

De la vipérine pour les toitures végétales et du numérique pour l'étude des interactions avec les butineurs

Auteur : Degaillier, Séverine

Promoteur(s) : Mahy, Grégory; Francis, Frédéric

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2019-2020

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/10483>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

DE LA VIPÉRINE POUR LES TOITURES VÉGÉTALES ET DU NUMÉRIQUE POUR L'ÉTUDE DES INTERACTIONS AVEC LES BUTINEURS

SÉVERINE DEGAILLIER

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2019-2020

CO-PROMOTEURS: GRÉGORY MAHY & FRÉDÉRIC FRANCIS

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

Le présent document n'engage que son auteur.

DE LA VIPÉRINE POUR LES TOITURES VÉGÉTALES ET DU NUMÉRIQUE POUR L'ÉTUDE DES INTERACTIONS AVEC LES BUTINEURS

SÉVERINE DEGAILLIER

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2019-2020

CO-PROMOTEURS: GRÉGORY MAHY & FRÉDÉRIC FRANCIS

Résumé

Fragmentation des habitats naturels, urbanisation et perte de biodiversité, sont des mots clés définissant ce début de siècle. Heureusement, certaines initiatives se développent afin de rendre les villes plus accueillantes pour la biodiversité, comme la création de toitures végétales. Afin d'optimiser leur installation et d'assurer la croissance de communautés végétales pérennes et autonomes, la dynamique de reproduction d'une espèce native est étudiée. *Echium vulgare* L. est une espèce rudérale, mellifère et entomogame qui pourrait être capable de perdurer sur une toiture végétale et d'être un sujet important dans l'attraction des butineurs. Cette hypothèse a été testée sur une toiture verte extensive située à Gembloux (Belgique), au travers de deux aspects distincts : le succès de la pollinisation et le succès de la reproduction. Le succès de la pollinisation a été étudié en fonction de la phénologie, tandis que le succès de la reproduction a été testé en fonction de l'exposition au soleil, de la profondeur du substrat, de la phénologie et de la densité florale de la communauté végétale environnante.

Pour réduire le caractère destructif de cette étude sur la communauté d'Arthropodes de la toiture, les identifications des pollinisateurs sont réalisées à l'aide de photographies des insectes pris au vol et d'applications mobiles de reconnaissance d'images (*Seek* et *ObsIdentify*). De plus, afin de promouvoir les pratiques non létales et d'amener une réflexion éthique sur la capture d'insectes à des fins de conservation, les performances de ces deux logiciels sont évaluées sur base d'images des pollinisateurs d'*E. vulgare* et d'images d'insectes épinglés d'espèces similaires (*Bombus lapidarius*, *Bombus terrestris*, *Bombus pascuorum*, *Metasyrphus corollae* et *Episyrphus balteatus*). L'influence du groupe entomologique ciblé (Bourdon, Syrphe), du contexte d'acquisition d'images (terrain, collection), de l'appareil photographique utilisé (smartphone, appareil numérique), de l'angle de capture et du niveau de zoom sur la résolution taxonomique et les précisions des identifications sont évalués.

Le nombre moyen de visiteurs (bourdons et syrphes) par plant d'*E. vulgare* est resté constant sur toute la période d'observation. La sécheresse du printemps 2020 a gravement affecté le succès de reproduction des cohortes de mai. La cohorte de juin a quant à elle montré un succès de reproduction probant, prouvant donc qu'*E. vulgare* est capable de se reproduire sur les toitures végétales mais pas de résister à une période de sécheresse extraordinaire lorsque ses individus sont en phase de floraison.

Les insectes butineurs observés ont été identifiés à l'aide des applications *Seek* et *ObsIdentify*. L'application *ObsIdentify* a révélé de meilleurs résultats que *Seek*. Le premier a été en mesure d'identifier correctement plus de 80% des images de terrain de bourdons et plus de 50% de celles des syrphes jusqu'à l'espèce. L'application *Seek* a quant à elle identifié un peu plus d'un tiers des images de terrain de syrphes (40%) et de bourdons (32%). Les images d'insectes épinglés ont été mal identifiées comparées aux images de terrain. Enfin, il est recommandé de photographier les insectes du haut et de profil à l'aide d'un appareil photographique numérique pour optimiser les résultats des identifications. Cette étude montre ainsi qu'il est possible d'étudier les interactions plantes-pollinisateurs à l'aide de photographies et donc de diminuer les impacts négatifs de la recherche sur les communautés d'insectes.

Abstract

Fragmentation of natural habitats, urbanization and biodiversity loss are key words defining the beginning of this century. Fortunately, some initiatives such as the creation of green roofs are being developed to make cities more favourable to biodiversity. In order to optimize their installation and ensure the growth of perennial and autonomous plant communities, the reproduction dynamics of native species is being studied. *Echium vulgare* L. is a ruderal, melliferous and entomogamous species that might be able to survive on a green roof and be an important forager attractor.

This hypothesis was tested on an extensive green roof located in Gembloux (Belgium), through two distinct aspects: pollination success and reproductive success. Pollination success was studied according to phenology while reproductive success was tested according to sun exposure, substrate depth, phenology and floral density of the surrounding plant community

To reduce the destructive nature of this study on the arthropod community, pollinator identifications are performed using photographs of the insects taken in flight and image recognition softwares (*Seek* and *ObsIdentify*). In addition, in order to promote non-lethal practices and to generate ethical thinking on the capture of insects for conservation purposes, the performance of these two softwares is evaluated on the basis of images of pollinators of *E. vulgare* as well as images of pinned insects of similar species (*Bombus lapidarius*, *Bombus terrestris*, *Bombus pascuorum*, *Metasyrphus corollae* and *Episyrphus balteatus*). The influence of the entomological group targeted (Bumblebee, hoverflies), the context of image acquisition (field, collection), the camera used (smartphone, digital camera), the angle of capture and the zoom level on the taxonomic resolution and accuracy of identifications are evaluated.

The average number of visitors (bumble bees and hoverflies) per *E. vulgare* plant remained constant throughout the observation period. The drought of spring 2020 severely affected the reproductive success of the cohorts of May. The June cohort, in contrast, showed convincing reproductive success, thus proving that *E. vulgare* is capable of reproducing on rooftops but does not withstand an extraordinary dry spell when its individuals are in the flowering phase.

The observed foraging insects were identified using the *Seek* and *ObsIdentify* applications. The *ObsIdentify* software showed better results than *Seek*. The former was able to correctly identify over 80% of the bumblebee field images and over 50% of the hoverfly field images down to the species level. The *Seek* software identified just over a third of the field images of hoverflies (40%) and bumblebees (32%). The pinned insect images were misidentified as compared to the field images. Finally, it is recommended photograph insects from above and from the side using a digital camera to optimize identification results. This study also shows that it is possible to study plant-pollinator interactions using photographs and thus reduce the negative impacts of research on insect communities.

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont aidées et soutenues dans l'aboutissement de ce travail et de mes études, qui ont fait en sorte que ce travail existe et soit ainsi.

Pour commencer, un grand merci au Professeur Grégory Mahy et à Lucie Rivière, qui m'ont suivi tout au long de ce quadrimestre dans la bonne humeur, qui m'ont écoutée pour l'établissement et l'évolution de ma question de recherche et qui ont su rebondir avec légèreté pour s'adapter aux conditions particulières de l'année (confinement et sécheresse). Ce fût un réel plaisir de travailler avec vous, merci ! Ce fût également un plaisir d'intégrer l'équipe BP, qui même en confinement, s'est arrangée pour garder une ambiance agréable de travail au sein du groupe, au travers d'une plateforme en ligne.

Merci au Professeur Frédéric Francis, de m'avoir soutenu dans ma volonté d'étudier les insectes autrement et d'avoir respecté et pris en compte ma position éthique dans l'élaboration de cette question de recherche.

Merci à Eric Haubruge de m'avoir aidé dans la collecte d'images et d'identifications. Un second merci à Lucie, de m'avoir aidée dans ma récolte de données sur la vipérine. Merci à Anna Delruelle, pour son soutien ainsi que la capture, l'épingleage et l'identification des insectes de la toiture. Je tiens également et très chaleureusement à remercier Anne-Catherine Dalcq pour son précieux soutien et aide pour les analyses statistiques.

Merci également à Sylvain Boisson, à Sami Yunus, à Adrien Michez, à Jean-Sébastien Rousseau-Piot et à Lucas Contino pour leurs conseils et/ou discussions qui m'ont aiguillée sur certains points et qui ont fait avancer mes réflexions à propos de cette recherche.

Pour terminer, j'aimerais plus qu'une fois remercier mes parents et mon frère qui m'ont toujours soutenue, sans qui je n'aurais probablement pas suivi ces études et sans qui, je n'aurais pas eu la chance de suivre ce parcours et de rencontrer toutes les belles personnes qui m'ont accompagnée durant ces 6 dernières années. Par la même occasion, je souhaite remercier mes chers amis et colocataires de l'Auberge sans qui la vie à Gembloux n'aurait pas été aussi riche. Merci également aux groupes Ventana et Vagalume qui m'ont renforcée l'envie de mettre une pierre à l'édifice du changement vers un monde plus durable et vivable pour tous, humains comme non-humains.

Table des matières

| | |
|--|-----|
| Résumé | i |
| Abstract | ii |
| Remerciements | iii |
| Table des matières | iv |
| 1 Synthèse bibliographique | 1 |
| 1.1 Introduction..... | 1 |
| 1.2 Les toitures vertes | 2 |
| 1.3 Variation du succès d'une communauté végétale installée sur une toiture verte..... | 3 |
| 1.3.1 Echelle de la toiture | 3 |
| 1.3.2 Echelle de la communauté..... | 4 |
| 1.3.3 Echelle de la population | 5 |
| 1.3.4 Echelle de l'environnement | 7 |
| 1.4 Variation de l'attractivité des pollinisateurs..... | 7 |
| 1.4.1 Echelle de la toiture | 7 |
| 1.4.2 Echelle environnement..... | 8 |
| 1.4.3 Echelle de l'individu : Attractivité individuelle..... | 8 |
| 1.4.4 Echelle de la population : caractéristiques de l'espèce | 9 |
| 1.4.5 Echelle d'une communauté végétale..... | 9 |
| 1.5 Questionnement éthique des recherches scientifiques sur les insectes | 11 |
| 1.5.1 Paradoxe des recherches pour la conservation | 11 |
| 1.5.2 Y a-t-il un impact des collectes sur les populations d'insectes ?..... | 11 |
| 1.5.3 Espèce VS individu | 12 |
| 1.5.4 Codes déontologiques et réglementations du bien-être animal..... | 12 |
| 1.5.5 Que connaît-on de la conscience chez les insectes ? | 13 |
| 1.5.6 Le doute ignoré..... | 14 |
| 1.5.7 Atténuer les impacts, quelles alternatives ? | 15 |
| 1.6 Outil de reconnaissance photographique comme alternative..... | 15 |
| 1.6.1 Etape 1 - L'acquisition d'images | 16 |
| 1.6.2 Etape 2 : Segmentation et extraction des caractéristiques..... | 19 |
| 1.6.3 Etape 3 : Classification | 21 |
| 1.6.4 Logiciels de reconnaissance actuellement disponibles | 22 |
| 2 Question de recherche et évolution des objectifs | 24 |

| | | |
|-------|--|----|
| 3 | Site d'étude | 24 |
| 4 | Etude du caractère compétitif ou facilitateur de <i>Sedum acre</i> sur la pollinisation de deux espèces de plantes indigènes. | 25 |
| 4.1 | Objectifs spécifiques..... | 25 |
| 4.2 | Matériel et méthode | 25 |
| 4.2.1 | Critères de choix et description des espèces végétales étudiées | 25 |
| 4.2.2 | Dispositif expérimental..... | 26 |
| 4.2.3 | Collecte de données | 27 |
| 4.2.4 | Analyses statistiques..... | 28 |
| 5 | Etude des facteurs de variations du succès de pollinisation d' <i>Echium vulgare</i> à l'échelle d'une toiture végétalisée | 29 |
| 5.1 | Objectifs spécifiques..... | 29 |
| 5.2 | Matériel et méthode | 29 |
| 5.2.1 | Description du dispositif | 29 |
| 5.2.2 | Collectes des données | 33 |
| 5.2.3 | Analyse des Statistiques | 34 |
| 5.3 | Résultats | 36 |
| 5.3.1 | Population de vipérine et structure florale de la communauté | 36 |
| 5.3.2 | Visiteurs..... | 37 |
| 5.3.3 | Production de fruits et de graines | 42 |
| 5.4 | Discussion..... | 45 |
| 5.4.1 | Des vipérines sur une toiture végétale ? | 45 |
| 5.4.2 | L'attractivité de la vipérine sur une toiture ?..... | 47 |
| 6 | Reconnaissance d'images d'insectes | 49 |
| 6.1 | Objectifs spécifiques..... | 49 |
| 6.2 | Matériel et méthode | 49 |
| 6.2.1 | Choix et description des logiciels..... | 49 |
| 6.2.2 | Collectes des données | 50 |
| 6.2.3 | Analyses des données..... | 55 |
| 6.3 | Résultats | 56 |
| 6.3.1 | Général | 56 |
| 6.3.2 | Contexte d'acquisition d'images..... | 58 |
| 6.3.3 | Angles de capture | 62 |
| 6.3.4 | Appareils photographiques..... | 64 |
| 6.3.5 | Niveaux de zoom | 67 |
| 6.3.6 | Comparaison des logiciels..... | 68 |

| | | |
|-------|--|----|
| 6.4 | Discussion | 69 |
| 6.4.1 | Comparaison des logiciels..... | 69 |
| 6.4.2 | Facteurs faisant varier la performance des identifications. | 69 |
| 6.4.3 | Possibilité d'utiliser ces applications pour des études d'interaction plantes-pollinisateurs et de réduire le nombre de captures létales ? | 71 |
| 7 | Conclusions générales | 72 |
| 8 | Références bibliographiques | 73 |
| 9 | Annexes | 83 |

1 Synthèse bibliographique

1.1 Introduction

Le siècle dernier est caractérisé par la dégradation alarmante de la biodiversité. La diversité et l'abondance de pollinisateurs et de plantes sauvages ont diminué ces dernières décennies partout sur le globe (Biesmeijer et al., 2011; Potts et al., 2015; Aizen et al., 2016; Hallmann et al., 2017). La source de ces changements est provoquée par différents moteurs : perte et fragmentation des habitats naturels, utilisation d'intrants chimiques, prolifération d'espèces invasives, changement climatique et pollution (Potts et al., 2010; IPBES, 2016; European commission, 2018). La perte de nos pollinisateurs s'annonce être catastrophique écologiquement parlant, et aura des répercussions sur la sécurité alimentaire mondiale. Certains chercheurs estiment que nous sommes « *au milieu d'une crise mondiale de pollinisation* » (Biesmeijer et al., 2006; Hegland et al., 2009). Des solutions et des actions doivent être menées pour atténuer un maximum les causes de ces pertes.

Afin de pallier la perte d'habitat et la fragmentation en milieu urbain, la mise en place d'espaces verts est la clé pour la conservation des espèces végétales et animales, leur fournissant ainsi un habitat et des ressources pour vivre. Ces dernières années, un nouveau type d'espace vert apparaît, les toitures végétalisées ou dites aussi « toitures vertes ». Celles-ci ont surtout été étudiées pour les services de régulations des eaux ou d'isolation des bâtiments et peu comme support de biodiversité (Cook-Patton et al., 2012). Or, différentes études démontrent que les toitures vertes peuvent devenir elles aussi un refuge pour toute une série d'espèces tant végétales qu'animales (Oberndorfer et al., 2007; Tonietto et al., 2011; Ksiazek, Tonietto, et al., 2014; Williams et al., 2014; MacIvor & Ksiazek, 2015; Braaker et al., 2017; Ksiazek-Mikenas et al., 2019).

Actuellement, la majeure partie des toitures végétales extensives sont recouvertes de *Sedum*, un genre de plante succulente tolérante aux conditions stressantes des toitures (Dunnett et al., 2004). Celui-ci y est généralement planté en monoculture (Getter et al., 2006). Cette pratique provoque alors une homogénéisation des espèces végétales au sein des villes (Oberndorfer et al., 2007) et est loin d'optimiser la capacité d'accueil des arthropodes. En effet, installer une diversité d'espèces végétales indigènes fournit plus de ressources et d'habitats pour les insectes, qui à leur tour, maintiennent une grande richesse végétale (Ghazoul, 2005; Tonietto et al., 2011; Braaker et al., 2017; Kratschmer et al., 2018; Wu, 2019).

Les structures végétalisées augmentent de plus en plus, la composition végétale de celles-ci pourrait ainsi avoir un sérieux impact sur les communautés de pollinisateurs des zones urbaines (MacIvor, Ruttan, et al., 2015). Des études basées sur la dynamique des populations végétales et de pollinisateurs, permettant de savoir quels assemblages de plantes pourraient persister dans ces conditions de manière autonome et dans le temps sont donc essentielles pour améliorer la capacité d'accueil du milieu (Ksiazek-Mikenas et al., 2018). L'étude des interactions plantes-pollinisateurs de ce nouvel habitat apporte des informations importantes pour la gestion intégrée de ces toitures et ainsi améliorer l'état de la biodiversité dans les paysages urbains.

Cependant, les méthodes utilisées dans la recherche sur le vivant posent aujourd'hui de plus en plus question d'un point de vue éthique. Les méthodes de capture létales d'insectes dans un but de les

identifier en font également partie. Les captures létales sont-elles dommageables pour les populations d'insectes ? D'autres questions se posent également à l'échelle de l'individu. Les insectes ont-ils une conscience et est-il ainsi moralement acceptable de mettre à mort autant d'individus uniquement pour leur identification et dans un but de protéger leur espèce ? Pour diminuer le niveau invasif et destructif de cette étape, de nouvelles méthodes voient le jour, comme l'identification sur des photographies et l'utilisation d'algorithmes de reconnaissance d'images.

La première partie de cet état de l'art décrit principalement les points importants à considérer lors de l'établissement de la composition végétale d'une toiture verte comprenant des espèces entomogames dans un but de soutien de la biodiversité en milieu urbain. Ces questions sont expliquées à différentes échelles (environnement, toiture, communauté végétale et individu végétal) et en fonction de deux types de facteurs :

- Ceux faisant varier la composition floristique d'une communauté végétale ainsi que le succès de reproduction d'une population végétale entomophile.
- Ceux influençant la dynamique entre les plantes et les pollinisateurs sur une toiture végétale.

La seconde partie présente, pour commencer, des réflexions éthiques, morales et philosophiques présentes dans la littérature sur les pratiques actuelles de captures d'insectes dans le but de leur identification. Ensuite, vient la description des étapes permettant l'identification automatique d'insectes sur base de photographies et dans quels contextes ce nouveau système est développé et utilisé.

1.2 Les toitures vertes

« Une toiture verte est une toiture plate recouverte de végétation et des couches nécessaires à son développement (drainage, substrat, ...) » (Vandooren, 2006). Ces différentes couches sont présentées (Figure 1). Ces dernières, ajoutées à une toiture, permettent d'augmenter l'isolation thermique et acoustique du bâtiment, de retenir et d'utiliser directement l'eau pluviale par les plantes et ainsi de réduire les risques d'inondation dû à la saturation des égouts (Vandooren, 2006). La végétation apporte une esthétique supplémentaire au bâtiment et améliore ses valeurs récréationnelles, ce qui augmente sa valeur économique (Liu, 2002). C'est pourquoi de plus en plus de toitures végétalisées voient le jour (Madre et al., 2013). En plus de ces bénéfices architecturaux et hédoniques que cette végétation apporte aux villes, elle crée aussi des habitats naturels supplémentaires à nos paysages extrêmement anthropisés (Oberndorfer et al., 2007; Tonietto et al., 2011; Ksiazek, Tonietto, et al., 2014; Williams et al., 2014; MacIvor & Ksiazek, 2015; Braaker et al., 2017; Ksiazek-Mikenas et al., 2019). La création d'habitats naturels sur des infrastructures déjà existantes semble être un bon compromis pour lier biodiversité et développement des villes qui doivent résister à la pression démographique (Tzoulas et al., 2007).

Il existe deux grands types de toitures végétales : les « intensives » et les « extensives ». Une toiture végétale intensive est une toiture qui nécessite un entretien intensif, d'où son nom (Getter et al., 2006). Elles sont conçues de sorte à accueillir des strates élevées de végétations, tels que des arbres et des arbustes (Getter et al., 2006). Elles requièrent donc une profondeur de substrat élevée (> 15,2 cm) (Getter et al., 2006). Une toiture végétale extensive ne nécessite peu voire pas d'entretien du tout. La végétation présente se constitue principalement de mousses, d'herbes, et plantes non ligneuses (Getter et al., 2006). Le substrat est peu profond (< 15,2 cm) ce qui permet ainsi de limiter la charge permanente portée par la toiture (Getter et al., 2006).

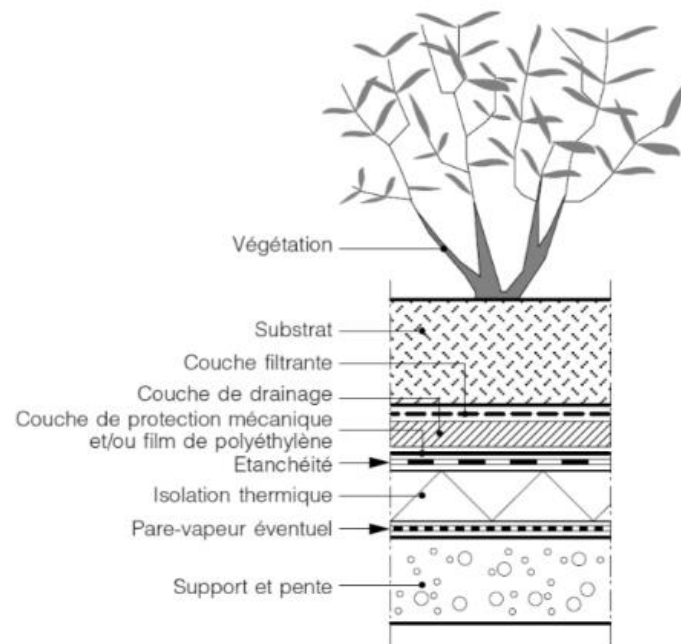


Figure 1 - Représentation des couches composant les toitures végétalisées modernes (Vandooren, 2006)

1.3 Variation du succès d'une communauté végétale installée sur une toiture verte

1.3.1 Echelle de la toiture

Les toitures végétales de type extensif sont caractérisées par des conditions abiotiques stressantes pour les plantes. En effet, le substrat est peu profond (Getter et al., 2006). Les toitures reçoivent également une quantité élevée de radiation UV et de chaleur (Feldman, 2006; Oberndorfer et al., 2007; Jusselme et al., 2019) contribuant à des températures bien plus élevées qu'au sol (Rayner et al., 2016). De plus, la vitesse du vent est plus importante, ce qui cause une perte de sol, une augmentation de l'évapotranspiration et provoque un hiver plus froid et plus venteux qu'au niveau du sol (Ksiazek-Mikenas et al., 2018). Les températures élevées additionnées à cette faible profondeur forment des conditions de sécheresse qui diminuent la richesse en espèces florales des communautés végétales ainsi que l'abondance d'unités florales par individu et la production de nectar (Phillips et al., 2018). Une multitude de facteurs supplémentaires influence également les communautés végétales à long terme sur une toiture, comme les microclimats, l'humidité, les nutriments du sol et la pente du toit (Rowe, 2015).

1.3.2 Echelle de la communauté

1.3.2.1 Assemblage de plantes selon les facteurs abiotiques

Une première approche d'étude est l'optique **d'habitats analogues** et **d'habitats templates**¹ (Lundholm et al., 2010) se basant sur les conditions abiotiques du milieu. Certaines études ont montré des ressemblances entre les toitures vertes et les habitats en stade précoce de succession tels que les pelouses sèches calcicoles, les milieux (més-)-xériques, les éboulis ou encore les friches urbaines (Dunnett et al., 2004; Lundholm, 2006; Rivière, 2019). Les espèces végétales vivant dans ces habitats pourraient ainsi se développer dans des conditions aussi stressantes que les toitures vertes (Dunnett et al., 2004) bien que d'autres espèces présentes localement et plus généralistes peuvent également s'y installer (Thuring et al., 2014; Reniers et al., 2018). Les différences dans la composition spécifique entre l'habitat analogue et la toiture vertes sont dues à l'hétérogénéité des micro-habitats et aux limites de dispersion de l'espèce (Lundholm, 2006; Rivière, 2019).

1.3.2.2 Assemblage de plantes selon les facteurs biotiques

Les communautés de plantes sur les toitures sont modulées également par les facteurs biotiques du milieu (Rowe, 2015; Ksiazek-Mikenas et al., 2018) tels que les **interactions entre les plantes** et les interactions plantes-pollinisateurs (Moeller, 2004; Sargent et al., 2008). En effet, ces interactions peuvent expliquer, entre autre, la coexistence de plusieurs espèces herbacées au sein d'un même habitat. La théorie des communautés végétales est expliquée principalement par la compétition « *où la coexistence des espèces s'explique principalement par des mécanismes d'évitement de la concurrence tels que le cloisonnement des niches (Parrish et al., 1976) et l'hétérogénéité spatio-temporelle dans la limitation des ressources (Tilman, 1982)* » (Mesgaran et al., 2017). Or, les espèces végétales peuvent également étendre leur niche par le biais d'autres espèces (Bruno et al., 2003) et ainsi avoir des interactions positives entre elles. La facilitation est ainsi définie comme étant l'amélioration de la performance d'une espèce en présence d'une autre (Callaway, 2007). Ces performances peuvent être améliorées car une espèce de plante peut, par exemple, modifier son environnement physique ou chimique et ainsi offrir de meilleures conditions pour le développement de ses voisines (Mesgaran et al., 2017).

Souvent les **interactions indirectes plantes-pollinisateurs** sont négligées dans les réflexions d'assemblages d'espèces alors que les changements d'abondance et de diversité des communautés de plantes et de pollinisateurs sont étroitement liés (Carvalho et al., 2014). Sargent et al. (2008) distinguent trois types d'interaction plante-pollinisateur qui impactent indirectement la communauté de plantes : le filtrage, l'exclusion compétitive et la facilitation de la pollinisation. Le premier est un mécanisme de filtrage des pollinisateurs via le contexte abiotique.

Pour le second, Sargent et al. (2008) ont mis en évidence deux types de **compétition** engendrés par les pollinisateurs et ayant des conséquences négatives sur le succès de reproduction des espèces végétales. Le premier est la compétition pour la préférence des pollinisateurs, appelé aussi concurrence d'exploitation (Moeller, 2004). En général, cela est dû à la variation de la quantité de ressources proposées (nectar, pollen) (Johnson et al., 2003). La composition du nectar a également un effet discriminatoire entre les espèces (Pacini et al., 2003; Ghazoul, 2006). Le deuxième est la

¹ « "Habitat template" désigne une description quantitative des paramètres physiques et chimiques qui définissent un habitat particulier et le séparent des autres habitat (Southwood, 1977)s (Southwood, 1977 ; Suren & Ormerod, 1998)" (Lundholm, 2006)

compétition par le transfert interspécifique de pollen (Sargent et al., 2008). En effet, le partage des pollinisateurs peut provoquer une diminution de la qualité du pollen, c'est-à-dire une trop grande mixité spécifique de pollen déposé. Ceci engendre un encrassement des stigmates et une moins bonne production de graines (Kunin et al., 1993). De plus, le partage de pollinisateurs peut également engendrer un gaspillage de pollen lors de son exportation vers des stigmates d'un autre individu (Johnson et al., 2003), entraînant une réception insuffisante de pollen pour la production d'un ensemble complet de graines (limitation pollinique) (Sargent et al., 2008).

Le troisième type d'interaction est la **facilitation de la pollinisation**, cette hypothèse est relativement peu étudiée pour expliquer la coexistence des espèces végétales (Moeller, 2004). Kunin et al. (1993) différencie une facilitation qui améliore la quantité de pollinisation (nombre de visite de pollinisateurs) de la facilitation améliorant la qualité de la pollinisation (pollen compatible déposé).

Quatre mécanismes engendrent la facilitation pour la « quantité » de pollinisation : l'attraction collective (floraison massive de l'espèce facilitante), l'attraction complémentaire (complémentarité des périodes de floraisons), la disponibilité des refuges floraux (en cas d'agressivité des autres pollinisateurs) et la complémentarité de la fourniture en ressources (nectar/pollen) (Moeller, 2004; Ghazoul, 2006). Ceux-ci sont principalement fonction de la densité et de la diversité florale de la communauté qui influencent l'attraction des pollinisateurs. Ils sont présentés plus en détails dans le **point 3**. Goulson (1994) explique quant à lui, que la facilitation de la pollinisation se fait uniquement par l'augmentation disproportionnée de la fréquentation des insectes. L'épuisement des réserves de pollen et de nectar fait alors changer la préférence de fleurs des pollinisateurs.

1.3.3 Echelle de la population

Comprendre la dynamique des populations végétales est également important pour permettre d'anticiper leur évolution et d'éviter leur détérioration (Bizoux et al., 2011). En effet, les populations végétales installées sur les toitures sont cloisonnées (taille limitée) et isolées. Ce sont deux critères importants indiquant le caractère vulnérable de celles-ci (Ellstrand et al., 1993). Le troisième critère selon Ellstrand et al. (1993) est le fitness. C'est pourquoi, il est nécessaire d'étudier le succès de reproduction des espèces vivant sur les toitures pour compléter la compréhension de leur dynamique.

Les facteurs intrinsèques à une population végétale qui impactent leur succès de fécondation croisé sont multiples. Les plus importants sont la densité et la taille de la population (Moeller, 2004). A petite taille, les populations ont plus de probabilité de subir l'effet Allee (Allee, 1931) et ainsi ont moins de chance de survie. L'effet Allee exprime le phénomène de corrélation positive entre la taille de la population et son taux de croissance (Figure 2). Ainsi, descendu en dessous d'un certain seuil de densité, le taux de croissance de la population déclinera au plus la densité sera faible, jusqu'à devenir négatif pour les populations subissant un effet Allee fort. Ce déclin est dû à une faible disponibilité de partenaires végétaux (Moeller, 2004; Kramer et al., 2009), à un déficit de pollinisateurs (Silander, 1978; Ghazoul, 2005) ou à un taux élevé de consanguinité (Ellstrand et al., 1993). Les deux premiers induisent une limitation pollinique (Kramer et al., 2009) et le dernier une faible production de graines ou une faible qualité de semence (viabilité et germination) (Lennartsson, 2002; Severns, 2003) tous provoquant un cercle vicieux entraînant le déclin voir l'extinction de la population (Ghazoul, 2005). La taille et la densité de la population impactent tant la quantité de pollen (limitation pollinique) (Groom, 1998) que la qualité de pollen reçu, ce dernier dû au partage de pollinisateurs (Moeller, 2004). Le déclin causé par l'effet Allee a été observé lorsque le nombre d'individus de la population descendait en

dessous de 50 (Ghazoul, 2005) voire de 100 individus (Sih et al., 1987; Moeller, 2004). *“Le cycle de vie, le système de reproduction et les caractéristiques phénologiques ont une incidence différente sur les vulnérabilités aux déclin de la reproduction liés à Allee”* (Ghazoul, 2005). Les plantes à court cycle de vie sont plus vulnérables à un effet Allee fort (Ghazoul, 2005). De plus, les populations de toitures sont souvent issues d’individus présents en pépinières qui ont une plus faible diversité génétique (Lundholm, 2015), ce qui risque de diminuer la robustesse de la population et donc son fitness à long terme.

