Barone (1999) a été extrait de la base de données du Laboratoire de Zoologie. Notre échantillonnage ayant débuté fin mai, les données printanières de Barone n'ont pas été prises en compte pour la comparaison.

### 3.5. Caractérisation des communautés d'abeilles

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel RStudio version 1.3.1093 (et le logiciel R version 4.0.3).

#### 3.5.1. Complétude de l'échantillonnage

La complétude d'un échantillon, c'est-à-dire la proportion d'espèces découvertes dans un lieu donné, est analysée via la fonction *specpool()* du package *vegan*. Celle-ci fait intervenir plusieurs estimateurs (chao, jackknife, bootstrap) du nombre total d'espèces présentes dans le milieu. Tous les trois accompagnés de leur erreur standard, ils permettent un aperçu de l'efficacité de l'échantillonnage (Oksanen *et al.*, 2007).

En parallèle, un graphique représentant le **rang d'abondance** des espèces capturées peut être établi afin de décrire l'équitabilité des espèces en termes d'abondance. Celui-ci présentera les espèces, de la plus abondante à la plus rare. La tendance observée du graphique peut osciller entre différents modèles, en partant du modèle géométrique (où quelques espèces dominent tout l'échantillon) jusqu'au « broken stick model » (où toutes les espèces sont équitables en termes d'abondance). Dans la nature, la tendance générale se dirige vers le modèle géométrique tandis que le second reste un modèle théorique non rencontré dans la nature (Legendre & Legendre, 2012).

#### 3.5.2. Indices de biodiversité

- L'un des indices les plus utilisés est l'indice de **Shannon ( $H$ )**. Celui-ci est en réalité un indice d'entropie informationnelle et se traduit par le degré de « surprise »

correspondant aux données d'espèces. Cet indice prend en compte le nombre d'espèces présentes dans le milieu mais aussi l'abondance relative de chacune de ces espèces dans ce milieu (Legendre & Legendre, 2012). Il est calculé de la manière suivante :

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

Où :

$q$  = nombre d'espèces recensées

$p_i$  = fréquence relative de l'espèce  $i$

$H$  est exprimé en bit

- L'indice de **Simpson** ( $\lambda$ ) est également très utilisé et permet quant à lui de mesurer la probabilité que deux individus choisis au hasard appartiennent à la même espèce. Lorsque le nombre d'individus est assez grand, ce  $\lambda$  peut être approximé comme :

$$\lambda = \sum_{i=1}^q p_i^2$$

Où :

$q$  = nombre d'espèces recensées

$p_i$  = fréquence relative de l'espèce  $i$

Pour faire de cet indice de concentration un indice de diversité à proprement parler, Greenberg (1956) a proposé l'indice suivant :

$$Diversity = D = 1 - \lambda$$

Dès lors, cet indice  $D$  représente la probabilité que deux individus choisis au hasard appartiennent à des espèces différentes. Une valeur de 0 indique donc une diversité minimale tandis qu'une valeur de 1 signifie une diversité maximale (Legendre & Legendre, 2012).

- Parallèlement à ces indices de diversité, **les nombres de Hill** permettent eux aussi de caractériser la diversité mais, cette fois, en donnant plus ou moins d'importance aux

espèces rares (selon l'ordre utilisé) (Marcon, 2015). Ces nombres sont tirés d'une même équation :

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

Où  $a$  est l'ordre de la mesure de diversité. Ainsi, si  $a = 0$ ,  $H_0 = \log q$  et si  $a = 2$ ,  $H_2 = -\log \lambda$ . Si  $a = 1$ , l'équation n'est pas définie mais la limite de  $H_{a \rightarrow 1}$  égale l'indice de Shannon (Legendre & Legendre, 2012). A partir de là, Hill a établi des nombres de diversité :

$$N_a = e^{H_a}$$

L'avantage des nombres de Hill c'est que, contrairement aux autres indices de diversité cités plus haut, ils représentent toujours un nombre d'espèces et sont donc plus facilement comparables entre eux. Ainsi,  $N_0$  correspond à la richesse spécifique,  $N_1$  au nombre d'espèces qui seraient retrouvées dans un échantillon doté du même indice de Shannon, mais où l'équitabilité serait parfaite et finalement  $N_2$  qui représente le nombre d'espèces particulièrement abondantes dans l'assemblage (Legendre & Legendre, 2012). On peut même aller jusqu'à considérer  $N_1$  comme le nombre d'espèces abondantes et  $N_2$  comme le nombre d'espèces très abondantes (Hill, 1973). Toutefois, les nombres de Hill des différentes réserves ainsi obtenus, ne seront pas comparables entre eux. En effet, il est d'abord nécessaire de les standardiser par rapport à l'effort de collecte (Marcon, 2015), ce qui sera fait via une raréfaction selon le taux de couverture comme expliqué dans la section suivante.

### 3.5.3. Raréfaction

La **richesse spécifique** ( $q$ ) constitue l'indice de base en termes de biodiversité puisqu'elle décrit simplement le nombre d'espèces présentes dans l'échantillon (Legendre & Legendre, 2012). L'évolution de la richesse spécifique sera quant à elle représentée via une **courbe de raréfaction**. Cette dernière est établie en retirant aléatoirement et une à une les unités d'échantillonnage de notre jeu de données, afin de réduire progressivement la richesse spécifique. Chaque point de la courbe correspond donc à la richesse spécifique moyenne calculée pour le nombre d'échantillons correspondant (Gotelli & Colwell, 2001). On peut ainsi décrire l'efficacité de l'échantillonnage en observant le nombre d'espèces qui aurait été

collecté avec une quantité moindre d'insectes capturés. Cette courbe de raréfaction est obtenue via la fonction *rarecurve()* du package *vegan* de R.

Toutefois, raréfier tous les échantillons pour les ramener au même nombre de spécimens implique l'élimination d'une grande partie des données. De plus, des différences d'abondance peuvent réellement exister entre les sites, indépendamment de l'effort de collecte, c'est pourquoi il peut être judicieux d'utiliser une approche alternative comme la notion de couverture. Cette dernière correspond à la proportion du nombre total d'individus d'un assemblage appartenant à des espèces découvertes dans un échantillon de cet assemblage (Chao & Jost, 2012). Une raréfaction selon la couverture peut alors être appliquée sur les nombres de Hill afin de les standardiser. Cette raréfaction permettrait de conserver un plus grand nombre de spécimens ; ceci représenterait mieux la biodiversité du milieu étudié (Chao & Jost, 2012). Pour ce faire, nous aurons besoin du package *iNext* et de ses fonctions *iNext()* et *estimateD()* (Chao *et al.*, 2014).

#### 3.5.4. Analyse de traits fonctionnels

Différents traits fonctionnels ont été évalués sur l'ensemble des espèces collectées par les quatre mémorants. Le type de nidification, le régime alimentaire et la socialité de chaque espèce ont été déterminés sur base de références préexistantes (Peeters *et al.*, 2012 ; Duchenne *et al.*, 2020b ; Fiordaliso, 2020). Chacun des mémorants s'est ensuite penché sur l'analyse d'un trait supplémentaire : les indices de continentalité (SCI) et de température (STI) des espèces, la distance inter-tégulaire (ITD), la diète pollinique et les liens taxonomiques entre les espèces. Seuls les indices (STI et SCI) et l'ITD sont momentanément disponibles, les deux autres traits ne seront donc pas décrits dans ce travail. Les traits étudiés ont été sélectionnés pour leur implication dans la réponse des abeilles aux changements d'habitats mais aussi pour leur lien avec des fonctions écologiques importantes (Carrié *et al.*, 2016 ; Hall *et al.*, 2019 ; Duchenne *et al.*, 2020).

Un test de chi-carré a été effectué sur les traits fonctionnels des échantillonnages des carrières et des trois autres mémorants, via la fonction *chisq.test()* de R (Borcard *et al.*, 2018) . Celui-ci a ainsi permis de déterminer si la différence des distributions de fréquences (des espèces et des individus) entre les deux échantillons est significative ou non et ce, pour plusieurs traits étudiés (type de nidification, socialité, lectisme, taille des abeilles). Pour ce test, l'hypothèse nulle correspond à une différence non significative entre les distributions de fréquences de chaque état du trait étudié, entre les deux inventaires.

➤ *Nidification*

Le mode de nidification de chaque espèce a été précisé et résumé en trois possibilités : sous le sol, au-dessus du sol et variable. Sous le sol pour les espèces terricoles et les espèces cavicoles nichant dans des cavités souterraines préexistantes, au-dessus du sol pour les espèces nichant dans du bois ou des tiges et variable pour les espèces cavicoles dont les habitudes de nidification sont changeantes.

➤ *Socialité*

Nous avons classé les abeilles en 4 catégories (Danforth, 2019) selon leur caractère social : eusocial primitif, solitaire, parasite social ou cleptoparasite.

➤ *Lectisme*

Deux catégories sont reprises ici, les extrêmes du continuum : oligolectiques et polylectiques.

➤ *Indices de température et de continentalité*

Pour ma part, j'ai pu calculer les indices de continentalité (SCI) et de température (STI) des espèces, en me basant sur la méthode de Duchenne *et al.* (2020b). Le STI d'une espèce dépend de la température moyenne de préférence de cette espèce. Le SCI d'une espèce dépend quant à lui de la variabilité des conditions climatiques rencontrées par cette espèce dans son aire de répartition. Pour le calcul de ces indices, les relevés européens d'hyménoptères ont été téléchargés depuis la base de données de GBIF (Global Biodiversity Information Facility – données extraites le 18/12/2020 via <https://doi.org/10.15468/dl.92odzl>). Ces données ont ensuite été compilées spatialement en utilisant une grille géographique dont l'unité de cellule est de 0,01° de latitude et de longitude. Pour caractériser chacune des cellules de la grille, deux variables bioclimatiques disponibles via Bioclim (<http://www.worldclim.org/bioclim>) ont été nécessaires : la température annuelle moyenne et la saisonnalité des températures (moyenne des valeurs enregistrées entre 1970 et 2000). Les deux indices (température et continentalité) ont finalement été calculés en considérant les moyennes de température et de saisonnalité de chaque cellule de la grille. Ces moyennes sont ensuite pondérées par le nombre d'enregistrements de l'espèce concernée dans cette cellule divisé par le nombre total d'enregistrements d'hyménoptères dans cette même cellule.

Afin de vérifier si les moyennes de STI et SCI obtenues entre les carrières et le reste du Hainaut et entre la Bruyère de Blaton de 1998 et de 2020 sont significativement différentes, un test de student a été réalisé via la fonction *t.test()* de R (Borcard *et al.*, 2018). Dans ce cas,

l'hypothèse nulle correspond à une différence non significative entre les moyennes. L'intervalle de confiance de la différence des moyennes est de 95%. Pour un rejet de l'hypothèse nulle, la p-value se devait donc d'être inférieure à 0,05. Avant la réalisation du test de student, la distribution normale des données utilisées a été vérifiée via le test de Shapiro-Wilk (Ghasemi & Zahediasl, 2012) avec la fonction *shapiro.test()* de R mais également via un *qqplot* (graphique dessinant la corrélation entre une donnée définie et la distribution normale) (Borcard *et al.*, 2018). Lorsque la taille de l'échantillon est supérieure à 50, il est préférable de se référer au *qqplot* car le test de Shapiro-Wilk devient très sensible (Kassambra, s.d.). Dans le cas où la normalité de la distribution n'est pas démontrée par le *qqplot*, un test de Wilcoxon est réalisé via la fonction *wilcox.test()* de R. Il s'agit d'un test non-paramétrique pouvant être effectué dans la comparaison des moyennes de deux échantillons lorsque les données ne suivent pas une distribution normale (Kassambara, 2019).

Une comparaison des moyennes des STI et SCI des quatre réserves entre elles a également été réalisée. La comparaison impliquant cette fois plus de deux moyennes, une ANOVA à un facteur a été employée pour le test avec la fonction *anova\_test* de R (Borcard *et al.*, 2018). Tout comme pour le test de student, l'hypothèse nulle correspond à une différence non significative entre les moyennes. L'intervalle de confiance de la différence des moyennes est de 95%. Pour un rejet de l'hypothèse nulle, la p-value se devait donc d'être inférieure à 0,05. Deux étapes préalables ont été nécessaires, à savoir vérifier la distribution normale données mais aussi l'homogénéité des variances. La première étape, tout comme pour le test de student, a été menée avec le test de Shapiro-Wilk et l'observation de *qqplot* (Borcard *et al.*, 2018). Quant au test d'homogénéité des variances, il a été réalisé via le test de Levene, fonction *levene\_test* dans R (Kassambra, s.d.). Dans le cas où la normalité de la distribution n'est pas démontrée par le *qqplot*, un test de Kruskal-Wallis est réalisé via la fonction *kruskal.test()* de R. Il s'agit d'un test non-paramétrique pouvant être effectué dans la comparaison de plusieurs échantillons lorsque les données ne suivent pas une distribution normale (Kassambara, 2019). Si ce test annonce la présence d'une différence significative au sein des quatre carrières, un test post-hoc de Nemenyi est réalisé (via la fonction *posthoc.kruskal.nemenyi.test()* du package *PMCMR* de R) afin de déterminer entre quelles carrières ces différences apparaissent (Pohlert, 2014).

➤ *Taille des abeilles*

La mesure considérée pour caractériser la taille des individus est la distance inter-tégulaire (ITD), c'est-à-dire la distance (en millimètres) séparant les deux points d'insertion des ailes, les tegulas (Cane, 1987). Une grande partie des données était disponible dans des ouvrages préexistants (Fortel, 2014 ; Duchenne *et al.*, 2020b), les données manquantes ont été mesurées sur des individus collectés lors de cette étude, en faisant la moyenne de l'ITD de 10 abeilles femelles pour chacune des espèces (lorsque l'abondance de l'espèce concernée le permettait). Les espèces dont l'ITD était inférieur (ou égale) à 2,1 mm ont été considérées comme des petites espèces et celles dont l'ITD était supérieur à 2,1 mm ont été considérées comme des grandes espèces. La taille des individus étant en lien avec leur capacité de dispersion (Greenleaf *et al.*, 2007), ces valeurs d'ITD correspondent à une distance de vol de 500 m (Hall *et al.*, 2019), ce qui coïncide avec le rayon de l'analyse de paysage qui a été réalisée. Les espèces classées comme « grande » voyagent donc à plus de 500 m de leur nid tandis que les « petites » restent dans un rayon inférieur à 500 m.

## 4. Résultats

### 4.1. Composition spécifique des communautés d'abeilles sauvages dans les quatre carrières échantillonnées

La liste regroupant l'ensemble des espèces identifiées dans les quatre réserves est présentée en Annexe 8.3 avec les familles associées et les statuts IUCN correspondants. Suit un résumé de cette annexe (Tab.3) synthétisant la répartition des espèces collectées selon les familles taxonomiques et les différents statuts de protection établis par l'IUCN. Une espèce est considérée menacée si elle est listée comme vulnérable (VU), en danger d'extinction (EN) ou en danger critique d'extinction (CR).

Famille	Total	CR	EN	VU	NT	LC	DD	% menacées
Andrenidae	7	0	0	0	0	7	0	0
Megachilidae	10	1	0	1	1	7	0	20
Halictidae	6	0	0	0	0	6	0	0
Apidae	14	1	0	0	4	9	0	7
Melittidae	1	0	0	0	0	1	0	0
Colletidae	5	0	0	0	1	2	0	0
<b>Total</b>	<b>43</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>32</b>	<b>0</b>	<b>4,5</b>

**Tab.3.** Nombre d'espèces collectées au sein des quatre réserves selon leur famille taxonomique et leur statut au sein de la Liste Rouge belge (selon Drossart *et al.*, 2019). Différents statuts selon IUCN : CR=En danger critique d'extinction, EN=En danger d'extinction, VU=Vulnérable, NT=Presque menacée, LC=P, DD=Données manquantes. % menacées = VU + EN + CR.

On retrouve un total de 1096 abeilles collectées regroupant 43 espèces différentes, tous sites confondus (voir Annexe 8.4). Parmi celles-ci, on notera que les deux familles les plus diversifiées sont les Apidae avec 14 espèces suivies des Megachilidae avec 10 espèces (Tab.3). La famille la moins représentée est celle des Melittidae avec *Dasypoda hirtipes* comme seule représentante dans les trois anciennes sablières (voir Annexe 8.4).

Près de 75% des espèces collectées présentent un statut « non-inquiétant » en termes de risques d'extinction alors que 4,5% des espèces rencontrées sont potentiellement menacées. On retrouve ainsi deux espèces en danger critique d'extinction (*Anthophora bimaculata* et *Megachile pilidens*) et une espèce vulnérable (*Megachile alpicola*). S'ajoute à cela un statut de protection de certaines espèces suite à la Loi de la Conservation de la Nature (Annexe IIb). Sont ainsi strictement protégées cinq espèces différentes : *Andrena fuscipes*, *Anthophora bimaculata*, *Dasypoda hirtipes*, *Epeolus variegatus* et *Trachusa byssina* (Drossart *et al.*, 2019).

Tandis que le Tab.3 considère l'ensemble des réserves et présente une vue globale de la diversité spécifique des familles d'abeilles et de leur statut IUCN, le Tab.4 précise ces mêmes informations mais au sein de chacune des réserves. Cette table renseigne également sur la diversité spécifique de chacune des réserves.

Alors que la réserve la moins diversifiée est celle du Planoi avec 14 espèces recensées (Tab.4), les trois autres réserves présentent 20 espèces distinctes. Concernant l'abondance totale des abeilles collectées (voir annexe 8.4), c'est au Vertbois que nous avons collecté le moins d'individus avec 124 abeilles capturées tandis que la sablière de Blaton présente la plus grande abondance d'abeilles avec 449 individus collectés.

		<i>Andrenidae</i>	<i>Apidae</i>	<i>Colletidae</i>	<i>Halictidae</i>	<i>Megachilidae</i>	<i>Melittidae</i>	<b>Total</b>
<b>CR</b>	B	-	1	-	-	-	-	1
	E	-	1	-	-	1	-	2
	P	-	1	-	-	-	-	1
	V	-	-	-	-	-	-	0
<b>VU</b>	B	-	-	-	-	-	-	0
	E	-	-	-	-	1	-	1
	P	-	-	-	-	-	-	0
	V	-	-	-	-	-	-	0
<b>NT</b>	B	-	2	1	-	-	-	3
	E	-	2	-	-	1	-	3
	P	-	4	-	-	-	-	4
	V	-	2	-	-	-	-	2
<b>LC</b>	B	3	7	2	1	2	1	19
	E	2	6	2	2	2	-	14
	P	2	4	-	2	-	1	9
	V	2	5	1	4	5	1	18
<b>Total</b>	B	3	10	3	1	2	1	20
	E	2	9	2	2	5	-	20
	P	2	9	-	2	-	1	14
	V	2	7	1	4	5	1	20

**Tab.4.** Résumé de la diversité des familles d'abeilles et de leur statut IUCN pour chacune des réserves selon la Liste Rouge belge de Drossart *et al.*, 2019. Statut IUCN : CR=En danger critique, VU=Vulnérable, NT=Presque menacée, LC=Préoccupation mineure. Réserves : B=Blaton, E=Ecaussines, P=Planoi, V=Vertbois. Le cadre inférieur droit renseigne sur la diversité spécifique de chaque réserve.

Comme le Tab.3 l'annonçait déjà, les Apidae représentent le groupe le plus riche pour chacune des réserves, avec un maximum de 10 espèces pour Blaton et un minimum de 7 espèces pour le Vertbois. Quant aux Colletidae, elles sont absentes du Planoi, de même que les Megachilidae alors que ces dernières représentent la deuxième famille la plus diversifiée de l'ensemble des réserves. De leur côté, les Andrenidae et les Halictidae sont assez peu

représentées, avec un léger pic de diversité à Blaton pour les premières et au Vertbois pour les secondes.

On retrouve la *Megachile pilidens* et la *Megachile alpicola*, espèces en danger critique et vulnérable respectivement, dans la carrière d'Ecaussines uniquement. L'*Anthophora bimaculata*, deuxième espèce du jeu de données en danger critique, est présente sur trois des quatre réserves étudiées, avec une abondance particulière au Planoi où 8 individus ont été identifiés. La carrière d'Ecaussines regroupe donc les trois espèces menacées identifiées dans notre jeu de données.

#### 4.1.1. Complétude et couverture de l'échantillonnage

La table 5 ci-dessous permet d'évaluer la complétude de l'échantillonnage via différents estimateurs. Ainsi, on estime que, pour Blaton, entre 30 et 80 % des espèces de l'ensemble des sites ont été capturées. Pour le Vertbois, entre 37 et 83 % auraient été capturées tandis que pour le Planoi, on se situe entre 72 et 87 %. Finalement, entre 68 et 86 % des espèces sont considérées comme capturées à Ecaussines. Pour les deux premières réserves, la mauvaise qualité d'échantillonnage suggérée est surtout due à l'estimateur de *Chao* donnant des estimations assez élevées.

Quant à la couverture, elle est la plus faible pour le Vertbois (0,92) mais est identique pour les trois autres sites (0,98).

Réserves	<i>N</i>	Couverture	<i>Chao</i> ± <i>se</i>	<i>Jack1</i> ± <i>se</i>	<i>Jack2</i>	<i>Bootstrap</i> ± <i>se</i>
<b>Blaton</b>	20	0,98	64 ± 40	31 ± 7	39	24 ± 3
<b>Vertbois</b>	20	0,92	52 ± 30	28 ± 8	33	23 ± 4
<b>Planoi</b>	14	0,98	16 ± 4	17 ± 2	18	15 ± 1
<b>Ecaussines</b>	20	0,98	23 ± 4	26 ± 3	28	22 ± 2

**Tab.5.** Evaluation de la richesse spécifique des réserves via différents estimateurs et leur erreur-type obtenus via la fonction *specpool()* du package *iNext*.

#### 4.1.2. Description de l'assemblage

Afin de représenter au mieux les espèces collectées et leur abondance les unes par rapport aux autres sur les différents sites, une carte de chaleur (Fig.13) a été réalisée sur tous les échantillons en se basant sur le résumé de récoltes présent en annexe 8.4. De plus, les quatre dernières colonnes représentent le total des sites de chaque réserve. La surabondance du complexe *Terrestribombus sp.* et *Bombus pascuorum floralis* masquant l'information des autres espèces, ils ont été exclus de la Figure 12 (la carte de chaleur non-modifiée est toutefois

présente en annexe 8.4). Nous pouvons ainsi distinguer certaines tendances au sein des espèces restantes.