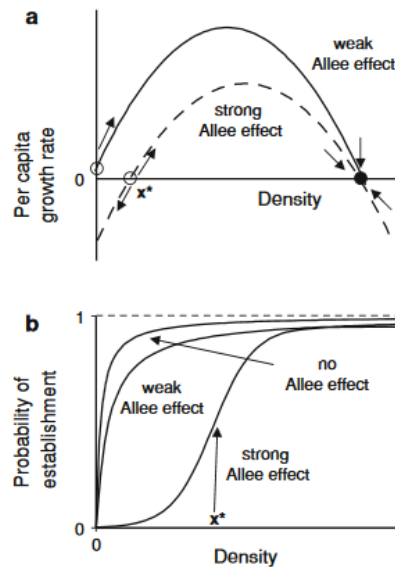


Fig. 1 Definition of the demographic Allee effect (as in Boukal and Berec 2002 or Taylor and Hastings 2005). The positive relationship between per-capita growth rate and density when density is low defines an Allee effect as in **a** Weak vs. Strong Allee effect. When per-capita growth rate is negative below a threshold density, x^* , this is a strong or critical Allee effect. This critical density is an unstable equilibrium. These differences are also seen in **b** Allee effect and probability of persistence. When probability of establishment (or extinction) is compared with population density. Here the threshold density, x^* , creates an inflection point in the probability of persistence

Figure 2- Effet Allee (Kramer et al., 2009)

Pour pallier ce manque de partenaires floraux, certaines espèces végétales ont développé une résistance à l'autogamie pour persister dans le temps, l'auto-compatibilité. Cette caractéristique est souvent observée chez les plantes annuelles qui ont besoin de produire des semences régulièrement (Ghazoul, 2005). Celles-ci subissent ainsi moins les conséquences liées à la consanguinité citées plus haut. Or, l'autofécondation à trop haut taux peut toutefois engendrer une réduction de la quantité, de la viabilité des semences ou du succès de germination et également engendrer des problèmes de robustesse de la population (Ksiazek-Mikenas et al., 2019).

1.3.4 Echelle de l'environnement

La fragmentation du paysage affecte la reproduction des espèces végétales. Elle influence la richesse en espèce et la disposition spatiale des fleurs au sein du paysage (Kwak et al., 1998). La fragmentation augmente l'isolation des populations et limite les flux génétiques entre celles-ci. En effet, le nombre et la diversité de pollinisateurs se voient diminuer dans ces conditions (Winfree et al., 2009; Ksiazek et al., 2012). Les mouvements entre populations sont ainsi modifiés. Cela a comme conséquences des pertes d'allèles des populations végétales par dérive génétique et par consanguinité (Ghazoul, 2005). L'isolement spatial, tant horizontal que vertical, est plus prononcé en ville (Ksiazek-Mikenas et al., 2019). L'isolement affecte surtout la génétique des populations et non la production de semences (Ghazoul, 2005). Mais il induit également plus d'autopollinisation et un taux de survie plus faible sur les toits verts que dans les espaces naturels (Ksiazek et al., 2012; Ksiazek-Mikenas et al., 2019). De plus, la distance entre les parcelles florales a différentes conséquences selon le type de pollinisateurs mutualistes. En effet, les insectes dispersent le pollen sur de courtes à longues distances selon leur capacité de vol (Ghazoul, 2005).

Pour assurer le brassage génétique, et ainsi préserver la pérennité de la métapopulation, la connectivité des habitats doit être assurée. Il a été prouvé que les toitures végétalisées jouent un rôle important dans la connectivité au sein des milieux urbains (Ksiazek-Mikenas et al., 2019). Ce pourcentage pourrait être amélioré en augmentant le nombre de toitures végétalisées et ainsi réduire les distances entre les communautés végétales. La proximité des toitures est ainsi un facteur important dans la dynamique des populations (Ksiazek-Mikenas et al., 2019).

1.4 Variation de l'attractivité des pollinisateurs

L'attraction des insectes est un enjeu essentiel pour le succès de pollinisation et la production de graines des plantes entomogames (Kunin, 1997; Ghazoul, 2005). Les aspects du comportement des pollinisateurs à prendre en compte pour la reproduction des plantes sont les comportements de recherche, l'aire de recherche de nourriture et le type de régime alimentaire (oligolectique ou polylectique) (Ghazoul, 2005). Ce chapitre fait l'inventaire des variables influençant le comportement de recherche des pollinisateurs à différentes échelles.

1.4.1 Echelle de la toiture

Diverses études se sont déjà penchées sur la diversité d'insectes butineurs observés sur les toitures végétales en ville. Certaines études montrent une différence non significative des espèces de pollinisateurs retrouvés entre les toitures végétales et le niveau du sol (Colla et al., 2009; MacIvor et al., 2011). D'autres montrent une différence significative, l'abondance et la diversité d'abeilles est plus faible sur les toits verts comparées aux espaces verts environnants (Tonietto et al., 2011; Ksiazek et al., 2012; Kratschmer et al., 2018). Les espèces qui y sont observées sont principalement des **insectes polylectiques** et des espèces communes (Froment et al., 2017; Kratschmer et al., 2018). D'autres études affirment que les espèces d'abeilles solitaires et nichant au sol sont les plus répandues sur ce milieu (Ksiazek, Fant, et al., 2014; Kratschmer et al., 2018).

Les conditions abiotiques de la toiture influencent la diversité des abeilles observées. Le substrat fin permet d'augmenter la valeur écologique de la toiture comparé à un sol commun (Wu, 2019). En effet, la diversité et l'abondance d'abeilles sauvages ont été fortement influencées par la présence de ce

substrat qui augmente les zones d'habitats pour ces espèces nichant au sol (Kratschmer et al., 2018). Un autre exemple est d'utiliser un substrat riche en azote et en phosphore, en ajoutant par exemple du compost, cela permet d'augmenter la biomasse des plantes, le volume de nectar et leur concentration en sucre. L'augmentation de cette ressource attire ainsi une plus grande abondance et diversité d'insectes (Jusselme et al., 2019).

Comme dit précédemment, un facteur important influençant l'abondance et la diversité d'arthropodes sur les toitures, est la richesse de plantes indigènes (Tonietto et al., 2011; Froment et al., 2017; Kratschmer et al., 2018; Wu, 2019). La diversification florale permettrait d'augmenter la richesse d'espèces d'abeilles sauvages oligolectiques² visitant les toitures (Kratschmer et al., 2018). En les diversifiant, ces habitats pourraient ainsi devenir indispensables à la conservation des abeilles dans les milieux urbains (Tonietto et al., 2011). De plus, le couvert végétal joue un rôle important dans la diversité et l'abondance des abeilles sauvages sur les toits verts, car il influence la quantité de ressources disponibles et bénéfiques pour les arthropodes (Tonietto et al., 2011; Kratschmer et al., 2018).

1.4.2 Echelle environnement

L'abondance et la diversité d'arthropodes varient fortement en fonction de l'environnement de la toiture, comme la proportion d'espaces verts dans le paysage qui les influence positivement (Tonietto et al., 2011; Froment et al., 2017; Wu, 2019). En effet, la connectivité d'espaces verts au sein des villes et des toitures augmente la diversité d'insectes retrouvées sur celles-ci (Braaker et al., 2017; Wu, 2019). La hauteur des buildings influencent, à l'inverse, l'abondance et la diversité d'insectes négativement (Wu, 2019). Il est également important de garder à l'esprit que les conditions météorologiques affectent l'activité des pollinisateurs (Fijen et al., 2017) et que des changements imprévisibles de diversité sont souvent observés d'une année à l'autre (Williams et al., 2001; Alarcón et al., 2008).

1.4.3 Echelle de l'individu : Attractivité individuelle

Différents facteurs influencent l'attractivité d'un individu végétal au sein de sa population, comme sa taille, la taille de ses fleurs et sa composition en nectar. En effet, les plus grands individus ont tendance à avoir une période de floraison plus large et ainsi avoir plus de chance de bénéficier de la fécondation croisée que des individus de plus petites tailles (Schmitt, 1983; Klinkhamer et al., 1990; Ollerton et al., 1998; Ghazoul, 2005). D'autres études affirment que des grands individus floraux pourraient réduire le flux génétique, car les pollinisateurs visitent plus de fleurs par individu (Ghazoul, 2005). De plus, la taille des unités florales a été plusieurs fois rapportée comme étant un facteur important quant au nombre de visites et au temps de visites des pollinisateurs (Schmitt, 1983; Klinkhamer et al., 1990). Enfin, en fonction des conditions locales de luminosité, un individu végétal peut produire plus ou moins de sucres dans son nectar (Pacini et al., 2003). Les individus proposant plus de quantité de nectar et plus de sucre seront préférés par les insectes (Jusselme et al., 2019).

² Insecte oligolectique : « *Qualifie un insecte pollinisateur (abeille sauvage) qui butine un petit nombre de plantes, souvent des espèces du même genre* » (Meyer, 2020). Synonyme d'insectes spécialistes. A l'inverse, un insecte polylectique : « *qualifie un insecte pollinisateur (abeille sauvage) qui butine de nombreuses plantes différentes* » (Meyer, 2020).

1.4.4 Echelle de la population : caractéristiques de l'espèce

L'analyse des interactions entre les plantes et les pollinisateurs dépend du mutualisme entre les espèces. Les espèces végétales attirant des insectes spécialistes vont moins subir de changements dû à une mauvaise qualité de pollen mais ont plus de chance d'être impactées par le déclin de la population de pollinisateurs et de subir l'effet Allee (Bond, 1994; Ghazoul, 2005). La théorie de Bascompte et al. (2003), compenserait cette fragilité. Selon lui, les interactions plantes-pollinisateurs sont généralement asymétriques : les plantes généralistes ont plutôt tendance à attirer une diversité de pollinisateurs spécialistes (oligolectiques) et les plantes spécialistes attirent plutôt des pollinisateurs généralistes (polygolectiques). Les espèces végétales fortement dépendantes des effectifs de pollinisateurs spécialistes survivent ainsi en ayant une niche plus large que les espèces attirant principalement des insectes généralistes (Bascompte et al., 2003).

1.4.5 Echelle d'une communauté végétale

Différents facteurs tels que la densité et la diversité florale de la communauté ainsi que la taille et la pureté de la population jouent un rôle dans l'attraction des pollinisateurs au sein d'une communauté végétale (Ghazoul, 2005). Ils influencent donc le succès de reproduction des espèces végétales entomogames (Kunin, 1997). Le niveau de ces facteurs engendre alors de la facilitation ou de la compétition pour la pollinisation qui se traduit par une bonne ou mauvaise réception du pollen (quantité et qualité) et donc impacte la production de semences (Ghazoul, 2006).

La **densité florale** d'une communauté influence fortement le nombre de pollinisateurs visitant une parcelle et le nombre de plants visités par pollinisateurs au sein de celle-ci (Feldman et al., 2004; Moeller, 2004; Feldman, 2006). Les individus floraux présents dans des parcelles à faible densité, reçoivent moins de visites que dans les parcelles à densité élevée (Sih et al., 1987; Kunin et al., 1993; Kunin, 1997; Groom, 1998). Les pollinisateurs ont tendance à agir de la sorte car l'énergie mise dans le déplacement entre les fleurs est parfois plus élevé que le gain de récompenses florales acquises (Pyke et al., 1977; Mesgaran et al., 2017). Une floraison massive et dense au sein de la communauté peut engendrer des effets positifs sur l'attraction des pollinisateurs, Moeller (2004) appelle ce type de facilitation « **l'attraction collective** ». En effet, une telle floraison attire plus de pollinisateurs, les individus floraux d'une espèce moins abondante peuvent bénéficier de cette abondance de pollinisateurs. De plus, une floraison massive permet une plus grande abondance de ressources pour les pollinisateurs, ce qui va faire croître leur population (Moeller, 2004). Ce mécanisme est bénéfique surtout pour les fleurs ayant des dispositifs floraux semblables avec de plus faibles ressources à proposer aux pollinisateurs que ses congénères (Ghazoul, 2006). En fonction de la diversité florale au sein de cette floraison massive il y aura de la compétition ou de la facilitation pour la pollinisation. En effet, la qualité de pollen réceptionnée sera plus (Feldman, 2006) ou moins (Frankie et al., 1976; Ghazoul, 2005) bonne.

Par contre, dans une parcelle à densité florale élevée, les pollinisateurs visitent moins de fleurs par individu que dans les parcelles à faible densité (Heinrich, 1979; Kunin et al., 1993; Kunin, 1997) et moins longtemps (Herrera, 1989; Feldman, 2006). Il a également été prouvé qu'à forte densité florale, les distances de vols des pollinisateurs sont diminuées et donc de même pour le flux génétique (Ellstrand et al., 1993; Ghazoul, 2005). D'autres conclusions sont également établies expliquant que les individus végétaux peuvent recevoir à l'inverse moins de visites dans les parcelles à haute densité florale causé par un nombre limité de pollinisateurs disponibles (Jennersten et al., 1993; Feldman, 2006).

Waser et al. (1979) et Moeller (2004) suggèrent quatre mécanismes de réponses des pollinisateurs à la densité de plantes qui peuvent mener à la facilitation. La première est la **réponse agrégative**, qui est le lien entre le changement disproportionné du nombre de pollinisateurs visitant une parcelle et la densité florale de cette parcelle (Hassell, 1971; Feldman et al., 2004). La deuxième, la **réponse fonctionnelle**, est le changement du taux de visite de chaque pollinisateur en fonction de la densité de fleurs au sein d'une parcelle (Bobisud et al., 1975). La suivante est **l'augmentation de la qualité de pollinisation** lorsque la densité de fleurs de la même espèce est élevée au sein d'une parcelle. Les pollinisateurs restent donc sur cette parcelle et cela augmente la quantité de pollen compatible reçu (Feldman, 2006). Et enfin, la **réponse numérique** qui est l'augmentation de la population de pollinisateurs grâce à un apport de ressources plus importantes ou via un prolongement de la saison de floraison (Moeller, 2004).

La **pureté d'une population** est définie comme étant l'abondance relative de fleurs d'une espèce au sein de la communauté florale dans laquelle elle se trouve (Ghazoul, 2005). La pureté joue un rôle dans le succès de reproduction des végétaux étant donné qu'une majeure partie des pollinisateurs change leur préférence de fleurs en fonction de la proportion de ces fleurs dans la communauté (Smithson et al., 1996; Ghazoul, 2005). En effet, lorsqu'aucune fleur ne domine, les pollinisateurs ont tendance à réagir comme des généralistes (Kunin et al., 1993; Ghazoul, 2005), mais leur comportement change quand une espèce de fleur est dominante, ils iront préférentiellement sur celle-ci et agiront donc plutôt comme des spécialistes (Smithson et al., 1996). Si une communauté florale est dominée par une espèce en floraison, les autres espèces de fleurs risquent d'être confrontées à une mauvaise qualité de pollen réceptionné (Kunin, 1993).

La **diversité florale** au sein d'une communauté a également un impact sur le succès de pollinisation des populations s'y trouvant. En effet, le temps de recherche de ressources est diminué quand la richesse spécifique végétale est élevée (Gathmann et al., 2002; Moeller, 2004). La diversité de la communauté peut également amener de la facilitation pour la pollinisation. En effet, une diversité élevée, permet une meilleure **disponibilité des refuges floraux**, c'est-à-dire qu'elle permet aux pollinisateurs de se réfugier en cas de concurrents agressifs. En effet, il a été prouvé que l'agressivité de certains insectes dominants influence le choix des visites (Johnson et al., 1974). L'agressivité des abeilles territoriales est augmentée lors des périodes de forte densité de floraison et donc de forte activité de pollinisateurs (Frankie et al., 1976). Le mécanisme suivant de facilitation est la **complémentarité de la fourniture de ressources**. Un mélange d'espèces proposant du pollen avec des espèces possédant du nectar permet d'augmenter l'attractivité de la communauté vis-à-vis des pollinisateurs (Ghazoul, 2006).

La **phénologie** des espèces végétales est également importante quant à l'équilibre de la communauté. *« Le moment, la durée et l'intensité de la floraison ou de la fructification peuvent contribuer à la probabilité de perte des pollinisateurs ou à la vulnérabilité des plantes à une telle perte »* (Ghazoul, 2005). Les plantes à floraisons asynchrones étendent le calendrier de ressources pour les pollinisateurs, cela permet aux pollinisateurs d'avoir des ressources pendant une plus longue période de temps, et ainsi permet un accroissement de la population de pollinisateurs (réponse numérique de Holling 1939) (Waser et al., 1979; Moeller, 2004). Sargent et al. (2008) appellent cela de la « facilitation diffuse ». A plus petite échelle temporelle, pour les floraisons synchrones, une plus grande richesse de plantes attire une plus grande diversité de pollinisateurs ce qui réduit la vulnérabilité de la population causée par la perte d'espèces de pollinisateurs (Ghazoul, 2005). Ghazoul (2006) appelle ces deux principes « **l'attraction complémentaire** ». Cela profite alors aux espèces partageant des pollinisateurs

généralistes. Ce partage de pollinisateurs permet de diminuer la variabilité de la dynamique de pollinisation (Rathcke 1988; Moeller 2004).

Le **partage de pollinisateurs** est un agent structurant les communautés végétales (Feinsinger, 1987). Il a été prouvé que les espèces partageant des traits similaires, comme la couleur des fleurs, les distances phylogénétiques, partagent plus de pollinisateurs communs (Carvalho et al., 2014).

Comme dit précédemment, la **diversité de pollinisateurs** influence le succès de reproduction des populations végétales. Dans certains cas, cette diversité serait même plus fortement liée au succès de nouaison que l'abondance de pollinisateurs (Kremen et al., 2002; Ghazoul, 2005). En effet, une diversité dans la communauté de pollinisateurs permet une résilience du service de pollinisation quant aux variations annuelles des populations d'insectes (Kremen et al., 2002).

1.5 Questionnement éthique des recherches scientifiques sur les insectes

1.5.1 Paradoxe des recherches pour la conservation

Comme évoqué précédemment, le déclin des pollinisateurs est alarmant. Le suivi et une meilleure compréhension de ces espèces sont donc des étapes clés pour cibler et mettre en action des programmes dédiés à leur conservation. La connaissance des états de conservation des espèces d'arthropodes dans l'espace et dans le temps passe par un échantillonnage répété et à long terme. L'identification précise des individus échantillonnés nécessite des observations anatomiques précises, demandant ainsi la collecte et la mise à mort des individus étudiés (Tepedino et al., 1981). Or, les chercheurs ne connaissent pas les conséquences de leur échantillonnage sur les populations locales d'insectes (Fischer et al., 2019). La surveillance elle-même pourrait alors avoir un effet négatif sur l'état des populations d'insectes (Gezon et al., 2015).

Au-delà d'un potentiel déclin des populations d'arthropodes causé par ces méthodes, un paradoxe moral se pose quant à la mise à mort intentionnelle des insectes pour assurer leur conservation (Fischer et al., 2019). Un débat philosophique est en cours « *de se demander si l'intérêt humain pour une abstraction³ peut être justifié lorsqu'il se fait au détriment d'individus particuliers* » (Fischer et al., 2019).

1.5.2 Y a-t-il un impact des collectes sur les populations d'insectes ?

Peu de chercheurs se sont concentrés sur la question. L'étude de Gezon (2015) évaluait cette problématique. Est-ce que les études de monitoring d'abeilles utilisant des captures létales telles que les pan traps et les captures aux filets sur plusieurs années ont un impact significatif sur l'abondance et la diversité de celles-ci ? Les résultats de cette étude montrent que ces méthodes de collecte n'affectent pas la communauté d'abeilles mais que les variations annuelles de capture sont dues aux différences saisonnières entre les années (Gezon et al., 2015). Peu d'études ont étudié les effets de l'échantillonnage d'arthropodes. Ce qui est regrettable, vu les préoccupations liées à ce sujet (Minteer et al., 2008; Tepedino et al., 2015) et l'importance de l'identification des insectes pour la recherche (Gezon et al., 2015).

³ Abstraction : (philosophie) « *Opération de l'esprit consistant à former une idée par distinction, dissociation, séparation, ou réunion d'éléments communs à plusieurs objets.* » (Dicophilo)

1.5.3 Espèce VS individu

Les recherches pour la conservation des insectes sont dictées par des valeurs écologiques et des préoccupations anthropocentriques. Les considérations pour les insectes s'arrêtent généralement au niveau de la population et non au niveau de l'individu (Fischer et al., 2019) oubliant ainsi les valeurs d'existence des individus. De plus, affirmer que tuer quelques centaines d'insectes n'a pas d'impact sur la population d'insectes n'est pas toujours valable (Fischer et al., 2019). En effet, certaines espèces même communes peuvent être rares localement comme le souligne le *Joint Committee for the Conservation of British Invertebrates, 2002* (Fischer et al., 2019)

1.5.4 Codes déontologiques et réglementations du bien-être animal

Il existe des réglementations quant à l'utilisation d'organismes vivants pour la recherche scientifique. En Europe, les réglementations et normes sont dictées par la convention STE 123 de 1985 établie par le Conseil de l'Europe. Celles-ci visent à réduire le nombre d'animaux utilisés à des fins scientifiques, à améliorer leur bien-être et à encourager le développement de méthodes alternatives n'ayant pas ou peu besoin de matériel vivant. La convention STE 123 s'applique à « *tout animal utilisé ou destiné à être utilisé dans toute procédure expérimentale ou autre procédure scientifique susceptibles de provoquer des dommages durables, des douleurs, des souffrances ou de l'angoisse* » (Conseil de l'Europe, 2005) et suit **le principe des 3R** (*Remplacer, Réduire et Raffiner*) de Russell et al. (1959). Ce principe, en bref stipule de remplacer au maximum les expérimentations faites sur les animaux par autre chose et quand cela n'est pas possible, de réduire un maximum le nombre d'animaux utilisés et/ou de raffiner les protocoles expérimentaux en ajoutant, par exemple, des évaluations sur la souffrance animale (Barrau et al., 2018).

Le code Wallon du bien-être animal (2018) suit ainsi cette convention. Les animaux visés par ce code sont les vertébrés vivants non humains et les céphalopodes vivants. Aucune attention morale et déontologique n'est donc dédiée à la plupart des invertébrés, dont les insectes.

« *La présence ou l'absence de conscience est le facteur qui explique que la recherche soit soumise à un degré élevé d'examen moral. [...] La conscience est importante parce que les êtres non conscients ne peuvent pas éprouver de douleur, et la douleur est moralement significative. Mais en outre, la présence ou l'absence de conscience semble être la différence entre le fait qu'un être ait ou non des intérêts moralement pertinents. [...] Il semble plausible que la moralité consiste à accorder la considération qui s'impose aux autres êtres. Cependant, nous pourrions vouloir une explication à ce sujet. Pourquoi, exactement, un être quelconque mérite-t-il la moindre considération ? [...] La considération pour un être vivant devient moralement pertinente lorsque l'organisme a conscience de comment on le traite. (voir Gruen (2017) pour une discussion plus approfondie)* » (Fischer et al., 2019). La question du niveau de conscience des insectes et de leur ressenti de la douleur physique et psychologique se pose donc pour suivre une ligne de conduite d'actions morales et éthiques en science et suivant la logique des codes déontologiques déjà mis en place pour les vertébrés.

1.5.5 Que connaît-on de la conscience chez les insectes ?

Ce chapitre se base uniquement sur les définitions et recherches sur la conscience disponible dans la littérature scientifique suivant le monisme matérialiste, le courant de pensées que suit actuellement la neuroscience (Hypnologie, 2015), et fait abstraction de toutes définitions et tous points de vue religieux ou spirituels.

Il existe différents niveaux de conscience et de nombreuses classifications (Morin, 2006). Mais elles se basent toutes sur une forme de conscience primaire ou, appelée également, la conscience du « je » (Christoff et al., 2011) qui est la capacité d'expérience subjective (Barron et al., 2016). L'expérience subjective *« fait référence à l'impact émotionnel et cognitif d'une expérience humaine par opposition à une expérience objective qui sont les événements réels de l'expérience. Alors que quelque chose d'objectif est tangible et peut être vécu par d'autres, les expériences subjectives sont produites par l'esprit individuel. Bien qu'elles soient très réelles pour la personne qui vit une expérience subjective et souvent profonde, elles ne peuvent être mesurées objectivement ou empiriquement par d'autres »* (Alleydog). La forme de conscience la plus complexe définie dans la littérature est appelée conscience autoréflexive (Morin, 2006) ou la conscience du « moi » (Christoff et al., 2011). C'est la capacité de générer *« des pensées sur ses propres expériences conscientes en tant que telles »* (Morin, 2006).

Chez les vertébrés, l'expérience subjective découlerait du lien entre certaines structures cérébrales dont le mésencéphale (Merker, 2005; Mashour et al., 2013; Barron et al., 2016). Cela permet à l'individu de modéliser son corps dans son environnement et aider à la prise de décision (recherche de nourriture, protection des prédateurs...) (Merker, 2005; Barron et al., 2016). L'expérience subjective étant le niveau de conscience le plus simple, il est supposé que les mécanismes neurophysiologiques de base qui soutiennent ce niveau de conscience soient apparus très tôt dans l'histoire de l'évolution animale (Barron et al., 2016) (voir Trestman, (2013) pour plus d'informations).

Par ailleurs, « où tracer la ligne entre ce qui est conscient et ce qui ne l'est pas, et comment justifier le fait de tracer cette ligne, restent des questions très débattues. [...] Ces débats sont particulièrement difficiles lorsqu'il s'agit d'évaluer la conscience potentielle chez les invertébrés. Les défis méthodologiques sont en partie responsables. Les trois méthodes les plus courantes d'étude de la conscience chez les humains (rapport verbal, démonstrations comportementales et corrélation neuronale avec l'activité consciente) se généralisent mal aux modèles des invertébrés » (Barron et al., 2016).

On attribue peu de conscience chez les insectes car ils ne semblent pas réagir aux douleurs physiques (Fischer et al., 2019). En effet, les insectes ne présentent aucune similarité comportementale avec la réaction des mammifères à des dommages corporels (Fischer et al., 2019). Leur système est complètement différent, par exemple, la chitine ne repousse pas, comparé à la peau des vertébrés. Ils auraient donc moins d'intérêt à protéger les parties endommagées de leur corps. Ils pourraient également être dotés de mécanismes bloquant la douleur, du même ordre que l'endorphine chez les mammifères (Fischer et al., 2019). Or, il est impossible de percevoir ce qu'ils ressentent.

Klein Barron (2016), propose alors une méthode pour évaluer la capacité d'expérience subjective chez les invertébrés suivant une approche neuroéthologique. Cette dernière permet de déterminer comment les mécanismes neurobiologiques génèrent un comportement adaptatif (Barron et al., 2016). Dans son étude, Klein Barron (2016) a comparé le cerveau des vertébrés avec celui des insectes.

Bien que les insectes constituent un groupe très diversifié, ils présentent la même organisation cérébrale générale (Barron et al., 2016). Ces derniers possèdent des régions spécialisées au niveau de leur complexe cérébral central pour traiter la position de l'individu en mouvement. Le complexe cérébral central des insectes est similaire d'un point de vue fonctionnel à celui du cerveau central des vertébrés. Barron (2005) soutient alors que si l'expérience subjective chez l'homme est bel et bien soutenue par le cortex central, alors les insectes vivent eux aussi des expériences conscientes et non uniquement automatiques.

Les fourmis et abeilles possèdent des mémoires remarquables et sont capables de moduler leur comportement, leurs recherches, bien au-delà de leur environnement immédiat (Pahl et al., 2007; Barron et al., 2016). En effet, leurs localisations de recherches sont ciblées selon des critères spatiaux et temporels (Pahl et al., 2007).

Comme évoqué précédemment, les structures du complexe cérébral central des insectes varient d'un ordre à l'autre, mais l'organisation reste similaire. Cette organisation est également homologue aux crustacés et aux arachnides, ces similarités suggèrent que le système complexe cérébral central se soit développé avant que les classes des insectes, des crustacés et des arachnides se séparent (Trestman, 2013; Barron et al., 2016). Une hypothèse se construit alors, précisant qu'une partie de la faune cambrienne, reprenant les vertébrés basaux et les arthropodes soient dotés de capacité d'expérience subjective (Trestman, 2013; Barron et al., 2016).

Un autre argument allant dans le sens de l'existence d'une certaine conscience chez les insectes, est la présence d'une composante émotive chez les abeilles (Bateson et al., 2011). Des abeilles qui ont été secouées auront un taux plus faible de certains neurotransmetteurs (comme la dopamine, la sérotonine et l'octopamine). Ceux-ci jouent un rôle important dans le comportement psychique et les émotions chez l'homme.

1.5.6 Le doute ignoré

Après ces différentes démonstrations d'un possible état de conscience chez les insectes, ne serait-il pas moralement pertinent de repenser les codes éthiques ainsi que les pratiques douteuses vis à vis du bien-être des arthropodes lors de leur collecte ? Une plus grande confiance et démonstration de la conscience chez les insectes sera probablement nécessaire pour faire changer cela. Or, « *les philosophes ont longtemps soutenu que les humains sous-estiment la vie et les expériences des animaux non humains (voir, par exemple, Singer, 1975 ; Regan, 1983 ; Taylor 1986, et DeGrazia, 1996). Nous avons peut-être des raisons d'être beaucoup plus prudents dans notre traitement des insectes, simplement parce que les humains ont tendance à donner aux animaux - et aux insectes en particulier - beaucoup trop peu de poids dans les délibérations morales.* » (Fischer et al., 2019). Comme disait également Aurélien Barrau dans une interview d'Etienne Klein, nous ne sommes pas obligés de prouver que ces êtres nous ressemblent pour les respecter. « *Et que bien même il y aurait une différence fondamentale, cela ne signifie pas [et ne justifie pas] une hiérarchie fondamentale* » (Aurélien Barrau).

En effet, certaines pratiques seraient qualifiées d'inhumaines si celles-ci étaient appliquées à d'autres types d'organismes : « *l'intoxication et la mort par l'alcool ; l'utilisation de pièges collants (puis de kérosène pour les détacher) ; la privation de nourriture dans des pièges à malaise d'émergence, qui ne sont que rarement vérifiés ; l'exposition à l'acétate d'éthyle ou au cyanure de potassium dans un bocal de mise à mort ; ou l'injection létale de spécimens plus importants* » (Fischer et al., 2019) Les pièges sont conçus pour maximiser les collectes et donc les mises à mort et garder le matériel intact. Le choix

des pièges prend très rarement en considération le respect de la vie de l'insecte et la souffrance qu'il pourrait engendrer (Fischer et al., 2019). De plus, certains de ces pièges capturent également une grande proportion d'individus d'espèces non visées, c'est le cas des pan traps, dont plus de 60% des individus collectés sont non visés (Gonzalez et al., 2020).

1.5.7 Atténuer les impacts, quelles alternatives ?

Comme pour les vertébrés, il serait intéressant d'utiliser la philosophie des 3R de Russel & Bruch (1959) pour l'établissement des protocoles de collecte d'insectes. Des principes similaires sont appliqués pour assurer des récoltes durables de poissons et de faune sauvage, ces lignes directrices peuvent également inspirer les collectes d'insectes dans les programmes de suivi des populations d'insectes (Gezon et al., 2015).

La diminution de captures et de mises à mort pourrait être aidée par un système de données internationales où les individus collectés pourraient être valorisés dans plusieurs études (Fischer et al., 2019). Des systèmes de bases de données collectives sont déjà utilisés en science citoyenne pour le suivi des insectes (voir les projets *Sapoll*, *Spipoll*, *observation.be*). Ces derniers utilisent des photographies ou des descriptions des insectes réalisées par les citoyens.

1.6 Outil de reconnaissance photographique comme alternative

L'utilisation de photographies pourrait être une alternative pertinente pour le suivi non invasif des populations d'insectes et au moins pour certains groupes entomologiques. Celles-ci permettraient de diminuer les captures létales, voir même de les éviter complètement et de garder une trace visuelle des individus observés ainsi que leur géolocalisation dans la base de données. De plus, les experts capables de reconnaître des spécimens jusqu'à l'espèce sont peu nombreux et les clés dichotomiques sont souvent fastidieuses à utiliser pour les non-experts (Gaston et al., 1992; Marques et al., 2018). En outre, cette étape est chronophage, c'est pourquoi de plus en plus de chercheurs visent à l'automatiser. Des algorithmes de traitement d'images permettant d'identifier automatiquement des insectes jusqu'à l'espèce sont en voie de développement et de perfectionnement (Hansen et al., 2020). Les non-experts pourraient ainsi jouir rapidement des identifications parfois primordiales dans différents domaines autre que le suivi de la biodiversité, tels que dans l'agriculture, pour la lutte contre les ravageurs (Liao et al., 2012) ou encore dans le domaine médical, par exemple pour reconnaître des espèces nuisibles (Gurgel-Gonçalves et al., 2017).

Différentes technologies se développent pour l'automatisation de l'identification des insectes. En marge des photographies, on trouve également des outils qui se basent sur des enregistrements audio, comme pour les sauterelles ou les criquets (Chesmore et al., 2001; Hao et al., 2013). D'autres technologies se basent sur des capteurs optiques permettant de détecter et de reconnaître les battements d'ailes des moustiques (Moore, 1991) ou des pucerons (Moore et al., 2002). Mais les données de reconnaissances les plus communément utilisées sont les images (Martineau et al., 2017). Cependant, « à ce jour, aucune méthode ne permet de suivre l'activité, l'abondance et la diversité des insectes de manière non invasive, peu onéreuse et de manière standardisée » (Hansen et al., 2020).

Les trois étapes clés de reconnaissance d'insectes sur des images sont :

1. l'acquisition de l'image,
2. l'extraction des caractéristiques de l'image,
3. la classification.

Ces trois étapes sont expliquées afin de comprendre les principes de base de la reconnaissance automatique d'image et illustrées par la classification d'images d'insectes, pour plus de détails techniques, voir Martineau et al. (2017).

1.6.1 Etape 1 - L'acquisition d'images

Les variations de l'image jouent un rôle primordial dans la classification automatisée. En effet, la rotation de l'objet, l'échelle, le fond et la parallaxe sont des caractéristiques qui font varier la qualité des résultats. De plus, la posture de l'insecte, ses caractéristiques physiques (âge, sexe, taille...) et son éventuelle déformation sur la photographie influencent également la classification (Martineau et al., 2017; Hansen et al., 2020). Le matériel et son utilisation affectent énormément la qualité intrinsèque des images, qui est un point primordial dans ce domaine. En effet, la netteté de l'image peut varier selon les caractéristiques optiques (jeu de lentilles, profondeur de champs,...), la netteté du mouvement (la vitesse d'obturation, les secousses de la caméra, mouvement du sujet), et la définition de l'image (lié à la qualité du capteur, le nombre de mégapixels) (Cours de photographie numérique, 2005-2011). C'est pourquoi Martineau et al. (2017) a distingué deux environnements différents d'acquisition d'image dans le contexte de reconnaissance d'insecte : en laboratoire, où ces facteurs sont contrôlés à l'inverse du terrain.

1.6.1.1 En laboratoire

L'environnement le plus couramment utilisé est en laboratoire. Celui-ci permet d'acquérir des images dans des conditions fixes. Les individus photographiés sont immobiles et les conditions d'acquisition d'images contrôlées (lumière, distance focale, angle de vue, position de l'insecte...) (Arbuckle et al., 2001; Sarpola et al., 2008; Gurgel-Gonçalves et al., 2017; Martineau et al., 2017). Deux contextes en laboratoire sont également à distinguer. Le premier est la prise de photographies d'un unique individu et le second est la prise de collections entières (Martineau et al., 2017).

Pour le premier, les insectes sont capturés et amenés en laboratoire. Dans ces conditions, les photographies se font, la plupart des cas, sur des individus non-vivants et récemment épinglés pour éviter une atténuation de couleur sur le corps (Gurgel-Gonçalves et al., 2017). Arbuckle et al. (2001) proposent quant à eux, un protocole en laboratoire utilisant des insectes vivants. Ils les refroidissent sur le terrain à l'aide d'une glacière pour les endormir et ainsi les immobiliser le temps de les amener au laboratoire et de prendre les photographies. Ils sont ensuite relâchés. D'autres ont également refroidi des Lépidoptères après les avoir capturés pour faciliter la prise de photographies (Watson et al., 2004). Les Lépidoptères étaient ainsi positionnés dans une boîte de Pétri, celle-ci installée sur une surface monochrome. L'avantage de cette méthode, outre de garder les individus vivants est qu'elle peut être appliquée directement sur le terrain tout en ayant certaines conditions de laboratoire (position du spécimen et fond contrôlés).

Selon les techniques de traitement et de classification d'images utilisées, l'insecte en entier (Hansen et al., 2020) ou seule une caractéristique précise de celui-ci est photographié. Le système DAISY (Digital

Automated Identification System) permet de reconnaître des images générales de toutes sortes d'organismes tels que des invertébrés, des poissons, des plantes et même du pollen (Weeks et al., 1999; Gaston et al., 2004). Or, les critères pour la classification des images dépendent fortement de la posture de l'individu photographié. Certains se basent alors plutôt sur des photos de partie du corps bien précises. C'est le cas du système ABIS, qui reconnaît des Hyménoptères selon la nervure de leur ailes (Arbuckle et al., 2001). Les photographies des spécimens dans ces cas-là se font généralement manuellement. Certains, pour diminuer le temps de manipulation ont développés un système semi-automatique de rotation de l'individu (Lytle et al., 2010).

Le second contexte d'acquisition d'images d'insectes en laboratoire est la digitalisation des collections complètes d'insectes. Elle a pour but principal de stocker et de partager ces données sous format numérique. Les spécimens ou collection seraient reliés à un identifiant permettant de retrouver facilement le matériel original (Blagoderov et al., 2012). En effet, digitaliser en masse et partager en ligne ces informations contenues dans les musées d'histoires naturelles ou les universités permettrait de rassembler et de revaloriser des milliards de données (Ariño, 2010) collectées sur une période de 500 ans d'exploration (Price et al., 2018). Uniquement au sein du conservatoire entomologique de la faculté de Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège), sont stockés près de 3 millions d'insectes épinglés (entomologie fonctionnelle et évolutive, 2020) et au musée des Histoires Naturelles de Londres, se trouvent à peu près 25 millions de spécimens épinglés (Price et al., 2018). Cependant, digitaliser manuellement toutes ces informations demanderait un temps considérable - environ 23 ans de travail de 65 personnes, uniquement pour la collection du musée des Histoires Naturelles de Londres, selon l'estimation de Blagoderov et al. (2012). C'est pourquoi automatiser la digitalisation massive de ces collections est recherché. Le logiciel SatScan est utilisé pour digitaliser à haute résolution des collections entomologiques entières (Blagoderov et al., 2012). Ce système photographie automatiquement les spécimens en entier et des régions d'intérêts (Figure 3). Le système ALICE (Angled Label Image Capture and Extraction) est également développé permettant de diminuer un maximum la manipulation des individus (Price et al., 2018). Ce système inclus une ou plusieurs caméras amovibles permettant de photographier l'insecte sous différents angles, avec les étiquettes de collections toujours présentes sur l'épingle (Figure 4). Cette technique ne permet pas de digitaliser une collection entière mais vise la digitalisation individu par individu, mais s'inscrit dans les objectifs de digitalisation de masse de ces collections.

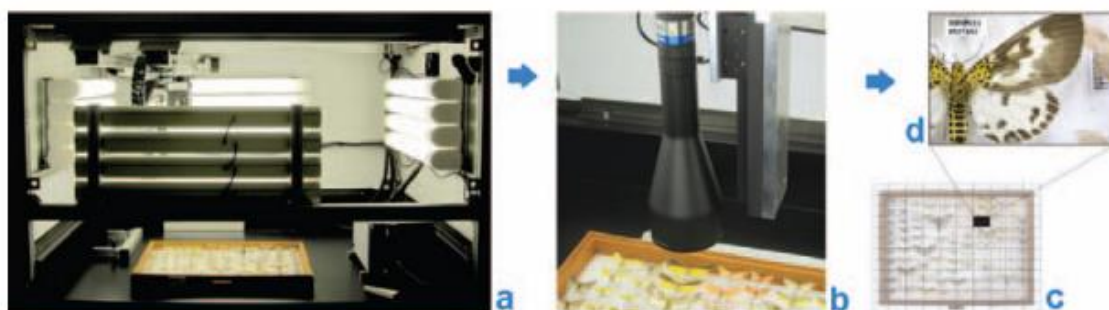


Figure 1. SatScan imaging: **a** SatScan machine **b** specimens being imaged **c** individual frames aligned **d** fragment of a stitched image; final resolution of the stitched image ~11 lines/mm.

Figure 3- illustration du système de digitalisation automatique Satscan (Blagoderov et al., 2012).

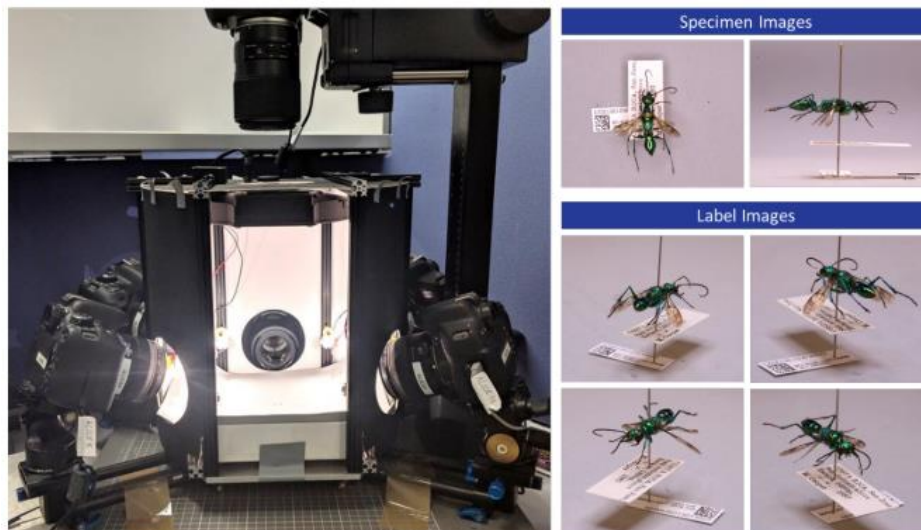


Figure 2: ALICE multi-camera setup *in situ* and examples of specimen overview and label images captured by each of the cameras. Note: example images are cropped for display.

Figure 4 - Illustration du système ALICE (Angled Label Image Capture and Extraction) (Price et al., 2018).

1.6.1.2 Sur le terrain

Le second environnement est la prise d'images directement sur le terrain, sans capture physique des insectes. Peu de scientifiques travaillent sur le terrain avec des individus vivants dû au fait que le traitement d'images est plus complexe. En effet, la position de l'insecte ne peut être contrôlée, les conditions de lumière non plus, le fond n'est pas uniforme, etc. La conception d'algorithmes de reconnaissance est donc plus complexe et il est plus difficile d'obtenir des résultats performants (Martineau et al., 2017). Le développement des systèmes de reconnaissance est principalement orienté pour l'identification d'insectes ravageurs de cultures (Liao et al., 2012; Fina et al., 2013; Xie et al., 2015) et ensuite pour le suivi de la biodiversité (Watson et al., 2004; Rossi de Gasperis et al., 2017).

Sur le terrain, les photographies sont prises manuellement à l'aide d'appareils photos numériques ou de téléphones (Xie et al., 2015; Martineau et al., 2017). D'autres automatisent les prises d'images grâce à des caméras traps (Selby et al., 2014). Ces prises de données couplées à un système de reconnaissance d'images permettent d'avoir un système d'identification entièrement automatisé. Cette méthode est plus onéreuse, mais les caméras traps permettent d'avoir un monitoring en continu de l'activité de l'entomofaune et d'augmenter la précision des modélisations phénologiques (Selby et al., 2014).

Il est également pertinent de distinguer les projets utilisant des **banques d'images participatives** pour le suivi de populations d'arthropodes. Les projets utilisant ce genre de données entrent dans la branche de la science citoyenne. En utilisant ces technologies d'imagerie, les meneurs de projets ont une confirmation automatique des données récoltées par les citoyens, qui sans cela peuvent être fortement erronées (Roy et al., 2016). Les banques d'images participatives permettent d'avoir une base de données plus conséquente pour la création de modèles de reconnaissance et bénéficie d'une large variété de formats et de qualité d'images.

Une plateforme permettant de rassembler des observations naturalistes en Belgique appelée *Observation.be* (à l'internationale : *Observation.org*) a récemment été équipée d'un système d'intelligence artificielle permettant l'identification automatisée des images postées. Une application

Android et iOS associée nommée *ObsIdentify* permet d'obtenir une identification instantanée du spécimen photographié sur le terrain. Une autre plateforme plus récente, *INaturalist* (Van Horn et al., 2018), internationale propose également une application de reconnaissance automatisée pour Android et iOS nommée *Seek*.

1.6.2 Etape 2 : Segmentation et extraction des caractéristiques

A partir des images acquises, il faut extraire les éléments caractéristiques de celles-ci. Deux étapes sont remarquables : la première est la segmentation et la seconde est l'extraction des descripteurs de l'image.

La segmentation est la distinction de l'insecte et du fond. Pour cela, il existe une panoplie de méthodes. La segmentation automatique est préférée car le réaliser manuellement prend beaucoup de temps. La classification supervisée ou le thresholding sont utilisés (Martineau et al., 2017). Le thresholding consiste à classer les pixels selon une caractéristique précise dans un histogramme et ainsi identifier les grands groupes de pixels caractérisant le fond et l'insecte. Par exemple, la caractéristique visée peut être l'intensité des pixels (luminosité ou couleur). Parfois aucune segmentation n'est faite (Martineau et al., 2017).

Ensuite, il faut extraire les descripteurs de l'image qui seront analysés pour la reconnaissance de l'insecte (étape 3 - classification). Cette étape permet de passer d'une matrice de pixels à sa description sémantique et donc son interprétation (Martinet et al., 2011). Il est possible de faire cela selon trois méthodes : en extrayant uniquement des descripteurs de bas niveau, en extrayant des descripteurs de bas et de moyens niveaux ou en extrayant des descripteurs de bas, de moyens et de haut niveau (Martinet et al., 2011). Cette étape est réalisable manuellement ou de manière automatique (Martineau et al., 2017).

Un descripteur de bas niveau (LLD pour *low-level descriptor*) est une mesure numérique continue ou discrète qui est calculée directement via un signal (ici les pixels) sans étape intermédiaire de type analyse statistique ou processus d'apprentissage (Martinet et al., 2011). Les descripteurs de bas niveaux utilisent des descripteurs de couleurs, de texture et de forme (Figure 5) (Martinet et al., 2011). Par exemple, le logiciel ABIS utilise des photos d'ailes d'abeilles et génère automatiquement des paramètres de formes en créant des vecteurs numériques suivant les nervures des ailes (Arbuckle et al., 2001). D'autres descripteurs de formes sont également utilisables et parfois combinés comme par exemple la surface, l'excentricité, la longueur, l'axe principal ou le périmètre (Martineau et al., 2017). Cependant les paramètres de formes sont forts dépendant de l'échelle, qui est souvent manquante dans les photographies (Martineau et al., 2017).

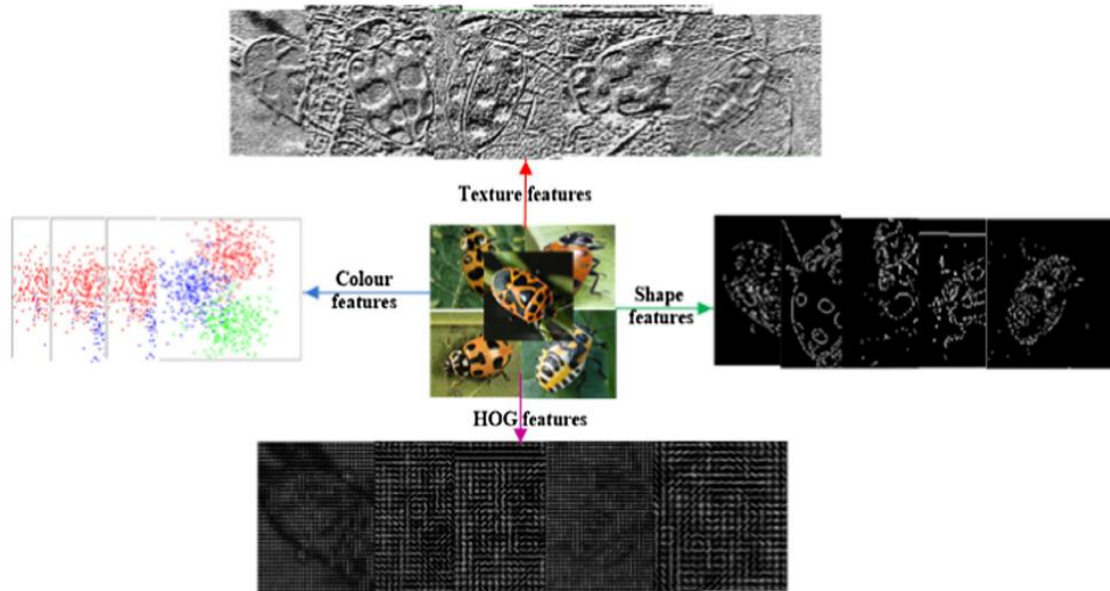


Fig. 1. Visual representations of insect appearance with color, texture, shape, and histogram of oriented gradients (HOG) features.

Figure 5- Visualisation des descripteurs d'une image (Xie et al., 2015)

La deuxième méthode utilise des descripteurs de bas et de moyen niveau (MLD pour *mid-level descriptor*). Les descripteurs de moyen niveau sont des mesures numériques continues ou discrètes construites sur base des LLD en appliquant par exemple des méthodes d'apprentissage supervisé, non supervisé ou des ACP. Les MLD permettent de réduire le fossé sémantique, qui est «*le manque de coïncidence entre les informations que l'on peut extraire des données visuelles et l'interprétation que ces mêmes données ont pour un utilisateur dans une situation donnée*». Smeulders et. al. (2000)» (Martinet et al., 2011). Un exemple utilisant cette méthode est le logiciel DAISY (Digital automated identification system) qui utilise des méthodes d'analyse en composantes principales (ACP) pour caractériser l'image (Weeks et al., 1999).

La troisième méthode utilise trois niveaux de descripteurs, le bas, le moyen et le haut. Ce sont des méthodes de deep learning, des réseaux neuronaux artificiels (Figure 6) (Asefpour Vakilian et al., 2013; Joutsijoki et al., 2014; Martineau et al., 2017). Ces derniers couplent les étapes 2 et 3, c'est-à-dire qu'ils développent et extraient les descripteurs et classent les images automatiquement. Cette manière de faire nécessite un très grand nombre d'images pour la conception d'un modèle car il se construit sur les images dédiées à son entraînement (Oquab et al., 2014).

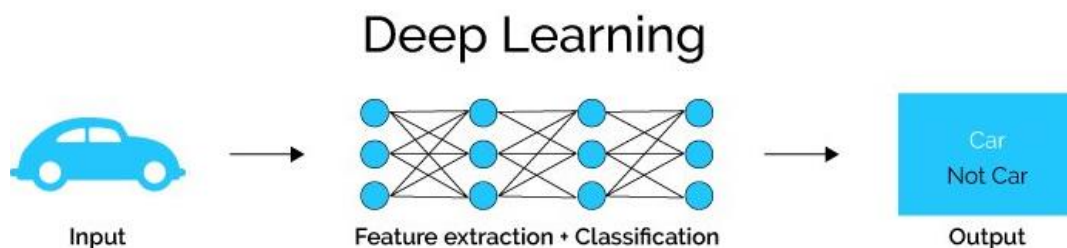


Figure 6 – Illustration des étapes du deep learning (<https://www.analyticsvidhya.com/>)

1.6.3 Etape 3 : Classification

Après avoir détecté les éléments permettant d'identifier l'insecte, il est nécessaire de classer les images et donc de donner un résultat. Il existe également toute une série de méthodes de classification. Les méthodes les plus souvent testées sont les réseaux neuronaux convolutifs (CNN) (Marques et al., 2018; Buschbacher et al., 2020; Hansen et al., 2020) ou les séparateurs à vastes marges (SVM) (Wen et al., 2009).

Les CCN sont fréquemment utilisés en machine learning (Figure 7). Ce sont « *des classificateurs de grande capacité avec un très grand nombre de paramètres qui doivent être appris à partir d'exemples de formation* » (Oquab et al., 2014). Leur performance est limitée selon le nombre d'entrées utilisées pour former le modèle (Oquab et al., 2014). Les CNN sont utilisés déjà pour classer des images d'un large choix de taxons, allant des arthropodes aux mammifères (Hansen et al., 2020).

Les SVM est une méthode discriminante. ABIS utilise cette dernière et obtient des identifications correctes au niveau de l'espèce de plus de 95% (Arbuckle et al., 2001). Ce pourcentage de réussite comprend également la distinction d'espèces de bourdons complexe à distinguer (*Bombus lucorum*, *Bombus terrestris*, *Bombus cryptarum*, et *Bombus magnus*).

Actuellement les recherches développant l'identification d'images d'insectes entiers arrivent à des résultats de précision d'identification jusqu'à l'espèce d'environ 50% pour l'identification de coléoptères et 70% pour le genre (Hansen et al., 2020)

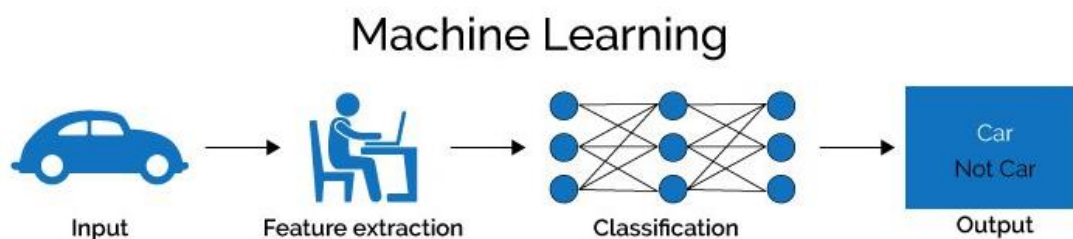


Figure 7- illustration des étapes du machine learning. (<https://www.analyticsvidhya.com/>)

La classification d'images dans un but d'identifier des insectes est confrontée à une spécificité majeure : le niveau taxonomique. En effet, La précision de la classification d'image est dictée par le niveau taxonomique désiré. De plus, un challenge majeur pour cette technologie est de pouvoir différencier une espèce qui a été utilisée pour l'entraînement du modèle d'une espèce qui n'a pas été utilisée pour l'entraînement. C'est-à-dire que l'application doit être capable de différencier des nouvelles espèces (Mayo et al., 2007).

1.6.4 Logiciels de reconnaissance actuellement disponibles

Ces dernières années, de plus en plus d'applications mobiles voient le jour permettant d'identifier instantanément des organismes vivants sur base de photographies. Certaines applications sont capables de reconnaître une large gamme de taxons, c'est le cas d'*ObsIdentify* et de *Seek*, qui sont entièrement gratuites. Celles-ci permettent l'identification d'animaux, de végétaux et de Mycètes. Celles-ci découlent de plateformes en ligne, respectivement *Observation.org* (ou *Observation.be*) et *INaturalist*, ayant pour but le partage de données naturalistes. Ces données sont également valorisées dans des projets de recensement de la biodiversité ou de gestion du paysage.

Observation.be et *Observation.org* sont des initiatives belges créées par Natagora, Natuurprunt et par la fondation néerlandaise. Afin de faciliter la prise de données, des applications mobiles ont été créées. *ObsIdentify* permet l'identification instantanée des organismes pris en photo et ObsMapp (Android) ou iObs (iOS) permettent d'encoder les détails liés à l'observation sur la plateforme.



INaturalist est une initiative américaine de l'Académie des Sciences de Californie et de la Société Géographique Internationale visant à la science citoyenne et participative. Les données récoltées par les citoyens sont ensuite transférées dans d'autres bases de données telles que le système mondial d'information sur la biodiversité (GBIF) ou directement valorisées dans des études de recensement de la biodiversité. Le logiciel *Seek*, est couplé à cette plateforme, permettant d'encoder des données directement via l'application lorsque la localisation est activée.



D'autres projets se sont également lancés dans le développement d'outils éducatifs de ce type. Ceux-ci spécialisent plutôt leurs logiciels à reconnaître un type de taxon en particulier. C'est le cas du développeur GLority LLC, qui propose des services permettant la reconnaissance d'images d'une large gamme de taxons, mais les applications sont scindées selon le type d'organisme (Végétaux, insectes, champignons, mammifères, poissons et oiseaux). Cette société est spécialisée dans le développement de technologies basées sur l'intelligence artificielle et a pour but de créer une encyclopédie du vivant en ligne. Leurs services sont disponibles de manière payante sur les systèmes d'exploitation mobiles Android et iOS.

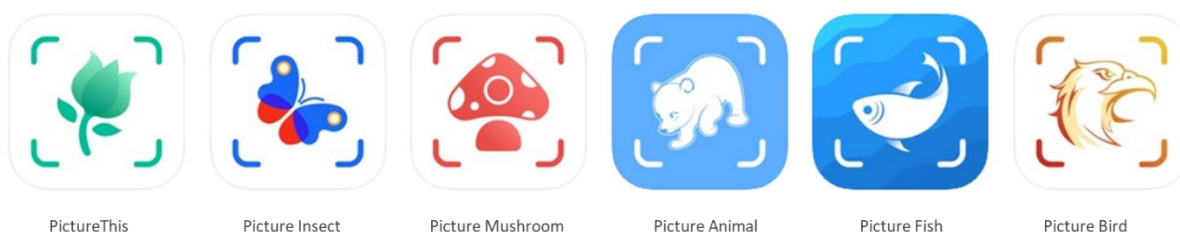


Figure 8- Applications de reconnaissance d'images développées par GLority LLC.

D'autres développeurs se sont penchés sur le sujet et ont créés des logiciels ayant des fonctionnalités similaires, tel que *PlantNet* pour la reconnaissance de plantes, *Champignonuf* (par Annapurnapp Technologies) pour la reconnaissance de champignons, et pour la reconnaissance d'insectes, il existe *Insect identifier* (par Mobil minds applications), *Insect Butterfly identifier* (par SteinSoft Studio) et *Insect ID* (par AppBox, Inc). Une autre application, nommée *Agiir*⁴ utilise des photographies pour reconnaître

⁴ <http://ephytia.inra.fr/fr/P/128/Agiir>

et recenser des insectes invasifs et ravageurs (Frelon asiatique, chenille processionnaires, punaise diabolique, pyrale du buis) est un outil d'aide à la décision pour les personnes en contact avec ces espèces.

Les applications de reconnaissances d'images fonctionnent toutes plus ou moins de façon similaires. L'application propose soit de prendre une ou plusieurs photographies instantanément, soit d'utiliser une ou plusieurs images de la galerie du téléphone. S'ensuit la reconnaissance de l'image, certains logiciels ont la particularité de ne pas nécessiter d'une connexion internet, c'est le cas de l'application *Seek*, *Insect Butterfly identifier* et de *insect identifier*. La plupart des applications donnent le nom scientifique de l'espèce, cependant *Insect Butterfly identifier* ne donne que le nom vernaculaire (anglais). Certaines applications comme *ObsIdentify* et *Insect ID*, accompagnent leur résultat d'un pourcentage de confiance. D'autres proposent plusieurs identifications probables (*ObsIdentify*, *Picture insect*). Une fois l'insecte identifié jusqu'à l'espèce, certaines applications précisent la classification taxonomique complète (*Seek* et *Picture insect*). Les applications précisent également des informations sur l'écologie ou la description anatomique de ce dernier soit directement dans l'application (*Seek*, *Picture insect* et *insect ID*), soit renvoient sur un autre site internet. Les applications *Insect identifier* et *Insect butterfly identifier* renvoient sur Wikipédia et *ObsIdentify* renvoi sur leur site *Observation.be*. L'application *Seek*, lorsque la géolocalisation du téléphone est activée, affiche la carte de répartition de l'espèce au sein du territoire, le nombre d'observation de l'espèce « à proximité » et dans le monde entier et un graphe de saisonnalité de l'espèce. La version payante d'*Insect ID* donne également un accès à des visualisations d'insectes modélisés en 3D.