Malgré le retrait des deux espèces les plus abondantes du genre *Bombus*, nous remarquons que les Apidae restent le groupe le plus représenté sur le schéma avec notamment *Bombus lapidarius* et *Bombus vestalis*, présents dans les quatre réserves. Il en va évidemment de même pour *Terrestribombus sp.* et *Bombus pascuorum floralis*, non représentés sur cette figure.

Pour les Andrenidae, on peut souligner la présence d'*Andrena fuscipes* sur tous les sites du Planoi et sur un site de Blaton.

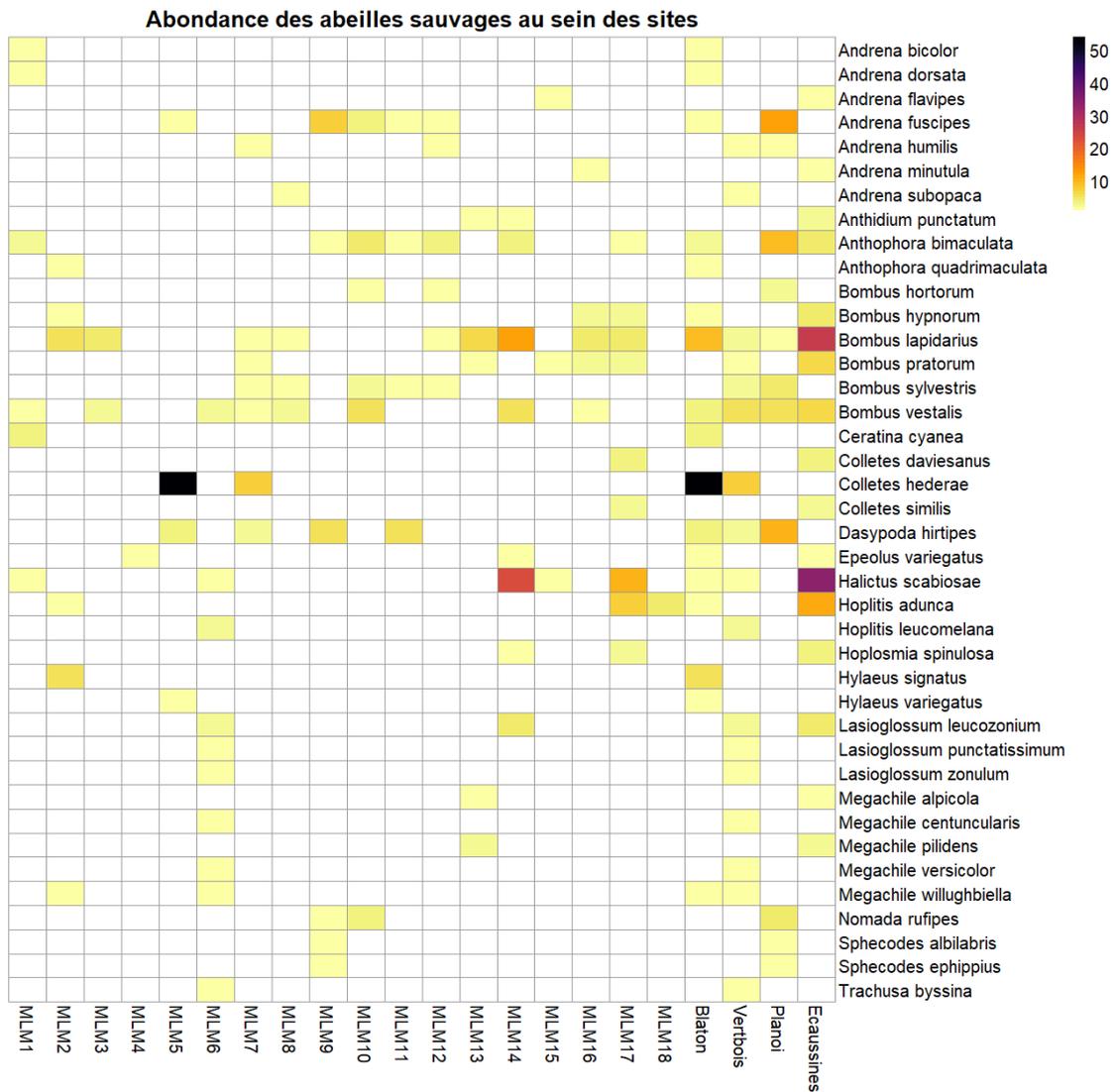
Concernant les Melittidae, *Dasygoda hirtipes* en est la seule représentante et se retrouve dans trois réserves différentes.

Chez les Halictidae, on note un pic d'abondance d'*Halictus scabiosae* en MLM14 et MLM17 dans la carrière d'Ecaussines. Les seules espèces de *Sphcodes* recensées ont été observées au Planoi.

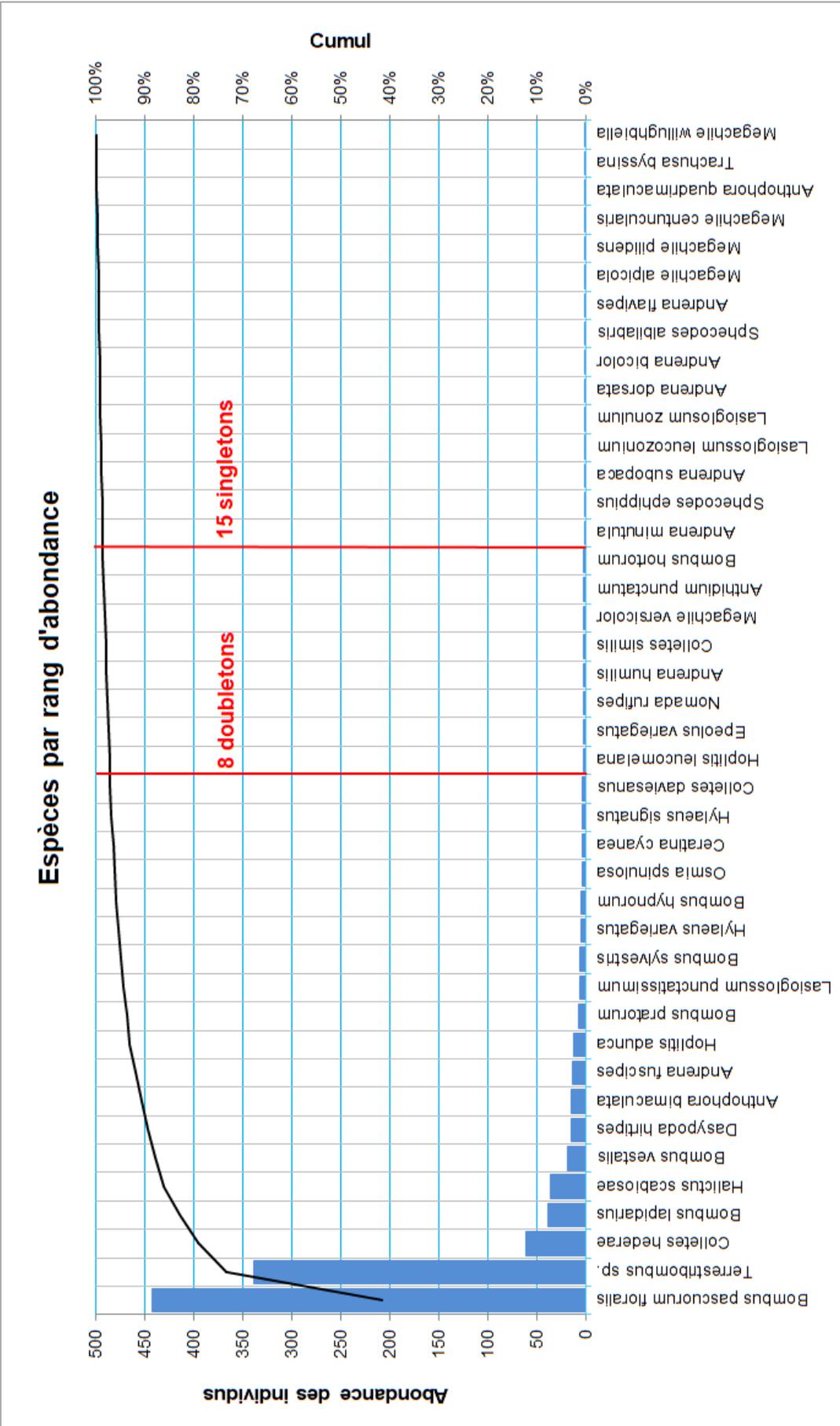
Quant aux Megachilidae, elles montrent une meilleure diversité au Vertbois puisque cinq des dix espèces recensées au total y sont présentes.

Le plus grand pic d'abondance présent dans cette figure correspond à *Colletes hederæ* sur le site MLM5 de la Bruyère de Blaton où elle était présente en grand nombre lors du mois de septembre.

Une représentation des rangs d'abondance de chaque espèce a également été établie (Fig.14) afin d'illustrer les espèces dominantes de l'échantillon final. On remarque la surabondance de deux espèces regroupant à elles seules plus de 70 % de l'effectif global : *Terrestribombus sp.* et *Bombus pascuorum floralis*. On peut également noter la présence de 15 espèces en un seul exemplaire (singletons) et de 8 espèces en deux exemplaires (doubletons) sur les 43 espèces recensées, soit plus de la moitié de la diversité de l'échantillon.



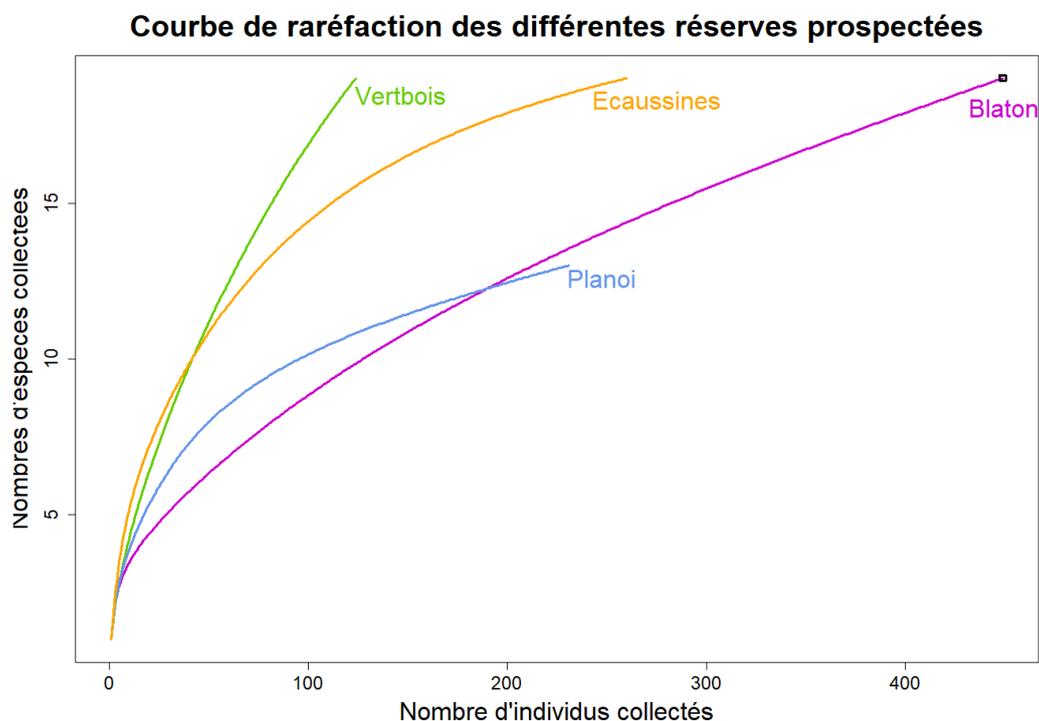
**Fig.13.** Heatmap, obtenue avec le package *pheatmap*, décrivant l'abondance des espèces collectées sur chacun des sites et pour chaque réserve. Le gradient de couleurs renseigne sur l'abondance de l'espèce concernée.



**Fig.14.** Classement des espèces collectées selon leur abondance et courbe de Pareto. On y observe 15 singletons et 8 doubletons et 2 espèces permettant de dépasser les 70% de l'effectif total. L'axe vertical de pourcentage (droite) est relatif à la courbe de Pareto tandis que l'axe vertical d'abondance des individus (gauche) est relatif au graphique en barres.

#### 4.1.3. Raréfaction

Les différentes courbes de raréfaction (Fig.15) permettent d'évaluer la complétude de l'échantillonnage, en se basant sur l'allure de ces courbes. Nous observons que la courbe du Vertbois croît brusquement sans atteindre de plateau alors que la courbe de Blaton montre une croissance plus discrète qui restera plutôt constante du début à la fin. Comme on peut le voir, Blaton présente le plus d'individus collectés mais avec un même nombre d'espèces que le Vertbois et Ecaussines. Tout comme le Vertbois, le site d'Ecaussines décrit un démarrage brusque mais s'équilibre assez rapidement. Le Planoi adopte une allure semblable à celle d'Ecaussines mais avec un nombre d'espèces plus faible.

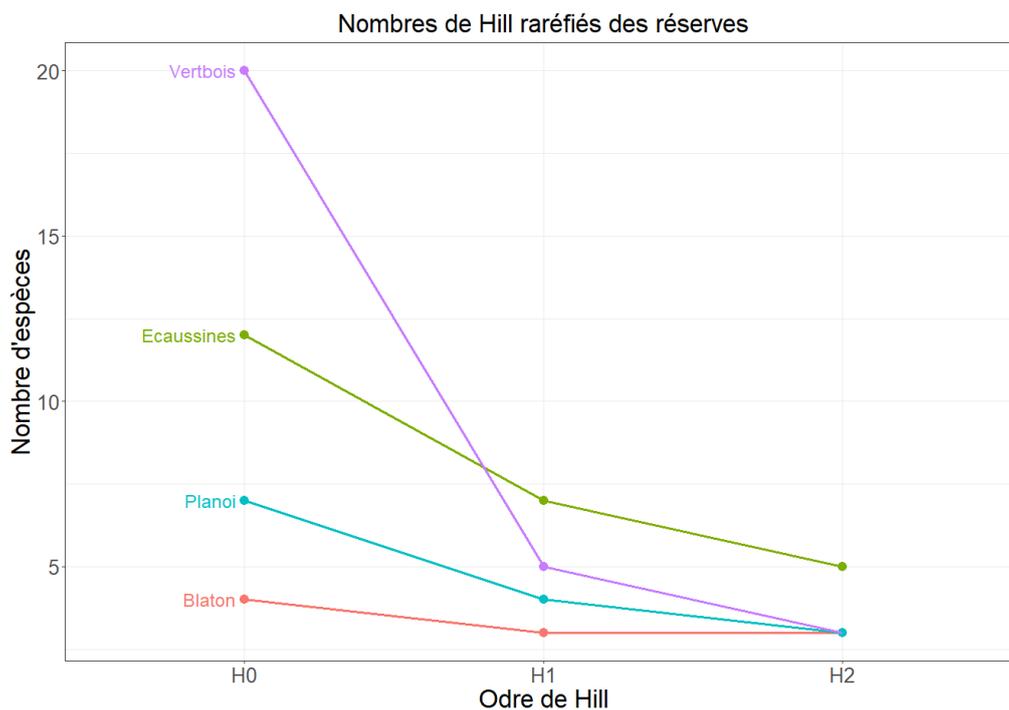


**Fig.15.** Courbes de raréfaction des quatre réserves prospectées décrivant l'évolution du nombre d'espèces collectées selon le nombre d'individus collectés.

Après calcul des nombres de Hill et raréfaction de ceux-ci (Tab.6) à l'aide de la fonction *estimateD()*, les valeurs obtenues pour chacune des réserves ont été décrites sous forme de courbe en trois points (Fig.16), chaque point représentant un ordre de Hill différent (*cfr* section 3.5.2). On remarque que la courbe d'Ecaussines est supérieure à celle du Planoi et de Blaton en tous ses points. On peut également noter un même nombre d'espèces considérées comme « très abondantes » ( $N_{2r}$ ) pour le Vertbois, le Planoi et Blaton.

	Ordre					
	N0	N1	N2	N0r	N1r	N2r
Blaton	20	4	3	4	3	3
Vertbois	20	5	3	20	5	3
Planoi	14	4	3	7	4	3
Ecaussines	20	7	5	12	7	5

**Tab.6.** Nombres de Hill obtenus via la fonction *iNext* et nombres de Hill raréfiés obtenus via la fonction *estimateD* pour chacune des réserves et suivant les trois premiers ordres de la mesure d'entropie ( $\alpha = 0, 1, 2$ ).



**Fig.16.** Nombres de Hill raréfiés de chacune des réserves selon les ordres de Hill ( $\alpha = 0, 1, 2$ ).

## 4.2. Structure des communautés d'abeilles à l'échelle des sites échantillonnés et facteurs explicatifs

### 4.2.1. Analyse des traits fonctionnels

Un tableau récapitulatif des traits fonctionnels exprimés par chaque espèce est présenté en annexe 8.5.

➤ *Nidification*

	<b>Sous le sol</b>	<b>Au-dessus du sol</b>	<b>Variable</b>
Blaton	69,6   57,5	21,7   42,1	8,7   0,4
Ecaussines	65,0   57,0	25,0   36,7	10,0   6,3
Planoi	85,8   53,7	7,1   44,6	7,1   1,7
Vertbois	65,0   35,5	20,0   61,3	15,0   3,2
Total	67,4   56,6	23,3   41,1	9,3   2,3

**Tab.7.** Répartition du type de nidification des espèces des réserves (en noir) et de l'ensemble des individus des réserves (en rouge).

A l'échelle des espèces, le Planoi démontre une grande majorité d'espèces nichant sous le sol (86%) tandis que les espèces appartenant aux deux autres classes sont très minoritaires (7% chacune) (Tab.7). Les trois autres réserves présentent aussi une majorité d'espèces souterraines mais moins importante (60 à 70%), viennent ensuite les espèces nichant au-dessus du sol (20 à 25%) et finalement les espèces à nidification variable.

Si l'on considère maintenant l'ensemble des individus (en rouge), la nidification souterraine reste favorisée excepté pour le Vertbois où l'on observe cette fois une majorité d'individus nichant au-dessus du sol (Tab.7). Le taux de nidification variable au Vertbois est quant à lui cinq fois plus faible lorsque l'on considère les individus plutôt que les espèces, passant de 15% à 3%. Sur le site de Blaton, une réduction encore plus drastique est observée puisque le taux de nidification variable passe de 8,7% à 0,4% lorsque l'on considère les individus.

La tendance de l'ensemble des réserves est semblable à celle d'Ecaussines, de Blaton et du Planoi, avec une majorité d'espèces souterraines moins marquée quand on considère l'ensemble des individus.

➤ *Choix floraux*

	<b>Polylectique</b>	<b>Oligolectique</b>
Blaton	78,3   97,6	21,7   2,4
Ecaussines	75,0   93,0	25,0   7,0
Planoi	71,4   89,6	28,6   10,4
Vertbois	85,0   96,8	15,0   3,2
Total	74,4   94,0	25,6   6,0

**Tab.8.** Répartition du type de choix floraux des espèces des réserves (en noir) et de l'ensemble des individus des réserves (en rouge).

Que ce soit pour les espèces ou pour les individus présents dans les réserves, on remarque que la tendance est semblable : une majorité de polylectiques, encore plus marquée pour le Vertbois (Tab.8). Cette majorité est plus écrasante encore lorsque l'on s'attarde sur les individus puisque presque toutes les réserves affichent plus de 90% d'individus polylectiques.

Pour les espèces comme pour les individus, c'est au Planoi que l'on rencontre la plus grande proportion d'oligolectiques. L'ensemble des réserves suit la même dynamique : une majorité de polylectiques dans les deux cas, et dépassant les 90% au niveau des individus.

➤ *Socialité*

	<b>Eusocial primitif</b>	<b>Solitaire</b>	<b>Parasite social</b>	<b>Cleptoparasite</b>
Blaton	26,1   82,6	65,2   16,5	4,3   0,7	4,3   0,2
Ecaussines	35,0   84,8	55,0   12,6	5,0   2,2	5,0   0,4
Planoi	35,7   79,7	28,6   13,8	14,3   3,9	21,4   2,6
Vertbois	30,0   77,4	60,0   16,9	10,0   5,7	0   0
Total	18,6   81,8	67,4   15,5	4,7   2,2	9,3   0,5

**Tab.9.** Répartition des espèces (en noir) et de l'ensemble des individus (en rouge) de chacune des réserves selon leur caractère social.

Les réserves de Blaton, d'Ecaussines et du Vertbois suivent une même tendance en termes de caractère social (Tab.9) avec une majorité d'espèces solitaires (55-65%), des espèces eusociales primitives en moindre partie (25-35%) et une faible minorité de parasites sociaux et de cleptoparasites (0-10%). Le Planoi se démarque des autres sites avec cette fois une majorité d'espèces à caractère eusocial primitif (36%), suivie par les espèces solitaires (29%), les cleptoparasites (21%) et finalement les parasites sociaux (14%).

Lorsque l'on considère la proportion de l'ensemble des individus (en rouge), le caractère eusocial primitif devient largement dominant (75-85%) alors que le caractère solitaire se fait beaucoup plus discret (10-20%), les parasites sociaux et cleptoparasites sont quant à eux toujours aussi peu représentés (0-4%). Cette fois, le Planoi adopte la même tendance que les autres sites.

L'ensemble des carrières présente la même dynamique que Blaton, le Vertbois et Ecaussines, que ce soit pour les espèces ou les individus.

➤ *Taille des abeilles*

	Taille	
	Petite	Grande
Blaton	30,0   2,7	70,0   97,3
Ecaussines	20,0   2,6	80,0   97,4
Planoi	21,4   7,4	78,6   92,6
Vertbois	25,0   5,6	75,0   94,4
Total	34,9   3,9	65,1   96,1

**Tab.10.** Répartition des petites et grandes espèces (en noir) et des petits et grands individus (en rouge) rencontrés dans chaque réserve sur base de leur ITD. Petite = ITD < 2,1 mm ; Grande = ITD > 2,1 mm.