Le projet Spipoll est un projet de science participative, fondé par l'OPIE (Office Pour les Insectes et leur Environnement) et le MNHN (Museum National d'Histoires Naturelles), qui vise à étudier et recenser les interactions plantes-pollinisateurs via des photographies. Pour cela ils ont développé une application mobile *Spipoll*, permettant d'enregistrer et de partager des photographies suivant un protocole précis. Or, cette application ne bénéficie pas de la technologie de reconnaissance automatique d'images. Cette technologie aurait l'avantage, pour les projets de science citoyenne de diminuer la charge de travail de la vérification des données, qui est une étape chronophage mais indispensable car beaucoup d'erreurs sont révélées dans les données d'identifications citoyennes (Roy et al., 2016).

2 Question de recherche et évolution des objectifs

Au départ, la question de recherche de ce travail était d'évaluer le caractère compétitif ou facilitateur du *Sedum acre* sur la pollinisation de deux espèces de plantes indigènes (*Lotus corniculatus* L. et *Leucanthemum vulgare* LAM) potentiellement apte à vivre dans des conditions de toitures. Pour répondre à cette question, il était prévu d'évaluer l'effet de la densité du *Sedum acre* sur la diversité et l'abondance de visiteurs de *L. corniculatus* et *L. vulgare* dans un dispositif expérimental.

Cependant, la mise en place du dispositif expérimental n'a pas pu avoir lieu causé par le confinement lié à la crise Covid. Cette question n'a donc pas pu être étudiée mais le protocole permettant d'y répondre est malgré tout présenté dans de ce rapport.

Mon sujet de recherche a ainsi été réorienté pour étudier l'effet de l'ensoleillement, de la profondeur de substrat, de la phénologie et de la densité florale des communautés végétales sur le succès de reproduction d'*Echium vulgare* L. à l'échelle d'une toiture végétalisée déjà mise en place.

A cette première question d'écologie, s'en greffe une seconde qui vise à tester des outils de reconnaissance photographique permettant l'identification des pollinisateurs d'*E. vulgare*. La précision des identifications de logiciels de reconnaissance d'images est évaluée. Les effets du contexte d'acquisition d'image, de l'appareil photographique, de l'angle de capture, du niveau de zoom et du groupe entomologique photographié sont testés pour évaluer la proportion d'identifications correctes et le niveau taxonomique des identifications des insectes observés sur la toiture.

3 Site d'étude

La présente étude se déroule sur la toiture verte extensive expérimentale du bâtiment de Centre de Recherche TERRA, appartenant à la faculté de Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège, Belgique) dans la ville de Gembloux (50°33'48"N 4°41'52"E). Le climat est de type tempéré océanique (Service fédéral belge s. d.).

4 Etude du caractère compétitif ou facilitateur de *Sedum acre* sur la pollinisation de deux espèces de plantes indigènes.

4.1 Objectifs spécifiques

Ce protocole vise à savoir si les fleurs de *S. acre* facilitent ou non la pollinisation de fleurs d'espèces natives (*L. vulgare* et *L. corniculatus*) dans les conditions d'une toiture végétalisée. Pour cela, l'effet de la densité de *S. acre* sur le nombre de visiteurs floraux de *L. corniculatus* et de *L. vulgare* est étudié.

4.2 Matériel et méthode

4.2.1 Critères de choix et description des espèces végétales étudiées

Les espèces végétales ont été sélectionnées selon différents critères. La première base était la liste des plantes déjà présentes sur la toiture expérimentale. Ces plantes sont indigènes et peuvent être retrouvées dans des milieux de type pelouse sèche mésophile à méso-xérophile selon la classification de WalEunis.

Pour l'espèce facilitatrice entourant l'espèce focale, le genre *Sedum* a été choisi car il est actuellement utilisé en masse sur les toitures végétalisées (MacIvor, Ruttan, et al., 2015). Il serait ainsi utile de savoir si ce genre favorise ou non les interactions plantes-pollinisateurs liées au succès de reproduction d'autres espèces de plantes indigènes pour l'élaboration des compositions végétales des toitures vertes. L'espèce *Sedum acre* a ensuite été sélectionnée car sa période de floraison correspond avec les contraintes de temps imposées par la période de l'étude, c'est-à-dire débutant au mois de mai.

Les plantes focales ont été sélectionnées sur des critères plus spécifiques. Leur période de floraison débute en mai. Ce sont des espèces entomophiles. Les plants doivent être monoïques avec des fleurs hermaphrodites et sans hétéromorphisme, pour éviter tout effet de densité-dépendance de certains morpho-types (comme par exemple, l'hétérostylie chez *Primula veris* L. (Van Rossum et al., 2006). Et enfin, le dernier critère était la disponibilité en pépinière. Ces critères d'exclusion ont permis de garder deux espèces dans la liste qui sont *L. corniculatus* et *L. vulgare*.

Leucanthemum vulgare, la grande marguerite, fait partie de la famille des Asteraceae. Elle fleurit de mai à août et vit dans « les prairies, bords des chemins, friches, talus, coupes et lisières forestières » (Lambinon et al., 2008). Cette espèce est mellifère et mesure entre 30 et 60, voire 75 cm de haut, la dimension du capitule peut varier de 2 à 5 cm de diamètre (Lambinon et al., 2008). Qualifiée parfois d'espèce autogame et parfois d'espèce auto-incompatible (Suttle, 2003; Andersson, 2008), cette caractéristique peu claire chez cette espèce est ignorée, étant donné que le succès de pollinisation est simplement évalué, ici sur base des visites de pollinisateurs et non pas par le nombre de graines. Cette espèce attire des pollinisateurs généralistes, principalement membres des ordres des Hyménoptères, Lépidoptères, Diptères et des Coléoptères (Andersson, 2008).

Lotus corniculatus, le lotier corniculé, provient de la famille des Fabaceae. Il fleurit de mai à septembre dans des « prairies, sur des sols riches et pas trop humides, [des] pelouses calcaires, friches [et] talus » (Lambinon et al., 2008), il est ainsi fréquemment retrouvé dans les zones urbaines et péri-urbaines (Pellissier et al., 2012). Cette espèce est mellifère et mesure entre 5 et 30 cm, voir 50 cm de haut, ce « taxon est très variable en ce qui concerne la pilosité, la taille des fleurs et les dimensions des dents du calice » (Lambinon et al., 2008). Cette espèce est strictement entomogame et est également auto-stérile (Ollerton et al., 1998; Pellissier et al., 2012). Elle attire principalement les bourdons (Ollerton,

1993; Proctor et al., 1996; Pellissier et al., 2012) et les Lépidoptères, mais ces derniers ne participent pas à la reproduction de l'espèce (Ollerton et al., 1998).

4.2.2 Dispositif expérimental

Trente bacs en plastique, de couleur grise, de dimensions 0,60 x 0,40 x 0,18 m avec un volume de 0.035 m³ de substrat lourd pour toitures végétalisées (10% argile expansé, 10% Zinco ©, 60% Pouzzolane, 20% terreau universel) sont installés sur la toiture du TERRA. L'espace disponible sur la toiture est de 7m X 25m, une zone tampon entre chaque bac de 1, m et 0.9 m est prévue pour limiter les interférences entre les unités voisines (Figure 10).

Le dispositif expérimental est un bloc aléatoire complet (BAC). Un gradient d'hétérogénéité a été détecté dû à la température, via la réflexion de chaleur sur le mur et à la distance aux parcelles de toitures vertes en place, tous deux suivant la même orientation. Le plan du dispositif expérimental est présenté à la Figure 10.

L'unité expérimentale est le plant de l'espèce focale (*L. corniculatus* ou *L. vulgare*) installé au centre de chaque bac.

Le premier facteur principal dans cette expérimentation est l'espèce focale. Ce facteur est qualitatif, fixe et présente deux modalités (*L. vulgare* et *L. corniculatus*). *L. vulgare* sera appelé dans la présente étude l'espèce A et *L. corniculatus*, l'espèce B.

Le facteur principal de variation est la densité de sedum présente dans chaque bac. Ce facteur est fixe et quantitatif. Trois modalités sont testées :

- la densité 0 (D0) où aucun Sedum ne sera présent dans le bac,
- la densité 1 (D1) où 3 plants de Sedum seront installés autour de la plante focale,
- la densité 2 (D2) où 6 plants de Sedum seront installés autour de la plante focale.

Les modalités déterminent ainsi 6 objets (Figure 9) avec 5 répétitions. Ce protocole suit un schéma de type « addition partielle » (Monty et al., 2017) en fixant la densité d'une espèce et en faisant varier l'autre.

- A0 : *L. vulgare* et densité 0 de sedum
- A1 : *L. vulgare* et densité 1 de sedum
- A2 : *L. vulgare* et densité 2 de sedum
- B0 : *L. corniculatus* et densité 0 de sedum
- B1 : *L. corniculatus* et densité 1 de sedum
- B2 : *L. corniculatus* et densité 2 de sedum

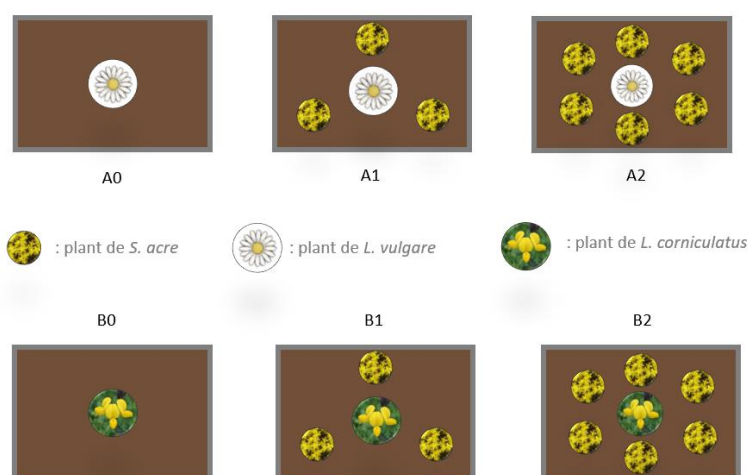


Figure 9- Représentation schématique des différentes modalités de bacs.

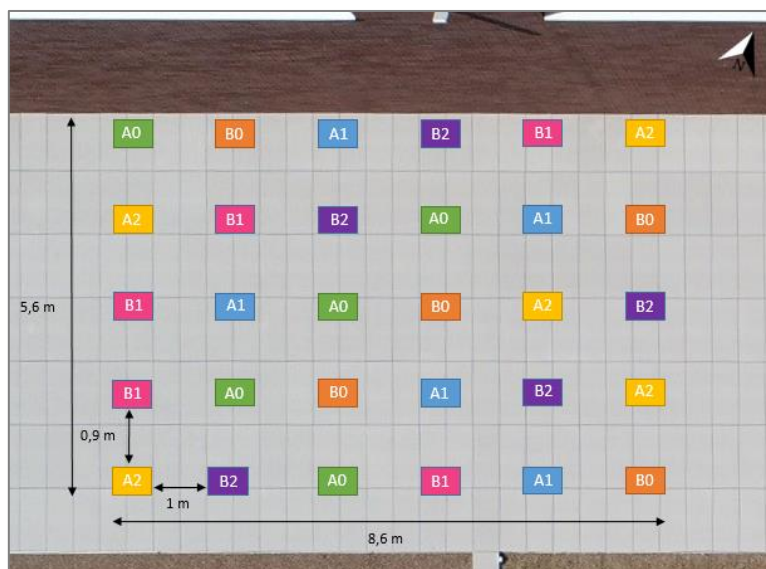


Figure 10- Plan expérimental. Disposition des bacs sur la toiture en bloc aléatoire complet.

Sources d'hétérogénéités

La proportion de fleurs d'une espèce au sein d'une communauté végétale fait varier l'attractivité des pollinisateurs (Kunin, 1997; Ghazoul, 2005). La proportion de fleurs ouvertes des plants focaux sur la totalité de fleurs ouvertes de chaque bac sera mesurée. Ce facteur est ainsi aléatoire, quantitatif et les données sont de type continues.

D'autres facteurs non contrôlés dans cette étude pourraient faire également varier la constance entre les observations et ainsi l'homogénéité des modalités similaires. Il sera donc important de les prendre en compte dans les interprétations.

Premièrement, les données d'abondance et de diversité de visiteurs ne seront pas récoltées simultanément pour les différentes modalités. Certains facteurs environnementaux influençant la venue des pollinisateurs peuvent ainsi varier lors des observations d'une unité à l'autre comme la température, l'humidité relative et la vitesse du vent (Fijen et al., 2017).

Deuxièmement, au sein même du matériel végétal, des variations pourraient également influencer et faire varier l'attraction des pollinisateurs, comme la quantité de nectar par fleur (Pacini et al., 2003) et la taille des fleurs (Ghazoul, 2005).

4.2.3 Collecte de données

La pollinisation est évaluée via le taux de visite florale. Bien que certains visiteurs sont des pollinisateurs inefficaces (Castro et al., 2013; King et al., 2013), « le taux de fréquentation est souvent associé de manière positive à la nouaison (par exemple, Vázquez et al., 2005; Garibaldi et al., 2013) et constitue donc un indicateur raisonnable du potentiel de pollinisation » (Carvalho et al., 2014). Un visiteur est défini ici comme étant tout insecte touchant au moins une fleur de l'individu focal.

Les heures des observations de chaque individu sont attribuées de manière aléatoire pour diminuer un maximum les effets du moment de l'observation. Celles-ci sont ainsi notées. Les observations se font durant des journées ayant les meilleures conditions pour l'activité des pollinisateurs et leur observation, c'est-à-dire une journée sans pluie, ensoleillée à une température minimale de 15°C

(Kleijn et al., 2015). Les durées d'observations sont de 10 minutes par bac. Ce temps d'observation a été choisi suivant l'étude de Fijen et al. (2017) et selon les contraintes de temps, permettant d'observer toutes les unités expérimentales de la même espèce et la même journée. Par tranches de 10 minutes, le nombre de visiteurs entrant en interaction avec la plante focale est comptabilisé et les visiteurs sont photographiés en vue de leur identification.

Les identifications des visiteurs se fait ensuite à l'aide des applications de reconnaissance d'image *Seek* et *ObsIdentify* (cf. 6.2.1 Choix et description des logiciels, p.49) et soutenu par la liste d'espèces d'insectes capturés sur la même toiture et durant les mêmes périodes d'observation, de l'étude de Delruelle & al (2020) (cf. 6.2.2.1 Acquisition des photographies de terrain, p.50).

La richesse spécifique en espèce est alors calculée comme étant le nombre d'espèces observées sur les tranches d'observations de 10 minutes.

A chaque période d'observation, le nombre de fleurs ouvertes de *Sedum* et des individus focaux sont notées afin de connaître la proportion exacte de fleurs au sein de la communauté de chaque bac.

4.2.4 Analyses statistiques

Les conditions d'applications seront considérées comme respectées, c'est-à-dire que les 6 échantillons sont aléatoires, simples et indépendants, provenant de populations parents normales et que les populations ont des variances égales.

Afin d'évaluer l'effet de la densité de *S. acre* sur la diversité et l'abondance de visiteurs de *L. vulgare* et de *L. corniculatus* et de comparer cet effet probable entre les deux espèces, deux analyses de la variance à deux critères de classification (AV2 croisés fixes, a= facteur espèce et b= facteur densité) sont utilisées pour infirmer ou confirmer s'il y a une interaction entre les deux facteurs. Le nombre de visiteurs observés par tranches de 10 minutes et la richesse spécifique sont ainsi testé.

Ensuite, si cette hypothèse nulle n'est pas acceptée (absence d'interaction), les facteurs pourront être analysés indépendamment. Deux analyses de la variance seront à réaliser pour chaque type de données, une pour chaque espèce. Celles-ci permettront d'accepter ou de rejeter l'égalité des moyennes de l'effet des différentes densités de *Sedum* sur les abondances (brute et relative) et les diversités (brute et relative) des visiteurs pour chaque espèce focale. Si ces hypothèses sont rejetées, des compléments d'analyses tels qu'une structuration de moyenne sera à réaliser. Le logiciel MINITAB19 est utilisé pour ces analyses.

Des régressions linéaires seront également analysées avec le même logiciel pour chaque espèce, afin de tester l'effet du nombre de fleurs ouvertes de *Sedum* sur le nombre de visiteurs et la richesse spécifique de visiteurs des plantes focales.

Le *Sedum* sera alors considéré comme facilitateur pour la pollinisation si sa densité de fleurs de *S. acre* influence positivement le nombre et la richesse spécifique de visiteurs des plantes focales. A l'inverse, il sera considéré comme compétiteur pour la pollinisation, si sa densité de fleurs influence négativement le nombre et la richesse spécifique de visiteurs des plants focaux. Enfin, s'il n'y a pas de relation ou si les moyennes sont significativement égales pour les différentes densités de *Sedum*, il sera aisé de conclure qu'il n'y a aucun effet entre la densité de fleurs de *Sedum* et les visites d'insectes de *L. vulgare* et *L. corniculatus*. Si des interactions de différents types (interaction positive, négative, nulle ou égalité des moyennes) entre le nombre et la richesse spécifique de visiteurs d'une espèce sont identifiés, ces résultats seront plus délicats à interpréter et demanderont une réflexion et discussion plus approfondie du sujet.

5 Etude des facteurs de variations du succès de pollinisation d'*Echium vulgare* à l'échelle d'une toiture végétalisée

5.1 Objectifs spécifiques

Cette partie de l'étude vise à décrire et expliquer (1) le nombre de fleurs des individus d'*E. vulgare* selon les variables environnementales de la toiture et la phénologie de l'espèce, (2) la variabilité du nombre de visites florales d'*E. vulgare* par type de pollinisateurs selon les variables environnementales et la phénologie et (3) la variabilité de la production d'akènes d'*E. vulgare* selon les variables environnementales, la phénologie et le nombre de visites.

5.2 Matériel et méthode

5.2.1 Description du dispositif

5.2.1.1 Choix des espèces étudiées

Les espèces ont été choisies de manière à avoir deux espèces entomogames, monoïques et présentes en abondance sur la toiture du bâtiment TERRA et ayant une période de floraison débutant en mai/juin et fructifiant durant l'été. *Echium vulgare* et *Anthyllis vulneraria* ont été retenues. Or, seule *E. vulgare* est étudiée dans cette étude car la population d'*A. vulneraria* n'a pas résisté à la sécheresse.

Echium vulgare, la Vipérine (Figure 11), fait partie de la famille des Boraginaceae. C'est une espèce calciphile, elle vit dans les « friches rocailles, dunes fixées, ballast des voies ferrées, pelouses rudéralisées » (Lambinon et al., 2008). Ses plants se présentent sous forme de rosettes basales portant chacune 1 à 20 inflorescences (Klinkhamer et al., 1990). Certaines populations sont gynodioïques (Klinkhamer et al., 1990). Elle est bisannuelle et sa période de floraison s'étend de juin à septembre selon Lambinon et al. (2008), mais sur la zone étudiée les floraisons ont débuté début mai. L'inflorescence est un racème composé de cymes scorpioïdes. Chaque cyme porte une à deux fleurs ouvertes simultanément (Rademaker et al., 1997). Ses fleurs sont hermaphrodites et protandrées (Klinkhamer et al., 1990), les étamines s'allongeant avant le style (Corbet, 1978). La couleur de la corolle passe du rose, à l'ouverture de la fleur, au bleu foncé, quand elle commence à flétrir, c'est-à-dire au troisième jour (Klinkhamer et al., 1990). L'ouverture des fleurs est étalée sur la journée (Corbet, 1978). Les fleurs produisent du nectar, entre 0.05 et 0.40 microlitre par fleur par jour (Corbet, 1978; Klinkhamer et al., 1990). Le fruit prend deux semaines après la fécondation à se développer et devenir mature (Klinkhamer et al., 1994). Sa fécondation est strictement entomophile (Klinkhamer et al., 1990). Ses fleurs sont pollinisées principalement par des bourdons (Klinkhamer et al., 1990). Les fruits sont des akènes lignifiés nommés nucules regroupés par quatre, formant ainsi des tétrakènes, mais ne produisant généralement qu'une à deux graines (Klinkhamer et al., 1990). Les graines proviennent souvent d'une fertilisation geitonogame (Klinkhamer et al., 1990) sur les plants âgés portant un grand nombre d'inflorescence (Klinkhamer et al., 1990). Cette caractéristique est ainsi ignorée car, dans la zone d'étude, les plants sont jeunes et portent en général une seule inflorescence.



Figure 11 - Illustrations d'*Echium vulgare* sur la toiture végétale expérimentale.

5.2.1.2 Choix des individus et description de la toiture

Les individus étudiés sont choisis de façon à avoir un ensemble d'individus représentatifs de la variabilité phénologique et spatiale de la population. Chaque plant de vipérine sélectionné est une unité expérimentale. Huit parcelles portant des vipérines et présentant des conditions environnementales différentes ont été choisies (parcelles 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 et 11 de la Figure 12) et les individus étudiés ont été sélectionnés de manière aléatoire au sein de ces parcelles. Ces parcelles présentaient des densités différentes de vipérines (Tableau 1). Les parcelles sont donc soumises à différentes profondeurs de substrat, 6 cm [6-8 cm] et 12 cm [12-14cm], et bénéficient de différents niveaux d'ensoleillement. Une parcelle considérée comme recevant un ensoleillement maximal (*élevé*) est ensoleillée durant 8h à 12h par jour et une parcelle considérée comme recevant un ensoleillement minimal (*faible*) est ensoleillée durant 3 à 7h par jour (Figure 12). Les parcelles étant installées pour une expérimentation à plus large échelle temporelle, aucun arrosage supplémentaire n'est appliqué, c'est pourquoi le bilan climatique de ce printemps est présenté au point suivant.

L'étude a été réalisée sur trois cohortes. La première cohorte était en fleur mi-mai, la deuxième fin mai et la dernière mi-juin. Les caractéristiques environnementales des cohortes sont présentées (Tableau 2).

Tableau 1 - Densité de vipérine des parcelles sélectionnées (nombre d'individus de vipérines/m²).

| <u>Parcelle</u> | <u>Cohorte 1</u> | <u>Cohorte 2</u> | <u>Cohorte 3</u> |
|-----------------|------------------|------------------|------------------|
| 5 | 12,50 | | |
| 8 | 1,50 | | |
| 11 | 2,75 | | |
| 6 | | 0,65 | |
| 7 | | 1,17 | |
| 4 | | 0,17 | 0,51 |
| 9 | | | 0,40 |
| 10 | | | 0,22 |



Figure 12- Illustration de la toiture expérimentale du TERRA et de l'ensoleillement des parcelles (Bernard et al., 2018). Les parcelles étudiées sont les 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 et 11.

Tableau 2- Description des cohortes

| Cohorte | Parcelle | Nombre d'individus | Ensoleillement | Profondeur (cm) |
|---------|----------|--------------------|----------------|-----------------|
| 1 | 5 | 3 | Élevé | 12-14 |
| | 8 | 3 | Élevé | 6-8 |
| | 11 | 3 | Élevé | 12-14 |
| 2 | 5 | 1 | Élevé | 12-14 |
| | 8 | 1 | Élevé | 6-8 |
| | 6 | 2 | Faible | 6-8 |
| | 7 | 1 | Elevé | 12-14 |
| | 4 | 2 | Faible | 12 -14 |
| 3 | 4 | 1 | Faible | 12 -14 |
| | 9 | 2 | Faible | 12-14 |
| | 10 | 2 | Faible | 6-8 |

5.2.1.3 Description des conditions environnementales durant l'étude

Comme l'exprime le bilan climatique de ce printemps 2020 de l'IRM (IRM, 2020a), la ville de Gembloux a reçu, de manière cumulée uniquement 80 mm de précipitation. Ce climat a été qualifié de sec en suivant l'indice de précipitation normalisé (SPI) qui se base sur les données climatiques de 1981 à 2010 (IRM, 2020a). Plus précisément, au début du mois de mai, moins de 10mm de précipitation est tombé dans les environs de Gembloux (Figure 13). En effet, seul 20% des précipitations cumulées à la normale mensuelle est tombé durant le mois de mai (Figure 14). Le début du mois de juin a bénéficié d'une quantité plus élevée de précipitations (Figure 13). Le mois de juin, a été plus chaud que le mois de mai et subit des températures moyennes de plus de 1°C à la normale mensuelle (Figure 15).

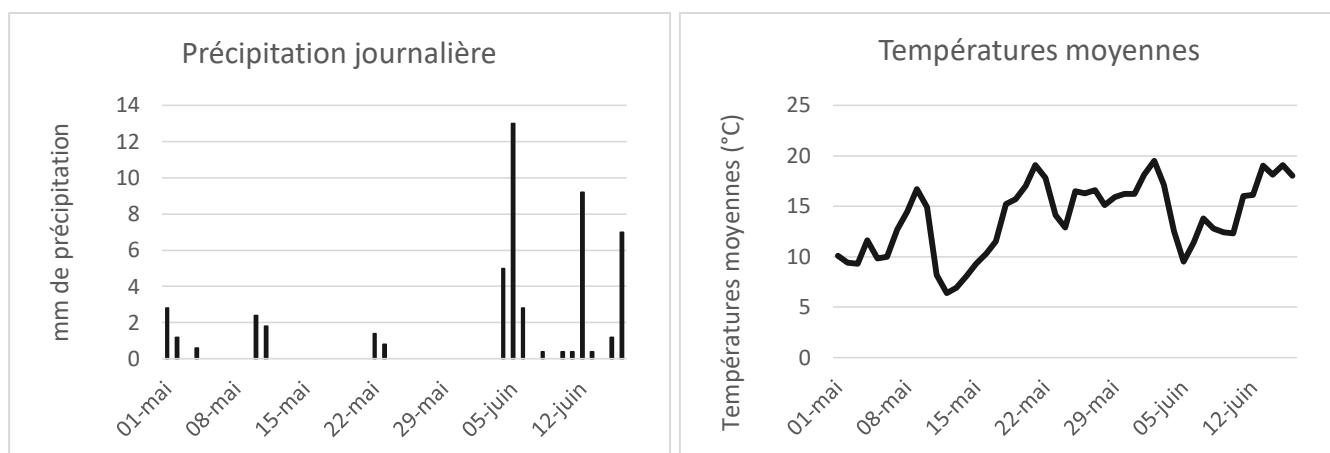


Figure 13 - Précipitations journalière et températures moyennes de Grand-Manil de la période mai-juin2020, CRAW.

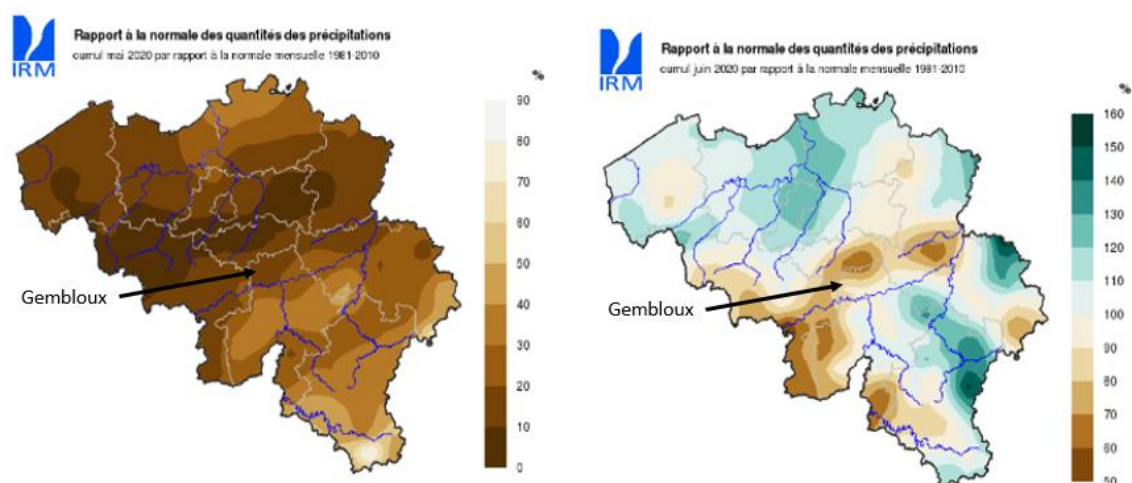


Figure 14 - Rapport à la normale des quantités de précipitations. Cumul de mai 2020 (gauche) (IRM, 2020b) et de juin 2020 (droite) (IRM, 2020c) par rapport à la normale mensuelle 1981-2010.

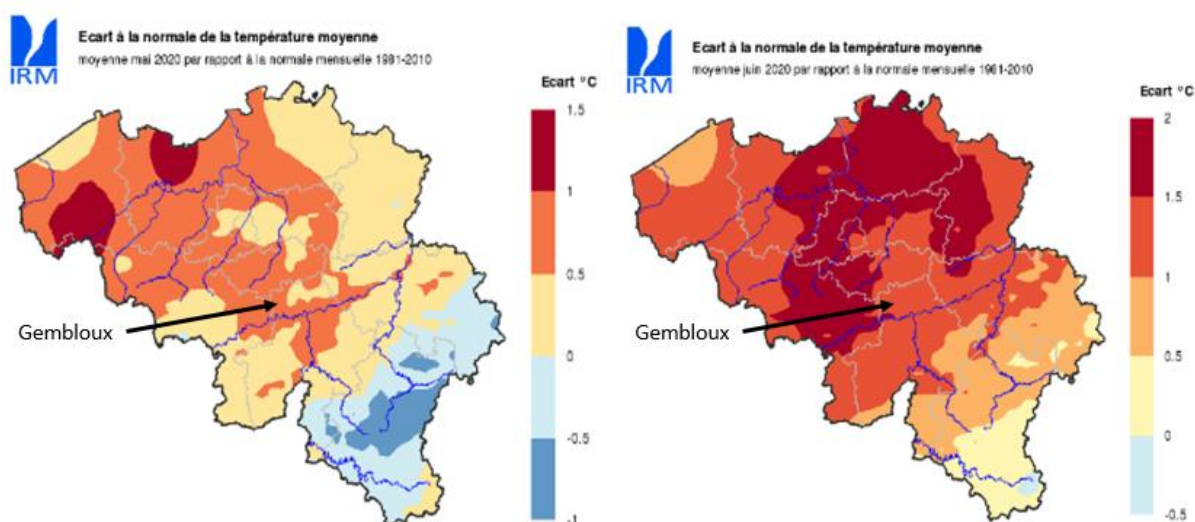


Figure 15 - Ecart à la normale de la température moyenne. Moyenne de mai 2020 (gauche) (IRM, 2020b) et de juin 2020 (droite) (IRM, 2020c) par rapport à la normale mensuelle 1981-2010.

5.2.2 Collectes des données

5.2.2.1 Visiteurs

Trois périodes d'observations ont eu lieu (mi-mai, fin mai et mi-juin), une par cohorte végétale, avec chacune 4 moments d'observation de 10 minutes pour chaque individu végétal (2 en matinée et 2 en après-midi). Les heures des observations de chaque individu sont attribuées de manière aléatoire pour diminuer un maximum les effets du moment de l'observation. Celles-ci sont ainsi notées. Les observations se font durant des journées ayant les meilleures conditions pour l'activité des pollinisateurs et leur observation, comme précisé au point **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (p **Erreur ! Signet non défini.**). La durée d'observation a été choisie suivant l'étude de Fijen et al. (2017) et selon les contraintes de temps, permettant d'observer toutes les unités expérimentales sur une demi-journée. Par tranches de 10 minutes, le nombre de visiteurs butinant la plante focale est comptabilisé et les visiteurs sont photographiés en vue de leur identification. Un visiteur est défini ici comme étant tout insecte touchant au moins une fleur de l'individu focal.

Les identifications des visiteurs se fait ensuite à l'aide des applications de reconnaissance d'image *Seek* et *ObsIdentify* (cf. 6.2.1 Choix et description des logiciels, p.49) et soutenu par la liste d'espèces d'insectes capturés sur la même toiture et durant les mêmes périodes d'observation, de l'étude de Delruelle & al (2020) (cf. 6.2.2.1 Acquisition des photographies de terrain, p.50).

5.2.2.2 Phénologie

A chaque observation de visiteurs, le nombre de fleurs ouvertes des plantes focales est compté.

5.2.2.3 Structure florale de la communauté

A chaque observation de visiteurs, le nombre de fleurs par espèce est compté au sein d'un quadrat de 50x50 cm centré sur la vipérine observée.

Ces informations sont utiles pour décrire la structure florale de la communauté. Le nombre moyen de fleurs ouvertes autre que la vipérine focale dans le quadrat est calculé, nommé « fleurs des quadrats » dans la présente étude. Celui-ci est calculé en sommant les moyennes des unités florales ouvertes des végétaux autres que la vipérine focale de chaque observation et de chaque quadrat.

5.2.2.4 Production de fruits et de graines

Entre 3 semaines et un mois après les observations de visiteurs, les fruits de vipérines focales ont été récoltés. Le nombre de fruits (tétrakène) produits est compté sur tous les individus ainsi que le nombre de vestiges de fleurs, de fleurs fraîches et le nombre de bourgeons floraux. Une distinction entre les fruits développés, atrophiés et immatures est faite. Les akènes atrophiés sont blanchâtres (aucune présence de graine) ou alors petits et bruns, tandis que les akènes immatures sont verts (Figure 16). Les akènes développés sont de taille plus élevée, noirs ou bruns (Figure 16). La production de fruits développés est alors indicateur du succès de pollinisation. Le taux de fructification de chaque individu est calculé de la sorte :

$$\text{Taux de fructification} = \frac{\text{fruits développés} + \text{fruits immatures}}{\text{fruit atrophié} + \text{fruits développés} + \text{fruits immatures} + \text{vestige de fleurs}}$$

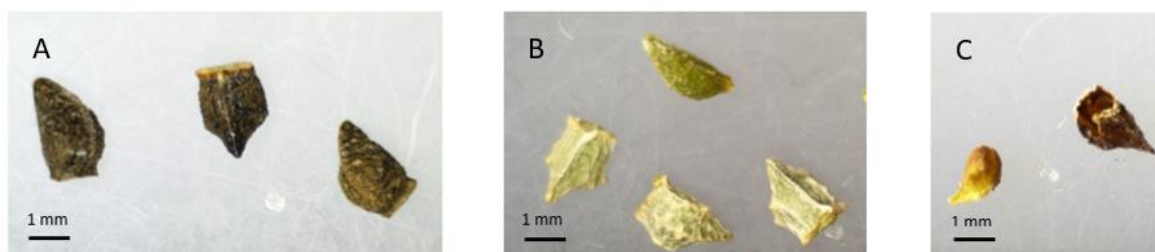


Figure 16- Illustration de fruits développés (A), immatures (B) et atrophiés (C)

Le nombre de graines par fruit est également noté, variant de 1 à 4. Le nombre moyen de graines développées par fruit est alors calculé pour chaque individu végétal. Cette information est un indicateur du succès de reproduction de l'espèce.

Le nombre de fruits et de vestiges floraux est également sommé pour avoir le nombre total de fleurs que la plante a produites au cours de sa vie.

Pour évaluer la qualité des graines produites, un test de germination a été réalisé. 75 graines de chaque individu, quand cela était possible, sont mises à germer dans des boîtes de pétri (3 boîtes de 25 graines), sur 3 papiers filtres humidifiés. Celles-ci sont installées dans une cuve d'incubation (25°C, L : D, 16 : 8), suivant le protocole de Klinkhamer et al. (1994), après 4 jours les premières racelles sont sorties. Après trois semaines, les graines n'ayant pas germé sont considérées comme non viables. Le taux de germination moyen par individu est ensuite calculé.

5.2.3 Analyse des Statistiques

5.2.3.1 Description de la population de vipérine observée

Afin de caractériser la production florale des vipérines selon leur environnement et leur phénologie, une analyse de la variance à deux critères de classification (Av2) croisés et fixes est réalisée pour comparer le nombre moyen de fleurs produites au cours de la vie d'un individu selon l'ensoleillement et la profondeur de substrat. Une ANOVA (AV1) est également faite pour comparer le nombre moyen de fleurs totales produites au cours de la vie de l'individu selon les cohortes. Ces deux analyses sont séparées car toutes les modalités d'ensoleillement et de profondeur de substrat ne sont pas entièrement croisées au sein des cohortes. Un individu de la cohorte 1 a été enlevé pour toutes les analyses. En effet, ce dernier n'est pas représentatif de la population de la cohorte 1. Il porte 5 inflorescences fortement développées (plus de 35 cymes), alors que les autres ne portent qu'une seule inflorescence moyennement voire peu développée. Cette décision permet de rendre la distribution des résidus normale.

5.2.3.2 Nombre de visites

Le nombre de visiteurs est influencé par les ressources que proposent les plantes à un instant t. Une régression linéaire est ainsi réalisée pour visualiser l'effet du nombre de fleurs ouvertes par vipérine focales lors des observations sur le nombre de visiteurs par vipérine. Une ANOVA (AV1) est également réalisée pour vérifier si la quantité de fleurs ouvertes par vipérine observée est différente entre les cohortes.

Le nombre de visiteurs peut également varier dans le temps selon la cohorte végétale dû aux variations phénologiques de la communauté végétale. Afin de voir si des individus végétaux ayant des phénologies différentes possèdent des probabilités similaires de pollinisation, une analyse de la covariance (ANCOVA) est réalisée afin de comparer le nombre moyen de visiteurs par vipérine sur une période de 10 minutes entre les cohortes (facteur fixe) tout en prenant compte de l'effet potentiel du nombre de fleurs ouvertes de la vipérine focale lors de l'observation (covariable). Dû à l'hétéroscédasticité, les valeurs des observations ont été transformées en utilisant la racine carrée pour les analyses.

Ensuite, pour montrer un éventuel effet des plantes voisines sur le nombre de visiteurs, une régression linéaire est réalisée entre le nombre de visiteurs et le nombre de fleurs dans le quadrat de chaque observation. Une transformation de variable (racine carrée) est utilisée pour diminuer l'hétéroscédasticité de la distribution.

5.2.3.3 Production de fruit

Les cohortes n'ont pas subi les mêmes conditions environnementales (température, précipitation...), la première principalement a subi des dégâts liés à la sécheresse (cf. 5.2.1.3). Est-ce que cette cohorte a pu boucler son cycle malgré les dégâts endurés et si oui, a-t-elle eu une production de fruits et de semences significativement différente des autres ?

Pour répondre à ces questions, une ANCOVA (GLM) est réalisée pour comparer le taux de fructification moyen par individu entre les cohortes. Le facteur fixe est la cohorte et la covariable est le nombre de visiteurs. Une ANOVA (AV1) est réalisée pour comparer la production de graines moyenne par fruit entre les cohortes.

De plus, l'ensoleillement et la profondeur de substrat peut également influencer le développement de la plante et donc le taux de fructification. Une ANCOVA (GLM) est alors utilisée pour comparer le taux de fructification moyen selon l'ensoleillement et la profondeur de substrat. Les facteurs fixes sont l'ensoleillement et la profondeur de substrat et la covariable est le nombre de visites. Une analyse de la variance à deux facteurs (AV2) est réalisée pour décrire la production moyenne de graines par fruit selon l'ensoleillement et la profondeur de substrat.

Pour caractériser la viabilité des graines considérées comme développées et pour comparer la qualité des semences selon les cohortes, une AV1 est réalisée, le taux de germination est ainsi testé sur les cohortes.

5.2.3.4 Tests et logiciel utilisés

Pour toutes les analyses de la variance, le test de Levene est utilisé pour vérifier l'égalité des variances et le test d'Anderson-Darling pour vérifier la normalité des populations. Les analyses statistiques sont réalisées à l'aide du logiciel MINITAB 19.

5.3 Résultats

5.3.1 Population de vipérine et structure florale de la communauté

Le nombre moyen de fleurs produites au cours de la vie d'un individu de la cohorte 3 (moyenne \pm écart-type : $376 \pm 229,0$) est significativement plus élevé que le nombre de fleurs moyen de la cohorte 1 ($60,9 \pm 41,3$). Ces moyennes sont significativement similaires pour les cohortes 2 ($272,6 \pm 235,0$) et 1 et les cohortes 2 et 3 ($F= 5,27$; $P=0,017$) (Figure 17).

Les facteurs ensoleillement et profondeur ne sont significativement pas en interaction pour l'analyse des nombres moyens de fleurs produites au cours de la vie des vipérines ($F= 2,66$; $P=0,123$) (Figure 17), les facteurs environnementaux sont ainsi étudiés séparément. La profondeur de substrat ne montre pas d'effet significatif sur le nombre moyen de fleurs produites au cours de la vie d'un individu ($F=0,01$; $P=0,919$) (Figure 17). L'ensoleillement ne fait également pas varier les moyennes du nombre de fleurs produites au cours de la vie d'un individu ($F=3,2$; $P=0,090$) (Figure 17). Les moyennes, écart-types et médianes sont présentés dans le Tableau 6.

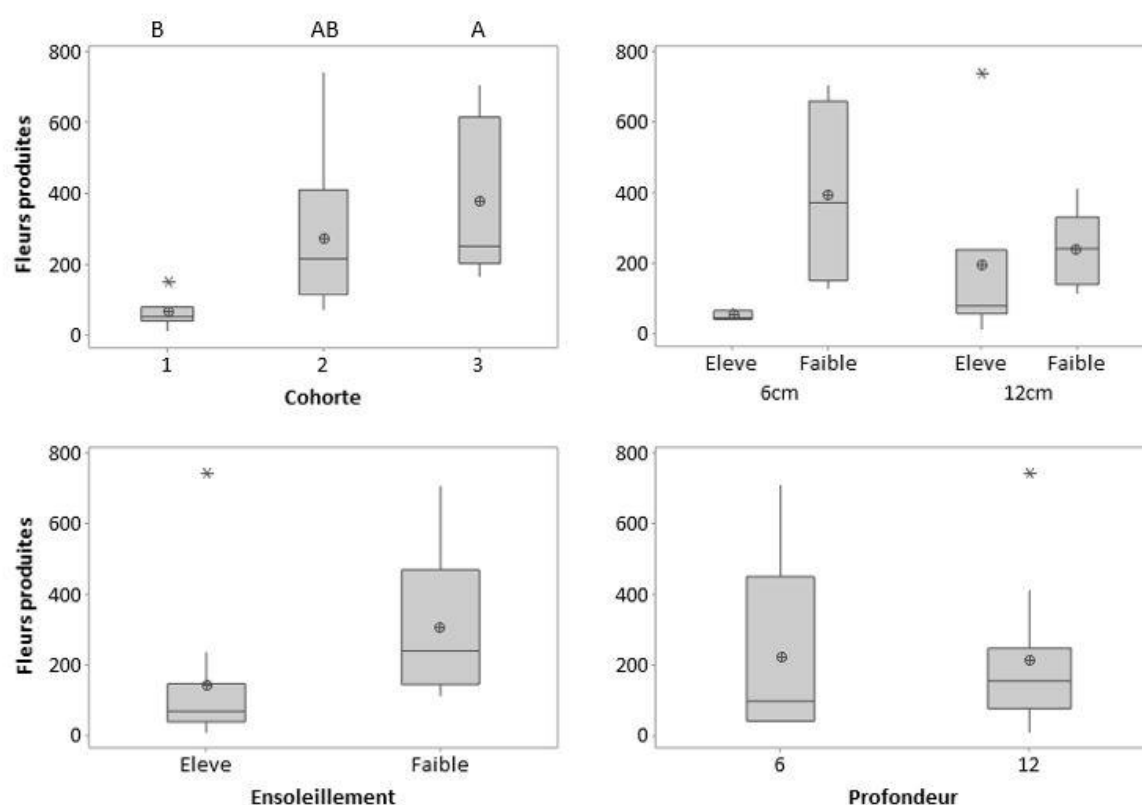


Figure 17 - Boxplots représentant le nombre de fleurs totales par individu produites selon les cohortes (haut à gauche), les variables environnementales combinées (haut à droite), l'ensoleillement (bas à gauche) et la profondeur (bas à droite). La largeur des boîtes est proportionnelle à l'effectif de l'échantillon. Les résultats du test de Tukey (95%) sont affichés en haut du cadre des situations ayant des moyennes significativement différentes.

Seuls 11 quadrats sur 20 présentent d'autres fleurs que la vipérine focale. La richesse spécifique de ces quadrats, sans compter la plante focale, vont de 0 à 3. Deux populations se forment donc, une population n'ayant pas d'autres fleurs dans le quadrat et une population avec la présence d'autres fleurs dans le quadrat. La diversité de fleurs ouvertes du quadrat autre que la vipérine focale est présentée (Tableau 3). Les espèces retrouvées le plus fréquemment dans les quadrats sont du *Sedum*

Tableau 3 - Diversité et effectif des unités florales des quadrats autre que les vipérines focales.

| Unités florales par quadrat | Effectif |
|-----------------------------|----------|
| 0 | 14 |
| 10 | 3 |
| 20 | 1 |
| 30 | 1 |
| 120 | 1 |

37

identifiées de 4 genres différents (*Episyrphus balteatus*, *Metasyrphus corollae*, *Metasyrphus luniger*, *Scaeva pyrastris* et *Sphaerophoria scripta*) (noms complets en annexe Tableau 22). Trois individus de cette même famille n'ont pas pu être identifiés dû à la mauvaise qualité ou à l'absence de photographie. Quelques Coléoptères (5% des visiteurs observés) ont également été vus sur les vipérines faisant partie de la famille des Coccinellidae et un individu de la famille des Cerambycidae. Les individus les plus observés sont *B. pascuorum*, *B. lapidarius* et *B. terrestris* (Tableau 4). Toutes les espèces présentées sont communes en Belgique (Rasmont et al., 2010).

Presque la moitié (49%) des visiteurs notés ont été observés sur les individus de la cohorte 2, les autres cohortes se répartissent le nombre de visiteurs, 23% pour la première cohorte et 28% pour la troisième (Tableau 4). Seuls des Hyménoptères ont été observés sur la cohorte 1, dont 95% sont des bourdons (n=20). Tous les ordres cités plus haut ont été observés sur les individus de la cohorte 2. 46 visiteurs ont été observés sur cette population végétale dont 80% de bourdons et 11% de syrphes. La tendance change pour la dernière cohorte, comprenant 26 visiteurs, où 58% des insectes observés sont des syrphes et 23% des bourdons.

Tableau 4 - Visiteurs de *Echium vulgare*. Ce tableau présente l'identité jusqu'à l'espèce et le nombre (Nb) de visiteurs des vipérines de la cohorte 1 (mi-mai), de la cohorte 2 (fin mai) et de la cohorte 3 (mi-juin) photographiés ou seulement notés ainsi que la proportion de ceux-ci regroupés selon leur groupe morphologique au sein de chaque cohorte (P) et au sein de l'ensemble des visiteurs (P).

| | Cohorte 1 | | Cohorte 2 | | Cohorte 3 | | Total | |
|------------------------------|-----------|------|-----------|------|-----------|------|-------|------|
| | Nb | P | Nb | P | Nb | P | Nb | P |
| Hyménoptères | | | | | | | | |
| (a) Bourdons | 23 | 0,96 | 37 | 0,80 | 6 | 0,23 | 66 | 0,69 |
| <i>Bombus</i> sp | 2 | | 5 | | | | 7 | |
| <i>Bombus lapidarius</i> | 10 | | 9 | | | | 19 | |
| <i>Bombus pascuorum</i> | 5 | | 14 | | 1 | | 20 | |
| <i>Bombus pratorum</i> | 2 | | | | | | 2 | |
| <i>Bombus terrestris</i> | 4 | | 9 | | 5 | | 18 | |
| (b) Autres Hyménoptères | 1 | 0,04 | 2 | 0,04 | 2 | 0,08 | 5 | 0,05 |
| <i>Anthophora</i> | | | | | | | | |
| <i>quadrimaculata</i> | 1 | | 2 | | | | 3 | |
| Non identifiés | | | | | 2 | | 2 | |
| Diptères | | | | | | | | |
| Syrphidae | | 0 | 5 | 0,11 | 15 | 0,58 | 20 | 0,21 |
| <i>Episyrphus balteatus</i> | | | | | 4 | | 4 | |
| <i>Metasyrphus corollae</i> | | | 3 | | 2 | | 5 | |
| <i>Metasyrphus luniger</i> | | | 1 | | 4 | | 5 | |
| <i>Scaeva pyrastris</i> | | | 1 | | 1 | | 2 | |
| <i>Sphaerophoria scripta</i> | | | | | 1 | | 1 | |
| Syrphidae N.I. | | | | | 3 | | 3 | |
| Coléoptères | | | 2 | 0,04 | 3 | 0,12 | 5 | 0,05 |
| Cerambycidae | | | 1 | | | | 1 | |
| Coccinellidae | | | 1 | | 3 | | 4 | |
| Total | 24 | 0,25 | 46 | 0,48 | 26 | 0,27 | 96 | 1 |

5.3.2.2 Nombre de visiteurs

Durant des observations de 10 minutes, les vipérines ont été visitées en moyenne par $1,2 \pm 1,1$ insectes ($N=84$), allant de 0 à 5 visiteurs. La moitié des périodes d'observation sont caractérisées par l'absence de visiteurs ou l'apparition d'un seul visiteur (Figure 19). Le nombre de fleurs ouvertes moyen pour les quatre observations de chaque individu varie entre 6 et 127 fleurs et en moyenne est de $37,7 \pm 30,5$ fleurs ouvertes. Le nombre de fleurs ouvertes d'un individu influence significativement le nombre de visiteurs reçu par celui-ci ($F=8,48$; $P= 0,005$; $R^2 = 9,8\%$) (Figure 20).

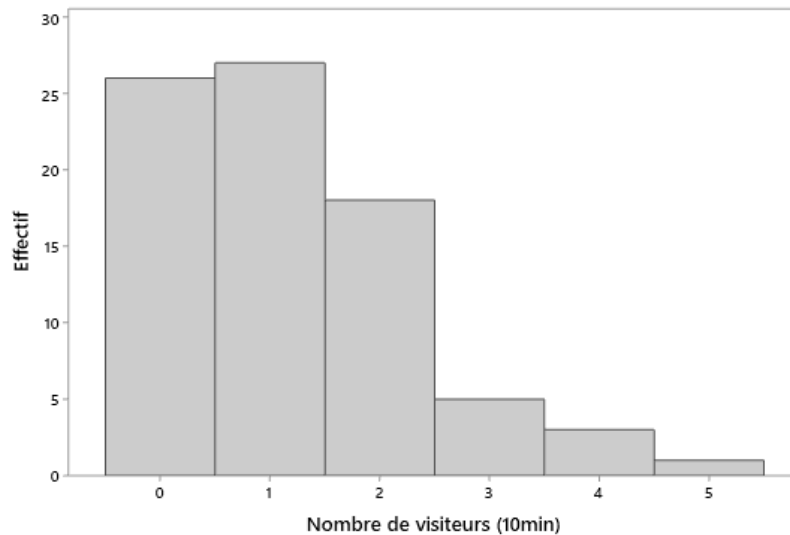


Figure 19 - Histogramme décrivant l'effectif du nombre de visiteurs de vipérines lors des périodes d'observations de 10 minutes ($N=80$).

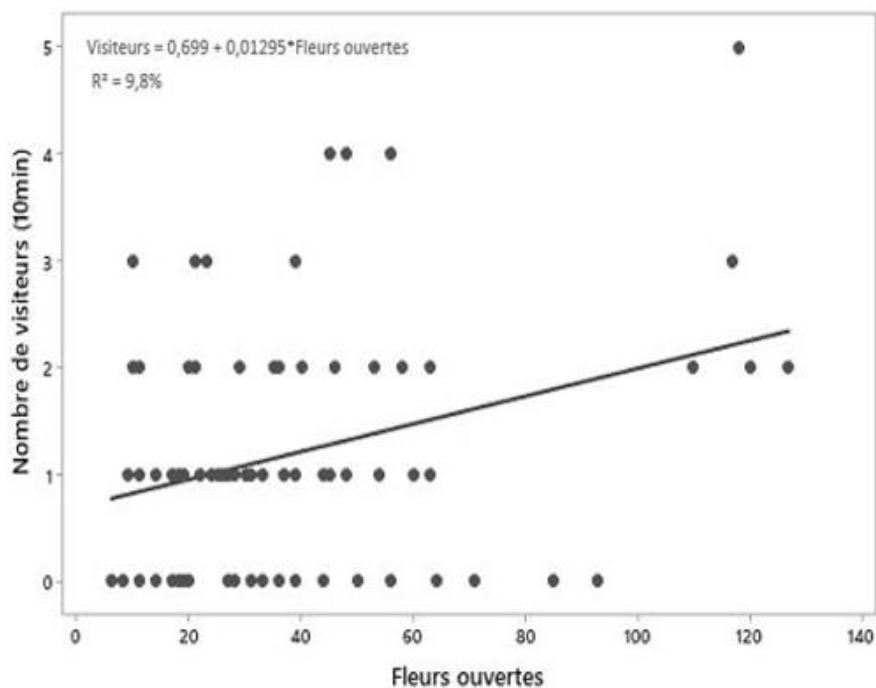


Figure 20 - Régression linéaire du nombre de visiteurs de vipérines selon le nombre de fleurs ouvertes.

Le nombre moyen de fleurs ouvertes lors des observations diffère très hautement significativement entre les cohortes ($F=8,93$; $P<0,001$). La cohorte 2 possède en moyenne plus de fleurs ouvertes ($52,9 \pm 33,7$) que la cohorte 1 ($25,3 \pm 16,7$ fleurs ouvertes). La cohorte 3 possède un nombre de fleurs ouvertes ($36,1 \pm 23,1$) significativement similaire aux cohortes 1 et 2 (Figure 22).

Les relations entre le nombre moyen de visiteurs par vipérine et le nombre de fleurs moyennes ouvertes diffèrent significativement entre les cohortes ($F=3,45$; $P=0,037$) (Figure 21). Les relations ne sont pas significatives pour les cohortes 1 ($F=2,11$; $P=0,156$) et 2 ($F=0,51$; $P=0,480$), tandis qu'elle l'est bien pour la cohorte 3 ($F=4,45$; $P=0,049$) (Figure 21).

Le nombre moyen d'insectes qui visitent les vipérines sont significativement similaires entre les cohortes lorsque l'on prend en compte l'effet du nombre de fleurs ouvertes ($F=2,59$; $P=0,082$). Toutes les moyennes, écart-types, médiane et effectifs du nombre moyen de fleurs ouvertes et du nombre moyen de visiteur par observation sont présentés dans le Tableau 5.

Tableau 5 - Nombre de fleurs ouvertes et nombre de visiteurs, total et par cohorte. Ce tableau reprend l'effectif de chaque population (N), la moyenne (m) accompagnée de son écart-type (σ) et la médiane de la population (Q2) du nombre de fleurs ouvertes de chaque vipérine à chaque observation et du nombre de visiteurs se présentant sur une période de 10 minutes.

| | N | Fleurs ouvertes | | | Visiteurs (10 min) | | |
|-----------|----|-----------------|----------|------|--------------------|----------|----|
| | | m | σ | Q2 | m | σ | Q2 |
| Total | 80 | 37,7 | 27,75 | 30,5 | 1,2 | 1,1 | 1 |
| Cohorte 1 | 32 | 25,34 | 33,67 | 20,5 | 0,7 | 0,7 | 1 |
| Cohorte 2 | 28 | 52,9 | 33,6 | 46 | 1,6 | 1 | 2 |
| Cohorte 3 | 20 | 36,1 | 23,1 | 33,5 | 1,3 | 1,5 | 1 |

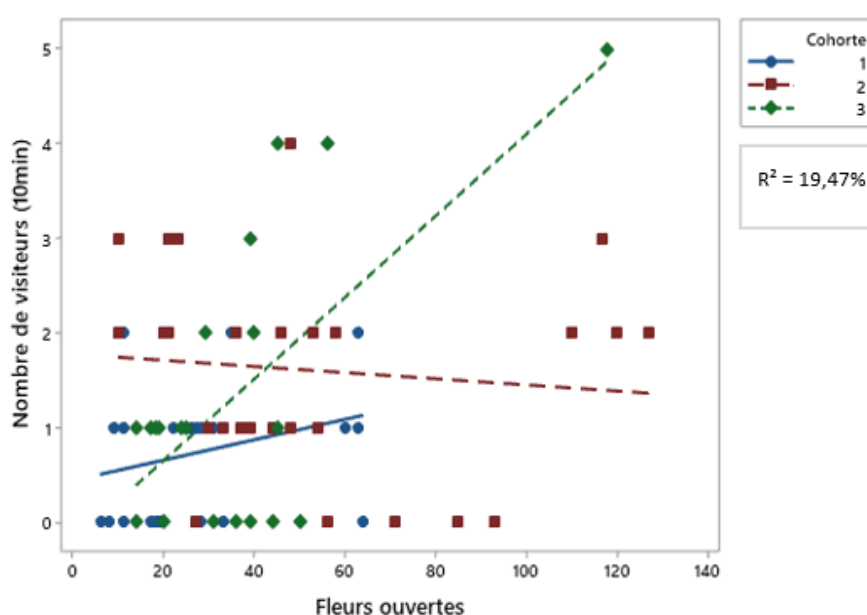


Figure 21 - Nuages de points et régression du nombre de visiteurs de vipérines en fonction du nombre de fleurs ouvertes sur une durée d'observation de 10 minutes. Seul la régression de la cohorte 3 est significative ($F=4,45$; $P=0,049$). Modèle de régression linéaire : $Racine\ carrée(visiteurs)=0,355 + 0,01479\text{ Fleurs ouvertes}$.

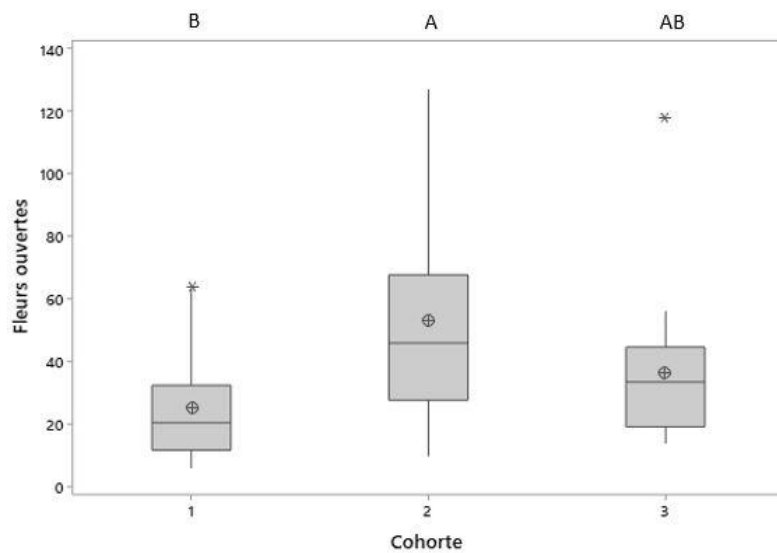


Figure 22 - Boxplots du nombre de fleurs ouvertes de vipérines lors des observations de visiteurs selon les cohortes. Les informations de groupement du test de Tukey (niveau de confiance de 95%) sont présentées en haut du graphique. La largeur des boîtes est proportionnelle à l'effectif de l'échantillon.

La relation entre le nombre de fleurs présentes au sein du quadrat, sans compter la vipérine focale, et le nombre de visiteurs de la vipérine focale n'est pas significative ($F=2,98$; $P=0,088$; $R^2= 3,68\%$) (Figure 23).

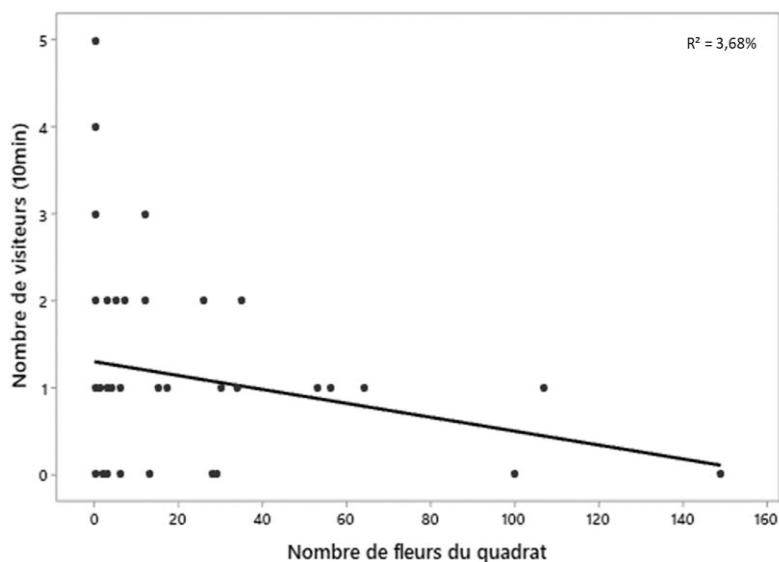


Figure 23 - Nuage de point du nombre de visiteurs de vipérines selon le nombre de fleurs ouvertes dans le quadrat. Modèle de régression linéaire :
 Racine carré (visiteurs) = $0,9270 - 0,00418 \times \text{Fleurs du quadrat}$. ($F=2,98$; $P=0,088$)

5.3.3 Production de fruits et de graines

Environ deux tiers (62%) des plants observés sont trouvés secs lors de la récolte pour le comptage de graines. La totalité des plants de la première cohorte sont trouvés secs, tandis que la totalité des plants de la dernière cohorte sont récoltés verts. La deuxième cohorte présente 4 individus morts sur pied et 3 individus toujours verts.

5.3.3.1 Taux de fructification

Le taux de fructification moyen par individu de la cohorte 3 ($67,6\% \pm 6,3\%$) est significativement plus élevé que le taux de fructification de la cohorte 1 ($15,6\% \pm 13,6\%$) et de la cohorte 2 ($30,6\% \pm 30,5\%$) ($F=8,78$; $P=0,003$) (Figure 24, Tableau 6). Le nombre de visiteurs observés n'explique significativement pas les variations du taux de fructification entre les cohortes ($F=0,24$; $P=0,633$).