Les sites d'Ecaussines et du Planoi affichent une proportion semblable de grandes espèces (80% et 79%) (Tab.10). Vient ensuite le Vertbois (75%) et finalement Blaton avec la plus grande proportion de petites espèces (30%). Au niveau du nombre total d'individus (en rouge), on observe une majorité écrasante de grands individus (> 90% dans tous les cas).

L'ensemble des réserves se démarque encore plus que Blaton et atteint 35% de petites espèces (en noir), tandis que la répartition de l'ensemble des individus (en rouge) reste semblable à celle de chacune des réserves avec 96% de grands individus.

➤ *Indices de température et de continentalité*

	SCI	STI
Blaton	6,11   5,87	8,36   8,50
Ecaussines	6,13   5,97	8,36   8,58
Planoi	6,02   5,90	7,93   8,19
Vertbois	6,24   5,89	8,06   8,21
Total	6,25   5,90	8,02   8,41

**Tab.11.** Moyenne des indices de continentalité (SCI) et de température (STI) des espèces (en noir) et de l'ensemble des individus (en rouge) de chacune des réserves.

Alors que le SCI varie de 7,53 à 5,03 au sein des espèces recensées (valeurs disponibles en Annexe 8.5), les moyennes affichées (Tab.11) sont assez proches pour les quatre réserves. Les deux extrêmes sont le Planoi (6,02) et le Vertbois (6,24) dont la différence n'est que de 0,22. Il en va de même pour le STI, variant de 5,74 à 11,26 au sein des espèces observées mais dont les moyennes des réserves diffèrent de 0,43 au maximum.

Si on se penche sur l'ensemble des individus maintenant (en rouge), les valeurs de SCI sont plus faibles que pour les espèces mais elles sont aussi proches entre elles, variant de 5,86 à 5,97 (différence de 0,11). Pour le STI de l'ensemble des individus, il est à chaque fois plus

élevé que pour les espèces mais reste également dans des valeurs très proches (0,39 entre les extrêmes).

L'ensemble des réserves suit exactement la même tendance que chacune des réserves pour les valeurs de STI et de SCI, que ce soit pour les espèces ou l'ensemble des individus rencontrés.

Après le test ANOVA sur les moyennes de STI et SCI des quatre carrières, la p-value obtenue est supérieure à 0,05 pour la comparaison de moyennes du STI et du SCI des espèces. Quant au test sur l'ensemble des individus, il n'a pas conclu une distribution normale des données (selon le test de Shapiro-Wilk et le *qqplot*). L'ANOVA n'a donc pas été réalisée mais un test de Kruskal-Wallis a été effectué via la fonction *kruskal.test()* de R. Ce dernier a fourni une p-value, pour le STI et le SCI, inférieure à 0,05. Un test de Nemenyi a donc été mené et a fourni des p-value inférieures à 0,05 entre Blaton et les trois autres réserves pour le SCI et entre Blaton et le Vertbois pour le STI.

#### 4.2.2. Description du paysage

	<b>Artif (%)</b>	<b>Trees (%)</b>	<b>Agri (%)</b>	<b>Open (%)</b>	<b>Bare (%)</b>
Vertbois	2,62	86,36	0,41	4,97	5,64
Planoi	2,65	79,37	11,63	6,03	0,31
Blaton	14,23	50,50	20,46	14,32	0,48
Ecaussines	5,79	32,41	19,58	5,78	36,45

**Tab.12.** Pourcentage des différents types de paysages présents dans un rayon de 500 m à partir du centroïde des réserves. Agri = terres agricoles ; Artif = sol imperméabilisé ; Bare = Roche nue ; Open = milieux semi-naturels ouverts ; Trees = couverture forestière.

Le Vertbois présente la plus grande couverture forestière (86%) (Tab.12) et, comme décrit en amont, présente le plus faible taux de spécimens nichant dans le sol (35%).

La deuxième réserve où la composante forestière est la plus présente est le Planoi (79%), avec ensuite la composante agricole (12%). C'est également là qu'on observe le plus grand taux d'espèces nichant dans le sol (85%) et le plus grand taux d'individus oligolectiques (10%). La socialité des espèces qu'on y rencontre sort également du lot puisque le taux d'espèces solitaires y est le plus faible (29%) et le taux d'espèces cleptoparasites y est le plus élevé (21%).

Le paysage de Blaton et de ses alentours est plus varié avec toujours une forte couverture forestière (50%) mais aussi une présence non négligeable de terres agricoles (20%), de terrains imperméables (14%) et de milieux semi-naturels ouverts (14%). On rappelle que c'était le site présentant le taux le plus élevé de petites espèces (30%).

La carrière d'Ecaussines se démarque des trois autres sites par la composante « Roche nue » qui représente la majorité du paysage (36%), même si la couverture forestière reste très développée (32%) suivie des terres agricoles (20%). C'est dans cette réserve que l'on retrouve le taux le plus élevé de grandes espèces (80%).

#### 4.2.3. Relevé botanique

L'abondance des espèces végétales sur chacun des sites est détaillée dans les fiches de l'annexe 8.1. La disponibilité des ressources florales a probablement été très impactée par la sécheresse particulièrement prononcée de l'année 2020. En effet, de mi-mars à fin septembre les précipitations ont été très réduites par rapport à la moyenne (mesurée entre 1981 et 2010 à la station météorologique d'Uccle). Malgré un mois de juin très proche de la moyenne (69 mm en 2020 >< 72 mm en moyenne), les mois d'avril et mai ont été très secs avec 19 mm et 5 mm de précipitations contre 51 mm et 67 mm pour la moyenne des autres années, respectivement. Les mois de juillet et août étaient également placés sous la moyenne, avec 47 mm et 51 mm de précipitations contre 74 mm et 79 mm pour la moyenne, respectivement (selon les données de l'IRM reprises dans le bilan de l'année 2020 de [meteobelgique.be](http://meteobelgique.be) rédigé par Philippe Mievis).

Le Tab.13 permet quant à lui d'observer les plantes sur lesquelles on a collecté le plus d'espèces et le plus d'individus. On remarque ainsi que les trois plantes attirant le plus d'espèces d'abeilles sont *Rubus fruticosus*, *Calluna vulgaris* et *Hypochaeris radicata*. *Calluna vulgaris* est l'espèce ayant attiré le plus d'individus, suivie de *Teucrium scorodonia* (qui ne rassemble pourtant que 5 espèces d'abeilles) et d'*Echium vulgare*.

Focalisons-nous maintenant sur les espèces végétales sur lesquelles nous avons collecté les abeilles considérées menacées sur la Liste Rouge belge. Le seul individu de *Megachile alpicola* de l'inventaire a été collecté sur *Lotus tenuis*, de même qu'une *Megachile pilidens*. La seconde *Megachile pilidens* a été capturée sur *Leucanthemum vulgare*. Pour *Anthophora bimaculata*, 8 individus ont été capturés sur *Rubus fruticosus*, 2 sur *Echium vulgare*, 2 sur *Cirsium vulgare* et 1 sur *Centaurea jacea*.

Espèce végétale	Espèces d'abeilles collectées	Nombre d'abeilles collectées
<i>Rubus fruticosus</i>	15	103
<i>Calluna vulgaris</i>	10	274
<i>Hypochoeris radicata</i>	9	19
<i>Centaurea jacea</i>	8	39
<i>Cirsium vulgare</i>	8	30
<i>Echium vulgare</i>	7	109
<i>Hypericum perforatum</i>	6	68
<i>Lotus glaber</i>	6	34
<i>Cornus sanguinea</i>	5	19
<i>Leucanthemum vulgare</i>	5	5
<i>Lotus corniculatus</i>	5	21
<i>Teucrium scorodonia</i>	5	170
<i>Cirsium palustre</i>	4	13
<i>Dipsacus fullonum</i>	4	23
<i>Crepis capillaris</i>	3	7
<i>Lythrum salicaria</i>	3	8
<i>Medicago sativa falcata</i>	3	3
<i>Melilotus altissima</i>	3	3
<i>Reseda luteola</i>	3	8
<i>Buddleja davidii</i>	2	3
<i>Robinia pseudacacia</i>	2	3
<i>Sedum acre</i>	2	2
<i>Tanacetum vulgare</i>	2	4
<i>Vicia cracca</i>	2	7
<i>Chamerion angustifolium</i>	1	1
<i>Cirsium arvense</i>	1	1
<i>Crepis biennis</i>	1	4
<i>Cytisus scoparius</i>	1	8
<i>Epilobium hirsutum</i>	1	3
<i>Fragaria vesca</i>	1	1
<i>Hieracium sabaudum</i>	1	2
<i>Leontodon saxatilis</i>	1	2
<i>Melilotus albus</i>	1	4
<i>Prunus avium</i>	1	1
<i>Ranunculus acris</i>	1	1

**Tab.13.** Liste des différentes espèces végétales sur lesquelles les abeilles ont été collectées, nombres d'espèces et d'individus collectés sur chacune des plantes.

#### 4.3. Comparaison de l'inventaire au reste de la diversité régionale en abeilles

Alors que l'inventaire des quatre carrières a relevé 43 espèces d'abeilles, les 62 sites inventoriés par les trois autres mémorants (Lefebvre, 2021 ; Reese, 2021 ; Ruelle, 2021) ont permis d'identifier 135 espèces dans le Hainaut. Après comparaison des deux inventaires, 4 espèces sont exclusives aux carrières étudiées dans ce travail : *Andrena fuscipes*, *Hylaeus variegatus* *Megachile alpicola* et *Nomada rufipes*. On remarque également *Trachusa byssina* qui n'a été relevée qu'au Vertbois pour cette étude et sur les terrils pour les autres relevés.

Tous les individus d'*Andrena fuscipes* et de *Nomada rufipes* ont été collectés sur *Calluna vulgaris* dans les carrières. Quant au seul individu de *Trachusa byssina*, il a été capturé sur *Medicago sativa falcata* alors que l'*Hylaeus variegatus* a été capturé à même le sol. Parmi les cinq espèces d'abeilles sauvages citées ci-dessus, quatre d'entre elles sont solitaires et quatre d'entre elles nichent sous le sol.

La répartition des différentes espèces selon le mode de nidification rencontré est très semblable entre les deux échantillons, variant de 1 à 3% pour chacun des caractères (Tab.14). On retrouve donc une majorité d'espèces solitaires dans les deux cas. A l'échelle de l'ensemble des individus, on remarque un taux de nidification au-dessus du sol légèrement supérieur dans les carrières alors que la nidification variable y est moins représentée que dans le reste du Hainaut.

Les préférences florales des espèces sont presque identiques pour les deux échantillons, avec 74% de polylectiques et 26% d'oligolectiques. Une différence apparaît lorsque l'on considère les individus, alors que les carrières montrent 94% d'individus polylectiques, le reste du Hainaut en présente 82%.

Au niveau du caractère social, encore une fois, la répartition des espèces des deux échantillons est très semblable, avec toutefois une différence notable pour les cleptoparasites. En effet, ils représentent 19% de l'échantillon du Hainaut et seulement 9% de l'échantillon des carrières. Les espèces solitaires constituent la majorité de la diversité dans les deux cas (entre 60 et 70%).

A l'échelle des espèces, alors que l'on rencontre une majorité de petites espèces (59%) dans les carrières, elles ne représentent que la moitié des espèces pour le reste du Hainaut. La tendance est tout autre lorsque l'on observe les individus puisque les grandes espèces prennent le dessus dans les deux cas en constituant 75% des individus dans le Hainaut et 89% pour les carrières.

Que ce soit pour les espèces ou l'ensemble des individus, les STI et SCI moyens sont tous deux plus élevés pour le Hainaut que pour les carrières. Dans les deux échantillons, le STI augmente lorsque l'on passe des espèces aux individus alors que le SCI diminue. Après avoir réalisé un test de student (intervalle de confiance = 95%) sur les valeurs de STI et de SCI des deux échantillonnages, la p-value obtenue pour chaque indice s'est avérée supérieure à 0,05 quand les espèces étaient considérées. Lorsque les individus sont considérés, l'hypothèse de

normalité des données, vérifiée par le test de Shapiro-Wilk et le qqplot, est réfutée. Dans ce cas, le test de student ne peut être réalisé et un test de Wilcoxon est réalisé. Ce dernier a fourni une p-value, pour le STI et le SCI, inférieure à 0,05.

Après un test de chi-carré effectué, à l'échelle des espèces, entre les carrières et le reste du Hainaut pour chacun des traits étudiés (exceptés les STI et SCI), tous les résultats ont abouti à une différence non-significative entre les deux inventaires, soit une acceptation de l'hypothèse nulle (p-value > 0.05). A l'inverse, les tests effectués à l'échelle des individus se sont tous soldés par une différence significative entre les deux échantillons (p-value < 0,05).

		Carrières	Hainaut
Nidification	Sous le sol	67,4   56,6	64,5   57,0
	Au-dessus	23,3   41,1	24,4   35,0
	Variable	9,3   2,3	11,1   8,0
Lectisme	Polylectique	74,4   94,0	74,2   82,2
	Oligolectique	25,6   6,0	25,8   17,2
Socialité	Eusocial primitif	18,6   81,8	15,7   59,9
	Solitaire	67,4   15,5	62,7   35,7
	Cleptoparasite	9,3   0,5	18,7   2,9
	Parasite social	4,7   2,2	3,0   1,5
ITD	Petite	58,5   10,9	50,4   25,5
	Grande	41,5   89,1	49,6   74,5
Indices	STI	8,16   8,23	8,24   8,36
	SCI	6,24   5,94	6,33   6,07

**Tab.14.** Comparatif des différents traits fonctionnels présentés par les espèces (en noir) et l'ensemble des individus (en rouge) collectés dans les carrières concernées par ce travail et dans le reste du Hainaut (données provenant des mémoires, encore en rédaction, de Lefebvre A., Reese A. et Ruelle E.).

#### 4.4. Impacts des aménagements à la Grande Bruyère de Blaton depuis 1998

Alors que la collecte de 1998 s'était terminée avec 1139 abeilles appartenant à 71 espèces différentes (Tab.15), l'inventaire de 2020 s'est révélé moins fructueux, ne rassemblant que 420 individus issus de 41 espèces différentes (filet + bacs à eau). Parmi toutes ces espèces, 42 sont propres au relevé de 1998, 11 sont propres au relevé de 2020 et 29 sont communes aux deux années de collecte (voir annexe 8.6). Les espèces les plus abondantes de chacun des deux inventaires sont identiques : le complexe *Terrestribombus sp.* et le *Bombus pascuorum floralis*.

Concernant les espèces menacées, l'inventaire de la Bruyère de Blaton de 2020, qui présentait déjà *Anthophora bimaculata* comme espèce en danger critique, voit s'ajouter *Halictus confusus* suite à la collecte aux bacs à eau colorés. Quant à l'inventaire de 1998, ils

présentaient déjà ces deux espèces menacées mais aussi 2 espèces supplémentaires en danger critique (*Ammobates punctatus* et *Bombus ruderatus*), 3 espèces en danger (*Bombus ruderarius*, *Bombus rupestris*, *Nomada fuscicornis*) et 6 espèces vulnérables supplémentaires (*Bombus campestris*, *Coelioxys mandibularis*, *Halictus confusus*, *Halictus sexcinctus*, *Lasioglossum quadrinotatum*, *Osmia claviventris*) selon la Liste Rouge actuelle (Drossart *et al.*, 2019).

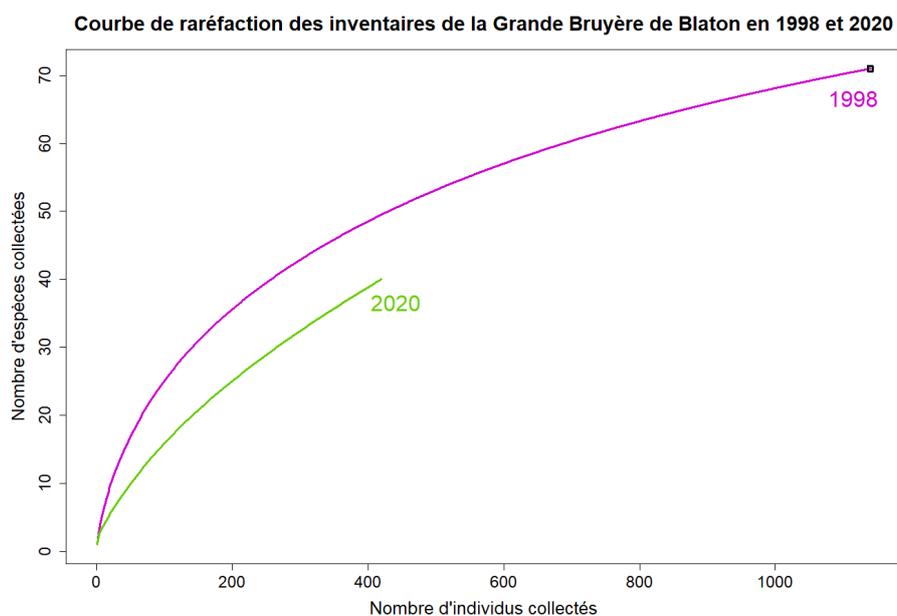
### ➤ Complétude des deux inventaires

Sur base des différents estimateurs fournis par la fonction *specpool()*, on estime que pour l'étude de 1998, entre 66 et 86 % des espèces de l'époque auraient été collectés (Tab.15) tandis que l'échantillon de 2020 comprendrait entre 42 et 80 % des espèces de la réserve.

Réserves	Abondance	Richesse				
		spécifique	Chao $\pm$ se	Jack1 $\pm$ se	Jack2	Bootstrap $\pm$ se
<b>Blaton_1998</b>	1139	71	93 $\pm$ 10	97 $\pm$ 20	108	83 $\pm$ 12
<b>Blaton_2020</b>	420	41	96 $\pm$ 32	63 $\pm$ 14	76	50 $\pm$ 7

**Tab.15.** Evaluation de la richesse spécifique de la Grande Bruyère de Blaton entre 1998 et 2020 via différents estimateurs et leur erreur-type obtenus via la fonction *specpool()* du package *iNext*.

### ➤ Raréfaction



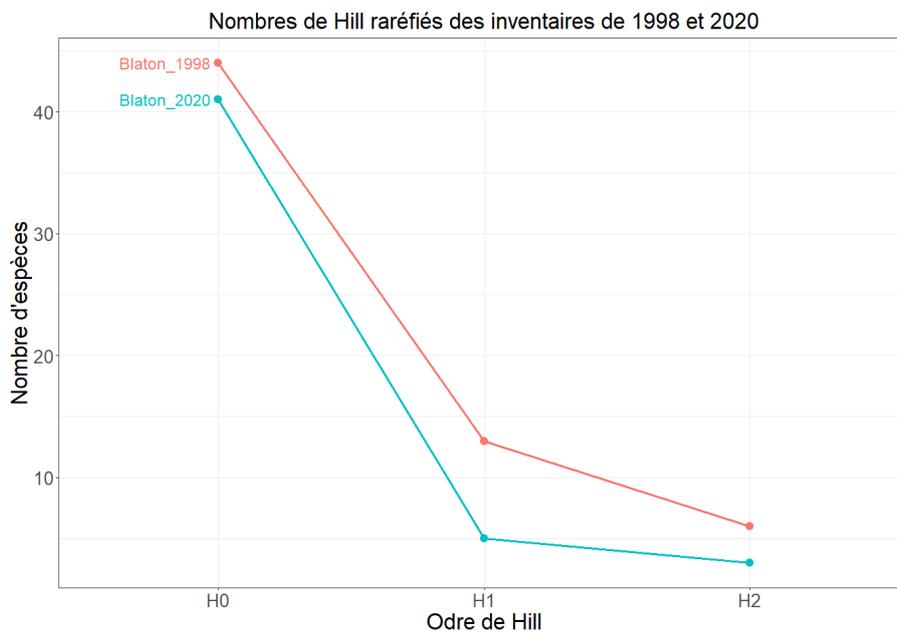
**Fig.17.** Courbes de raréfaction de la Grande Bruyère de Blaton décrivant l'évolution du nombre d'espèces collectées selon le nombre d'individus collectés, suite aux récoltes de 1998 et de 2020. Courbes obtenues via la fonction *rarecurve()* du package *vegan*.

Concernant la raréfaction, en début de courbe (Fig.17), le nombre d'espèces de l'échantillon de 1998 s'accroît rapidement tandis que celui de 2020 s'accroît de manière plutôt constante du début à la fin de la courbe. Bien que la courbe de 1998 montre une collecte beaucoup plus importante en termes de nombre d'individus, elle n'atteint pas vraiment de plateau sur la fin, ce qui est encore plus flagrant pour la courbe de 2020.

Après calcul des nombres de Hill et raréfaction de ceux-ci (Tab.16) à l'aide de la fonction *estimateD*, les valeurs obtenues pour les deux années de collecte ont été décrites sous forme de courbe en trois points (Fig.18), chaque point représentant un ordre de Hill différent (*cfr* section 3.5.2). On remarque que la courbe de l'année 1998 est supérieure à celle de 2020 en tous ses points avec des valeurs de N1r et N2r égalant au moins le double de ceux de 2020.

	Ordre					
	N0	N1	N2	N0r	N1r	N2r
Blaton 1998	71	14	6	44	13	6
Blaton 2020	41	5	3	41	5	3

**Tab.16.** Nombres de Hill obtenus via la fonction *iNext* et nombres de Hill raréfiés obtenus via la fonction *estimateD* pour la Bruyère de Blaton de 1998 et 2020, suivant les trois premiers ordres de la mesure d'entropie ( $\alpha = 0, 1, 2$ ).



**Fig.18.** Courbe en trois points des trois premiers nombres de Hill raréfiés des échantillons de la Grande Bruyère de Blaton de 1998 et 2020.

### ➤ **Traits fonctionnels**

Au niveau du mode de nidification des abeilles, on retrouve une majorité d'espèces souterraines dans les deux cas mais avec une plus forte proportion en 1998 (Tab.17). Si l'on se penche sur l'ensemble des individus, l'écart entre les deux années se creuse beaucoup plus puisqu'on est à 95% d'individus à nidification souterraine en 1998 contre 68% en 2020.

Les choix floraux des abeilles des deux échantillons sont très semblables, avoisinant les 80% d'espèces polylectiques et les 90% d'individus polylectiques dans les deux cas.