Le taux de fructification moyen des individus récoltés secs de la deuxième cohorte est de $13,0\% \pm 12,5\%$ et de $54,0\% \pm 33,3\%$ pour les individus récoltés verts. Le taux de fructification des individus verts de la cohorte 2 et 3 sont significativement similaires ($F=0,88$; $P=0,385$).

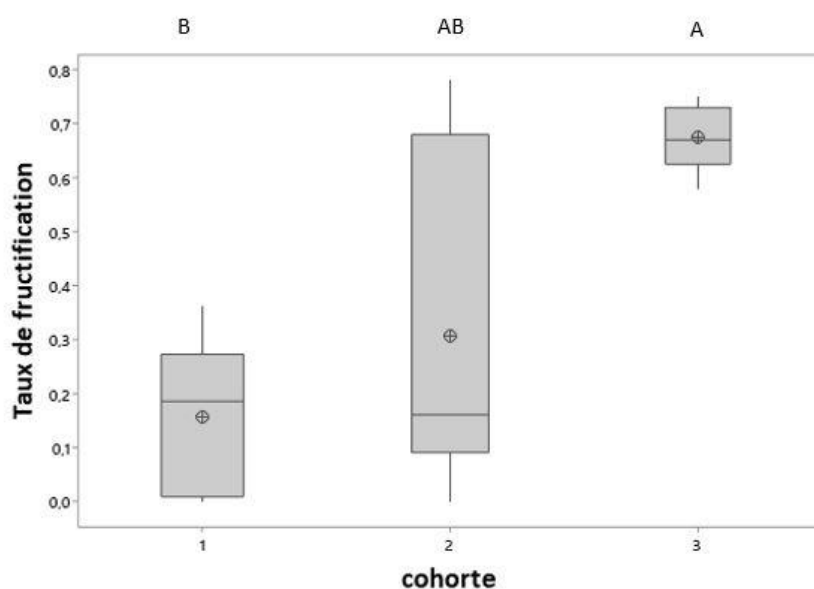


Figure 24 - Boxplot du taux de fructification de la cohorte 1 ($N=8$), cohorte 2 ($N=7$) et cohorte 3 ($N=5$). Les informations de groupement du test de Tukey (niveau de confiance de 95%) sont présentées en haut du graphique. La largeur des boîtes est proportionnelle à l'effectif de l'échantillon.

Il n'y a pas d'interaction entre la profondeur de substrat et l'ensoleillement pour expliquer la variation du taux de fructification ($F=0,71$; $P=0,411$). Les effets des variables environnementales sur le taux de fructification sont alors étudiés séparément. Le taux de fructification ne varie significativement pas selon la profondeur de substrat ($F=0,49$; $P=0,495$). Par contre, l'ensoleillement joue significativement sur le taux de fructification des vipérines ($F=5,14$; $P=0,037$). Les vipérines recevant un ensoleillement élevé possèdent un taux de fructification plus faible ($21,4\% \pm 19,7\%$) que celles bénéficiant de plus d'ombre ($49,0\% \pm 31,3\%$) (Figure 25). La relation du taux de fructification en fonction du nombre de visiteurs n'est pas significative, que ce soit en prenant compte l'ensoleillement ($F=5,14$; $P=0,037$) ou

la profondeur ($F= 0,49$; $P=0,495$) dans le modèle. Toutes les moyennes du taux de fructification, les écarts-types et des médianes de chaque situation sont présentés dans le Tableau 6.

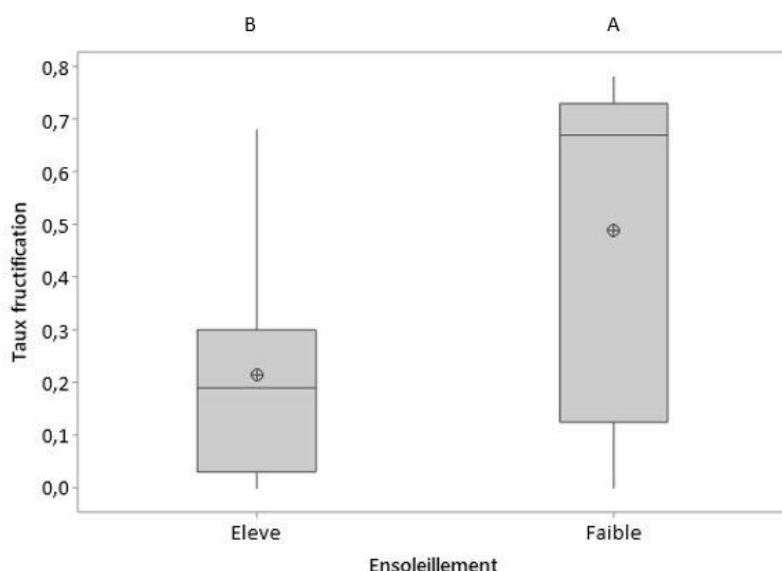


Figure 25- Boxplots du taux de fructification selon l'ensoleillement. Les informations de groupement du test de Tukey (niveau de confiance de 95%) sont présentées en haut du graphique. La largeur des boîtes est proportionnelle à l'effectif de la population.

5.3.3.2 Nombre de graines par fruit

La totalité des vipérines ont produits en moyenne $1,7 \pm 0,9$ graines sur quatre par fruit. Aucune différence significative n'est décelée entre les cohortes ($F= 2,45$; $P = 0,117$). Aucune différence significative n'est remarquée non plus au niveau de l'interaction entre les variables environnementales ($F=0,1$; $P=0,761$). Les mêmes conclusions se font également pour l'ensoleillement ($F=0,4$; $P=0,533$) et la profondeur ($F=0,3$; $P=0,588$) analysés séparément.

Tableau 6 - Production végétale selon les cohortes, l'ensoleillement, la profondeur et les variables environnementales combinées. Ce tableau présente le nombre moyen de fleurs produites au cours de la vie d'une vipérine, le taux de fructification moyen, le nombre de graines par fruit moyen et le taux de germination moyen par vipérine. Chaque moyenne (m) est accompagnée de son écart type (σ) et de la médiane (Q2) de la population.

| | N | Fleurs totales | | | Taux de fructification | | | Graines par fruit | | |
|------------------------------|----|----------------|----------|-------|------------------------|----------|------|-------------------|----------|-----|
| | | m | σ | Q2 | m | σ | Q2 | m | σ | Q2 |
| Total | 20 | 213,8 | 217,1 | 137 | 0,33 | 0,28 | 0,24 | 1,7 | 0,9 | 1,9 |
| Cohorte 1 | 8 | 60,9 | 41,3 | 50 | 0,16 | 0,14 | 0,19 | 1,6 | 1,2 | 1,9 |
| Cohorte 2 | 7 | 272,6 | 235 | 214 | 0,31 | 0,31 | 0,09 | 1,4 | 0,6 | 1,6 |
| Cohorte 3 | 5 | 376 | 229 | 249 | 0,68 | 0,06 | 0,67 | 2,5 | 0,4 | 2,4 |
| Ensoleillement élevé | 11 | 139,4 | 209,2 | 69 | 0,21 | 0,19 | 0,19 | 1,7 | 0,9 | 1,9 |
| Ensoleillement faible | 9 | 304,7 | 200,9 | 239 | 0,49 | 0,31 | 0,67 | 1,9 | 0,9 | 2 |
| 6 cm | 8 | 220,1 | 254,9 | 98 | 0,3 | 0,24 | 0,18 | 1,9 | 0,2 | 2 |
| 12 cm | 12 | 209,5 | 200 | 155 | 0,36 | 0,31 | 0,33 | 1,7 | 1,2 | 1,9 |
| Ensoleillement faible - 6cm | 4 | 393 | 269 | 370 | 0,41 | 0,33 | 0,42 | 1,8 | 0,3 | 1,8 |
| Ensoleillement faible - 12cm | 5 | 234,4 | 50,4 | 239 | 0,56 | 0,32 | 0,67 | 2 | 1,2 | 2,4 |
| Ensoleillement élevé - 6cm | 4 | 47,75 | 14,55 | 37,75 | 0,2 | 0,07 | 0,19 | 2 | 0,2 | 2,1 |
| Ensoleillement élevé - 12cm | 7 | 191,7 | 253 | 77 | 0,22 | 0,24 | 0,19 | 1,4 | 1,2 | 1,6 |

5.3.3.3 Taux de germination

Aucune graine considérée comme développée de la cohorte 1 n'a germé. Le taux de germination de la cohorte 2 (16% \pm 19%) est considéré comme égal à la cohorte 1 et à la cohorte 3 (35% \pm 17%) (Figure 26). La cohorte 3 diffère de manière hautement significative de la cohorte 1 ($F=7,88$; $P=0,005$).

Le taux de germination des individus récoltés secs de la cohorte 2 est nul (0,0% \pm 0,0%), tandis que le taux de germination des individus récoltés verts s'élève à 33,9% \pm 6,5%. Les taux de germination des individus verts sont ainsi similaires entre la cohorte 2 et 3 ($F= 0,02$; $P=0,906$).

Tableau 7 - Taux de germination selon les cohortes. L'effectif, la moyenne, l'écart type et la médiane sont présentés.

| | Taux de germination | | | |
|-----------|---------------------|------|----------|------|
| | N | m | σ | Q2 |
| Total | 17 | 0,16 | 0,19 | 0 |
| Cohorte 1 | 6 | 0 | 0 | 0 |
| Cohorte 2 | 6 | 0,16 | 0,19 | 0,14 |
| Cohorte 3 | 5 | 0,35 | 0,17 | 0,45 |

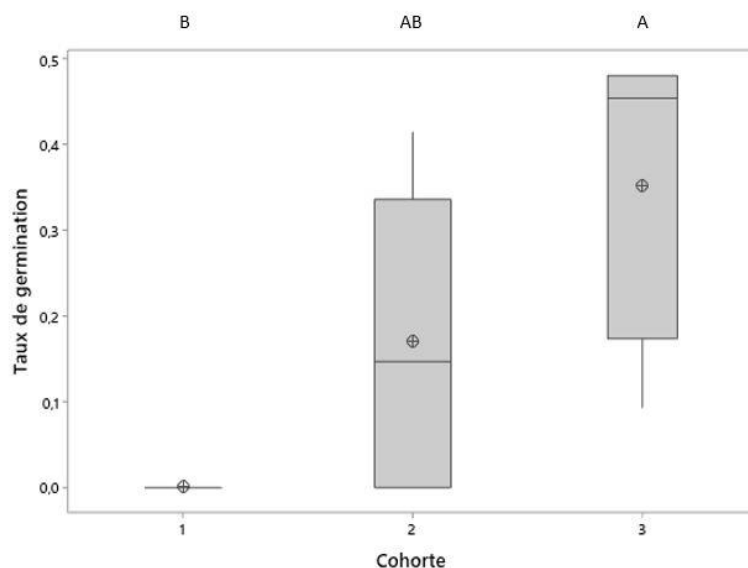


Figure 26 - Boxplot du taux de germination selon les cohortes. Les informations de groupement du test de Tukey (niveau de confiance de 95%) sont présentées en haut du graphique. La largeur des boîtes est proportionnelle à l'effectif de l'échantillon.

5.4 Discussion

5.4.1 Des vipérines sur une toiture végétale ?

Dans le cadre de la toiture végétale du TERRA durant le printemps 2020, la période de floraison (cohorte) a été le facteur majeur quant au succès de reproduction de la vipérine. Au niveau des conditions environnementales de la toiture, l'ensoleillement a influencé majoritairement la période de floraison des vipérines, donc la différenciation des cohortes, et a également affecté le taux de fructification. La première cohorte (mi-mai) a montré un succès de reproduction nul, c'est à dire un très faible taux de fructification et une germination nulle. Les individus qui ont fleuri mi-juin ont montré un meilleur succès de reproduction que la cohorte de mi-mai. En effet, ces individus ont produit plus de fleurs, ont montré un taux de fructification supérieur et un taux de germination plus élevé. La deuxième cohorte a montré des résultats intermédiaires. Le faible succès de reproduction dépend de la mortalité de près de la moitié des plants dû à la sécheresse. Ces plants ont développé des fruits mais qui n'ont pas atteint la maturité. La cohorte de juin a quant à elle bénéficié des précipitations du début du mois (Figure 13) et ses individus ont pu boucler leur cycle en atteignant la maturité des graines. Klinkhamer et al. (1994) a prouvé que le nombre de graines par plants de vipérine variait en fonction de la quantité d'eau reçue. Les résultats de la présente étude confirment ainsi ce fait. Le nombre de graines moyen par fruit n'a pas varié entre les cohortes. Cette même étude (Klinkhamer et al., 1994) indique que ce nombre n'est pas dépendant de la quantité d'eau reçue.

Les parcelles accueillant les individus de la première cohorte présentaient des densités plus élevées de plants de vipérines en fleurs lors des observations. Cela indique que les vipérines ont su se développer jusqu'à maturité dans ces conditions et produire des semences les années précédentes. Cette densité plus élevée peut être également une des causes de la haute mortalité des individus de la première cohorte, la compétition pour les ressources en eau était peut-être trop forte. Cette suggestion va à

l'encontre des propositions de Klemow et al. (1985) qui suggère que les plants d'*E. vulgare* sont résistants à la concurrence intense.

Les individus ayant fructifiés ont révélés un taux de germination moyen d'environ 30%. Ce taux est faible comparé aux résultats de germination de l'étude ayant utilisé les mêmes conditions de lumières et de températures de germination pour cette espèce (environ 70% de germination) (Klinkhamer et al., 1994). Cependant, il a été démontré que les graines d'*E. vulgare* peuvent rester dormantes pendant plusieurs mois à plusieurs années tout en étant dans des conditions favorables de germination (Klemow et al., 2002). Cela suggère que soit les graines sont restées dormantes, soit le taux de consanguinité est élevé en ayant été fertilisé de manière geitonogame. La dernière hypothèse suit les conclusions des études de Lennartsson (2002) et de Severns (2003), qui ont démontré que de petites populations végétales entomogames dans des milieux fragmentés sont plus sujettes à la consanguinité. Cela se traduit ensuite par une faible production de semences ou par un faible taux de germination. Cependant pour démontrer de manière fiable cette hypothèse, il aurait fallu ajouter un traitement de pollinisation manuelle.

Le développement des individus de vipérines sur les parcelles ayant un ensoleillement élevé risque d'être compromis les prochaines années surtout si les sécheresses continues à être récurrentes. Il serait ainsi intéressant d'étudier si la banque de graine du sol est suffisamment résiliente pour reformer une nouvelle population les années qui suivent les saisons de hautes sécheresses au sein des parcelles des individus n'ayant pas fructifiés.

Aucune des conditions testées sur la toiture n'a procuré un déficit de pollinisateurs des plants observés. Cela suggère que le succès de pollinisation est similaire pour toutes les cohortes et que les variations de fructifications sont uniquement dues aux conditions climatiques. Or, dans cette étude, seul le nombre de visiteurs par plant a été enregistré et non le nombre de visiteurs par fleurs, ce qui aurait permis d'évaluer de manière plus certaine le succès de pollinisation en liant le nombre de visites et la fructification par fleur. Cela n'a pas été réalisé pour des raisons logistiques. Il aurait été complexe de gérer les photographies et de compter le nombre de visites par fleurs simultanément.

Il est également notable qu'aucune espèce de pollinisateur d'*E. vulgare* ne prédomine parmi les autres, comme le confirment également les résultats de Delruelle et al. (2020) (Figure 27). Cela montre que cette espèce végétale peut être résiliente dans les conditions étudiées, en cas de changement de comportements de recherche de ressources d'une espèce butineuse ou de perte d'une espèce dans la communauté de pollinisateurs. Cela assure ainsi le succès de pollinisation de la vipérine.

La production de fleurs, le succès de pollinisation et le taux de fructification élevé couplés au taux de germination moyen de la cohorte 3 permettent de conclure qu'il est possible pour cette espèce de perdurer dans le temps sur une toiture végétale. En effet, comme l'affirment Klemow et al. (1985), *E. vulgare* est une espèce qui est capable de se maintenir pendant des décennies dans des milieux ouverts et improductifs. Les toitures végétales extensives peuvent être considérées comme tels milieux. La mortalité élevée des cohortes 1 et 2 suggère, par contre, que cette espèce n'est pas complètement résistante à des phénomènes extrêmes de sécheresse. Or, vu la répétition et l'intensité des sécheresses en Belgique et en Europe, il est nécessaire qu'elle bénéficie d'ombre et/ou d'arrosage pour garder un minimum d'humidité et se perpétuer. Les vipérines résistent aux climats chauds et humides mais peu aux climats complètement secs (Klemow et al., 2002). L'installation d'un gradient d'ombrage serait intéressant dans l'établissement de toitures vertes pour assurer plus de microclimats et permettre aux populations végétales d'élargir leur calendrier de floraison et de fructification. Cela leur assurerait une certaine résilience en cas de sécheresses ou d'autres événements extrêmes d'une année à l'autre. Afin de créer un ombrage artificiel contribuant à la biodiversité, on pourrait imaginer,

par exemple, d'installer sur les toitures, des murs végétaux ou des pergolas sur lesquels des plantes ayant un caractère xériques plus prononcé seraient installées. De plus, des arrosages ponctuels ou un système d'irrigation de récupération d'eau de pluie pourraient également être envisagés afin de garantir la viabilité des espèces végétales installées sur des toitures ne bénéficiant pas d'ombrage.

Utiliser cette espèce sur les toitures permettrait d'avoir des toitures végétales aux ressources florales élevées, sans demander trop d'effort de gestion. Le seul point de vigilance est l'apport d'eau si une sécheresse perdure, comme il a été le cas pour cette année.

5.4.2 L'attractivité de la vipérine sur une toiture ?

Comme dit précédemment, la variabilité d'ombrage a permis d'étendre la floraison de la population de vipérines au sein de la toiture étudiée. L'hétérogénéité environnementale de la toiture a donc permis à différentes communautés de pollinisateurs de bénéficier des ressources offertes par les vipérines, d'abord les bourdons et ensuite les syrphes. Cette conclusion rejoint les propos de Ksiazek-Mikenas et al. (2018) qui affirment que les microclimats permettent de maximiser la biodiversité des toitures. Les insectes observés sont des espèces communes et généralistes, comme les observations d'autres études sur la diversité d'arthropodes des toitures végétales (Froment et al., 2017; Kratschmer et al., 2018). Les vipérines ont donc fournis des ressources aux butineurs mais n'ont pas attiré des insectes oligolectiques, moins communs.

Les résultats de la présente étude indiquent que le nombre de visiteurs n'a pas varié selon la **densité florale de la communauté**. Cela suggère que les pollinisateurs ont été attirés majoritairement par les fleurs de vipérines. Les résultats de Delruelle et al. (2020), confirment cette hypothèse, *E. vulgare* est une des espèces les plus attractives aux insectes pollinisateurs de la toiture végétale étudiée. L'autre espèce végétale la plus attractive est le *S. acre*. Trop peu de quadrats avec cette espèce étaient présents pour pouvoir mener une hypothèse d'éventuels effets compétiteurs ou facilitateurs du *S. acre* sur la pollinisation des vipérines. Les individus de *S. acre* et de *E. vulgare* ont partagé trois espèces de pollinisateurs en commun (*B. lapidarius*, *B. terrestris* et *M. corollae*) sur un total de 8 espèces de pollinisateurs observés sur les fleurs de vipérines et 6 espèces sur les fleurs de *S. acre*, selon les résultats de Delruelle et al. (2020) (Figure 27). Cela montre que la vipérine ne partage pas tous ses pollinisateurs avec cette espèce de *Sedum*, et donc n'est pas complètement dépendante de l'attractivité des pollinisateurs au *S. acre*.

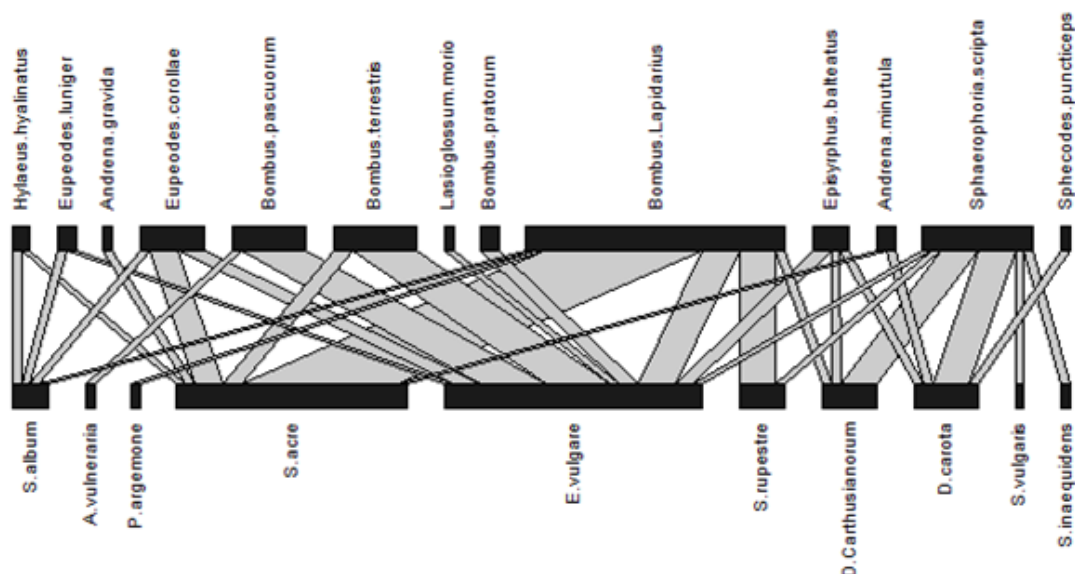


Figure 27- " Réseau de pollinisateurs de la toiture verte extensive du bâtiment TERRA (Gembloux 2020). Les cases supérieures correspondent aux pollinisateurs, les cases inférieures aux espèces végétales. La largeur des boîtes noires et des liens gris montrent respectivement l'importance relative des espèces et de leurs interactions. » (Delruelle et al., 2020)

Le nombre de visiteurs a été influencé par le nombre de fleurs ouvertes de vipérines, rejoignant les conclusions de Klinkhamer et al. (1990). Les parures florales des individus de la cohorte 3 sont plus développées que celles des individus de la cohorte 1. Les plants de vipérines de la cohorte 3, en offrant une plus grande quantité de ressources pour les pollinisateurs, augmentent leur attractivité envers eux et renforcent ainsi leur probabilité d'être visités. Or, aucune différence significative du nombre de visiteurs n'est révélée entre les cohortes. Les résultats de Delruelle et al. (2020), montrent que durant la période de mi-juin, lors de la floraison de la 3^e cohorte, l'abondance de pollinisateurs est bien moins élevée que lors de la floraison des deux premières cohortes (Figure 28). Cela suggère que cette recrudescence de fleurs par individu, a ainsi permis de compenser le faible effectif de pollinisateurs en étant des individus floraux plus attractifs.

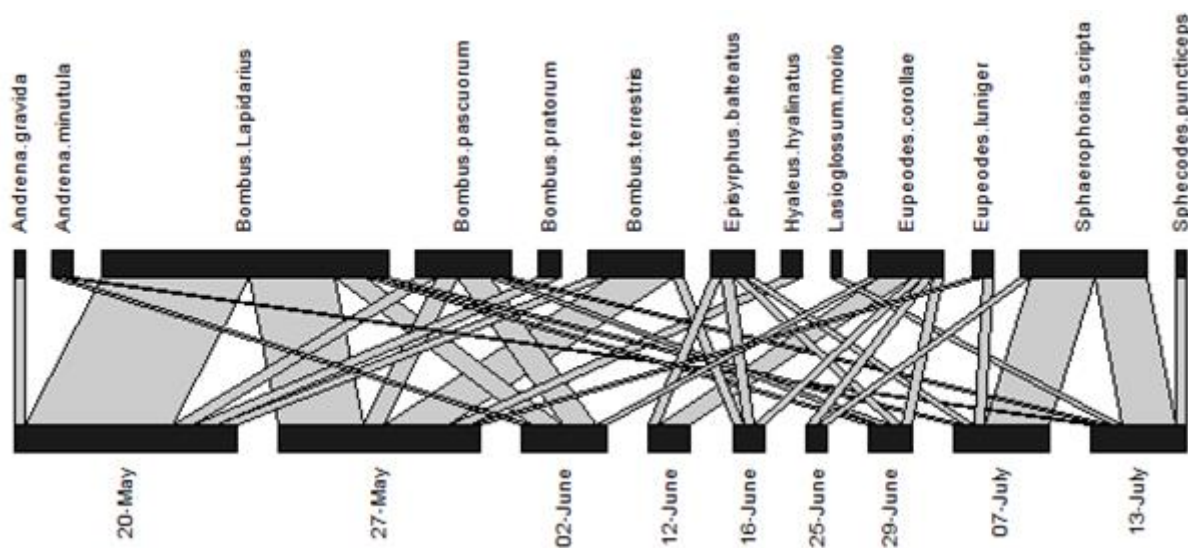


Figure 28- « Répartition des pollinisateurs tout au long de la saison de floraison sur le vaste toit vert du bâtiment TERRA (Gembloux, 2020). » (Delruelle et al., 2020)

6 Reconnaissance d'images d'insectes

6.1 Objectifs spécifiques

Cette partie de l'étude vise premièrement à décrire et comparer les variabilités potentielles des performances au sein de deux logiciels de reconnaissance d'image (*Seek* et *ObsIdentify*) utilisés pour l'identification d'insectes observés sur la toiture végétale du TERRA. Les performances sont évaluées selon la précision des identifications par niveau taxonomique selon le contexte d'acquisition d'image (terrain et laboratoire), le matériel photographique (smartphone et caméra numérique), le groupe entomologique photographié (bourdons, syrphes) et l'angle de capture.

Deuxièmement, cette étude a comme but de décrire et d'expliquer quels facteurs ont le plus d'influence sur la résolution taxonomique des identifications correctes proposées par les logiciels de reconnaissance. Les facteurs étudiés sont le contexte d'acquisition d'images (terrain ou laboratoire), le matériel photographique (smartphone et caméra numérique), le groupe entomologique cible (bourdons et syrphes), les caractéristiques de l'image et l'angle de capture.

6.2 Matériel et méthode

6.2.1 Choix et description des logiciels

Les logiciels retenus pour cette étude sont choisis sur base de plusieurs critères. Le premier critère est la langue d'utilisation (anglaise ou française). Le second est le lien du logiciel avec des projets de sciences participatives, et donc l'utilisation des données partagées. Le troisième critère est la date de parution du logiciel, les logiciels proposant des versions Beta n'ont pas été retenus. Le quatrième s'est penché sur l'avis global des utilisateurs. Les logiciels proposant leurs services librement ont été préférés.

Suite à cette recherche, les logiciels jugés les plus adaptés à l'étude sont *ObsIdentify* et *Seek*. De plus, *ObsIdentify* a été préféré car il démarre d'une initiative belge. Il a ainsi été construit sur une base de données d'espèces présentes sur le territoire de l'étude.

L'application *ObsIdentify* permet d'ajouter jusqu'à quatre images d'un individu pour sa reconnaissance tandis que l'application *Seek* utilise une photographie unique ou un scan instantané de l'individu à reconnaître. Pour permettre la comparaison des deux logiciels, une seule photographie à la fois est insérée dans les applications.

L'application *ObsIdentify* propose plusieurs identifications avec un pourcentage de confiance tandis que l'application *Seek* propose une seule identification (Figure 29). Ce pourcentage de confiance est enregistré. Pour permettre la comparaison des logiciels, l'identification ayant le plus haut pourcentage de confiance est enregistrée pour l'application *ObsIdentify*. Si plusieurs propositions ont un pourcentage similaire, l'identification correcte ou la plus proche (en niveau taxonomique) de la réalité est enregistrée. Les niveaux de confiance de chaque identification proposée par l'application *Seek* sont donc enregistrés comme étant de 100%.

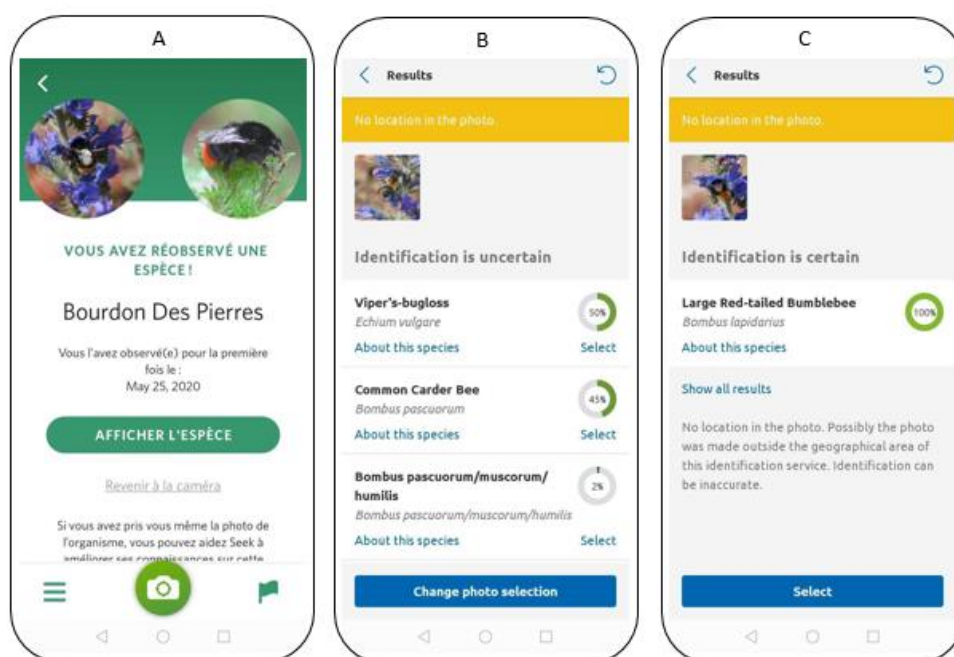


Figure 29- Illustrations des interfaces des applications : (A) Seek et (B, C) ObsIdentify. Différents degrés de confiances proposés pour l'application ObsIdentify (B) et (C).

6.2.2 Collectes des données

6.2.2.1 Acquisition des photographies de terrain

Les pollinisateurs visitant les vipérines focales (cf. point 5) ont été photographiés à l'aide d'un smartphone (HUAWEI Y6 Pro 2019, caméra 13 mégapixels) et d'un appareil photo numérique couleur (Canon 400D avec objectif 18-55mm, 10 mégapixels), de manière alternée. Un maximum de photographies a été réalisé par butineur pour garantir d'avoir, au moins, trois images par individu validées pour l'utilisation des applications. Les photographies sont donc triées et sélectionnées selon des critères visuels. Les images sélectionnées sont celles dont la mise au point est bien réglée sur l'insecte (netteté), où il n'y a pas de déformation flagrante de l'insecte et où ce dernier est le plus visible. Les trois images sélectionnées ont, quand cela était possible, des angles de vue différents. L'angle de capture de l'insecte est également noté pour chaque image sélectionnée (profil, bas, haut ou face).

Avant de les insérer dans les applications, les photographies ont été rognées manuellement en carré de telle sorte que l'insecte soit centré et qu'il remplisse un maximum le carré central lorsque l'image est divisée en 9 (Figure 30). Cette étape est nécessaire pour que les applications focalisent leur reconnaissance sur l'insecte et non sur la plante. La résolution de chaque image est alors notée.

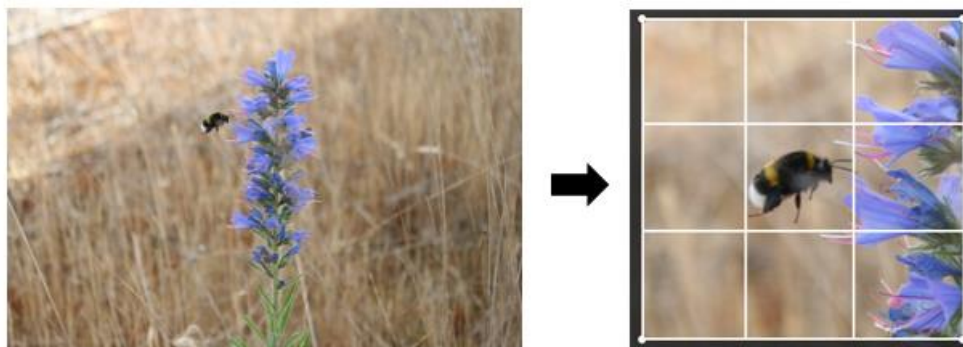


Figure 30- Illustration du rognage des photographies de terrain en focalisant l'insecte.

Une autre étude visant à décrire la communauté de pollinisateurs présente sur la toiture végétale du TERRA (Delruelle & al, 2020) a eu lieu simultanément à la présente recherche. Les insectes ont été capturés au filet et ensuite identifiés jusqu'à l'espèce au binoculaire à l'aide de clés dichotomiques. Cette étude a permis de caractériser de manière traditionnelle les guildes de pollinisateurs observés sur la toiture. La communauté de pollinisateurs étant faiblement diversifiée, il est supposé ici que les espèces photographiées sont identiques à cette guildes. Les identifications de l'étude de Delruelle & al. (2020) sont donc utilisées comme base pour la validation des identifications proposées par les logiciels de reconnaissance et permettent ainsi d'optimiser le nombre de captures d'insectes en le réduisant au minimum. L'avis d'experts pour les images de syrphes a également été nécessaire pour confirmer de manière certaine les identifications.

6.2.2.2 Acquisition des photographies de laboratoire

Cinq espèces observées sur la toiture ont été sélectionnées pour cette question de recherche, trois espèces de bourdons (*Bombus terrestris*, *Bombus pratorum*, *Bombus lapidarius*) et deux espèces de syrphes (*Episyrphus balteatus* et *Metasyrphus corollae*) afin de tester l'identification des applications de deux groupes entomologiques morphologiquement différents. La classification taxonomique utilisée est précisée en annexe (Tableau 23). Les espèces ont été choisies en fonction des images de terrain. Les espèces ayant le plus de photographies et ayant suffisamment de répétitions par angle ont été gardées (Tableau 8).

Tableau 8 - Nombre total d'images de terrain par espèce selon les angles de capture.

| | Dos | Face | Haut | Profil | Total |
|----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Bourdons | 11 | 12 | 35 | 78 | 136 |
| <i>B. lapidarius</i> | 4 | 2 | 14 | 29 | 49 |
| <i>B. pascuorum</i> | 4 | 7 | 10 | 26 | 47 |
| <i>B. pratorum</i> | 1 | | | 2 | 3 |
| <i>B. terrestris</i> | 2 | 3 | 11 | 21 | 37 |
| Syrphes | 1 | 5 | 13 | 18 | 37 |
| <i>E. balteatus</i> | 1 | | 1 | 5 | 6 |
| <i>M. corollae</i> | | 2 | 8 | 7 | 18 |
| <i>M. luniger</i> | | | 2 | | 2 |
| <i>S. pyrastris</i> | 1 | 2 | 1 | 4 | 9 |
| <i>S. scripta</i> | | 1 | | 1 | 2 |
| Total | 12 | 17 | 48 | 96 | 173 |

Les individus capturés et épinglés de Delruelle & al. (2020) durant les semaines similaires aux périodes d'observation de la présente étude sont photographiés dans des conditions de laboratoire. Des insectes de la collection entomologique de Gembloux Agro-Bio Tech ont également été photographiés (*B. terrestris*, *B. pascuorum* et *E. balteatus*), permettant un plus grand nombre de répétitions (5 individus épinglés en bon état par espèce) des espèces cibles observées sur la toiture. Ces insectes de collection permettent ainsi de ne pas collecter de nouveaux individus et ne pas dégrader la biodiversité actuelle. Les insectes sont photographiés à l'aide du même smartphone et du même appareil photo numérique couleur présentés à la section précédente, sous 4 angles (face, profil, arrière et dos) (Figure 31). La distance focale des appareils est de 14 cm et cinq individus de chaque espèce sont photographiés.



Figure 31- Illustration des photographies en laboratoire et des angles de capture (*B. terrestris*) des insectes capturés et des collections du conservatoire entomologique de Gembloux.

Au total, 226 images sont utilisées pour l'analyse, dont 100 images de collection et 126 images de terrain (Tableau 9).

Tableau 9 - Nombre d'images identifiées utilisées pour les analyses

| | Collection | Terrain | Total |
|----------------------|------------|------------|------------|
| Bourdons | 60 | 111 | 171 |
| <i>B. lapidarius</i> | 20 | 42 | 62 |
| <i>B. pascuorum</i> | 20 | 37 | 57 |
| <i>B. terrestris</i> | 20 | 32 | 52 |
| Syrphes | 40 | 15 | 55 |
| <i>E. balteatus</i> | 20 | 6 | 26 |
| <i>M. corollae</i> | 20 | 9 | 29 |
| Total | 100 | 126 | 226 |

Un autre jeu de données, uniquement basé sur des photographies de collection est également utilisé pour tester les effets du zoom sur les identifications proposées. Les images sont des photographies d'individus épinglés de *B. terrestris*, *B. pascuorum*, *E. balteatus*, *Eristalis tenax* et d'*Eristalis arbustorum* (noms complet en annexe, Tableau 22). Ces individus (5 par espèce) ont été photographiés de haut à l'aide d'un IPHONE 11, ayant comme résolution d'appareil photo 12 mégapixels. La distance focale est de 12cm et 4 niveaux de zoom ont été appliqués (X1, X2, X4 et X8). Cette collection comprend donc 100 images.

6.2.2.3 Insertion dans les applications et résolution taxonomique

Toutes les photographies sélectionnées sont ensuite insérées dans les logiciels *Seek* et *ObsIdentify*.

L'identification donnée par l'application est notée pour chaque image, ainsi que son niveau taxonomique. Afin de caractériser la résolution taxonomique de l'identification, un chiffre est attribué à chaque niveau taxonomique, le règne étant le numéro 1 et l'espèce, le numéro 13 (Tableau 10).

Tableau 10 - Indices attribués pour chaque niveau taxonomique considéré dans cette étude.

| Niveau taxonomique | indice attribué | Niveau taxonomique | indice attribué |
|--------------------|-----------------|----------------------|-----------------|
| Règne | 1 | Infra-ordre | 8 |
| Embranchement | 2 | Super-famille | 9 |
| Sous-embranchement | 3 | Famille | 10 |
| Classe | 4 | Sous-famille | 11 |
| Sous-classe | 5 | Genre | 12 |
| Ordre | 6 | Espèce | 13 |
| Sous-ordre | 7 | Pas d'identification | 0 |

La confirmation de l'identification est notée (vrai/faux). Lorsque l'identification est fautive, l'écart taxonomique erroné est noté. Ce score représente l'écart taxonomique entre l'identification fautive et la réalité. Par exemple, une image de *B. terrestris* qui a reçu comme résultat une espèce de syrpe, aura un écart taxonomique de 8 car 8 niveaux taxonomiques sont faux dans la proposition

d'identification. Lorsque l'application ne donne aucune identification, le résultat est enregistré comme étant fausse avec un niveau taxonomique donné égal à 0.

6.2.2.4 Performances de reconnaissance

La précision de la classification est évaluée par niveau taxonomique (i) et par groupe morphologique. La *Figure 32* illustre les notions de résultats *vrais positifs*, *faux positifs*, *faux négatifs* et *vrais négatifs*. La précision est définie comme étant le rapport entre le nombre d'identifications correctes du taxon i ($Vrai\ positif_{(i)}$) et le nombre total d'identifications données comme faisant partie du taxon i ($Vrai\ positif_{(i)} + Faux\ positif_{(i)}$) (Hansen et al., 2020). Dans cette étude pour éviter toute confusion, ce pourcentage est appelé « *proportion de vrais positifs* ».

$$VP(i) = \frac{Vrai\ positif(i)}{(Vrai\ positif + Faux\ positif)(i)}$$

Le nombre d'identifications correctes par niveau taxonomique (i) par rapport à l'entièreté des identifications, tous niveaux taxonomiques confondus (t) est également calculé. Cette proportion est nommée dans cette étude « *proportion des identifications correctes* ».

$$P(i) = \frac{Vrai\ positif(i)}{(Vrai\ positif + Faux\ positif)(t)}$$

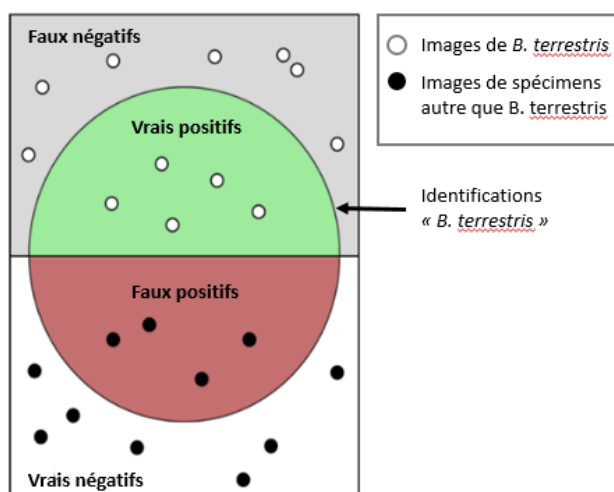


Figure 32 - Illustration des identifications vraies positives, vraies négatives, fausses négatives et fausses positives

6.2.3 Analyses des données

6.2.3.1 Contexte d'acquisition d'images

Afin d'évaluer l'effet du contexte d'acquisition d'images sur les identifications données par les applications, seules les images ayant des prises de vue de haut et de profil sont gardées car les autres angles n'ont pas assez de répétitions au sein des images de terrain (Tableau 8). Une AV2 pour chaque logiciel est réalisée sur l'indice moyen du **niveau taxonomique** des identifications regroupées par contexte et par groupe morphologique (bourdon, syrphé). Les facteurs croisés fixes sont le contexte d'acquisition et le groupe morphologique. Ensuite la même analyse est réalisée selon le contexte d'acquisition d'images et l'espèce.

La variabilité de la résolution taxonomique des identifications du logiciel *ObsIdentify* étant presque nulle, les analyses pour ce logiciel se font sur base du **pourcentage de confiance** donné par identification correcte. Une AV2 est réalisée pour comparer le pourcentage de confiance des identifications correctes selon le contexte d'acquisition d'images et le groupe morphologique des identifications correctes du logiciel *ObsIdentify*. Ensuite la même analyse est réalisée selon le contexte d'acquisition d'images et l'espèce.

6.2.3.2 Angles de capture

Afin de détecter un potentiel effet de l'angle de capture sur les identifications, les indices de niveaux taxonomiques des identifications correctes de l'application *Seek* sont analysés. Pour cela, une ANOVA (AV1) est réalisée avec comme facteur l'angle de capture. La même analyse est réalisée avec comme données le pourcentage de confiance des identifications pour l'application *ObsIdentify*.

6.2.3.3 Appareils photographiques

La résolution moyenne pour chaque appareil photo est calculée après le recadrage des images. Une AV1 est utilisée pour comparer les nouvelles résolutions moyennes par appareil.

La résolution taxonomique est également testée selon l'appareil photographique utilisé et le groupe morphologique à l'aide d'une AV2 pour l'application *Seek*.

Le pourcentage de confiance est testé selon l'appareil photographique et le groupe morphologique pour l'application *ObsIdentify* en suivant une AV2.

6.2.3.4 Niveau de zoom

Une AV2 est utilisée afin de comparer la résolution taxonomique des identifications en fonction du zoom par groupe entomologique. Cette analyse est réalisée uniquement sur les images de collections et au moyen de l'application *Seek*. Ce facteur n'a pas été testé sur l'application *ObsIdentify*, par manque de temps.

Les données de résolutions taxonomiques pour l'application *Seek* sont transformées en logarithme pour assurer la normalité de la population.

6.2.3.5 Logiciel et tests utilisés

Toutes les analyses sont réalisées au moyen du logiciel MINITAB 19. Afin de vérifier les conditions de normalité, le test d'Anderson-Darling est utilisé. Afin de vérifier l'homoscédasticité, le test de Levene est utilisé. Pour finir, afin de structurer les moyennes significativement différentes, le test de Tukey est utilisé à un intervalle de confiance de 95%.

6.3 Résultats

6.3.1 Général

6.3.1.1 Seek

L'application *Seek* a donné des identifications à tous les niveaux taxonomiques sauf au niveau du sous-ordre. Parmi toutes les identifications proposées par l'application *Seek*, 89% d'entre elles sont correctes (Tableau 11). Le niveau taxonomique le plus représenté est la sous-classe (N=135), s'ensuit le genre (N=97) et puis l'espèce (N=72) (Tableau 11). Ces niveaux taxonomiques sont ceux qui ont reçu la plus grande proportion d'identifications correctes, mais n'atteignent pas des résultats très probants. En effet, parmi toutes les identifications, seules 13% ont été identifiées correctement jusqu'à l'espèce, et 22% jusqu'au genre (Figure 33).

Par niveau taxonomique la proportion de vrais positifs du niveau *espèce*, *genre* et *sous-classe* est élevée, respectivement 74%, 94% et 100% (Tableau 11). L'écart taxonomique erroné des résultats allant jusqu'à l'espèce est en moyenne de $2,4 \pm 2,6$.

Une meilleure proportion de vrais positifs est révélée sur les images de bourdons (93%) comparé aux images de syrphes (82%), tous niveaux taxonomiques confondus. La proportion de vrais positifs des images de syrphes du niveau *espèce* a atteint seulement 54%, les images de bourdons ont atteint 83%. La quasi-totalité des identifications des images de bourdons du niveau *genre* sont vraies positives (99%) et seulement la moitié (55%) pour les images de syrphes (Tableau 11).

Tableau 11 – Proportion de vrais positif de l'application *Seek* selon le groupe morphologique et total. L'effectif total des identifications données (vrais positifs et faux positifs) par niveau taxonomique (i) est précisé, N(i).

| Seek | N(i) | Bourdons | Syrphes | Total |
|--------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| Règne | 10 | 0,88 | 1,00 | 0,90 |
| Embranchement | 14 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Sous-embranchement | 5 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Classe | 11 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Sous-classe | 135 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Ordre | 13 | 0,00 | 0,73 | 0,62 |
| Sous-ordre | 0 | | | |
| Infra-ordre | 4 | 0,75 | | 0,75 |
| Super-famille | 12 | 1,00 | 0,00 | 0,83 |
| Famille | 12 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Sous-famille | 20 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Genre | 97 | 0,99 | 0,55 | 0,94 |
| Espèce | 72 | 0,83 | 0,54 | 0,74 |
| Total | 416 | 0,93 | 0,82 | 0,89 |

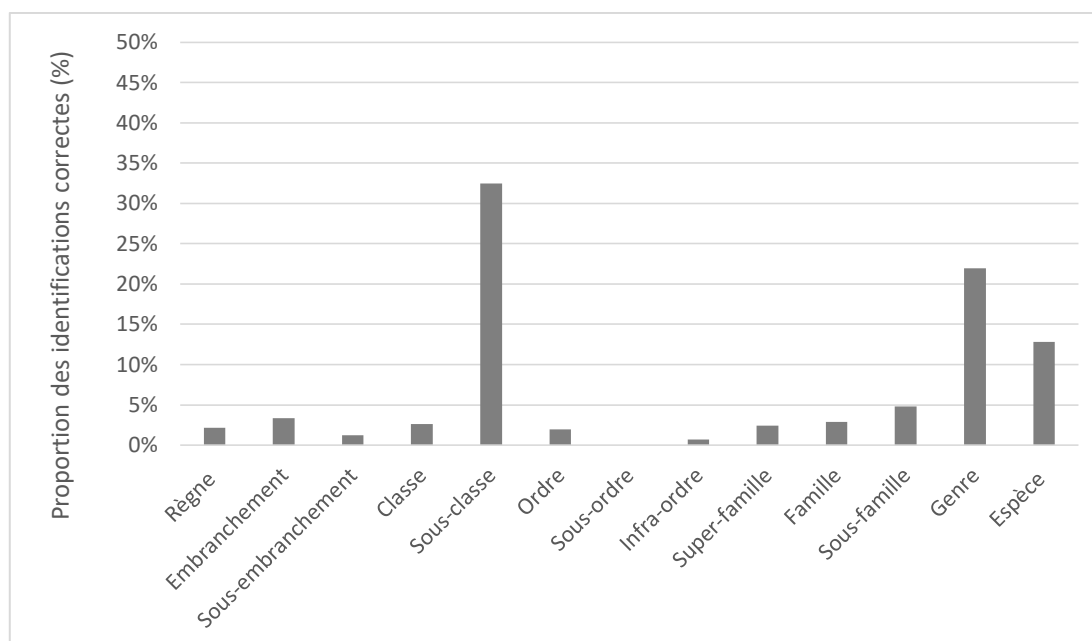


Figure 33- Proportion des vraies positives de l'application Seek selon le niveau taxonomique donné.

6.3.1.2 ObsIdentify

La quasi-totalité des identifications données par l'application *ObsIdentify* sont au niveau de l'espèce (N=386), mais seulement 47% de celles-ci sont correctes (Tableau 12). La proportion d'identifications correctes sur la totalité est alors très similaire (44%) (Figure 34). La proportion de vrais positifs augmente légèrement pour les identifications données au niveau du genre (56% ; N=9), et diminue légèrement sur les identifications données au niveau de la super-famille (40% ; N=5). Les identifications données à d'autres niveaux taxonomiques (classe, ordre, sous-ordre) ont une proportion de vrais positifs nulle (Tableau 12). L'écart taxonomique erroné des résultats allant jusqu'à l'espèce est en moyenne de $5,7 \pm 3,5$.

Une meilleure proportion de vrais positifs du niveau espèce est observée sur les images de bourdons (53%) comparé aux images de syrphes (36%) (Tableau 12).

Tableau 12- Proportion de vrais positif de l'application *ObsIdentify* selon le groupe morphologique et total. L'effectif total des identifications données (vrais positifs et faux positifs) par niveau taxonomique (i) est précisé, N(i).

| ObsIdentify | N(i) | Bourdons | Syrphes | Total |
|--------------------|-------------|-----------------|----------------|--------------|
| Classe | 7 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Sous-classe | 0 | | | |
| Ordre | 4 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Sous-ordre | 2 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Infra-ordre | 0 | | | |
| Super-famille | 0 | | | |
| Famille | 5 | 0,00 | 0,50 | 0,40 |
| Sous-famille | 0 | | | |
| Genre | 9 | 0,00 | 0,63 | 0,56 |
| Espèce | 386 | 0,53 | 0,36 | 0,47 |
| Total | 416 | 0,51 | 0,35 | 0,45 |

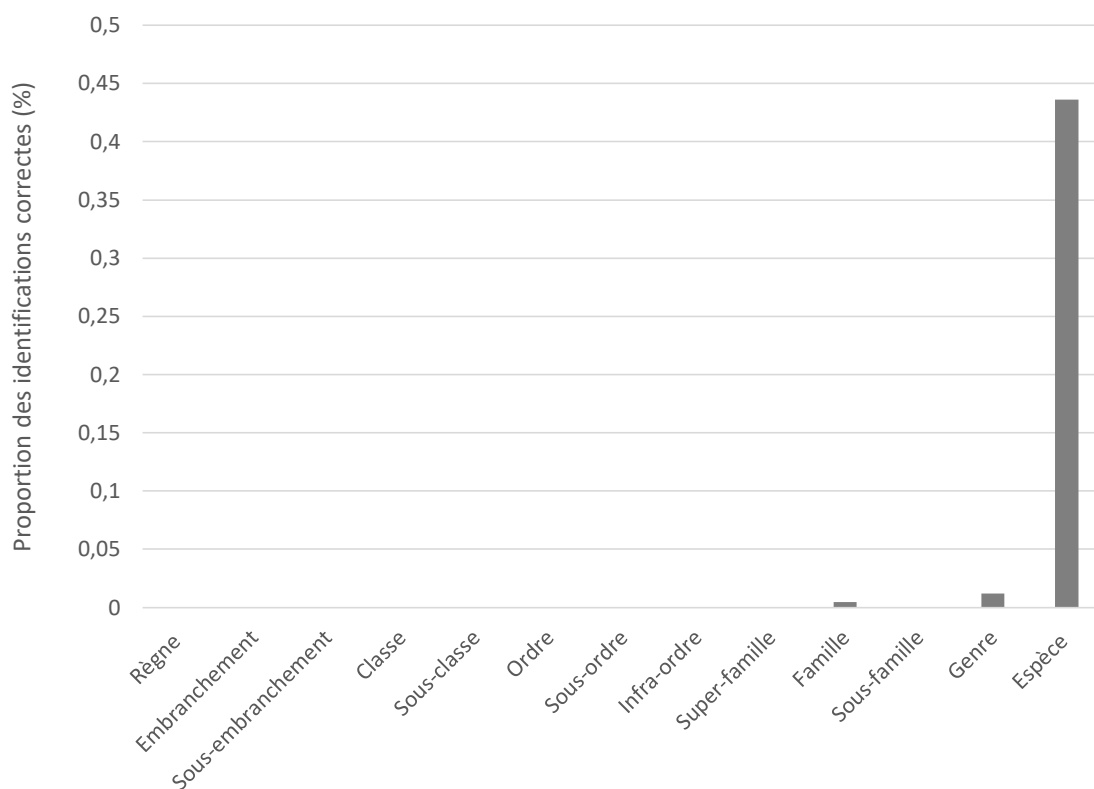


Figure 34 - Proportion des identifications correctes données par l'application ObsIdentify.

6.3.2 Contexte d'acquisition d'images

6.3.2.1 Seek

L'application *Seek* a révélé un succès d'identification, tous niveaux taxonomiques confondus de 97% pour les images de terrain et de 75% pour les images de collection (Tableau 13). L'intégralité des identifications des images de syrphes prises sur le terrain sont correctes et quasi la totalité des identifications des images de bourdons sont correctes (96%), tous niveaux taxonomiques confondus (Tableau 13).

La proportion de vrais positifs du niveau espèce est élevée à 93% pour les images de terrain et est nulle pour les images de collection (Tableau 13).

Parmi les images de terrain, l'intégralité des identifications, tous niveaux taxonomiques confondus, de syrphes sont correctes et la quasi-totalité des identifications d'espèces de bourdons le sont également (92%) (Tableau 13). Le succès des identifications au sein du genre est également remarquable pour les images de terrain et les images de bourdons de collection, aucune erreur n'a été commise. Les identifications de ce niveau taxonomique des images de syrphes de collection sont à l'inverse toutes fausses. Les identifications données jusqu'à la sous-famille sont, elles, concluantes pour toutes les images de collection, 100% pour les images de bourdons et 75% pour les images de syrphes. Seules des images de bourdons de terrain ont été identifiées à ce niveau de taxonomie, et les identifications sont entièrement correctes (Tableau 13). Au sein des images de terrain, la proportion d'identifications correctes jusqu'à l'espèce des images de bourdons est de 32% et de 34% pour les images de syrphes.

Tableau 13 - Proportion de vrais positifs de l'application Seek selon le contexte d'acquisition et le groupe morphologique. Les effectifs totaux des identifications données (vrais positifs et faux positifs) par niveau taxonomique (i) et selon le contexte d'acquisition sont précisés (N).

| | Collection | | | | Terrain | | | |
|--------------------|------------|---------|--------|-------|---------|---------|--------|-------|
| | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total |
| Règne | 2 | 0,5 | | 0,50 | 3 | 1,00 | | 1,00 |
| Embranchement | 2 | 1,00 | | 1,00 | 1 | 1,00 | | 1,00 |
| Sous-embranchement | 2 | 1,00 | | 1,00 | | 0,00 | | 0,00 |
| Classe | 3 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | 0,00 |
| Sous-classe | 30 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 10 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Ordre | 5 | 0,00 | 1,00 | 0,60 | | 0,00 | | 0,00 |
| Sous-ordre | | | | | | | | |
| Infra-ordre | 4 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | | 0,00 | | 0,00 |
| Super-famille | 5 | 1,00 | 0,00 | 1,00 | 2 | 1,00 | | 1,00 |
| Famille | 1 | | 1,00 | 1,00 | 7 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Sous-famille | 8 | 1,00 | 0,75 | 0,88 | 7 | 1,00 | | 1,00 |
| Genre | 24 | 1,00 | 0,00 | 0,71 | 51 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Espèce | 14 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 44 | 0,92 | 1,00 | 0,93 |
| Total | 100 | 0,92 | 0,50 | 0,75 | 126 | 0,96 | 1,00 | 0,97 |

Aucune interaction n'est significativement observée entre le contexte d'acquisition d'images et le groupe morphologique pour comparer les variabilités de niveau taxonomique proposé par l'application Seek ($F=0,32$; $P=0,571$). Ces facteurs sont ainsi étudiés séparément pour ce logiciel.

La résolution taxonomique des identifications correctes varie significativement entre les groupes morphologiques ($F=6,29$; $P=0,013$). En effet, l'application a identifié correctement les images de bourdons en moyenne jusqu'à la famille ($NTm = 10,1 \pm 3,5$) et a identifié les images de syrphes en moyenne jusqu'à l'infra-ordre ($NTm = 8,4 \pm 3,2$) (Figure 35).

Le contexte d'acquisition d'images varie très hautement significativement selon le contexte d'acquisition ($F=70,62$; $P<0,001$). Les identifications des images de terrain donnent en moyenne une identification correcte jusqu'à la sous-famille ($NTm = 11,1 \pm 2,9$) tandis que les images de collection sont en moyenne identifiées jusqu'au sous-ordre ($NTm = 7,4 \pm 3,3$) (Figure 35).

Le niveau taxonomique des identifications correctes proposé par l'application Seek varie selon l'interaction incluant l'espèce cible et le contexte d'acquisition d'images ($F=4,65$; $P=0,001$). Les photographies de terrain de chaque espèce ont une résolution taxonomique plus élevée que les images de collection, comme explicité plus haut. Or, les images de collection de *B. terrestris* sont identifiées à une résolution taxonomique moyenne significativement similaire aux images de terrain (Figure 36).

L'écart taxonomique erroné pour les images de collection s'élève en moyenne à $2,5 \pm 1,7$, les images de terrain ont montré un écart taxonomique erroné moyen de $2,3 \pm 4,1$.

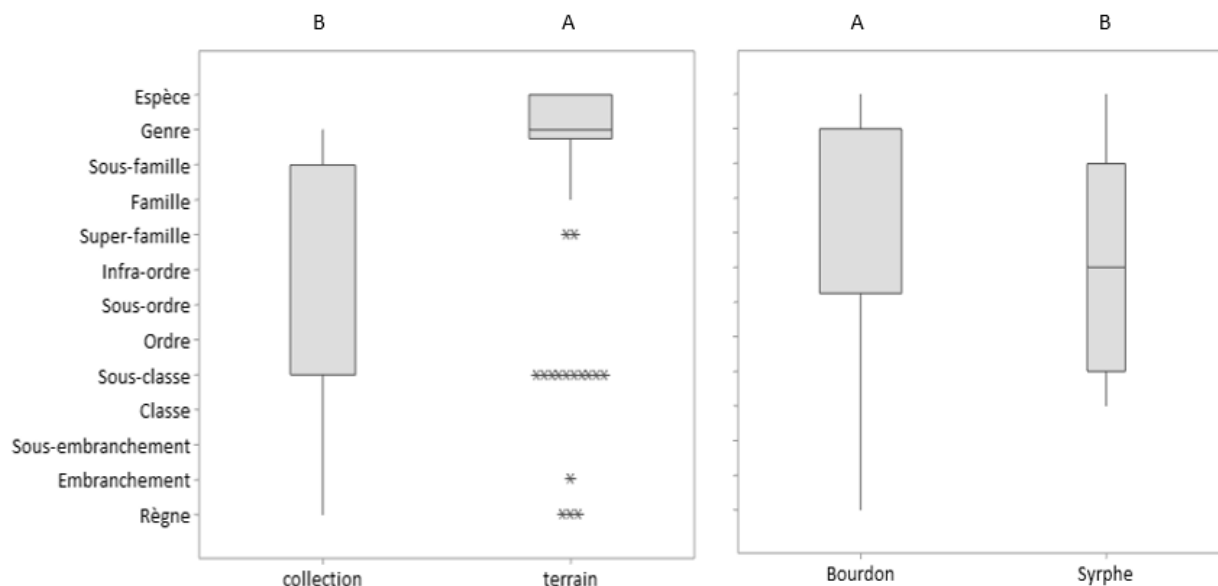


Figure 35 - Boxplot de la résolution taxonomique des identifications correctes de l'application Seek selon le contexte d'acquisition d'images (gauche) et selon le groupe morphologique (droite). Les résultats du test de Tukey (95%) sont précisés en haut de la figure, les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes. La largeur de chaque boîte est proportionnelle à l'effectif de sa population.