Concernant le caractère social des abeilles étudiées, les espèces solitaires sont majoritaires dans les deux échantillons. Cependant, le deuxième groupe le plus représenté en 1998 est celui des cleptoparasites (27%) suivi des abeilles à caractère eusocial primitif (21%), alors que l'échantillon de 2020 place le caractère eusocial primitif en deuxième position (29%) et présente très peu d'espèces de cleptoparasites (7%). Les deux inventaires se rejoignent lorsque l'on analyse l'ensemble des individus plutôt que les espèces, avec une majorité d'individus à caractère eusocial primitif suivis des abeilles solitaires. Dans les deux cas, les parasites sociaux sont sous-représentés.

Que ce soit pour 1998 comme pour 2020, on observe dans les deux cas une légère majorité de petites espèces. En termes d'individus, on rencontre par contre une plus grande proportion de petits individus en 1998 qu'en 2020 (20% > 11%).

Les indices de température (STI) et de continentalité (SCI) sont très semblables entre les deux inventaires lorsqu'il s'agit des espèces. Quant aux individus, on observe une légère hausse du STI en 2020, le SCI restant assez identique à celui de 1998. Après avoir réalisé un test de student (intervalle de confiance = 95%) sur les valeurs de STI et de SCI des deux échantillonnages, la p-value obtenue pour chaque indice s'est avérée supérieure à 0,05 quand les espèces étaient considérées. Lorsque les individus sont considérés, l'hypothèse de normalité des données, vérifiée par le test de Shapiro-Wilk et le qqplot, est réfutée. Dans ce cas, le test de student ne peut être réalisé et un test de Wilcoxon est réalisé via la fonction *wilcox.test()* de R. Ce dernier a fourni une p-value, pour le STI et le SCI, supérieure à 0,05.

		<b>1998</b>	<b>2020</b>
<b>Nidification</b>	Sous le sol	78,9   <b>95,4</b>	68,3   <b>55,3</b>
	Au-dessus	19,7   <b>4,4</b>	26,8   <b>44,2</b>
	Variable	1,4   <b>0,2</b>	4,9   <b>0,5</b>
<b>Lectisme</b>	Polylectique	84,5   <b>90,0</b>	80,5   <b>93,3</b>
	Oligolectique	15,5   <b>10,0</b>	19,5   <b>6,7</b>
<b>Socialité</b>	Eusocial primitif	21,1   <b>66,1</b>	29,3   <b>86,2</b>
	Solitaire	49,3   <b>24,7</b>	61,0   <b>12,4</b>
	Cleptoparasite	26,8   <b>7,7</b>	7,3   <b>0,7</b>
	Parasite social	2,8   <b>1,5</b>	2,4   <b>0,7</b>
<b>Taille</b>	Petite	57,1   <b>21,2</b>	58,5   <b>10,9</b>
	Grande	42,9   <b>78,8</b>	41,5   <b>89,1</b>
<b>Indices</b>	STI	8,10   <b>7,61</b>	8,16   <b>8,23</b>
	SCI	6,27   <b>6,03</b>	6,24   <b>5,94</b>

**Tab.17.** Comparatif des différents traits fonctionnels présentés par les espèces (en noir) et l'ensemble des individus (en rouge) collectés à la Grande Bruyère de Blaton entre 1998 et 2020.

#### ➤ Description du paysage

Notons une fois de plus que le manque de cartes de la carrière en 1998 a empêché une comparaison des paysages ancien et actuel. On y aurait probablement observé une augmentation du couvert forestier au sein de la réserve. Certains sites de Barone (exclus de notre comparaison) n'ont d'ailleurs pas pu être prospectés pour cette étude car ils ont été reboisés depuis 1998.

## 5. Discussion

### 5.1. Diversité et structure des communautés d'abeilles dans les réserves

L'objectif premier de ce travail est de déterminer la diversité des abeilles dans les anciennes carrières prospectées. Momentanément, le sujet est peu étudié alors que les carrières offrent des habitats intéressants pour les abeilles sauvages. De fait, le peu d'ouvrages faisant référence à la situation des abeilles dans ces lieux atteste généralement d'une grande diversité, surtout concernant les espèces nichant dans le sol (Krauss *et al.*, 2009 ; Heneberg *et al.*, 2013 ; Twerd *et al.*, 2019). Le but visé à travers ce mémoire est donc de renforcer cette idée de l'importance des carrières pour les pollinisateurs, en complétant les données relatives aux abeilles sauvages dans ces habitats.

Lors de cette étude, 1064 spécimens ont été collectés au filet, appartenant à 43 espèces distinctes. Malgré les importantes différences de surface entre les réserves, Blaton, le Vertbois et Ecaussines présentent la même richesse spécifique tandis que le Planoi s'avère être moins riche. Ce constat va à l'encontre de ce qu'énoncent certaines études selon lesquelles la taille des carrières influence grandement la composition des communautés d'abeilles sauvages qu'on y trouve (Krauss *et al.*, 2009 ; Twerd *et al.*, 2019). Ces résultats sont particulièrement faibles comparés à ce qu'on pouvait espérer rencontrer. En effet, d'autres études menées dans des carrières apportent des chiffres plus importants : 56 espèces dans une seule sablière norvégienne (Ødegaard *et al.*, 2009) soit 27% de la diversité nationale (Sydenham, 2020), 72 espèces dans 6 sablières belges (Jacob-Remacle & Jacob, 1990), 123 espèces dans une seule carrière de craie aux Pays-Bas (Raemakers & Faasen, 2012) ou encore 156 espèces dans 20 carrières polonaises dont 17 sont sur la Liste Rouge nationale (Twerd *et al.*, 2019). Deux causes majeures peuvent être à l'origine de ces faibles diversités et abondances : un effort de capture insuffisant et une mauvaise qualité des sites.

En effet, l'effort de capture est discutable sur certains aspects. Au niveau de la complétude de l'échantillonnage, aussi bien les estimateurs (Chao, jackknife, bootstrap) que les courbes de raréfaction semblent montrer une complétude moins aboutie pour Blaton et le Vertbois, tandis que le Planoi et Ecaussines semblent avoir été mieux prospectés. Cependant, lorsque l'on se penche sur la couverture des échantillonnages, elle affiche une valeur minimale de 92% (au Vertbois), ce qui est plutôt correct. On pourrait donc supposer que, bien que de nombreuses espèces n'aient pas été collectées, elles étaient probablement présentes en très faibles effectifs sur les sites. La mauvaise complétude ne serait alors pas un signe d'effort de collecte

insuffisant. Il est également bon à savoir que, dans les études portant sur l'échantillonnage d'abeilles, la complétude dépasse rarement les 70% (Williams *et al.*, 2001). De plus, il est important de rappeler que les collectes ont débuté fin mai. La majorité des espèces printanières a donc été omises, ce qui explique, en partie, la plus faible richesse spécifique que celle rencontrée dans les études du même genre citées ci-dessus. En se basant les récoltes printanières de Firodaliso (2020), les espèces exclusivement printanières représentent 10 espèces sur les 182 espèces identifiées dans le Hainaut, soit 5% de la diversité totale. Si l'on y ajoute les espèces présentes au printemps mais qui perdurent jusqu'en été, voire automne, on atteint alors 112 espèces sur 182 (62%). A noter qu'un inventaire printanier de ces mêmes sites devait être réalisé par des stagiaires du DEMNA en 2021, afin de compléter les données de ce mémoire. La météo peu clémente ne leur a cependant pas permis de l'effectuer.

La qualité des sites est, elle aussi, probablement un facteur explicatif. Comme cité en amont de ce travail, les deux paramètres phares pour le bon développement des communautés d'abeilles sont la disponibilité en ressources florales et en sites de nidification. Ce dernier paramètre est probablement moins limitant que le premier, puisque les réserves présentent des environnements ouverts avec des portions de sol nu et sablonneux disponibles pour les abeilles. C'est moins le cas au Planoi où, malgré un déboisement de la réserve en 2017, le couvert végétal reste très important, ne laissant que les sentiers comme sites de nidification intéressants. La disponibilité en ressources florales est probablement le facteur limitant de la richesse et de l'abondance des espèces de certains sites, elle sera développée dans la section suivante. Le tableau situé à la fin de l'annexe 8.4 appuie l'idée d'une mauvaise qualité des sites. On y remarque effectivement que les collectes nulles (16) couplées aux collectes où moins de 3 individus étaient capturés (14) représentent un tiers du nombre total de collectes (90) tous sites confondus.

Comme le décrit le rang d'abondance, le complexe *Terrestribombus sp.* et le *Bombus pascuorum floralis* représentent plus de 70% de l'assemblage. Ceci n'a rien d'étonnant puisqu'ils constituent les espèces les plus couramment rencontrées en Belgique, grâce à leur grande capacité d'adaptation (Folschweiller *et al.*, 2020). Les singletons et doubletons sont particulièrement nombreux (53% des espèces identifiées), ce qui appuie l'idée d'une faible complétude d'échantillonnage. Dans d'autres études menées sur des abeilles, on rencontre généralement des taux inférieurs : 16% pour Cosse (2019), 35% pour Firodaliso (2020), 38% pour Fortel (2014). Williams *et al.* (2001) précisent que la présence de nombreuses espèces

rare dans les échantillonnages d'abeilles est chose courante, et que la proportion de singletons et doubletons est donc généralement élevée.

Sur base des nombres de Hill raréfiés, les courbes obtenues nous permettent de qualifier la communauté d'abeilles d'Ecaussines comme plus diversifiée que celles de Blaton et du Planoi. En effet, lorsque la courbe correspondant à un site est supérieure à une autre courbe pour chacune des valeurs de  $q$  décrite, le site en question peut être considéré comme plus diversifié que le second site. Dès lors que les courbes se croisent (ou se rejoignent), aucune relation ne peut être déduite (Tóthmérész, 1995).

On retrouve 4,5% d'espèces considérées comme menacées sur la Liste Rouge belge dans notre assemblage : *Anthophora bimaculata* (CR), *Megachile pilidens* (CR) et *Megachile alpicola* (VU). Malheureusement, aucune étude menée en Belgique ne permet de comparer ce pourcentage avec celui d'autres carrières belges. En comparaison à certains pays proches, ce taux reste très inférieur aux 30% d'espèces menacées identifiées par Raemakers & Faasen (2012) dans une carrière des Pays-Bas, ou encore aux 11% des espèces menacées identifiées dans 20 carrières de Pologne (Twerd *et al.*, 2019). Seul le Vertbois n'a présenté aucune espèce menacée, les trois autres réserves ayant présenté au moins une espèce menacée dans leur inventaire, mais la carrière d'Ecaussines se démarque avec trois espèces menacées à elle seule. Ceci confirme l'intérêt qu'il y avait à inventorier cette réserve.

## 5.2. Caractéristiques des espèces d'abeilles recensées dans les réserves

Au vu de la présence de sols sablonneux dans chacune des carrières étudiées, on s'attendait à une majorité d'espèces nichant dans le sol. Cette prévision est justifiée par des études préalables telles que celle d'Heneberg *et al.* (2013) en République Tchèque où les espèces à nidification souterraine représentaient 55% de la diversité de ses sites, ou encore l'étude de Schluter (2002) dans le Nord de l'Allemagne où l'on rencontrait 80% d'espèces souterraines dans son assemblage. Cette hypothèse s'est vérifiée dans notre étude puisqu'au moins 65% des espèces de chaque carrière constituaient des abeilles à nidification souterraine. La diminution de ce pourcentage lors de la considération de l'ensemble des individus est due à la surabondance de *B.pascuorum floralis* dans les réserves.

Concernant les choix floraux, les communautés d'abeilles sont dissymétriques en ce qui concerne l'alimentation : on observe plus de polylectiques que d'oligolectiques (et monolectiques). Ceci s'explique par le fait qu'une spécialisation induit une dépendance à

certaines ressources florales uniquement, souvent limitées (Ritchie *et al.*, 2016). Cette règle se confirme dans notre cas puisque les espèces oligolectiques représentent seulement 15 à 30% de notre assemblage dans les différentes réserves et 25% de l'assemblage total. Une fois de plus, à l'échelle des individus, le complexe *Terrestribombus sp.* et le *Bombus pascuorum floralis* déséquilibrent totalement ce pourcentage avec seulement 6% d'individus oligolectiques au total.

Twerd *et al.* (2019) insistent également sur l'importance des ressources locales en fleurs pour les espèces oligolectiques. On remarque facilement, via la description des sites en annexe 8.1 et le Tab.13, que les différents sites présentaient une faible diversité florale mais aussi une faible abondance florale pour la plupart d'entre eux. Sans surprise, *Calluna vulgaris* occupe une place importante dans ce relevé botanique puisqu'elle constitue la plante sur laquelle le plus d'individus ont été collectés. Elle représente également la plante la plus abondante et la plus souvent rencontrée (9 sites sur 18, à même titre que *Teucrium scorodonia*). Le peu de faibles récoltes constaté en juillet et août dans les trois sablières (Planoi, Vertbois et Blaton) correspond à la période de floraison de la callune. Par contre, la carrière d'Ecaussines, dépourvue de callune, a vu un mois d'août particulièrement infructueux avec la moitié des échantillonnages sans récolte. Comme anticipé dans la section précédente, on observe bien une mauvaise qualité de certains sites due au manque de ressources florales, que ce soit en termes de diversité ou d'abondance.

Le taux de cleptoparasites est inférieur à ce qu'on aurait pu attendre, excepté pour le Planoi. Généralement, dans les études menées sur les abeilles, les espèces de cleptoparasites représentent entre 15 et 20% des assemblages (Wcislo & Cane, 1996). Ces mêmes auteurs précisent cependant que ce pourcentage diminue dans les habitats transformés, ce qui pourrait expliquer partiellement nos résultats. Krauss *et al.* (2009) font également part d'une sous-représentation des espèces parasitiques (sociales et solitaires) dans leur étude des carrières du Nord de l'Allemagne.

L'ANOVA réalisée sur les moyennes de STI et SCI des espèces des carrières n'a pas permis de détecter de différence significative entre ces dernières. Par contre, le test de Kruskal-Wallis mené sur les moyennes de STI et SCI des individus a démontré qu'il existait au moins une différence significative entre deux carrières de l'assemblage pour les deux indices. Le test de Nemenyi qui a suivi a démontré une différence significative entre Blaton et les trois autres réserves pour le SCI et entre Blaton et le Vertbois pour le STI.

Enfin, le déséquilibre entre petites et grandes espèces pourrait s'expliquer par le manque de ressources florales sur les sites. Tandis que les grandes espèces sont capables d'aller butiner à l'extérieur des réserves, les petites espèces, présentant une capacité de vol réduite (Greenleaf *et al.*, 2007), se contentent probablement de ce qu'offrent les carrières. Même pour les plus petites réserves que sont le Planoi et le Vertbois, l'importante composante forestière qui les entoure cantonne les petites espèces en leur sein. La faible disponibilité en ressources florales des différents sites limite dès lors le développement des petites espèces d'abeilles.

### 5.3. Intérêt des réserves étudiées dans la conservation de la diversité régionale

En considérant que les 135 espèces des 62 sites inventoriés par les autres mémorants représentent la diversité estivale du reste du Hainaut, on aurait alors recensé 32% (43 espèces) de la diversité estivale hennuyères dans les carrières étudiées. Toutefois, si l'on considère les données rassemblées par Fiordaliso (2020), on atteint 182 espèces dans le Hainaut. On serait alors à 24% de la diversité hennuyère dans les réserves prospectées.

La comparaison de l'assemblage de ce travail avec celui des autres mémorants a permis d'identifier quatre espèces exclusives aux carrières étudiées et une espèce exclusive aux terrils et aux carrières. De plus, ces espèces sont également absentes des données collectées par Fiordaliso (2020).

La première de ces espèces, *Andrena fuscipes* ou Andrène des bruyères, n'a pas été collectée par hasard puisque, comme son nom français l'indique, elle est typique des landes à bruyères (Exeler *et al.*, 2010). Dans notre pays, on la retrouve d'ailleurs majoritairement en Campine (selon AtlasHymenoptera.net), là où les landes à bruyères sont les plus abondantes (SPW Environnement, s.d.f). Une deuxième espèce, *Hylaeus variegatus*, se retrouve elle aussi majoritairement en Campine pour la Belgique (selon Pauly *et al.*, 2019b). *Nomada rufipes* est la dernière de ces cinq espèces à résider principalement en Campine où elle est assez abondante, mais elle s'étend également en Fagne-Famenne et dans les Ardennes en moindre partie. On peut lier sa présence dans notre inventaire à celle de son espèce hôte principal *Andrena fuscipes* (selon AtlasHymenoptera.net), puisque tous les individus de *Nomada rufipes* collectés ont été trouvés sur des sites identiques et aux mêmes dates que certaines *Andrena fuscipes*. Vient ensuite *Megachile alpicola*, que l'on retrouve habituellement dans l'Est de la Belgique, où elle reste assez rare. Toutefois, elle a été observée en 2017 à Villeneuve d'Ascq et Steenvoorde (Nord de la France) (Lemoine, 2018), soit encore plus à l'ouest que la Grande Bruyère de Blaton. Rappelons qu'elle constitue la seule espèce de

l'assemblage classée comme « vulnérable » sur la Liste Rouge belge (Drossart *et al.*, 2019). *Trachusa byssina*, recensée au Vertbois, est absente des relevés du reste du Hainaut excepté sur les terrils, où plusieurs individus ont pu être identifiés. Habituellement, on la rencontre surtout dans le Sud-Est du pays (Fagne-Famenne et Ardennes) mais rarement autant au Nord-Ouest (selon AtlasHymenoptera.net). Sa présence à la fois sur les terrils et dans une des carrières, atteste de ses prédispositions thermophiles. Les caractéristiques des cinq espèces citées ci-dessus correspondent à ce que l'on pensait retrouver dans les carrières puisque quatre d'entre elles sont solitaires et quatre d'entre elles nichent dans le sol.

Alors que le site du Planoi semble le moins intéressant de par sa plus faible richesse spécifique, il est important de noter que parmi ses 14 espèces, on y retrouve une espèce (*Anthophora bimaculata*) en danger critique d'extinction et deux espèces (*Andrena fuscipes* et *Nomada rufipes*) exclusives aux carrières. A l'inverse, le Vertbois affiche la même richesse spécifique que Blaton et Ecaussines mais on n'y rencontre aucune espèce menacée ou exclusive aux carrières. Les récents travaux menés sur le site lors de l'hiver dernier devraient toutefois améliorer l'intérêt de cette réserve dans la conservation des abeilles sauvages. Quant à la carrière d'Ecaussines, on a pu y découvrir une certaine importance pour la conservation des abeilles sauvages puisqu'on y a retrouvé les trois espèces menacées de notre inventaire (*Anthophora bimaculata*, *Megachile alpicola* et *Megachile pilidens*) dont une espèce propre aux carrières (*Megachile alpicola*).

On remarque à travers la présence de ces quelques espèces que les landes à callune révèlent une certaine importance pour les abeilles. Moquet *et al.* (2015) soulignent aussi la présence d'*Andrena lapponica*, espèce spécialisée sur les espèces de *Vaccinium*, plantes typiques des landes. Ils énoncent aussi l'importance de ces landes pour certains bourdons en déclin : *Bombus jonellus* et *Bombus monticola*. Ces trois dernières espèces d'abeilles n'ont toutefois pas été collectées lors de notre échantillonnage. Goulson *et al.* (2005) insistent sur le fait que certains pollinisateurs spécialistes, plus enclin au déclin, sont dépendants de certaines éricacées présentes dans ces landes (*Calluna vulgaris* en est un bon exemple). Parallèlement à l'importance des landes, les milieux sablonneux sont également à protéger puisqu'ils disparaissent peu à peu de nos paysages, que ce soit par négligence des anciennes carrières ou par simplification des cours d'eau. Ceci empêche le développement naturel des berges et ainsi l'apparition de milieux pionniers propices aux abeilles nichant dans le sol (Lemoine, 2015). On remarque la spécificité de la callune pour ces milieux puisque sur les 79 sites

échantillonnés par les autres mémorants (Lefebvre, 2021 ; Reese, 2021 ; Ruelle, 2021), un seul d'entre-eux présentait de la callune.

Que ce soit pour les valeurs de STI ou de SCI, les p-value obtenues lors des différents tests de student n'ont, jusqu'à preuve du contraire, pas permis de mettre en évidence une différence significative entre les moyennes des deux échantillonnages, à l'échelle des espèces. Pour les individus par contre, le test de Wilcoxon a conclu à une différence significative entre les deux inventaires. Cette différence est, du moins en partie, influencée par la surabondance du complexe *Terrestribombus sp.* et de *Bombus pascuorum floralis* dans l'inventaire des carrières. Concernant les tests de chi-carré menés sur les autres traits fonctionnels (type de nidification, lectisme, socialité, taille) des deux assemblages, ils se sont tous soldés par une différence non-significative entre les deux inventaires lorsque les espèces étaient considérées mais une différence significative quand les individus étaient considérés. Selon le premier résultat, les carrières ne présenteraient donc pas d'originalité concernant les traits fonctionnels des espèces d'abeilles qu'ils renferment. Les différences significatives des distributions de fréquences rencontrées lorsque l'on considère les individus sont probablement dues à la surabondance du complexe *Terrestribombus sp.* et de *Bombus pascuorum floralis* dans l'inventaire des carrières. En effet, alors que ces derniers représentent à eux seuls plus de 73% des abeilles des carrières étudiées, les individus des 17 espèces les plus abondantes de l'inventaire des trois autres mémorants sont nécessaires pour atteindre ce pourcentage de leur inventaire.

Comme le précise Remacle (2009), bien que l'intérêt des carrières dépende beaucoup de leur taille et de la diversité d'habitats qu'on y trouve, les petits sites restent très importants dans une stratégie de conservation. En effet, même si à première vue ils semblent de qualité moindre, ils jouent le rôle de relais dans le réseau écologique qu'ils forment avec les plus grands sites. Ainsi, le Planoi et le Vertbois sont tout aussi importants que les deux autres carrières. Une carrière encore active est d'ailleurs présente à quelques centaines de mètres du Vertbois, les échanges d'abeilles sont donc très probables entre ces deux sites. Pour Blaton, la Grande Bruyère est à moins de 500 m de la Sablière de la Buche, dont un secteur est toujours actif mais dont une autre partie est classée comme Site de Grand Intérêt Biologique (SGIB). Là aussi, des échanges entre les deux sites sont très probables, au vu de leur proximité et de leurs similitudes écologiques. A Ecaussines, le paysage de la ville et de ses alentours étant parsemé de carrières, le réseau d'abeilles existant entre-elles mériterait d'être étudié de plus près.

Finalement, bien que la diversité globale des réserves prospectées ne soit pas importante en comparaison au reste du Hainaut, on y a tout de même retrouvé certaines espèces exclusives à ces milieux. Ceci démontre un réel intérêt de ces sites dans la conservation régionale des abeilles sauvages.

#### 5.4. Comparaison de la diversité en abeilles et de la structure des communautés rencontrées à la Grande Bruyère de Blaton entre 1998 et 2020

Les différents estimateurs de complétude d'échantillonnage annonce l'inventaire de Barone (1998) comme le plus diversifié. L'allure des courbes de raréfaction soutient cette idée avec la courbe de 1998 qui tend doucement vers l'asymptote horizontale tandis que celle de 2020 se termine avec une pente assez forte.

A cela s'ajoute la raréfaction des nombres de Hill, où la courbe en trois points de 1998 est supérieure à celle de 2020 pour les trois ordres de Hill employés. Comme expliqué à la section 5.1, on peut déduire de cette relation entre les deux courbes (selon Tóthmérész, 1995) que la Grande Bruyère de Blaton de 1998 était plus diversifiée qu'en 2020.

La plus grande proportion d'abeilles nichant dans le sol en 1998 pourrait témoigner de communautés d'abeilles plus spécialisées envers ces habitats à l'époque. La proportion plus élevée d'individus cleptoparasites pour Barone (1998) appuie également l'idée de communautés plus stables mais surtout de populations d'espèces hôtes plus importantes. En effet, plusieurs études mènent à penser que les parasites (au sens large du terme) aident à maintenir un certain équilibre dans les écosystèmes (Combes 1996 ; Morand & Gonzalez, 1997 ; Horwitz & Wilcox, 2005 ; Marcogliese, 2004 ; Hudson *et al.*, 2006; Wood *et al.*, 2007) et que seules de grosses populations d'hôtes peuvent soutenir des espèces parasites (Tylianakis *et al.*, 2006 ; Holzschuh *et al.*, 2010). Quant à eux, les cleptoparasites permettraient notamment de réduire les espèces dominantes des communautés d'abeilles (Sheffield *et al.*, 2013).

Que ce soit pour les valeurs de STI ou de SCI, les p-value obtenues lors des différents tests de student n'ont, jusqu'à preuve du contraire, pas permis de mettre en évidence une différence significative entre les moyennes des deux échantillonnages, à l'échelle des espèces. Concernant l'ensemble des individus, la conclusion est la même puisque les tests de Wilcoxon n'ont pas démontré de différence significative non plus entre les deux inventaires.

Malheureusement, le manque de cartes de la carrière en 1998 a empêché une comparaison des paysages ancien et actuel. On y aurait probablement observé une augmentation du couvert forestier au sein de la réserve. Certains sites de Barone (exclus de notre comparaison) n'ont d'ailleurs pas pu être prospectés pour cette étude car ils ont été reboisés depuis 1998.

Bien que, selon les résultats obtenus, la Grande Bruyère de Blaton semblait plus riche en abeilles en 1998, aucune certitude ne peut être apportée puisque l'effort de collecte était différent entre les deux études. Pour Barone, les bacs à eau colorés n'ont été employés que durant le mois d'août, mais étaient constamment installés sur le site pendant cette période, leur contenu étant relevé tous les deux jours. Dans notre étude, la logistique imposait une pose des bacs variant de 5 à 6 heures une seule fois par mois, l'effort de collecte est donc beaucoup moins important dans ce cas. Pour la collecte au filet, nous n'avons pas de précision quant à la méthodologie employée par Barone (temps de collecte, nombre de collecteurs, ...), il est donc difficile d'évaluer la différence entre les efforts de collecte des deux inventaires.

Le relevé de la Bruyère de Blaton a permis de mettre en évidence l'efficacité d'un échantillonnage mêlant filet à insectes et pan traps. En effet, l'utilisation de ces derniers, même sans être optimale, a permis de doubler le nombre d'espèces recensées sur le site. Il serait donc très intéressant de revoir la méthode d'échantillonnage et de l'adapter afin d'y inclure l'utilisation de pan traps.

## 5.5. Perspectives de gestion dans les anciennes carrières étudiées

### 5.5.1. Grande Bruyère de Blaton

Une gestion est déjà bien établie sur le site, notamment basée sur l'inventaire de Barone de 1998. L'un des objectifs principaux est l'élimination des rejets ligneux, avec une attention particulière pour les cerisiers tardifs (*Prunus serotina*) et les robiniers faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*). L'entretien de la callune est aussi considéré via un rafraichissement des plants selon une rotation des parcelles. Les falaises font également l'objet de rafraichissements quand c'est nécessaire.

Pour les abeilles sauvages, aucune mesure n'est appliquée en particulier. Elles bénéficient très certainement du rafraichissement des callunes et des falaises. Comme mesure supplémentaire, le relief des différents sites pourrait être accentué. En effet, de petits talus et dunes de sables conviennent parfaitement pour la nidification des abeilles nichant dans le sol. On peut d'ailleurs déjà observer l'efficacité de tels édifices au site 4 (MLM4) et sur la falaise occupée

par les hirondelles de rivage, où les parois sont criblées de nids d'abeilles. La clairière centrale (MLM2) manque toutefois de ce genre de relief.

#### 5.5.2. Clos du Vertbois

Alors que le site était assez bien enfriché et boisé lors des collectes de 2020, il a été totalement remodelé durant l'hiver suivant. La gestion à venir devra assurer le maintien de l'ouverture du milieu et de dunes de sable. Momentanément, toutes les mares ont été recreusées, des dunes de sable ont été érigées et tout le sol est à nu. Il serait intéressant de refaire un inventaire des abeilles sauvages de cette réserve dans quelques années pour évaluer l'impact de ces changements sur leur communauté. Pour ce futur inventaire, on s'attend à une amélioration de la diversité du site car les méthodes employées (mise à nu du sol, rafraichissement de falaises, déboisement, création de dunes) sont renseignées comme bénéfiques aux abeilles.

#### 5.5.3. Sablière de Planoi

Cette réserve ayant montré le moins de diversité lors de cette étude malgré le potentiel qu'elle présente, une gestion est indispensable si on veut améliorer la qualité du site. Tout d'abord, une ouverture plus importante du site est nécessaire, les ligneux étant encore trop présents dans la clairière principale. Ensuite, un rafraichissement des callunes est probablement nécessaire, la plupart d'entre elles affichant un stade avancé. Finalement, du relief et un étrépage du sol par endroit pourraient être apportés à la clairière principale, afin de présenter plus de sites de nidification aux abeilles terricoles.

#### 5.5.4. Carrière de Restaumont

De nouvelles mesures de gestion y sont prévues dans un futur proche. A commencer par l'établissement d'une pente douce dans la partie sud-ouest du site qui pourrait faire apparaître plus de sol nu, dont bénéficieraient les abeilles. La fauche de certaines parcelles devrait permettre une diversification des ressources florales et donc potentiellement une diversification des abeilles sauvages qui les butinent. Un important talus présent sur le chemin qui relie le site 5 (MLM17) au site 6 (MLM18) offre un sol nu idéal pour les abeilles nidifier, on y observe d'ailleurs de nombreux nids. Il serait dès lors intéressant de conserver le faciès de ce talus. De manière générale, le site est encore fortement boisé et est la cible d'une importante recolonisation végétale. Sa superficie importante laisse cependant l'occasion de

garder des portions boisées pour permettre une mosaïque d'habitats très intéressante pour la biodiversité en général.

## 6. Conclusion

Cet inventaire a finalement permis d'identifier 43 espèces au sein des carrières, soit près de 23% de la diversité d'abeilles du Hainaut et 11% de la diversité du pays. Selon nos résultats, la Sablière du Planoi s'est révélée être la moins diversifiée des quatre réserves étudiées avec seulement 14 espèces recensées. Malgré cette faible diversité rencontrée dans les carrières, trois espèces menacées à l'échelle nationale ont pu y être observées (*Anthophora bimaculata*, *Megachile alpicola* et *Megachile pilidens*) ainsi que quatre espèces exclusives à ces milieux dans le Hainaut (*Andrena fuscipes*, *Hylaeus variegatus*, *Megachile alpicola*, *Nomada rufipes*).

Ce travail aura aussi permis de révéler l'importance de la Carrière de Restaumont (Ecaussines), jamais inventoriée auparavant, pour la conservation des abeilles puisqu'on y retrouve les trois espèces menacées de notre inventaire. Malgré leur superficie réduite, les sites du Vertbois et surtout du Planoi ont également montré un potentiel pour les abeilles sauvages. A côté de ça, la réserve de Blaton semble s'être appauvrie depuis 1998, malgré les mesures de gestion mises en place depuis lors. Elle n'en perd cependant pas son intérêt pour la conservation des abeilles sauvages car on y retrouve deux espèces propres aux carrières (*Andrena fuscipes* et *Hylaeus variegatus*) et deux espèces menacées (*Anthophora bimaculata* et *Halictus confusus*).

On peut, en partie, expliquer la faible diversité des sites par une richesse et une abondance florales limitées, notamment à cause de la sécheresse rencontrée en 2020. La méthode d'échantillonnage adoptée dans cette étude pourrait également être adaptée et améliorée, avec une utilisation généralisée des pan traps par exemple.

Au vu de l'intérêt des carrières pour les abeilles sauvages dans nos paysages, on peut espérer de futures études dans ce genre de sites ainsi qu'une meilleure considération de ces hyménoptères dans les mesures de gestion adoptées dans les réserves naturelles.

## 7. Bibliographie

- Abraham, J., Benhotons, G.S., Krampah, I., Tagba, J., Amissah, C., & Abraham, J.D. (2018). Commercially formulated glyphosate can kill non-target pollinator bees under laboratory conditions. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 166, 695–702.
- Adalia (2018). Bilan : le zéro phyto en Wallonie. En ligne Adalia.be, consulté le 4/11/2020
- Adalia (2019). Zéro phyto : le bilan. Info0phyto.
- Aguirre-Gutiérrez, J., Kissling, W.D., Carvalheiro, L.G., WallisDeVries, M.F., Franzén, M., & Biesmeijer, J.C. (2016). Functional traits help to explain half-century long shifts in pollinator distributions. *Scientific Reports* 6, 24451.
- Anrys P. (2016). Carrière et biodiversité. Présentation PowerPoint lors d'un workshop organisé par la FEDIEX à Bruxelles.
- Antoine, C.M. & Forrest, J.R.K. (2021). Nesting habitat of ground-nesting bees: a review. *Ecological Entomology* 46, 143–159.
- Arena, M., & Sgolastra, F. (2014). A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology* 23, 324–334.
- Banaszak-Cibicka, W., & Żmihorski, M. (2012). Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *J Insect Conserv* 16, 331–343.
- Banaszak, J., & Twerd, L. (2018). Importance of thermophilous habitats for protection of wild bees (Apiformes). *Community Ecology* 19, 239–247.
- Bänsch, S., Tschardtke, T., Ratnieks, F.L.W., Härtel, S., & Westphal, C. (2020). Foraging of honey bees in agricultural landscapes with changing patterns of flower resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 291, 106792.
- Barbier, Y., Rasmont, P., Dufrêne, M., & Sibert, J. M. (2000). Data Fauna-Flora. Guide d'utilisation. University Mons-Hainaut: Mons, Belgium.
- Baron, G.L., Raine, N.E., & Brown, M.J.F. (2014). Impact of chronic exposure to a pyrethroid pesticide on bumblebees and interactions with a trypanosome parasite. *Journal of Applied Ecology* 51, 460–469.
- Barone, R. (1999). Evaluation faunistique et floristique de la Grande Bruyère de Bleton (Belgique, Hainaut). Mémoire de fin d'études en vue de l'obtention du diplôme de licencié en Sciences Biologiques. Université de Mons, Laboratoire de Zoologie.
- Bartomeus, I., Ascher, J.S., Gibbs, J., Danforth, B.N., Wagner, D.L., Hedtke, S.M., & Winfree, R. (2013). Historical changes in northeastern US bee pollinators related to shared ecological traits. *PNAS* 110, 4656–4660.
- Baum, K.A., & Wallen, K.E. (2011). Potential Bias in Pan Trapping as a Function of Floral Abundance. *Kent* 84, 155–159.

Belgian Federal Government (2017). Utilisation du sol en Belgique à partir de 1990. Estimations Direction générale Statistique (STATBEL) - Statistics Belgium sur base des données du SPF Finances (Cadastré), de la DG Statistique (Recensement agricole) et littérature. En ligne <https://statbel.fgov.be>, consulté le 28/10/2020.

Belsky, J., & Joshi, N. K. (2020). Effects of fungicide and herbicide chemical exposure on Apis and non-Apis bees in agricultural landscape. *Frontiers in Environmental Science*.

Biddinger, D.J., Robertson, J.L., Mullin, C., Frazier, J., Ashcraft, S.A., Rajotte, E.G., Joshi, N.K., & Vaughn, M. (2013). Comparative Toxicities and Synergism of Apple Orchard Pesticides to Apis mellifera (L.) and Osmia cornifrons (Radoszkowski). *PLOS ONE* 8, e72587.

Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., et al. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313, 351–354.

Blerot P. & Heyninck C. (2017). Le grand livre de la Forêt, Forêt Nature. Belgique. p.294. ISBN: 978- 2-9601945-1-7.

Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). Numerical ecology with R. Springer.

Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., and Potts, S.G. (2010). Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology* 11, 106–115.

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

Brosi, B.J., Daily, G.C., & Ehrlich, P.R. (2007). Bee Community Shifts with Landscape Context in a Tropical Countryside. *Ecological Applications* 17, 418–430.

Brown, M.J.F. & Paxton, R.J. (2009). The conservation of bees: a global perspective. *Apidologie* 40, 410–416.

Bruxelles Environnement (2020). Plantes protégées de la région de Bruxelles-Capitale. La callune (*Calluna vulgaris*). Info Fiches Espaces Verts – Biodiversité.

Burkle, L.A., Marlin, J.C., & Knight, T.M. (2013). Plant-Pollinator Interactions over 120 Years: Loss of Species, Co-Occurrence, and Function. *Science* 339, 1611–1615.

Cane, J.H. (1987). Estimation of Bee Size Using Intertegular Span (Apoidea). *Journal of the Kansas Entomological Society* 60, 145–147.

Cane, J.H., Minckley, R.L., & Kervin, L.J. (2000). Sampling Bees (Hymenoptera: Apiformes) for Pollinator Community Studies: Pitfalls of Pan-Trapping. *Journal of the Kansas Entomological Society* 73, 225–231.

- Cane J. H. & Sipes S. (2006). Floral specialization by bees: analytical methodologies and a revised lexicon for oligolecty. In: Waser, N. and Ollerton, J. (eds.) *Plant-Pollinator Interactions: From Specialization to Generalization*. Univ. Chicago Press, 99-122.
- Cane, J.H. & Neff, J.L. (2011). Predicted fates of ground-nesting bees in soil heated by wildfire: Thermal tolerances of life stages and a survey of nesting depths. *Biological Conservation* 144, 2631–2636.
- Carrié, R., Andrieu, E., Cunningham, S., Lentini, P., Loreau M., & Ouin, A. (2016). Relationships among ecological traits of wild bee communities along gradients of habitat amount and fragmentation. *Ecography* 40, 85–97.
- Cellule Etat de l'Environnement Wallon (2007). Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007. MRW - DGRNE, Namur.
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.
- Christians, C. (1998). Quarante ans de politique agricole européenne commune et d'agriculture en Belgique. *Bulletin de la Société Géographique de Liège* 35:41–55.
- Combes, C. (1996) Parasites, biodiversity and ecosystem stability. *Biodivers. Conserv.* 5, 953–962.
- Conseil fédéral suisse (2016). Rapport sur la mise en œuvre du plan d'action national pour la santé des abeilles. Confédération suisse. 37pp.
- Cosse, M. (2019). Etude des communautés d'abeilles sauvages en fonction d'un gradient d'urbanisation au sein de la commune de Mons, Hainaut, Belgique. Mémoire de Master 2 en Sciences biologiques, Université de Mons, Mons.
- Cresswell, J.E. (2011). A meta-analysis of experiments testing the effects of a neonicotinoid insecticide (imidacloprid) on honey bees. *Ecotoxicology* 20, 149–157.
- Dahlstrom, A., Lennartsson, T., & Wissman, J. (2008). Biodiversity and Traditional Land Use in South-Central Sweden: The Significance of Management Timing. *Environment and History* 14, 385–403.
- Danforth, B. N., Minckley, R. L., Neff, J. L., & Fawcett, F. (2019). *The solitary bees: biology, evolution, conservation*. Princeton University Press.
- Dasnias, P. (2002). Aménagement écologique des carrières en eau : Guide pratique. *Écosphère*, Muséum national d'Histoire naturelle, Charte UNPG, Paris.

- David, J.R., Araripe, L.O., Chakir, M., Legout, H., Lemos, B., Pétavy, G., Rohmer, C., Joly, D., & Moreteau, B. (2005). Male sterility at extreme temperatures: a significant but neglected phenomenon for understanding *Drosophila* climatic adaptations. *Journal of Evolutionary Biology* 18, 838–846.
- Delassus L. (2015). Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques. Brest: Conservatoire botanique national de Brest, 25 p., annexes (document technique).
- Delbeuck, C. (Ed.) (2004). Les zones protégées en Wallonie. Fiches de synthèse. Direction Générale des ressources naturelles et de l'environnement.
- De Sloover J., Dumont J.-M., Goosens M. & Lebrun J. (1980). Les landes tourbeuses du plateau des Tailles (Ardenne). *Coll. phytosociol.*, 7 : 121-133.
- Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Sheldon, K.S., Ghalambor, C.K., Haak, D.C., and Martin, P.R. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *PNAS* 105, 6668–6672.
- DGARNE/DNF (s.d.). Landes sèches - Habitat 4030. Catalogue des espèces et habitats des sites Natura 2000 de la Région Wallonne.
- Direction de la Nature et des Espaces verts (1995). Le grand livre de la nature en Wallonie. Bruxelles : Casterman.
- Direction Régionale de l'Environnement (s.d.). Les landes sèches. Institut pour le Développement Forestier.
- Drossart, M., Rasmont, P., Vanormelingen, P., Dufrene, M., Folschweiller, M., Pauly, A., Vereecken, N., Vray, S., Zambra, E., Haeseleer, J., et al. (2019). Belgian Red List of Bees.
- Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Gérard, M., Devaux, C., Rasmont, P., Vereecken, N.J., & Fontaine, C. (2020a). Long-term effects of global change on occupancy and flight period of wild bees in Belgium. *Global Change Biology* 26, 6753–6766.
- Duchenne, F., Thébault, E., Michez, D., Elias, M., Drake, M., Persson, M., Rousseau-Piot, J.S., Pollet, M., Vanormelingen, P., & Fontaine, C. (2020b). Phenological shifts alter the seasonal structure of pollinator assemblages in Europe. *Nature Ecology & Evolution* 4, 115–121.
- Dudley, N. (Editeur), (2008). Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Gland, Switzerland: IUCN. + 86p. WITH Stolton, S., P. Shadie and N. Dudley (2013). IUCN WCPA Best Practice Guidance on Recognising Protected Areas and Assigning Management Categories and Governance Types, Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 21, Gland, Switzerland: IUCN.
- European Environment Agency (2012). Protected areas in Europe – an overview. EEA Report No.5.

- Exeler, N., Kratochwil, A., & Hochkirch, A. (2010). Does recent habitat fragmentation affect the population genetics of a heathland specialist, *Andrena fuscipes* (Hymenoptera: Andrenidae)? *Conserv Genet* *11*, 1679–1687.
- Fiordaliso, W. (2020). Structure des communautés d'abeilles sauvages au sein du paysage montois : Etude en vue de l'élaboration d'un plan d'action. Mémoire de fin d'études de Master en Sciences Biologiques. Université de Mons, Laboratoire de Zoologie.
- Fluri, P., Pickhardt, A., Cottier, V., & Charrière, J. D. (2001). La pollinisation des plantes à fleurs par les abeilles-Biologie, Écologie, Économie. Agroscope Liebefelf-Poiseux, Centre de Recherche Apicole. 27p.
- Folschweiller M., Drossart M., D'Haeseleer J., Marescaux Q., Rey G., Rousseau-Piot J.S., Barbier Y., Dufrêne M., Hautekeete N., Jacquemin F., Lemoine G., Michez D., Piquot Y., Quevillart R., Vanappelghem C. & Rasmont P. (2019). Plan d'action transfrontalier en faveur des pollinisateurs sauvages. Projet Interreg V SAPOLL – Sauvons nos pollinisateurs – Samenwerken voor pollinators. 147 p. ISBN : 978-2-87325-118-5.
- Folschweiller M., Hubert B., Rey G., Barbier Y., D'Haeseleer Y., Drossart M., Lemoine G., Proesmans W., Rousseau-Piot J.S., Vanappelghem C., Vray S., Rasmont P. (2020). Atlas des bourdons de Belgique et du nord de la France.
- Fortel, L. (2014). Ecologie et conservation des abeilles sauvages le long d'un gradient d'urbanisation. Agricultural sciences. Université d'Avignon.
- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A.L., Kuhlmann, M., Mouret, H., Rollin, O., and Vaissière, B.E. (2014). Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient. *PLOS ONE* *9*, e104679.
- Fründ, J., Dormann, C.F., Holzschuh, A., & Tschardtke, T. (2013). Bee diversity effects on pollination depend on functional complementarity and niche shifts. *Ecology* *94*, 2042–2054.
- Fuchs, R., Herold, M., Verburg, P.H., & Clevers, J.G.P.W. (2013). A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analysing historic land changes in Europe. *Biogeosciences* *10*, 1543–1559.
- Fuchs, R., Herold, M., Verburg, P.H., Clevers, J.G.P.W., & Eberle, J. (2015). Gross changes in reconstructions of historic land cover/use for Europe between 1900 and 2010. *Global Change Biology* *21*, 299–313.
- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Leonhardt, S.D., Aizen, M.A., Blaauw, B.R., Isaacs, R., Kuhlmann, M., Kleijn, D., Klein, A.M., Kremen, C., et al. (2014). From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* *12*, 439–447.
- Gathmann, A., & Tschardtke, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology* *71*, 757–764.

- Ghasemi, A., & Zahediasl, S. (2012). Normality Tests for Statistical Analysis: A Guide for Non-Statisticians. *Int J Endocrinol Metab* 10, 486–489.
- Gill, R.J., Ramos-Rodriguez, O., & Raine, N.E. (2012). Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491, 105–108.
- Goñalons, C.M., & Farina, W.M. (2018). Impaired associative learning after chronic exposure to pesticides in young adult honey bees. *Journal of Experimental Biology* 221.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379–391.
- Goulson, D. (1999). Foraging strategies of insects for gathering nectar and pollen, and implications for plant ecology and evolution. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2, 185–209.
- Goulson, D., & Darvill, B. (2004). Niche overlap and diet breadth in bumblebees; are rare species more specialized in their choice of flowers? *Apidologie* 35, 55–63.
- Goulson, D., Hanley, M.E., Darvill, B., Ellis, J.S., & Knight, M.E. (2005). Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation* 122, 1–8.
- Goulson, D., Lye, G.C., & Darvill, B. (2008). Decline and Conservation of Bumble Bees. *Annual Review of Entomology* 53, 191–208.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E.L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347.
- Grab, H., Brokaw, J., Anderson, E., Gedlinske, L., Gibbs, J., Wilson, J., Loeb, G., Isaacs, R., & Poveda, K. (2019). Habitat enhancements rescue bee body size from the negative effects of landscape simplification. *Journal of Applied Ecology* 56, 2144–2154.
- Greenberg, J.H. (1956). The Measurement of Linguistic Diversity. *Language* 32, 109–115.
- Greenleaf, S.S. & Kremen, C. (2006). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *PNAS* 103, 13890–13895.
- Greenleaf, S.S., Williams, N.M., Winfree, R., & Kremen, C. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153, 589–596.
- Grundel, R., Frohnapple, K.J., Jean, R.P., & Pavlovic, N.B. (2011). Effectiveness of Bowl Trapping and Netting for Inventory of a Bee Community. *Environmental Entomology* 40, 374–380.
- Grünewald, B. (2010). Is Pollination at Risk? Current Threats to and Conservation of Bees. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 19, 61–67.
- Hall, M.A., Nimmo, D.G., Cunningham, S.A., Walker, K., & Bennett, A.F. (2019). The response of wild bees to tree cover and rural land use is mediated by species' traits. *Biological Conservation* 231, 1–12.

Heneberg, P., Bogusch, P., & Řehounek, J. (2013). Sandpits provide critical refuge for bees and wasps (Hymenoptera: Apocrita). *Journal of Insect Conservation* 17, 473–490.

Henry, M., Béguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.-F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., & Decourtye, A. (2012). A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. *Science* 336, 348–350.

Herrera, J.M., Ploquin, E.F., Rodríguez-Pérez, J., & Obeso, J.R. (2014). Determining habitat suitability for bumblebees in a mountain system: a baseline approach for testing the impact of climate change on the occurrence and abundance of species. *Journal of Biogeography* 41, 700–712.

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.

Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tschamtker, T. (2010). How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology* 79, 491–500.

Horwitz, P. & Wilcox, B.A. (2005). Parasites, ecosystems and sustainability: an ecological and complex systems perspective. *Int. J. Parasitol.* 35, 725–732

Hudson, P.J., Dobson, A.P., & Lafferty, K.D. (2006). Is a healthy ecosystem one that is rich in parasites? *Trends Ecol. Evol.* 21, 381–385

Hurley, L.L., McDiarmid, C.S., Friesen, C.R., Griffith, S.C., & Rowe, M. (2018). Experimental heatwaves negatively impact sperm quality in the zebra finch. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285, 20172547.

IDEA & SWDE (2008). Station de potabilisation d'Ecaussines.

INRA PACA & ARTHROPOLOGIA (2014). URBANBEEES, les abeilles sauvages prennent leur quartier en ville. Rapport de vulgarisation.

Iserbyt, S. & Rasmont, P. (2012). The effect of climatic variation on abundance and diversity of bumblebees: a ten years survey in a mountain hotspot. *Annales de La Société Entomologique de France (N.S.)* 48, 261–273.

Jacob-Remacle, A. & Jacob, J.-P. (1990). Intérêt faunistique des sablières de Lorraine belge : l'exemple des Hyménoptères Apoïdes solitaires. *Notes fauniques de Gembloux*, 21, 13-22.

Jacob J.-P. & Remacle A. (2005). La gestion des carrières en faveur de l'entomofaune : le cas de la carrière du Haut des Loges à Vance (province de Luxembourg, Belgique). *Notes fauniques de Gembloux*, 57, 59-66

Jacob, J.-P., Percsy, C., de Wavrin, H., Graitson, E., Kinet, T., Denoël, M., Paquay, M., Percsy, N., & Remacle, A. (2007). Amphibiens et Reptiles de Wallonie (Aves-Raîgne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW - DGRNE)).

- Johnson, R.M., Pollock, H.S., & Berenbaum, M.R. (2009). Synergistic Interactions Between In-Hive Miticides in *Apis mellifera*. *J Econ Entomol* 102, 474–479.
- Kaiser-Bunbury, C.N., Muff, S., Memmott, J., Müller, C.B., & Caflisch, A. (2010). The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: a quantitative approach incorporating pollinator behaviour. *Ecology Letters* 13, 442–452.
- Kassambara, A. (s.d.). Comparaisons de plusieurs moyennes dans R. En ligne sur Data Novia <https://www.datanovia.com/en/fr/lessons/anova-dans-r/>, consulté le 25/05/2021
- Kassambara, A. (2019). Comparing groups : numerical variables (1st edition).
- Kearns, C.A. & Inouye, D.W. (1997). Pollinators, Flowering Plants, and Conservation Biology. *BioScience* 47, 297–307.
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A.L., Cariveau, D., et al. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters* 16, 584–599.
- Kosior, A., Celary, W., Olejniczak, P., Fijał, J., Król, W., Solarz, W., & Płonka, P. (2007). The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx* 41, 79–88.
- Krauss, J., Alfert, T., & Steffan-Dewenter, I. (2009). Habitat area but not habitat age determines wild bee richness in limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 46, 194–202.
- Kudrnovsky, H., Ellmauer, T., Götzl, M., Paternoster, D., Sonderegger, G. & Schwaiger, E., 2020. Report for a list of Annex I habitat types important for Pollinators. ETC/BD report to the EEA.
- Lefebvre, A (2021). Communautés d'abeilles sauvages des terrils des régions de Mons et Charleroi -Proposition de plans de gestion. Mémoire de fin d'études de Master en Sciences Biologiques. Université de Mons, Laboratoire de Zoologie. Ouvrage en rédaction.
- Legendre, P., & Legendre, L. F. (2012). Numerical ecology, third edition. Elsevier.
- Lemoine G. (2013a). Abeilles sauvages et sablières. *Insectes* 171, 7-10
- Lemoine G. (2013b). La prise en compte des Hyménoptères dans la requalification des carrières et notamment des sablières. *Le Héron* 44 (3-2011), 133-148
- Lemoine G. (2015). Les carrières de sable : une opportunité pour les abeilles solitaires. Établissement Public Foncier Nord – Pas de Calais & UNPG, Paris.
- Lemoine, G. (2018). Note sur la présence de quelques Mégachilidés (Hymenoptera, Apoidea) rares capturées dans le Nord et le Pas-de-Calais en 2017. *BSENF* (2018) 368 : 11–16.
- Leonhardt, S.D., Gallai, N., Garibaldi, L.A., Kuhlmann, M., & Klein, A.-M. (2013). Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 14, 461–471.

- Life Herbages (2020). Bilan de 7,5 années de restaurations de pelouses et prairies en Lorraine belge et Ardenne méridionale. Projet Life Herbages.
- Life in Quarries (2016). Life in Quarries - Newsletter #2. 3p. Life in Quarries (s.d.). Life in Quarries – Financement. En ligne <http://www.lifeinquarries.eu>, consulté le 04/04/2021
- Lowenstein, D.M., Matteson, K.C., & Minor, E.S. (2015). Diversity of wild bees supports pollination services in an urbanized landscape. *Oecologia* 179, 811–821.
- Mandelik, Y., Winfree, R., Neeson, T., & Kremen, C. (2012). Complementary habitat use by wild bees in agro-natural landscapes. *Ecological Applications* 22, 1535–1546.
- Marcogliese, D.J. (2004). Parasites: small players with crucial roles in the ecological theater. *EcoHealth* 1, 151–164
- Marcon, E. (2015). Mesures de la Biodiversité. Master. Kourou, France. 284 pp.
- Martinet, B., Lecocq, T., Smet, J., & Rasmont, P. (2015). A Protocol to Assess Insect Resistance to Heat Waves, Applied to Bumblebees (*Bombus Latreille*, 1802). *PLOS ONE* 10, e0118591.
- Martinet, B., Dellicour, S., Ghisbain, G., Przybyla, K., Zambra, E., Lecocq, T., Boustani, M., Baghirov, R., Michez, D., & Rasmont, P. (2020a). Global effects of extreme temperatures on wild bumblebees. *Conservation Biology*.
- Martinet, B., Zambra, E., Przybyla, K., Lecocq, T., Anselmo, A., Nonclercq, D., Rasmont, P., Michez, D., & Hennebert, E. (2020b). Mating under climate change: Impact of simulated heatwaves on the reproduction of model pollinators. *Functional Ecology* 35, 739–752.
- McCrary, K.W., Geroff, R.K., & Gibbs, J. (2019). Bee (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) Functional Traits in Relation to Sampling Methodology in a Restored Tallgrass Prairie. *Flen* 102, 134–140.
- McFrederick, Q.S., & LeBuhn, G. (2006). Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conservation* 129, 372–382.
- Médail, F., & Diadema, K. (2009). Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. *Journal of Biogeography* 36, 1333–1345.
- Memmott, J., Craze, P.G., Waser, N.M., & Price, M.V. (2007). Global warming and the disruption of plant–pollinator interactions. *Ecology Letters* 10, 710–717.
- Michener, C.D. (2007) *The Bees of the World*. 2nd Edition, John Hopkins University Press, Baltimore.
- Michez, D., Rasmont, P., Terzo, M., & Vereecken, N. (2019). *Abeilles d'Europe*. Verrières-le-Buisson: NAP éditions.

- Moquet, L., Mayer, C., Michez, D., Wathelet, B., & Jacquemart, A.-L. (2015). Early spring floral foraging resources for pollinators in wet heathlands in Belgium. *J Insect Conserv* 19, 837–848.
- Morand, S. & Gonzalez, E.A. (1997). Is parasitism a missing ingredient in model ecosystems? *Ecol. Model.* 95, 61–74
- Natagriwal (2014). Méthodes Agro-Environnementales et Climatiques. En ligne <https://www.natagriwal.be>, consulté le 3/11/2020
- Nicolson, S.W. (2011). Bee food: the chemistry and nutritional value of nectar, pollen and mixtures of the two. *African Zoology* 46, 197–204.
- Nielsen, A., Steffan-Dewenter, I., Westphal, C., Messinger, O., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Settele, J., Szentgyörgyi, H., Vaissière, B.E., Vaitis, M., et al. (2011). Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques. *Ecol Res* 26, 969–983.
- 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.
- Normandin, É., Vereecken, N.J., Buddle, C.M., & Fournier, V. (2017). Taxonomic and functional trait diversity of wild bees in different urban settings. *PeerJ* 5, e3051.
- Ødegaard, F., Sverdrup-Thygeson, A., Hansen, L. O. & Öberg, S. (2009). Kartlegging av invertebrater i fem hotspot-habitattyper. Nye norske arter og rødlistearter 2004-2008–NINA Rapport 500.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O’Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10(631-637), 719.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120, 321–326.
- Oyen, K.J., Giri, S., & Dillon, M.E. (2016). Altitudinal variation in bumble bee (*Bombus*) critical thermal limits. *Journal of Thermal Biology* 59, 52–57.
- Park, M.G., Blitzer, E.J., Gibbs, J., Losey, J.E., & Danforth, B.N. (2015). Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282, 20150299.
- Patiny, S., Rasmont, P., & Michez, D. (2009). A survey and review of the status of wild bees in the West-Palaeartic region. *Apidologie* 40, 313–331.

- Patiny, S., & Terzo, M. (2010). Catalogue et clé des sous-genres et espèces du genre *Andrena* de Belgique et du nord de la France (Hymenoptera, Apoidea). Université de Mons.
- Pauly, A. (1999). Catalogue des Hyménoptères Aculéates de Belgique. Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie, 135, 98-125.
- Pauly, A. (2015). Clés illustrées pour l'identification des abeilles de Belgique et des régions limitrophes (Hymenoptera: Apoidea). Document de travail du projet.
- Pauly A. (2019a). Abeilles de Belgique et des Régions limitrophes (Insecta: Hymenoptera: Apoidea). Famille Halictidae. Faune de Belgique.
- Pauly A., Leclercq J., Baugnée J.-Y., D'Haeseleer J., Vanormelingen P. & Rasmont P. (2019b). Les Hylaeus de la Belgique. Atlas Hymenoptera, Mons, Gembloux. En ligne <http://www.atlashymenoptera.net/page.aspx?ID=272>, consulté le 24/04/2021
- Peeters, T.M.J, Nieuwenhuijsen, H, Smit, J, van der Meer, F, Raemakers, I.P, Heitmans, W.R.B, van Achterberg, K, Kwak, M, Loonstra, A.J, de Rond, J, et al. (2012). De Nederlandse bijen. Naturalis Biodiversity Center & European Invertebrate Survey, Leiden.
- Pisa, L.W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bonmatin, J.M., Downs, C.A., Goulson, D., Kreuzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., McField, M., et al. (2015). Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. Environ Sci Pollut Res 22, 68–102.
- Pleasants, J.M. (1980). Competition for Bumblebee Pollinators in Rocky Mountain Plant Communities. Ecology 61, 1446–1459.
- Pohlert, T. (2014). The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR). R package.
- Polasky, S., Nelson, E., Lonsdorf, E., Fackler, P., & Starfield, A. (2005). Conserving Species in a Working Landscape: Land Use with Biological and Economic Objectives. Ecological Applications 15, 1387–1401.
- Popic, T.J., Davila, Y.C., & Wardle, G.M. (2013). Evaluation of Common Methods for Sampling Invertebrate Pollinator Assemblages: Net Sampling Out-Perform Pan Traps. PLOS ONE 8 (6).
- Portman, Z.M., Bruninga-Socular, B., & Cariveau, D.P. (2020). The State of Bee Monitoring in the United States: A Call to Refocus Away From Bowl Traps and Towards More Effective Methods. Annals of the Entomological Society of America 113, 337–342.
- Potts, S., & Willmer, P. (1997). Abiotic and biotic factors influencing nest-site selection by *Halictus rubicundus*, a ground-nesting halictine bee. Ecological Entomology 22, 319–328.
- Potts, SG., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., O'Toole, C., Roberts, S., & Willmer, P. (2003a) Response of plant-pollinator communities to fire: changes in diversity, abundance and floral reward structure. Oikos 101:103–112

- Potts, S.G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., & Willmer, P. (2003b). Linking Bees and Flowers: How Do Floral Communities Structure Pollinator Communities? *Ecology* 84, 2628–2642.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W.E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 25, 345–353.
- Prendergast, K.S., Menz, M.H.M., Dixon, K.W., & Bateman, P.W. (2020). The relative performance of sampling methods for native bees: an empirical test and review of the literature. *Ecosphere* 11, e03076.
- Projet Sapoll (2018). Clé simplifiée des genres d'apoïdes de la zone SAPOLL. Version du 02/02/2018
- Rader, R., Bartomeus, I., Garibaldi, L.A., Garratt, M.P.D., Howlett, B.G., Winfree, R., Cunningham, S.A., Mayfield, M.M., Arthur, A.D., Andersson, G.K.S., et al. (2016). Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *PNAS* 113, 146–151.
- Radoux, J., Coppée, T., Bourdouxhe, A., Dufrière, M. & Defourny P. (2017). LifewatchWB geodatabase (v2.9): attribute description.
- Raemakers I. & Faasen T. (2012). Bijzondere planten en insecten in de Curfsgroeve. *Natuurhistorisch Maandblad, Jaargang 101/4*, pp. 63-73.
- Rafael Valdovinos-Núñez, G., Quezada-Euán, J.J.G., Ancona-Xiu, P., Moo-Valle, H., Carmona, A., & Ruiz Sánchez, E. (2009). Comparative Toxicity of Pesticides to Stingless Bees (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). *Journal of Economic Entomology* 102, 1737–1742.
- Rasmont, P. (1988). Monographie écologique et zoogéographique des Bourdons de France et de Belgique (Hymenoptera, Apidae, Bombinae). Thèse de doctorat en Sciences Agronomiques, Faculté des Sciences agronomiques de l'Etat, Gembloux.
- Rasmont, P. & Mersch, P. (1988). Première estimation de la dérive faunique chez les bourdons de la Belgique (Hymenoptera: Apidae). *Ann. Soc. r. Zool. Belg* 118, 141–147.
- Rasmont, P., Leclercq, J., Jacob-Remacle, A., Pauly, A., & Gaspar, C. (1993). The faunistic drift of Apoidea in Belgium. *Bees for pollination. Commission of the EC*, 65-87.
- Rasmont, P., Pauly, A., Terzo, M., Patiny, S., Michez, D., Iserbyt, S., ... & Haubruge, E. (2005). The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France. *Food and Agriculture Organisation, Rome*, 18.
- Rasmont P. (2008). La régression massive des espèces d'abeilles sauvages et de bourdons d'Europe : un effet de la perturbation mondiale du cycle de l'azote. pp. 43-60 in: *Actes du colloque Insectes et Biodiversité, 6 octobre 2006, Saint-Léons en Lévézou (France, Aveyron). Conseil général de l'Aveyron, Rodez*.

Rasmont, P., Franzén, M., Lecocq, T., Harpke, A., Roberts, S. P., Biesmeijer, J. C., ... & Gonthier, Y. (2015). Climatic risk and distribution atlas of European bumblebees (Vol. 10, pp. 1-236). Pensoft Publishers.

Rasmont, P., & Terzo, M. (2017). Catalogue et clé des sous-genres et espèces du genre *Bombus* de Belgique et du nord de la France (Hymenoptera, Apoidea). 2ème édition réalisée dans le cadre du projet SAPOLL.

Reese, A. (2021). Dynamique temporelle des populations d'abeilles sauvages dans la région de Mons. Mémoire de fin d'études de Master en Sciences Biologiques. Université de Mons, Laboratoire de Zoologie. Ouvrage en rédaction.

Remacle A. (2006). Les potentialités d'accueil de la vie sauvage en milieux rocheux et souterrain, partim « anciennes carrières ». État de l'environnement wallon. Région wallonne et Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux.

Remacle, A., (2007). Etat de la biodiversité dans les anciennes carrières de Wallonie. Résumé. Convention "Les carrières en Région wallonne".

Remacle A. (2009). Contribution des anciennes carrières à la biodiversité wallonne. Convention « Les carrières en Région wallonne : inventaire et intérêt biologique » (C45). Service public de Wallonie, Direction générale opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement, Direction de la Nature, rapport non publié.

Ritchie, A.D., Ruppel, R., & Jha, S. (2016). Generalist Behavior Describes Pollen Foraging for Perceived Oligolectic and Polylectic Bees. *Environmental Entomology* 45, 909–919.

Rollin, O., Vray, S., Dendoncker, N., Michez, D., Dufrêne, M., & Rasmont, P. (2020). Drastic shifts in the Belgian bumblebee community over the last century. *Biodivers Conserv* 29, 2553–2573.

Rosenzweig, M.L. (1995). *Species diversity in space and time*. New York: Cambridge University Press.

Roulston, T.H., Smith, S.A., & Brewster, A.L. (2007). A Comparison of Pan Trap and Intensive Net Sampling Techniques for Documenting a Bee (Hymenoptera: Apiformes) Fauna. *Journal of the Kansas Entomological Society* 80, 179–181.

Rozen, J.G.J. (1984). Comparative nesting biology of the bee tribe Exomalopsini (Apoidea, Anthophoridae). *Am. Mus. Novit.*

Ruelle, E. (2021). Impact du paysage sur les communautés d'abeilles dans les milieux semi-naturels de la province du Hainaut, Belgique. Mémoire de fin d'études de Master en Sciences Biologiques. Université de Mons, Laboratoire de Zoologie. Ouvrage en rédaction.

Sanchez-Bayo, F., & Goka, K. (2014). Pesticide Residues and Bees – A Risk Assessment. *PLOS ONE* 9, e94482.

SBSTTA - Subsidiary Body of Scientific, Technical and Technological Advice (2018). Conservation et utilisation durable des pollinisateurs. Convention sur la diversité biologique.

Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Smith, H.G., & Kleijn, D. (2013). Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss – a meta-analysis. *Ecology Letters* 16, 912–920.

Schumacker, R. (1975). Les landes, pelouses et prairies semi-naturelles du plateau des Hautes-Fagnes et leur conservation. I Aspects floristiques, phytosociologiques et phytogéographiques. *Coll. phytosoc.*, 2 : 13-34.

Schweiger, O., Settele, J., Kudrna, O., Klotz, S., & Kühn, I. (2008). Climate Change Can Cause Spatial Mismatch of Tropically Interacting Species. *Ecology* 89, 3472–3479.

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

Sheffield, C.S., Pindar, A., Packer, L., & Kevan, P.G. (2013). The potential of cleptoparasitic bees as indicator taxa for assessing bee communities. *Apidologie* 44, 501–510.

Société Royale Forestière de Belgique (2018). Les forêts de Belgique. Dans : Société Royale Forestière de Belgique. En ligne <https://www.srfb.be/informations-sur-les-forets/les-forets-de-belgique>, consulté le 27/03/2020

Soroye, P., Newbold, T., & Kerr, J. (2020). Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science* 367, 685–688.

SPF Environnement (2016). Directives "Oiseaux" et "Habitats". En ligne <https://www.health.belgium.be>, consulté le 3/11/2020

SPF Environnement (2017). Plan fédéral Abeilles 2017-2019.

SPW (2020). Utilisation de produits phytopharmaceutiques. Etat de l'environnement wallon. [etat.environnement.wallonie.be](http://etat.environnement.wallonie.be), consulté le 10/04/2020

SPW Environnement (2011). La biodiversité en Wallonie : le fauchage tardif. En ligne <http://biodiversite.wallonie.be> [Consulté le 02/11/2020]

SPW Environnement (2012). Réserve Naturelle Domaniale : Le Clos du Vertbois. Plan de Gestion, Projet RND. Version 1.1. Réalisé dans le cadre du projet Sapoll.

SPW Environnement (2018a). Programme wallon de réduction des pesticides : législation. Portail de l'agriculture wallonne. En ligne <https://agriculture.wallonie.be>, consulté le 4/11/2020

SPW Environnement (2018b). Réserve Naturelle Domaniale : Grande Bruyère de Blaton. Plan de Gestion, Projet RND. Version 1.1.

SPW Environnement (2020). Un bon plan pour protéger nos abeilles. Guide pratique des mesures favorables aux pollinisateurs à destination des communes et des provinces. Plan Maya. 20p.

SPW Environnement (s.d.a). Liste des statuts de protection pour les sites. Extraits de la Loi sur la Conservation de la Nature concernant les statuts de protection de sites. En ligne <http://biodiversite.wallonie.be>, consulté le 8/11/2020

SPW Environnement (s.d.b). Les catégories d'aires protégées selon l'UICN. En ligne <http://biodiversite.wallonie.be>, consulté le 8/11/2020

SPW Environnement (s.d.c). Le Clos du Vertbois. En ligne <http://biodiversite.wallonie.be>, consulté le 19/11/2020

SPW Environnement (s.d.d). La Sablière de Planoi. En ligne <http://biodiversite.wallonie.be>, consulté le 19/11/2020

SPW Environnement (s.d.e). La Carrière de Restaumont. En ligne <http://biodiversite.wallonie.be>, consulté le 19/11/2020

SPW Environnement (s.d.f). Landes des régions tempérées. En ligne <http://biodiversite.wallonie.be>, consulté le 03/04/2021

Stürup, M., Baer-Imhoof, B., Nash, D.R., Boomsma, J.J., & Baer, B. (2013). When every sperm counts: factors affecting male fertility in the honeybee *Apis mellifera*. *Behavioral Ecology* 24, 1192–1198.

Sydenham, M.A.K. (2020). Drivers of the diversity and distribution of wild bees in a species poor region. Norwegian University of Life Sciences, Ås.

Syromyatnikov, M.Y., Kokina, A.V., Lopatin, A.V., Starkov, A.A., & Popov, V.N. (2017). Evaluation of the toxicity of fungicides to flight muscle mitochondria of bumblebee (*Bombus terrestris* L.). *Pesticide Biochemistry and Physiology* 135, 41–46.

Thompson K., Bakker J. & Bekker R. (1997). The soil seed banks of North West Europe : methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.

Tomizawa, M., & Casida, J.E. (2005). Neonicotinoid insecticide toxicology: Mechanisms of Selective Action. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology* 45, 247–268.

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

Tonietto, R.K., & Larkin, D.J. (2018). Habitat restoration benefits wild bees: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55, 582–590.

Tóthmérész, B. (1995). Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6, 283–290.

Tsvetkov, N., Samson-Robert, O., Sood, K., Patel, H.S., Malena, D.A., Gajiwala, P.H., Maciukiewicz, P., Fournier, V., & Zayed, A. (2017). Chronic exposure to neonicotinoids reduces honey bee health near corn crops. *Science* 356, 1395–1397.

Twerd, L., Banaszak-Cibicka, W., & Sandurska, E. (2019). What features of sand quarries affect their attractiveness for bees? *Acta Oecologica* 96, 56–64.

- Tylianakis, J.M., Tscharntke, T., & Klein, A.-M. (2006). Diversity, Ecosystem Function, and Stability of Parasitoid–Host Interactions Across a Tropical Habitat Gradient. *Ecology* 87, 3047–3057.
- UICN France (2018). *Collectivités & Biodiversité : vers des initiatives innovantes*. Paris, France.
- Vanbergen, A.J., & The Insect Pollinators Initiative (2013). Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11, 251–259.
- Voeltzel, D., & Février, Y. (ENCEM) (2010). *Gestion et aménagement écologiques des carrières de roches massives. Guide pratique à l’usage des exploitants de carrières*. ENCEM et CNC - UNPG, SFIC et UPC.
- Weislo, W.T., & Cane, J.H. (1996). Floral Resource Utilization by Solitary Bees (Hymenoptera: Apoidea) and Exploitation of Their Stored Foods by Natural Enemies. *Annual Review of Entomology* 41, 257–286.
- Weinstock, G.M., Robinson, G.E., Gibbs, R.A., Worley, K.C., Evans, J.D., Maleszka, R., Robertson, H.M., Weaver, D.B., Beye, M., Bork, P., et al. (2006). Insights into social insects from the genome of the honeybee *Apis mellifera*. *NATURE* 443, 931–949.
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., et al. (2008). Measuring Bee Diversity in Different European Habitats and Biogeographical Regions. *Ecological Monographs* 78, 653–671.
- Whitehouse, A.T. (2008). *Managing Aggregates Sites for Invertebrates: a best practice guide*. Buglife - The Invertebrate Conservation Trust, Peterborough.
- Williams, N.M., Minckley, R.L., & Silveira, F.A. (2001). Variation in Native Bee Faunas and its Implications for Detecting Community Changes. *Conservation Ecology* 5.
- Williams, P.H., & Osborne, J.L. (2009). Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie* 40, 367–387.
- Williams, N.M., Cariveau, D., Winfree, R., & Kremen, C. (2011). Bees in disturbed habitats use, but do not prefer, alien plants. *Basic and Applied Ecology* 12, 332–341.
- Wilson, J.S., Griswold, T., & Messinger, O.J. (2008). Sampling Bee Communities (Hymenoptera: Apiformes) in a Desert Landscape: Are Pan Traps Sufficient? *Kent* 81, 288–300.
- Winfree, R., T. Griswold & C. Kremen. (2007). Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conservation Biol.* 21: 213–223.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D.P., LeBuhn, G., & Aizen, M.A. (2009). A meta-analysis of bees’ responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90, 2068–2076.

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

Wood, C.L., Byers, J.E., Cottingham, K.L., Altman, I., Donahue, M.J., & Blakeslee, A.M.H. (2007). Parasites alter community structure. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 104, 9335–9339

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

## 8. Annexes

### 8.1. Présentation des sites

L'abondance reprise dans le relevé botanique des sites est exprimée selon des indices représentant la surface couverte par une projection au niveau du sol de tous les individus du taxon considéré. Les différentes valeurs possibles sont : + pour quelques individus, 1 pour 0 à 5% de couverture, 2 pour 5-25%, 3 pour 25-50%, 4 pour 50-75% et 5 pour 75-100%.

#### MLM1 – Grande Bruyère de Blaton

Coordonnées : 50.49164°N 3.67119°E

Altitude : 46 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 1273

Description brève : Clairière sablonneuse à végétation pionnière rase

#### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Cirsium vulgare</i>	Herbacée	+	3
<i>Echium vulgare</i>	Herbacée	+	21
<i>Hypericum perforatum</i>	Herbacée	1	45
<i>Leontodon saxatilis</i>	Herbacée	+	2
<i>Robinia pseudacacia</i>	Arborescente	1	3
<i>Rubus fruticosus</i>	Arbustive	1	5
<i>Teucrium scorodonia</i>	Herbacée	+	1



## MLM2 – Grande Bruyère de Blaton

Coordonnées : 50.49289°N 3.67194°E

Altitude : 46 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 10 349

Description brève : Plaine sablonneuse centrale, ancien terrain de motocross

### Relevé botanique :

<u>Espèce végétale</u>	<u>Strate</u>	<u>Abondance</u>	<u>Abeilles collectées</u>
<i>Calluna vulgaris</i>	Herbacée	2	59
<i>Cytisus scoparius</i>	Arbustive	1	3
<i>Echium vulgare</i>	Herbacée	+	58
<i>Hypericum perforatum</i>	Herbacée	+	3
<i>Reseda luteola</i>	Herbacée	+	7
<i>Rubus fruticosus</i>	Herbacée	2	23



©Loockx M.

### MLM3 – Grande Bruyère de Blaton

Coordonnées : 50.49272°N 3.67358°E

Altitude : 53 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 3 656

Description brève : Versant sablonneux, massif d'arbustes

#### Relevé botanique :

<u>Espèce végétale</u>	<u>Strate</u>	<u>Abondance</u>	<u>Abeilles collectées</u>
<i>Calluna vulgaris</i>	Herbacée	3	61
<i>Hypochoeris radicata</i>	Herbacée	+	2
<i>Rubus fruticosus</i>	Herbacée	1	21



©Loockx M.

## MLM4 – Grande Bruyère de Blaton

Coordonnées : 50.49258°N 3.66886°E

Altitude : 48 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 3 622

Description brève : Clairière sablonneuse, surtout sol nu

### Relevé botanique :

<u>Espèce végétale</u>	<u>Strate</u>	<u>Abondance</u>	<u>Abeilles collectées</u>
<i>Calluna vulgaris</i>	Herbacée	2	23
<i>Hypericum perforatum</i>	Herbacée	+	6
<i>Rubus fruticosus</i>	Herbacée	+	2
<i>Teucrium scorodonia</i>	Herbacée	+	12



## MLM5 – Grande Bruyère de Blaton

Coordonnées : 50. 49194°N 3. 66717°E

Altitude : 49 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 2 461

Description brève : Clairière sablonneuse, peu de sol nu

### Relevé botanique :

<u>Espèce végétale</u>	<u>Strate</u>	<u>Abondance</u>	<u>Abeilles collectées</u>
<i>Calluna vulgaris</i>	Herbacée	5	37
<i>Hieracium sabaudum</i>	Herbacée	+	2
<i>Hypochoeris radicata</i>	Herbacée	+	3
<i>Teucrium scorodonia</i>	Herbacée	+	1



## MLM6 – Clos du Vertbois

Coordonnées : 50. 60394°N 4.17567°E

Altitude : 134 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 436

Description brève : Ancienne mare, talus meuble revégétalisé

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Cirsium palustre</i>	Herbacée	+	13
<i>Cytisus scoparius</i>	Arbustive	2	5
<i>Hypochoeris radicata</i>	Herbacée	+	2
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Herbacée	+	1
<i>Lotus corniculatus</i>	Herbacée	1	20
<i>Medicago sativa falcata</i>	Herbacée	+	2
<i>Teucrium scorodonia</i>	Herbacée	+	4



Photo prise en avril 2021 (après les travaux de réaménagement).

## MLM7 – Clos du Vertbois

Coordonnées : 50. 60258°N 4. 17478°E

Altitude : 133 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 3 236

Description brève : Clairière principale, mares, dunes

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Calluna vulgaris</i>	Herbacée	1	40
<i>Hypericum perforatum</i>	Herbacée	1	7
<i>Hypochoeris radicata</i>	Herbacée	+	5
<i>Medicago sativa falcata</i>	Herbacée	+	1
<i>Ranunculus acris</i>	Herbacée	+	1
<i>Teucrium scorodonia</i>	Herbacée	+	6



Photo prise en avril 2021 (après les travaux de réaménagement).

## MLM8 – Clos du Vertbois

Coordonnées : 50. 60558 °N 4. 17558 °E

Altitude : 151 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 767

Description brève : Sentier d'accès à la réserve, étroit

### Relevé botanique :

<u>Espèce végétale</u>	<u>Strate</u>	<u>Abondance</u>	<u>Abeilles collectées</u>
<i>Rubus fruticosus</i>	Herbacée	2	6
<i>Teucrium scorodonia</i>	Herbacée	+	11



*Photo prise en avril 2021 (après les travaux de réaménagement).*

## MLM9 – Sablière du Planoi

Coordonnées : 50. 62931 °N 4. 18872 °E

Altitude : 133 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 194

Description brève : Sentier sablonneux bordés de *Calluna vulgaris*

### Relevé botanique :

<u>Espèce végétale</u>	<u>Strate</u>	<u>Abondance</u>	<u>Abeilles collectées</u>
<i>Calluna vulgaris</i>	Herbacée	4	22



## MLM10 – Sablière du Planoi

Coordonnées : 50. 62892 °N 4. 1895 °E

Altitude : 135 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 204

Description brève : Clairière récemment étrepée, milieux sablonneux et pionnier

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Calluna vulgaris</i>	Herbacée	3	19
<i>Chamerion angustifolium</i>	Herbacée	+	1
<i>Epilobium hirsutum</i>	Herbacée	+	1
<i>Rubus fruticosus</i>	Herbacée	2	13
<i>Teucrium scorodonia</i>	Herbacée	+	62



©Loock M.

## MLM11 – Sablière du Planoi

Coordonnées : 50. 62247 °N 4. 18914°E

Altitude : 133 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 122

Description brève : Carrefour de sentiers sablonneux

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Calluna vulgaris</i>	Herbacée	1	3
<i>Hypochaeris radicata</i>	Herbacée	+	1
<i>Teucrium scorodonia</i>	Herbacée	+	17



## MLM12 – Sablière du Planoi

Coordonnées : 50. 62878 °N 4. 18936°E

Altitude : 134 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 166

Description brève : Affleurements sablonneux et milieu pionnier

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Calluna vulgaris</i>	Herbacée	2	10
<i>Prunus avium</i>	Arborescente	+	1
<i>Rubus fruticosus</i>	Herbacée	2	10
<i>Teucrium scorodonia</i>	Herbacée	+	56



©Loockx M.

### MLM13 – Carrière de Restaumont (Ecaussines)

Coordonnées : 50. 55572°N 4. 14453°E

Altitude : 130 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 1 537

Description brève : Plateau avec pelouse et sol nu

#### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Herbacée	5	4
<i>Lotus glaber</i>	Herbacée	1	29



©Loockx M.

## MLM14 – Carrière de Restaumont (Ecaussines)

Coordonnées : 50. 55422°N 4. 14058°E

Altitude : 125 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 821

Description brève : Chemin rocailleux en pente modérée, talus fleuri

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Centaurea jacea</i>	Herbacée	+	34
<i>Cirsium arvense</i>	Herbacée	+	1
<i>Cirsium vulgare</i>	Herbacée	+	18
<i>Crepis capillaris</i>	Herbacée	+	7
<i>Hypochaeris radicata</i>	Herbacée	+	45
<i>Lotus glaber</i>	Herbacée	+	29



## MLM15 – Carrière de Restaumont (Ecaussines)

Coordonnées : 50. 55658°N 4. 13900°E

Altitude : 90 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 523

Description brève : Rivage, sol meuble

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Buddleja davidii</i>	Arbustive	1	3
<i>Cirsium vulgare</i>	Herbacée	+	6
<i>Dipsacus fullonum</i>	Herbacée	+	5
<i>Epilobium hirsutum</i>	Herbacée	+	2
<i>Lythrum salicaria</i>	Herbacée	+	8
<i>Melilotus albus</i>	Herbacée	1	4



## MLM16 – Carrière de Restaumont (Ecaussines)

Coordonnées : 50. 55808°N 4. 13722°E

Altitude : 118 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 2181

Description brève : Clairière, végétation rase, talus et arbustes

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Cornus sanguinea</i>	Arbustive	1	12
<i>Dipsacus fullonum</i>	Herbacée	+	16
<i>Fragaria vesca</i>	Herbacée	+	1
<i>Hypericum perforatum</i>	Herbacée	1	7
<i>Rubus fruticosus</i>	Herbacée	1	7
<i>Sedum acre</i>	Herbacée	+	2



## MLM17 – Carrière de Restaumont (Ecaussines)

Coordonnées : 50. 56047°N 4. 14042°E

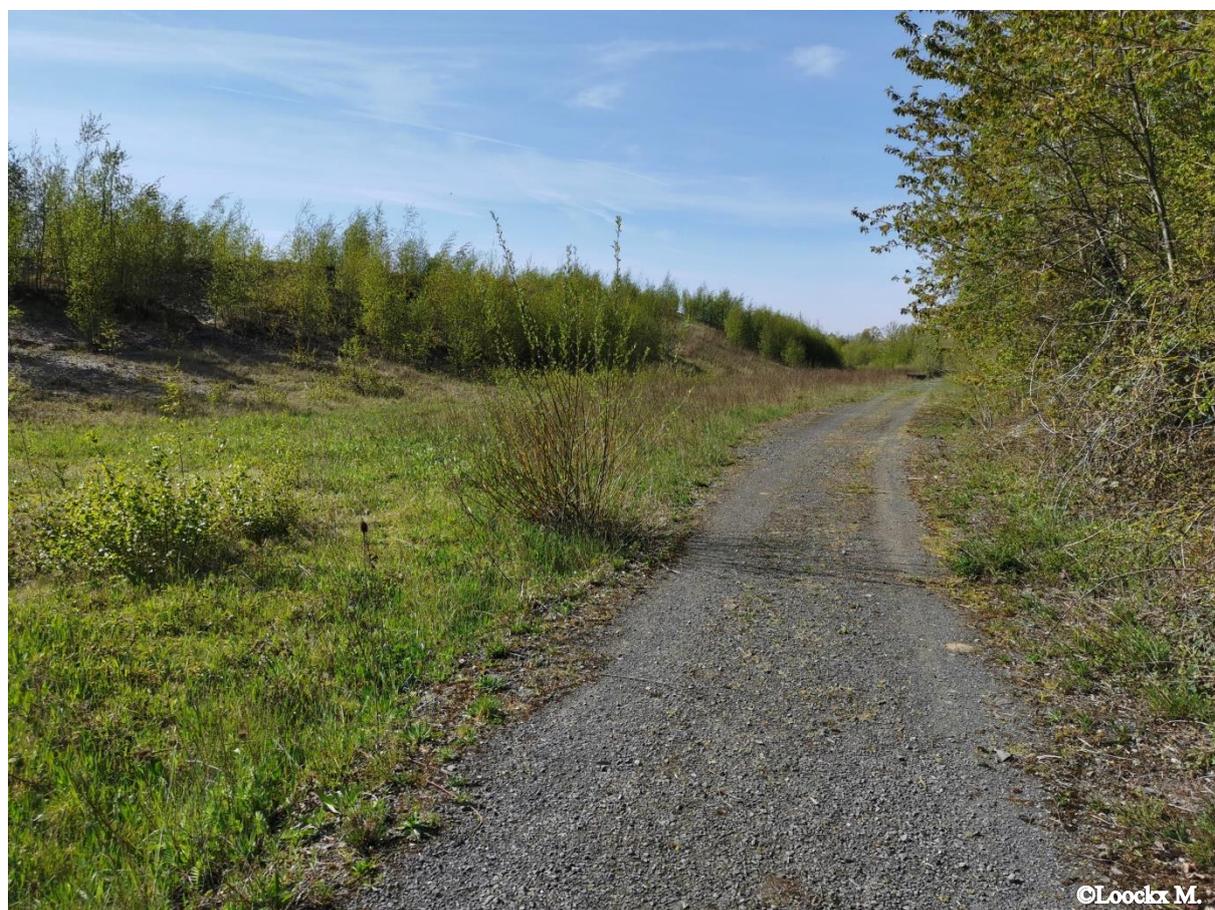
Altitude : 120 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 921

Description brève : Prairie avec fauche annuelle

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Centaurea jacea</i>	Herbacée	+	5
<i>Cirsium vulgare</i>	Herbacée	+	3
<i>Cornus sanguinea</i>	Arbustive	1	7
<i>Crepis biennis</i>	Herbacée	+	4
<i>Dipsacus fullonum</i>	Herbacée	+	2
<i>Echium vulgare</i>	Herbacée	+	23
<i>Hypochaeris radicata</i>	Herbacée	+	1
<i>Lotus corniculatus</i>	Herbacée	+	1
<i>Melilotus altissima</i>	Herbacée	+	3
<i>Rubus fruticosus</i>	Herbacée	1	16
<i>Tanacetum vulgare</i>	Herbacée	1	4
<i>Vicia cracca</i>	Herbacée	+	7



©Loockx M.

## MLM18 – Carrière de Restaumont (Ecaussines)

Coordonnées : 50. 55925°N 4. 14111°E

Altitude : 95 m

Surface (m<sup>2</sup>) : 633

Description brève : Rivage en surplomb, sol rocheux, mares asséchées

### Relevé botanique :

Espèce végétale	Strate	Abondance	Abeilles collectées
<i>Echium vulgare</i>	Herbacée	+	7
<i>Reseda luteola</i>	Herbacée	+	1



## 8.2. Calendrier des récoltes

J	Mai	Juin	Juillet	Aout	Septembre
1					
2					
3					
4					
5					E
6					
7					V + P
8				E	
9					
10					
11				V + P	
12					B
13					
14					
15				B	
16					
17					
18			E		
19					
20		E			
21			V + P		
22		V + P			
23			B		
24	V + P	B			
25	E				
26	B				
27					
28					
29					
30					
31					

*Calendrier présentant les cinq jours de récolte de chacune des réserves. Les réserves du Planoi et du Vertbois étaient prospectées le même jour à chaque récolte. B = Blaton, E = Ecaussines, P = Planoi, V = Vertbois.*

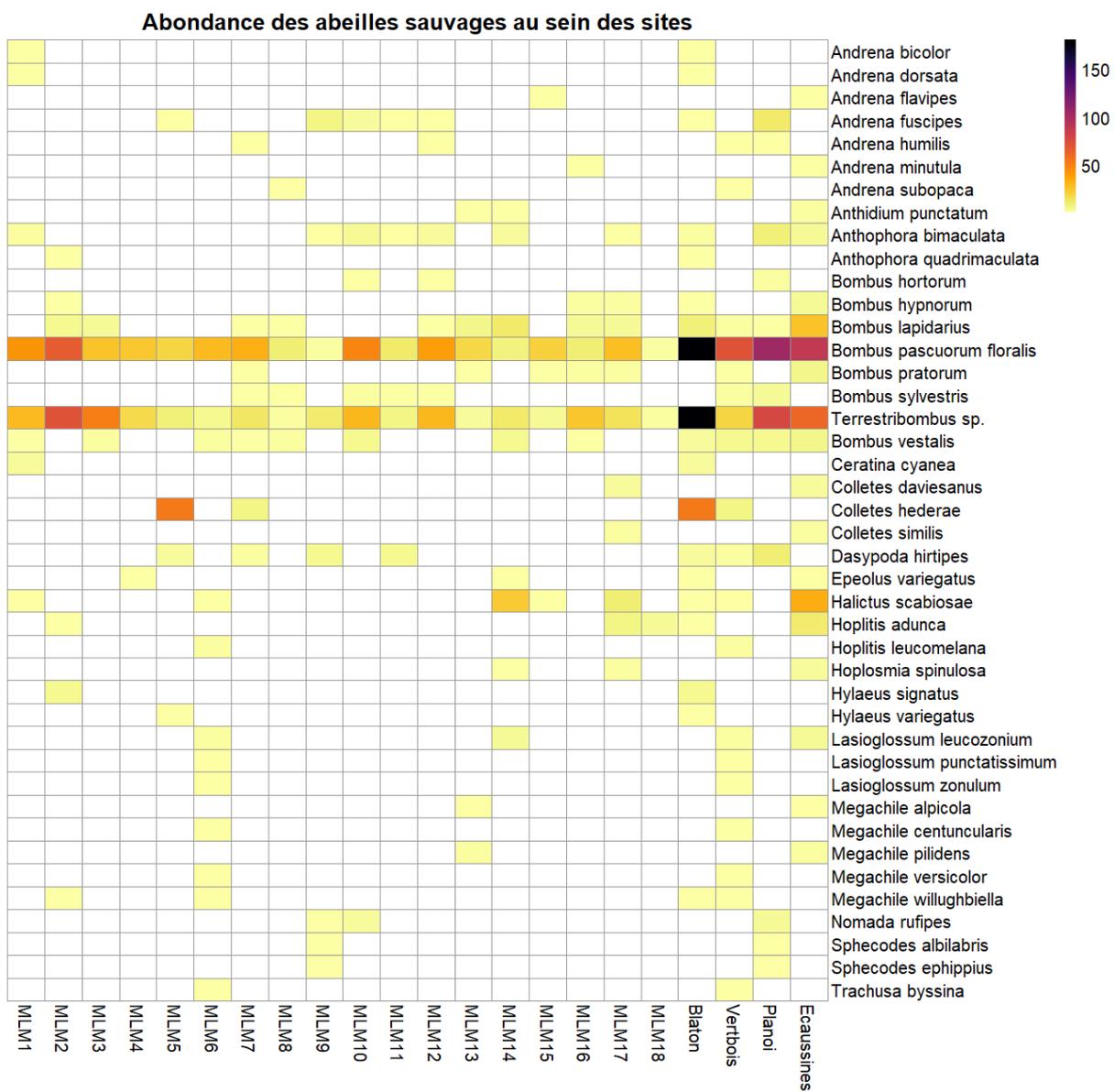
### 8.3. Inventaire des abeilles des carrières étudiées

<b>Espèces</b>	<b>Famille</b>	<b>Statut IUCN</b>
<i>Andrena bicolor</i>	Andrenidae	LC
<i>Andrena dorsata</i>	Andrenidae	LC
<i>Andrena flavipes</i>	Andrenidae	LC
<i>Andrena fuscipes</i>	Andrenidae	LC
<i>Andrena humilis</i>	Andrenidae	LC
<i>Andrena minutula</i>	Andrenidae	LC
<i>Andrena subopaca</i>	Andrenidae	LC
<i>Anthidium punctatum</i>	Megachilidae	LC
<i>Anthophora bimaculata</i>	Apidae	CR
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	Apidae	LC
<i>Bombus hortorum</i>	Apidae	NT
<i>Bombus hypnorum</i>	Apidae	LC
<i>Bombus lapidarius</i>	Apidae	LC
<i>Bombus lucorum</i>	Apidae	NT
<i>Bombus pascuorum floralis</i>	Apidae	LC
<i>Bombus pratorum</i>	Apidae	LC
<i>Bombus sylvestris</i>	Apidae	LC
<i>Bombus terrestris</i>	Apidae	LC
<i>Bombus vestalis</i>	Apidae	NT
<i>Ceratina cyanea</i>	Apidae	LC
<i>Colletes daviesanus</i>	Colletidae	LC
<i>Colletes hederæ</i>	Colletidae	LC
<i>Colletes similis</i>	Colletidae	LC
<i>Dasypoda hirtipes</i>	Melittidae	LC
<i>Epeolus variegatus</i>	Apidae	LC
<i>Halictus scabiosae</i>	Halictidae	LC
<i>Hoplitis adunca</i>	Megachilidae	LC
<i>Hoplitis leucomelana</i>	Megachilidae	LC
<i>Hoplosmia spinulosa</i>	Megachilidae	NT
<i>Hylaeus signatus</i>	Colletidae	LC
<i>Hylaeus variegatus</i>	Colletidae	NT
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	Halictidae	LC
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	Halictidae	LC
<i>Lasioglossum zonulum</i>	Halictidae	LC
<i>Megachile alpicola</i>	Megachilidae	VU
<i>Megachile centuncularis</i>	Megachilidae	LC
<i>Megachile pilidens</i>	Megachilidae	CR
<i>Megachile versicolor</i>	Megachilidae	LC
<i>Megachile willughbiella</i>	Megachilidae	LC
<i>Nomada rufipes</i>	Apidae	LC
<i>Sphecodes albilabris</i>	Halictidae	LC
<i>Sphecodes ephippius</i>	Halictidae	LC
<i>Trachusa byssina</i>	Megachilidae	LC

## 8.4. Résumé des collectes

ESPÈCES	BLATON					VERTBOIS			PLANOI				ECAUSSINES						TOTAL ESPÈCES
	MLM 1	MLM 2	MLM 3	MLM 4	MLM 5	MLM 6	MLM 7	MLM 8	MLM 9	MLM 10	MLM 11	MLM 12	MLM 13	MLM 14	MLM 15	MLM 16	MLM 17	MLM 18	
<i>Andrena bicolor</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Andrena dorsata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Andrena flavipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Andrena fuscipes</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	7	3	1	1	0	0	0	0	0	0	13
<i>Andrena humilis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Andrena minutula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Andrena subopaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Anthidium punctatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2
<i>Anthophora bimaculata</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	1	4	1	3	0	3	0	0	1	0	15
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Bombus hortorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Bombus hypnorum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	5
<i>Bombus lapidarius</i>	0	5	4	0	0	0	1	1	0	0	0	1	6	12	0	4	4	0	38
<i>Bombus pascuorum floralis</i>	43	67	26	24	20	29	33	10	2	49	12	40	19	8	21	10	28	2	443
<i>Bombus pratorum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	2	2	0	7
<i>Bombus sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	6
<i>Terrestribombus sp.</i>	29	72	52	18	9	5	13	2	11	30	7	30	3	12	4	25	15	2	339
<i>Bombus vestalis</i>	1	0	2	0	0	2	1	2	0	5	0	0	0	5	0	1	0	0	19
<i>Ceratina cyanea</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Colletes daviesanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
<i>Colletes hederæ</i>	0	0	0	0	54	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61
<i>Colletes similis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Dasygaster hirtipes</i>	0	0	0	0	3	0	2	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	15
<i>Epeolus variegatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Halictus scabiosæ</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	23	1	0	10	0	36
<i>Hoplitis adunca</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	4	12
<i>Hoplitis leucomelana</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Hoplosmia spinulosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	3

ESPÈCES	BLATON					VERTBOIS			PLANOI				ECAUSSINES						TOTAL ESPÈCES	
	MLM 1	MLM 2	MLM 3	MLM 4	MLM 5	MLM 6	MLM 7	MLM 8	MLM 9	MLM 10	MLM 11	MLM 12	MLM 13	MLM 14	MLM 15	MLM 16	MLM 17	MLM 18		
<i>Hylaeus signatus</i>	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Hylaeus variegatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	6
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lasioglossum zonulum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Megachile alpicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Megachile centuncularis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Megachile pilidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Megachile versicolor</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Megachile willughbiella</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Nomada rufipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Sphecodes albilabris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sphecodes ephippius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trachusa byssina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
TOTAL SITES	81	153	84	43	88	47	60	17	29	97	27	78	33	70	28	45	76	8	1064	
TOTAL RESERVES	449					124			231				260							



Carte de chaleur illustrant l'abondance de chaque espèce (y compris *B.terrestris* et *B.pascuorum floralis*) au sein des sites et des réserves.

		Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Total Sites
Blaton	MLM1						
	MLM2						
	MLM3			X		X	2
	MLM4	X	X			X	3
	MLM5	X	X				2
Vertbois	MLM6		X			X	2
	MLM7	X					1
	MLM8	X			X	X	3
Planoi	MLM9	X	X				2
	MLM10	X					1
	MLM11	X			X	X	3
	MLM12	X					1
Ecaussines	MLM13				X	X	2
	MLM14						
	MLM15	X				X	2
	MLM16				X	X	2
	MLM17						
	MLM18	X	X		X	X	4
Total Mois		10	5	1	5	9	30

*Liste des collectes mensuelles où les croix indiquent les récoltes n'ayant mené à aucune capture d'abeilles (en rouge) ou à moins de 2 individus capturés (en noir) sur les sites. Dans le premier cas, la collecte était avortée après 10 minutes de recherche sans succès sur le site.*

## 8.5. Résumé des traits fonctionnels des espèces collectées au filet dans les carrières

Espèce	Nidification dans le sol	Lectisme	STI	SCI	ITD (mm)
<i>Andrena bicolor</i>	Oui	Polylectique	8,02	5,69	2,10
<i>Andrena dorsata</i>	Oui	Polylectique	9,66	5,28	2,03
<i>Andrena flavipes</i>	Oui	Polylectique	9,71	5,73	2,36
<i>Andrena fuscipes</i>	Oui	Oligolectique	6,84	6,46	2,03
<i>Andrena humilis</i>	Oui	Oligolectique	7,68	6,23	2,23
<i>Andrena minutula</i>	Oui	Polylectique	8,23	5,77	1,43
<i>Andrena subopaca</i>	Oui	Polylectique	6,51	6,41	1,49
<i>Anthidium punctatum</i>	Oui	Polylectique	6,68	7,15	2,71
<i>Anthophora bimaculata</i>	Oui	Polylectique	11,26	5,28	5,64
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	Oui	Polylectique	7,12	6,77	3,25
<i>Bombus hortorum</i>	Oui	Polylectique	7,53	5,40	5,83
<i>Bombus hypnorum</i>	Non	Polylectique	6,20	6,71	6,00
<i>Bombus lapidarius</i>	Oui	Polylectique	8,31	5,93	6,17
<i>Bombus lucorum</i>	Oui	Polylectique	7,12	5,53	6,37
<i>Bombus pascuorum floralis</i>	Non	Polylectique	7,91	5,80	4,32
<i>Bombus pratorum</i>	Variable	Polylectique	6,55	6,15	5,34
<i>Bombus sylvestris</i>	Variable	Polylectique	6,36	6,29	4,95
<i>Bombus terrestris</i>	Oui	Polylectique	8,62	5,92	6,15
<i>Bombus vestalis</i>	Oui	Polylectique	9,29	5,03	6,10
<i>Ceratina cyanea</i>	Non	Polylectique	7,40	6,9	1,39
<i>Colletes daviesanus</i>	Oui	Oligolectique	6,65	6,94	2,46
<i>Colletes hederæ</i>	Oui	Polylectique	10,23	5,75	3,22
<i>Colletes similis</i>	Oui	Oligolectique	7,93	6,17	2,36
<i>Dasygaster hirtipes</i>	Oui	Oligolectique	7,37	6,74	3,36
<i>Epeolus variegatus</i>	Oui	Oligolectique	7,91	6,49	1,44
<i>Halictus scabiosae</i>	Oui	Polylectique	10,57	6,19	2,44

Espèce	Nidification dans le sol	Lectisme	STI	SCI	ITD (mm)
<i>Hoplitis adunca</i>	Variable	Oligolectique	9,52	6,56	2,67
<i>Hoplitis leucomelana</i>	Non	Polylectique	7,04	6,76	0,64
<i>Hylaeus signatus</i>	Non	Oligolectique	7,44	6,65	1,81
<i>Hylaeus variegatus</i>	Oui	Polylectique	9,21	5,78	2,88
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	Oui	Polylectique	11,10	6,56	1,91
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	Oui	Polylectique	8,21	6,19	1,23
<i>Lasioglossum zonulum</i>	Oui	Polylectique	8,56	5,73	1,98
<i>Megachile alpicola</i>	Non	Polylectique	8,13	6,28	2,58
<i>Megachile centuncularis</i>	Non	Polylectique	5,74	7,53	2,73
<i>Megachile pilidens</i>	Non	Polylectique	8,41	5,95	2,67
<i>Megachile versicolor</i>	Non	Polylectique	10,74	6,39	2,67
<i>Megachile willughbiella</i>	Variable	Polylectique	7,29	6,32	3,59
<i>Nomada rufipes</i>	Oui	Polylectique	7,18	6,46	1,87
<i>Osmia spinulosa</i>	Non	Oligolectique	7,07	6,43	2,03
<i>Sphcodes albilabris</i>	Oui	Oligolectique	7,78	6,86	2,18
<i>Sphcodes ephippius</i>	Oui	Polylectique	7,77	6,34	1,45
<i>Trachusa byssina</i>	Oui	Oligolectique	6,09	7,40	3,27

## 8.6. Espèces recensées à la Grande Bruyère de Blaton en 1998 et 2020

Espèces	Nidification dans le sol	Lectisme	Socialité	STI	SCI	ITD (mm)	Abundance 1998	Abundance 2020
<i>Ammobates punctatus</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	10,15	6,89	1,87	2	0
<i>Andrena ovatula</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	10,06	5,63	2,24	1	0
<i>Andrena wilkella</i>	Oui	Oligolectique	Solitaire	7,17	6,33	2,27	7	0
<i>Anthidium manicatum</i>	Non	Polylectique	Solitaire	8,33	6,45	3,59	2	0
<i>Bombus campestris</i>	Oui	Polylectique	Parasite social	7,01	6,16	5,8	14	0
<i>Bombus hortorum</i>	Oui	Polylectique	Eusocial primitif	7,52	5,38	5,83	3	0
<i>Bombus ruderarius</i>	Oui	Polylectique	Eusocial primitif	7,37	6,34	4,73	5	0
<i>Bombus ruderatus</i>	Variable	Polylectique	Eusocial primitif	9,71	5,42	4,00	2	0
<i>Bombus rupestris</i>	Oui	Polylectique	Parasite social	6,98	6,51	/	3	0
<i>Coelioxys mandibularis</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	7,18	5,95	2,25	1	0
<i>Colletes daviesanus</i>	Oui	Oligolectique	Solitaire	6,65	6,92	2,46	2	0
<i>Colletes similis</i>	Oui	Oligolectique	Solitaire	7,93	6,17	2,36	4	0
<i>Colletes succinctus</i>	Oui	Oligolectique	Solitaire	8,15	4,67	2,95	3	0
<i>Halictus rubicundus</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	7,08	6,08	2,18	1	0
<i>Halictus sexcinctus</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	8,9	6,53	2,80	40	0
<i>Hylaeus annularis</i>	Non	Polylectique	Solitaire	7,75	6,64	1,67	7	0
<i>Hylaeus cornutus</i>	Non	Polylectique	Solitaire	6,00	7,09	1,42	6	0
<i>Lasioglossum calceatum</i>	Oui	Polylectique	Eusocial primitif	6,58	6,57	1,82	11	0
<i>Lasioglossum leucozonium</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	8,64	5,63	1,91	10	0
<i>Lasioglossum lucidulum</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	7,68	7,01	1,61	10	0
<i>Lasioglossum minutissimum</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	9,34	5,64	0,83	1	0

Espèces	Nidification dans le sol	Lectisme	Socialité	STI	SCI	ITD (mm)	Abundance	
							1998	2020
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	9,05	6,12	/	5	0
<i>Lasioglossum sexstrigatum</i>	Oui	Polylectique	Eusocial primitif	8,758	6,028	2,55	1	0
<i>Macropis europaea</i>	Oui	Oligolectique	Solitaire	8,13	6,28	2,52	1	0
<i>Megachile versicolor</i>	Non	Polylectique	Solitaire	6,1	7,29	2,67	1	0
<i>Nomada alboguttata</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	9,49	5,25	1,7	1	0
<i>Nomada fabriciana</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	10,26	7,03	1,58	1	0
<i>Nomada flavopicta</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	7,7	6,36	1,57	1	0
<i>Nomada fuscicornis</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	9,86	5,33	1,76	1	0
<i>Nomada rufipes</i>	Oui	Oligolectique	Cleptoparasite	7,5	5,88	1,87	4	0
<i>Nomada zonata</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	8,97	6,76	1,67	3	0
<i>Osmia claviventris</i>	Non	Polylectique	Solitaire	5,7	7,26	/	1	0
<i>Osmia fulviventris</i>	Non	Oligolectique	Solitaire	11,95	6,16	2,46	2	0
<i>Sphecodes albilabris</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	7,78	6,86	2,18	1	0
<i>Sphecodes crassus</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	6,4	7,03	1,23	4	0
<i>Sphecodes ferruginatus</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	7,42	6,49	1,42	1	0
<i>Sphecodes gibbus</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	6,41	7,06	1,71	2	0
<i>Sphecodes longulus</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	9,18	6,05	0,95	1	0
<i>Sphecodes monilicornis</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	8,68	5,58	1,48	31	0
<i>Sphecodes pellucidus</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	6,2	7,1	1,65	23	0
<i>Sphecodes puncticeps</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	9,27	6,12	1,11	3	0
<i>Stelis breviscula</i>	Non	Polylectique	Cleptoparasite	7,06	7,12	1,5	1	0

Espèces	Nidification dans le sol		Lectisme	Socialité	STI	SCI	ITD (mm)	Abundance	
	Oui	Non						1998	2020
<i>Andrena bicolor</i>	Oui		Polylectique	Solitaire	8,02	5,69	2,10	1	1
<i>Andrena dorsata</i>	Oui		Polylectique	Solitaire	9,66	5,28	2,03	15	1
<i>Andrena flavipes</i>	Oui		Polylectique	Solitaire	9,71	5,73	2,36	19	1
<i>Andrena fuscipes</i>	Oui		Oligolectique	Solitaire	6,84	6,46	2,03	31	6
<i>Anthophora bimaculata</i>	Oui		Polylectique	Solitaire	11,26	5,28	5,64	13	2
<i>Anthophora quadrimaculata</i>	Oui		Polylectique	Solitaire	7,12	6,77	3,25	2	1
<i>Bombus hypnorum</i>	Non		Polylectique	Eusocial primitif	6,20	6,71	6,00	3	1
<i>Bombus lapidarius</i>	Oui		Polylectique	Eusocial primitif	8,31	5,93	6,17	94	9
<i>Bombus pascuorum floralis</i>	Non		Polylectique	Eusocial primitif	7,91	5,80	4,32	273	168
<i>Ceratina cyanea</i>	Non		Polylectique	Solitaire	7,40	6,90	1,39	5	3
<i>Dasygoda hirtipes</i>	Oui		Oligolectique	Solitaire	7,37	6,74	3,36	37	5
<i>Epeolus variegatus</i>	Oui		Oligolectique	Cleptoparasite	7,91	6,49	1,44	3	1
<i>Halictus confusus</i>	Oui		Polylectique	Solitaire	8,28	6,32	2,13	2	1
<i>Halictus scabiosae</i>	Oui		Polylectique	Eusocial primitif	10,57	6,19	2,44	2	3
<i>Halictus tumulorum</i>	Oui		Polylectique	Eusocial primitif	7,62	6,51	1,49	6	1
<i>Heriades truncorum</i>	Non		Oligolectique	Solitaire	7,62	6,51	1,51	2	1
<i>Hylaeus brevicornis</i>	Non		Polylectique	Solitaire	10,27	6,67	1,02	1	1
<i>Hylaeus confusus</i>	Non		Polylectique	Solitaire	6,02	7,08	1,39	1	2
<i>Hylaeus hyalinatus</i>	Non		Polylectique	Solitaire	8,45	6,92	1,32	1	1
<i>Hylaeus variegatus</i>	Oui		Polylectique	Solitaire	9,21	5,78	2,88	20	2
<i>Lasioglossum fulvicorne</i>	Oui		Polylectique	Solitaire	7,96	5,98	1,31	3	1

Espèces	Nidification dans le sol	Lectisme	Socialité	STI	SCI	ITD (mm)	Abundance	
							1998	2020
<i>Lasioglossum laticeps</i>	Oui	Polylectique	Eusocial primitif	7,80	6,30	1,48	9	1
<i>Lasioglossum morio</i>	Oui	Polylectique	Eusocial primitif	8,16	6,19	1,10	4	1
<i>Lasioglossum pauxillum</i>	Oui	Polylectique	Eusocial primitif	9,49	5,73	1,24	1	1
<i>Lasioglossum punctatissimum</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	8,21	6,19	1,23	1	1
<i>Lasioglossum villosulum</i>	Oui	Polylectique	Eusocial primitif	8,76	6,09	1,33	3	1
<i>Panurgus calcaratus</i>	Oui	Oligolectique	Solitaire	7,44	6,65	1,73	21	8
<i>Sphecodes reticulatus</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	8,38	6,22	1,21	4	1
<i>Terrestribombus sp.</i>	Oui	Polylectique	Eusocial primitif	8,62	5,92	6,15	339	175
<i>Anthophora furcata</i>	Oui	Oligolectique	Solitaire	6,24	7,02	3,20	0	1
<i>Bombus vestalis</i>	Oui	Polylectique	Parasite social	9,29	5,03	6,10	0	3
<i>Hoplitis adunca</i>	Variable	Oligolectique	Solitaire	9,52	6,56	2,67	0	1
<i>Hoplitis leucomelana</i>	Non	Polylectique	Solitaire	7,04	6,76	0,64	0	1
<i>Hylaeus communis</i>	Non	Polylectique	Solitaire	6,54	6,96	1,23	0	1
<i>Hylaeus dilatatus</i>	Non	Polylectique	Solitaire	6,83	7,13	1,34	0	2
<i>Hylaeus signatus</i>	Non	Oligolectique	Solitaire	7,44	6,65	1,81	0	5
<i>Lasioglossum majus</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	8,21	6,19	3,88	0	1
<i>Lasioglossum semilucens</i>	Oui	Polylectique	Solitaire	8,56	5,73	1,08	0	2
<i>Megachile willughbiella</i>	Variable	Polylectique	Solitaire	7,29	6,32	3,59	0	1
<i>Nomada flavoguttata</i>	Oui	Polylectique	Cleptoparasite	9,50	5,10	1,16	0	1