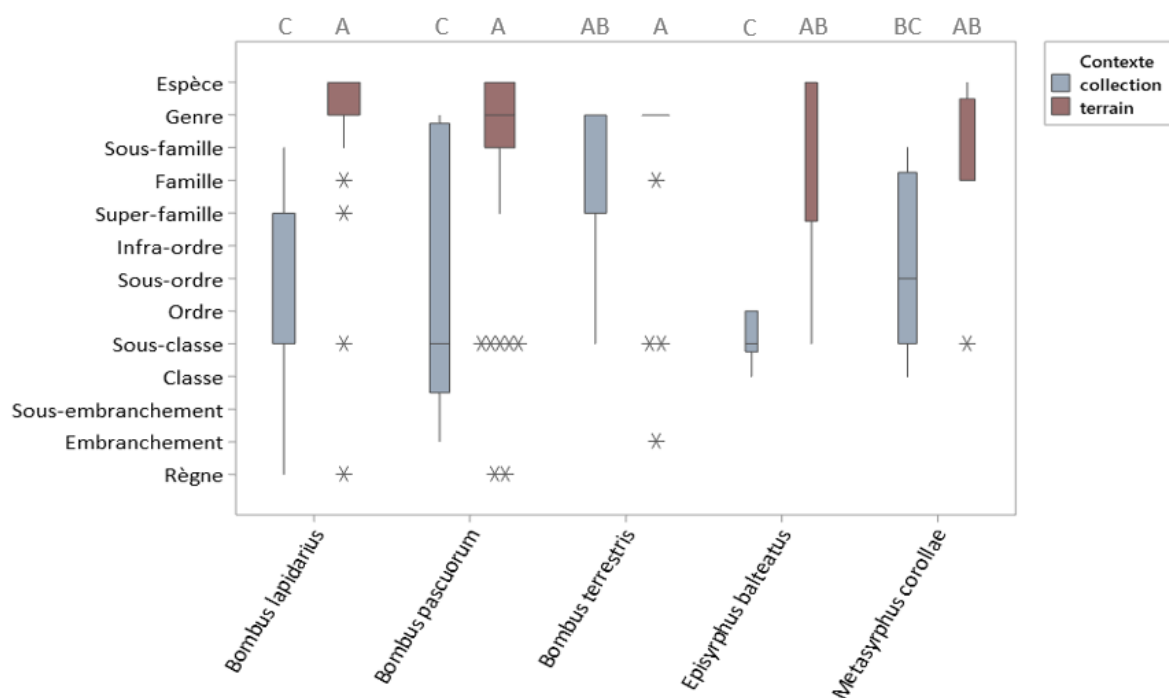


Figure 36- Boxplot de la résolution taxonomique des identifications correctes de l'application Seek selon le contexte d'acquisition d'images et les espèces cibles en interaction. Les résultats du test de Tukey (95%) sont précisés en haut de la figure, les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes. La largeur de chaque boîte est proportionnelle à l'effectif de sa population.

6.3.2.2 ObsIdentify

Les proportions de vrais positifs du niveau espèce des images de terrain de bourdons (86%) et de syrphes (73%) sont concluantes. A l'inverse, seul environ un tiers (34%) des identifications de syrphes de collection et seule une petite partie des identifications de bourdons de collection (14%) ont été identifiées correctement jusqu'à l'espèce. Les identifications données aux autres niveaux taxonomiques (ordre et famille) sont toutes fausses pour les images de collection (Tableau 14). Au sein des images de terrain, la proportion d'identifications correctes jusqu'à l'espèce des images de bourdons est de 83% et pour les images de syrphes, 70%. Parmi les images de collection, 13% des images de bourdons et 32% des images de syrphes sont identifiées correctement jusqu'à l'espèce.

Tableau 14 - Proportion de vrais positif de l'application *ObsIdentify* selon le contexte et le groupe morphologique. L'effectif total des identifications données (vrais positifs et faux positifs) par niveau taxonomique (i) est précisé (N).

| | Collection | | | | Terrain | | | |
|---------------|------------|---------|--------|-------|---------|---------|--------|-------|
| | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total |
| Sous-classe | | | | | | | | |
| Ordre | 2 | 0,00 | | 0,00 | | | | |
| Sous-ordre | | | | | | | | |
| Infra-ordre | | | | | | | | |
| Super-famille | | | | | | | | |
| Famille | 3 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | | | | |
| Sous-famille | | | | | | | | |
| Genre | | | | | 4 | | 0,75 | 0,75 |
| Espèce | 95 | 0,14 | 0,34 | 0,22 | 122 | 0,86 | 0,73 | 0,85 |
| Total | 100 | 0,13 | 0,33 | 0,21 | 126 | 0,86 | 0,73 | 0,85 |

Le pourcentage de confiance des identifications correctes de l'application *ObsIdentify* ne varie pas selon l'interaction reprenant le contexte d'acquisition d'images et le groupe morphologique ($F=0,63$; $P=0,429$). Les facteurs sont donc étudiés séparément.

Le pourcentage de confiance des identifications correctes varie très hautement significativement en fonction du contexte d'acquisition d'images ($F=29,23$; $P<0,001$) (Figure 37). En effet, l'application donne un pourcentage de confiance plus élevé aux identifications d'images de terrain ($79\% \pm 22\%$) comparé aux identifications des images de collection ($50\% \pm 26\%$). Les pourcentages de confiance des identifications d'images de bourdons ($78\% \pm 23\%$) sont très hautement significativement supérieurs aux images de syrphes ($58\% \pm 29\%$) ($F=13,27$; $P<0,001$) (Figure 37).

L'interaction reprenant le contexte d'acquisition d'images et l'espèce cible n'est pas significative pour la comparaison des moyennes de pourcentage de confiance des identifications correctes ($F=0,78$; $P=0,541$). Les facteurs sont alors étudiés séparément.

Les images des *B. lapidarius* ($82\% \pm 23\%$) et *B. pascuorum* ($82\% \pm 21\%$) reçoivent des identifications significativement plus confiantes que les images des *E. balteatus* ($59\% \pm 32\%$), tandis que les images des *B. terrestris* ($71\% \pm 23\%$) et des *M. corollae* ($56\% \pm 24\%$) ont un pourcentage de confiance significativement similaire à toutes les autres espèces ($F=4,34$; $P=0,003$) (Figure 38).

L'écart taxonomique erroné pour les images de collection s'élève en moyenne à $5,9 \pm 3,4$, ce qui signifie que l'application donnait, pour les résultats faux positifs, une identification d'une espèce ayant

seulement l'infra-ordre en commun avec le spécimen représenté sur la photographie. Les images de terrain ont montré un écart taxonomique erroné moyen de $3,1 \pm 2,8$.

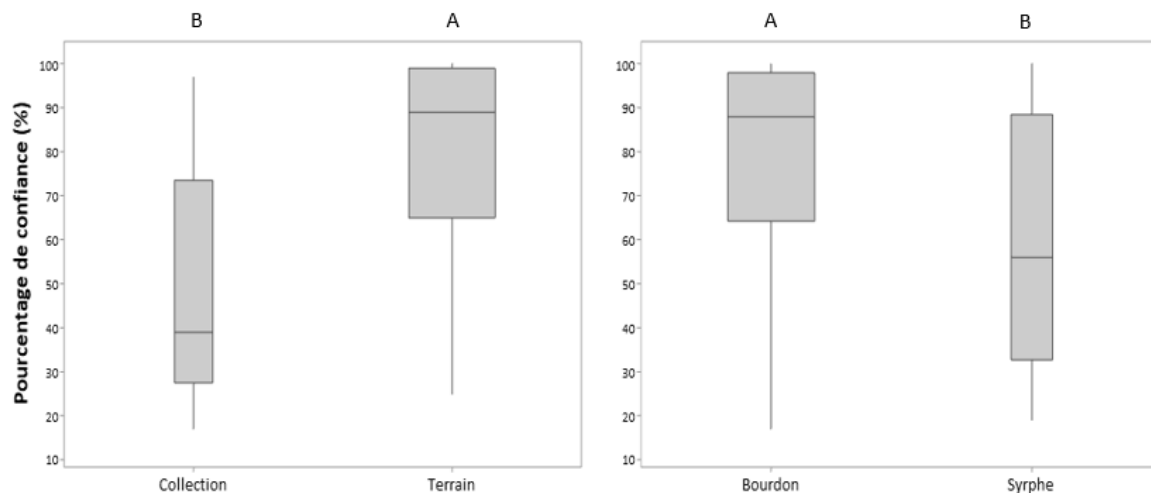


Figure 37- Boxplots du pourcentage de confiance des identifications correctes données par ObsIdentify selon le contexte d'acquisition d'images (gauche) et selon le groupe morphologique (droite). Les résultats du test de Tukey (95%) sont précisés en haut de la figure, les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes. La largeur de chaque boîte est proportionnelle à l'effectif de sa population.

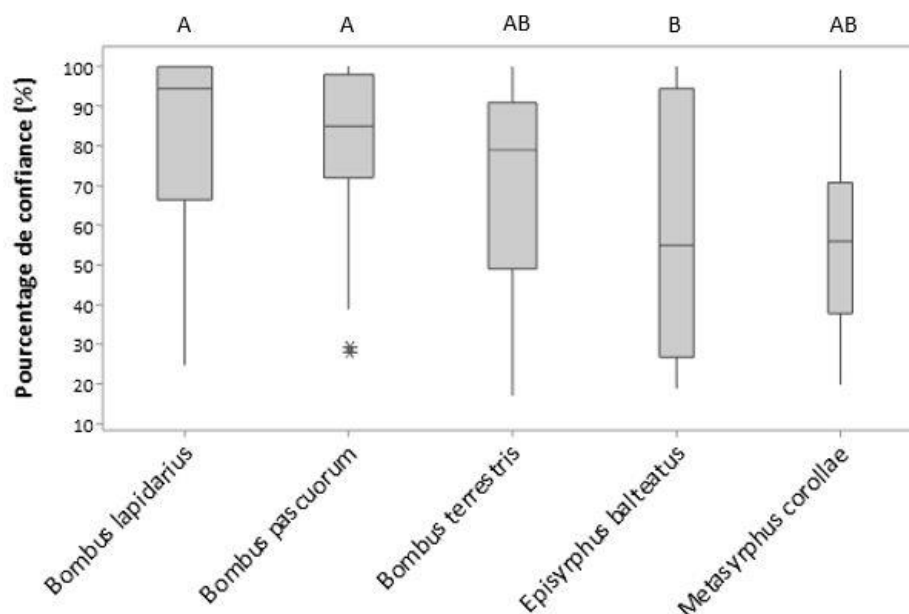


Figure 38- Boxplot du pourcentage de confiance des identifications correctes donné par l'application ObsIdentify selon les espèces cibles. Les résultats du test de Tukey (95%) sont précisés en haut de la figure, les moyennes ne partageant aucune lettre sont significativement différentes. La largeur de chaque boîte est proportionnelle à l'effectif de sa population.

6.3.3 Angles de capture

6.3.3.1 Seek

Les identifications données par l'application *Seek*, tous niveaux taxonomiques confondus, sont concluantes pour tous les angles (Dos : 93% ; Face : 92% ; Haut : 85% ; Profil : 90%). Les proportions de vrais positifs du niveau espèce des images prises de face (50%) et de haut (57%) sont moins élevées que les proportions de vrais positifs des images prises de dos (80%) et de profil (85%). Il faut par contre

préciser que très peu d'images d'insectes de dos (N=5) et de face (N=2) ont reçu une identification jusqu'à l'espèce. Les résultats sont meilleurs pour les identifications données au niveau du genre. La totalité des identifications sont correctes pour les images d'insectes de dos et de haut, et la quasi-totalité des images d'insectes de face (90%) et de profil (89%) sont concluantes (Tableau 15).

L'angle de capture a un effet très hautement significatif sur la résolution taxonomique des identifications correctes ($F= 25,11$; $P<0,001$) (Figure 39). Les photographies des insectes pris de profil (NTm = $9,4 \pm 3,8$) ou de haut (NTm = $10,2 \pm 2,9$) reçoivent une identification plus poussée que les photographies d'insectes pris de dos (NTm = $6,4 \pm 3,6$) ou de face (NTm = $6,2 \pm 3,1$).

Tableau 15 - Proportion de vrais positifs de l'application Seek selon l'angle de capture et le groupe morphologique. Les effectifs totaux des identifications données (vrais positifs et faux positifs) par niveau taxonomique (i) et selon l'angle de capture sont précisés (N).

| | Dos | | Face | | Haut | | Profil | |
|--------------------|-----------|-------------|-----------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|
| | N | Précision | N | Précision | N | Précision | N | Précision |
| Règne | 2 | 1,00 | 1 | 1,00 | 1 | 1,00 | 6 | 0,83 |
| Embranchement | 7 | 1,00 | 4 | 1,00 | 0 | | 3 | 1,00 |
| Sous-embranchement | 0 | | 1 | 1,00 | 0 | | 4 | 1,00 |
| Classe | 3 | 1,00 | 6 | 1,00 | 1 | 1,00 | 1 | 1,00 |
| Sous-classe | 36 | 1,00 | 41 | 1,00 | 21 | 1,00 | 37 | 1,00 |
| Ordre | 2 | 0,50 | 2 | 0,50 | 4 | 0,75 | 5 | 0,60 |
| Sous-ordre | | | | | | | | |
| Infra-ordre | 1 | 0,00 | 2 | 1,00 | 1 | 1,00 | 0 | |
| Super-famille | 4 | 0,50 | 1 | 1,00 | 5 | 1,00 | 2 | 1,00 |
| Famille | 1 | 1,00 | 1 | 1,00 | 2 | 1,00 | 8 | 1,00 |
| Sous-famille | 1 | 1,00 | 3 | 1,00 | 9 | 1,00 | 7 | 1,00 |
| Genre | 9 | 1,00 | 10 | 0,90 | 34 | 1,00 | 44 | 0,89 |
| Espèce | 5 | 0,80 | 2 | 0,50 | 30 | 0,57 | 35 | 0,89 |
| Total | 71 | 0,93 | 77 | 0,92 | 111 | 0,85 | 156 | 0,90 |

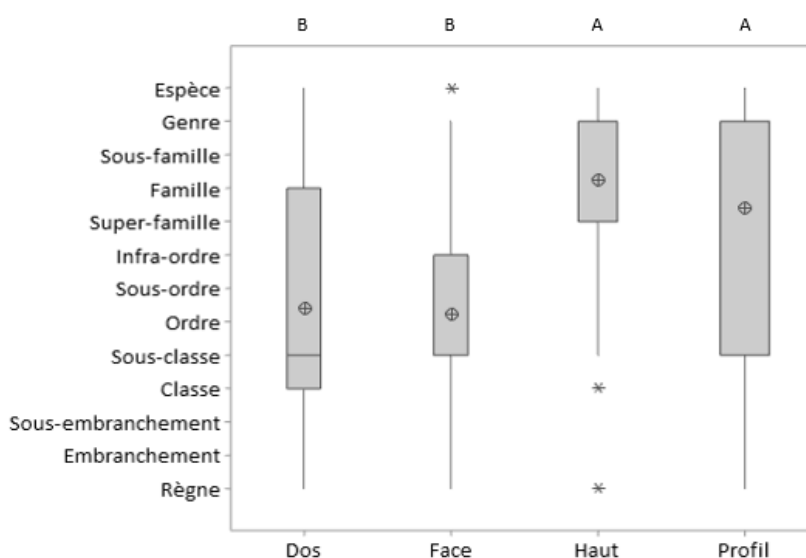


Figure 39 - Boxplot de la résolution taxonomique des identifications correctes données par l'application Seek selon les angles de capture.

6.3.3.2 ObsIdentify

Les proportions de vrais positifs du niveau espèce sont faibles pour les images prises de dos (29%) et de face (16%) comparé aux proportions de vrais positifs des images prises de haut (63%) et de profil (57%) (Tableau 16).

L'angle n'a pas d'effet significatif sur le pourcentage de confiance donné des identifications correctes (Dos : 52% \pm 35% ; Face 63% \pm 9% ; Haut : 57% \pm 25% ; Profil : 28% \pm 14%) (F= 0,52 ; P=0,666).

Tableau 16- Proportion de vrais positif de l'application ObsIdentify selon l'angle de capture et le groupe morphologique. Les effectifs totaux des identifications données (vrais positifs et faux positifs) par niveau taxonomique (i) et selon l'angle de capture sont précisés (N).

| | Dos | | Face | | Haut | | Profil | |
|---------------|-----------|-------------|-----------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|
| | N(i) | VP(i) | N(i) | VP(i) | N(i) | VP(i) | N(i) | VP(i) |
| Classe | 3 | 0,00 | 4 | 0,00 | 0 | | 0 | |
| Sous-classe | | | | | | | | |
| Ordre | 1 | 0,00 | 1 | 0,00 | 0 | | 2 | 0,00 |
| Sous-ordre | 0 | | 2 | 0,00 | 0 | | 0 | |
| Infra-ordre | | | | | | | | |
| Super-famille | | | | | | | | |
| Famille | 1 | 0,00 | 1 | 1,00 | 1 | 0,00 | 2 | 0,50 |
| Sous-famille | | | | | | | | |
| Genre | 2 | 0,00 | 1 | 0,00 | 3 | 1,00 | 3 | 0,67 |
| Espèce | 65 | 0,29 | 68 | 0,16 | 104 | 0,63 | 149 | 0,57 |
| Total | 72 | 0,26 | 77 | 0,16 | 108 | 0,63 | 156 | 0,56 |

6.3.4 Appareils photographiques

Les résolutions moyennes des images de terrain recadrées prises avec la caméra digitale (890 225 \pm 515 546 pixels) et le smartphone (927 069 \pm 455 585 pixels) sont significativement égales (P= 0,29; F=0,590).

6.3.4.1 Seek

Les proportions de vrais positifs, tous niveaux taxonomiques confondus, sont identiques pour les deux appareils photographiques utilisés (89%). Les proportions de vrais positifs des images de syrphes sont similaires entre les appareils photographiques utilisés (numérique : 84% ; smartphone : 80%), de même que pour celles des bourdons (numérique : 92% ; smartphone : 96%) (Tableau 17).

Les images prises à l'aide de l'appareil numérique ont reçu de meilleures identifications jusqu'à l'espèce (79%) que les images prises à l'aide d'un smartphone (64%). La tendance reste la même pour les identifications données au genre (numérique : 96% ; smartphone : 88%) (Tableau 17).

L'interaction entre le groupe morphologique et l'appareil photographique n'est pas significatif (F=1,92 ; P=0,167). Les identifications des images prises à l'aide de l'appareil numérique ont été plus loin en terme taxonomique que les images prises avec le smartphone (F= 11,67 ; P=0,001). En effet, les images provenant de l'appareil numérique ont donné une identification correcte en moyenne jusqu'à la super-famille (NTm : 9,0 \pm 3,9), tandis que les images venant du smartphone, les identifications allaient en moyenne jusqu'au sous-ordre (NTm : 7,5 \pm 3,6) (Figure 40).

Tableau 17 - Proportion de vrais positifs de l'application Seek selon l'appareil photographique et le groupe morphologique. Les effectifs totaux des identifications données (vrais positifs et faux positifs) par niveau taxonomique (i) et selon l'appareil photographique sont précisés (N).

| | Appareil numérique | | | | Smartphone | | | |
|--------------------|--------------------|---------|--------|-------|------------|---------|--------|-------|
| | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total |
| Règne | 9 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1 | 0,00 | | 0,00 |
| Embranchement | 10 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 4 | 1,00 | | 1,00 |
| Sous-embranchement | 3 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 2 | 1,00 | | 1,00 |
| Classe | | | | | 11 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Sous-classe | 66 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 69 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Ordre | 7 | 0,00 | 0,60 | 0,43 | 6 | | 0,83 | 0,83 |
| Sous-ordre | | | | | | | | |
| Infra-ordre | 4 | 0,75 | | 0,75 | | | | |
| Super-famille | 6 | 1,00 | 0,00 | 0,83 | 6 | 1,00 | 0,00 | 0,83 |
| Famille | 7 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 5 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Sous-famille | 14 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 6 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Genre | 72 | 0,98 | 0,71 | 0,96 | 25 | 1,00 | 0,25 | 0,88 |
| Espèce | 47 | 0,85 | 0,64 | 0,79 | 25 | 0,80 | 0,40 | 0,64 |
| Total | 253 | 0,92 | 0,84 | 0,89 | 163 | 0,96 | 0,80 | 0,89 |

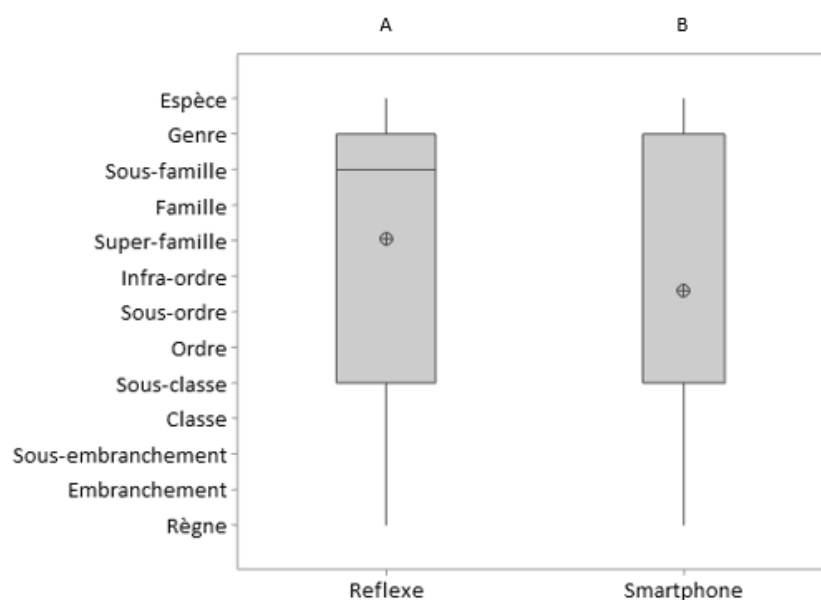


Figure 40- Boxplot de la résolution taxonomique des identifications données par l'application Seek selon le type d'appareil photographique.

6.3.4.2 ObsIdentify

Seulement la moitié des identifications des images prises à l'aide d'un appareil numérique, tous niveaux taxonomiques confondus, est correcte (51%) et environ un tiers des identifications des images prises à l'aide d'un smartphone est correct (36%) (Tableau 18). Cette tendance reste similaire pour les identifications données jusqu'à l'espèce (numérique : 53% ; smartphone : 37%). La proportion des images identifiées correctement jusqu'au genre est élevée pour les images provenant de l'appareil numérique (71%) et nulle pour les images provenant du smartphone (N=2) (Tableau 18).

L'interaction entre le groupe morphologique et le type d'appareil photographique n'est pas significatif sur le pourcentage de confiance des identifications correctes ($F= 1,37$; $P=0,308$). Les images de bourdons ont reçu des identifications avec un pourcentage de confiance ($77,8\% \pm 22,7\%$) significativement plus élevé que les identifications de syrphes ($55,8\% \pm 29,1\%$) ($F=18,87$; $P<0,001$). Par contre l'appareil photographique n'a pas joué sur le pourcentage de confiance des identifications données ($F=1,9$; $P=0,17$).

Tableau 18 - Proportion de vrais positifs de l'application ObsIdentify selon l'appareil photographique et le groupe morphologique. Les effectifs totaux des identifications données (vrais positifs et faux positifs) par niveau taxonomique (i) et selon l'appareil photographique sont précisés (N)

| | Appareil numérique | | | | Smartphone | | | |
|--------------------|--------------------|---------|--------|-------|------------|---------|--------|-------|
| | N | Bourdon | Syrphe | Total | N | Bourdon | Syrphe | Total |
| Règne | | | | | | | | |
| Embranchement | | | | | | | | |
| Sous-embranchement | | | | | | | | |
| Classe | 4 | | 0,00 | 0,00 | 3 | | 0,00 | 0,00 |
| Sous-classe | | | | | | | | |
| Ordre | 4 | 0,00 | | 0,00 | | | | |
| Sous-ordre | 2 | | 0,00 | 0,00 | | | | |
| Infra-ordre | | | | | | | | |
| Super-famille | | | | | | | | |
| Famille | 5 | 0,00 | 0,50 | 0,40 | | | | |
| Sous-famille | | | | | | | | |
| Genre | 7 | 0,00 | 0,83 | 0,71 | 2 | | 0,00 | 0,00 |
| Espèce | 232 | 0,60 | 0,38 | 0,53 | 154 | 0,40 | 0,33 | 0,37 |
| Total | 254 | 0,57 | 0,38 | 0,51 | 159 | 0,40 | 0,31 | 0,36 |

6.3.5 Niveaux de zoom

6.3.5.1 Seek

L'application a donné des identifications de meilleures résolutions taxonomiques pour les images de cette collection. En effet, l'éclairage était de meilleure qualité. L'application a donc donné des identifications de la super famille jusqu'à l'espèce (Tableau 19).

Le niveau de zoom a affecté la proportion de résultats de vrais positifs. Aucune identification, tous niveaux taxonomiques confondus, ne s'est révélée correcte pour les images n'ayant pas reçu de zoom supplémentaire. Environ deux tiers (64%) des identifications sont correctes pour les images ayant bénéficiées d'un zoom X2, trois quart (76%) des identifications sont correctes sur les images ayant reçu un niveau de zoom X4 et la totalité des identifications est correcte pour les images ayant reçu un niveau de zoom X8 (Tableau 19). Plus de la moitié des images (N=17) n'ayant pas reçu de zoom supplémentaire n'ont pas reçu d'identifications.

L'interaction entre le zoom et le groupe morphologique n'est pas significatif sur la résolution taxonomique des identifications correctes ($F= 1,65$; $P= 0,202$). Aucun effet du zoom n'est significativement observé sur la résolution taxonomique des identifications correctes ($F=1,71$; $P=0,189$). Les images de bourdons ont reçu significativement des identifications avec une meilleure résolution taxonomique ($NTm : 11,62 \pm 2,25$) que les images de syrphes ($11,54 \pm 0,888$) ($F=8,30$; $P=0,006$).

Tableau 19 – Proportion de vrais positif de l'application ObsIdentify selon le niveau de zoom appliqué (X1, X2, X4 et X8) et le groupe morphologique ciblé. Les effectifs totaux des identifications données (vrais positifs et faux positifs) par niveau taxonomique (i) et selon le niveau de zoom sont précisés (N).

| | X1 | | | | X2 | | | |
|---------------|------|---------|--------|-------|------|---------|--------|-------|
| | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total |
| Super-famille | 2 | | 0,00 | 0,00 | 0 | | | |
| Famille | 2 | | 0,00 | 0,00 | 1 | | 1,00 | 1,00 |
| Sous-famille | 1 | 0,00 | | 0,00 | 6 | | 0,83 | 0,83 |
| Genre | 2 | | 0,00 | 0,00 | 13 | 1,00 | 0,20 | 0,69 |
| Espèce | 1 | | 0,00 | 0,00 | 1 | | 0,00 | 0,00 |
| Total | 8 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 21 | 1 | 0,47 | 0,64 |

| | X4 | | | | X8 | | | |
|---------------|------|---------|--------|-------|------|---------|--------|-------|
| | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total | N(i) | Bourdon | Syrphe | Total |
| Super-famille | 0 | | | | | | | |
| Famille | 1 | | 1,00 | 1,00 | | | | |
| Sous-famille | 6 | 1 | 1,00 | 1,00 | 6 | | 1,00 | 1,00 |
| Genre | 13 | 1 | 0,25 | 0,75 | 14 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Espèce | 1 | 1 | 0,67 | 0,75 | 5 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Total | 23 | 1 | 0,60 | 0,76 | 25 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |

6.3.6 Comparaison des logiciels

L'application *ObsIdentify* a identifié correctement plus d'images jusqu'à l'espèce que l'application *Seek*. En effet, l'application *ObsIdentify* a identifié plus de 80% des images de terrain correctement jusqu'à l'espèce, contre seulement environ un tiers pour l'application *Seek* (Tableau 20). Parmi les images de terrain, la quasi-totalité des images de bourdons et la moitié des images de syrphes ont été identifiées jusqu'à l'espèce pour l'application *ObsIdentify* (Tableau 21). Les images prises de haut et de profil ont été mieux identifiées jusqu'à l'espèce que les images avec un autre angle de capture pour les deux logiciels. Les images prises à l'aide de l'appareil numérique ont une proportion d'identifications correcte au niveau espèce plus élevée (*ObsIdentify* : 48% ; *Seek* : 15%) que les images prises avec le smartphone (*ObsIdentify* : 15% ; *Seek* : 10%). Le niveau de zoom a également influencé les résultats. En effet, aucune image de terrain n'ont pu être identifiée jusqu'à l'espèce avec l'application *Seek*, sauf à partir du moment où le zoom est au niveau x4 (Tableau 21).

Tableau 20 - Proportion d'identifications correctes au niveau de l'espèce des logiciels *Seek* et *ObsIdentify* selon le contexte d'acquisition, le groupe morphologique, l'angle l'appareil photographique et le niveau de zoom.

| | | | P(espèce) | |
|----------------------|------------|-----|-------------|------|
| | | | ObsIdentify | Seek |
| | | N | | |
| Contexte | Terrain | 126 | 83% | 33% |
| | Collection | 100 | 21% | 0% |
| Groupe morphologique | Bourdons | 259 | 51% | 15% |
| | Syrphes | 157 | 31% | 8% |
| Angle | Dos | 72 | 26% | 6% |
| | Face | 77 | 14% | 1% |
| | Haut | 111 | 59% | 15% |
| | Profil | 156 | 54% | 20% |
| Appareil photo | Numérique | 253 | 48% | 15% |
| | Smartphone | 163 | 35% | 10% |
| Zoom | X1 | 25 | | 0% |
| | X2 | 25 | | 0% |
| | X4 | 25 | | 3% |
| | x8 | 25 | | 20% |

Tableau 21- Proportion d'identifications correctes au niveau de l'espèce des logiciels *Seek* et *ObsIdentify* selon le contexte d'acquisition et le groupe morphologique combinés.

| | | N | P(espèce) | |
|------------|----------------------|-----|-------------|------|
| Contexte | Groupe morphologique | | ObsIdentify | Seek |
| Terrain | Bourdon | 111 | 86% | 32% |
| | Syrphe | 15 | 53% | 40% |
| Collection | Bourdon | 60 | 13% | 0% |
| | Syrphe | 40 | 33% | 0% |

6.4 Discussion

6.4.1 Comparaison des logiciels

L'application *Seek* donne plus fréquemment des identifications correctes, mais va rarement très loin dans la résolution taxonomique. A l'inverse, l'application *ObsIdentify* donne quasi systématiquement des identifications jusqu'à l'espèce. Elle se trompe plus souvent, mais au final donne plus de résultats concluant jusqu'à l'espèce que l'application *Seek*.

De plus, il est à remarquer que les applications n'ont pas été utilisées à leur optimum. En effet, l'application *ObsIdentify* propose d'insérer jusqu'à 4 images par individu, ce qui doit probablement augmenter les proportions d'identifications correctes. En outre, les deux logiciels utilisent la géolocalisation de l'appareil mobile pour aiguiller leurs identifications. Or, ici les images n'ont pas été insérées dans les logiciels à l'extérieur. La géolocalisation n'a donc pas pu être utilisée pour l'amélioration des résultats comme cette technologie ne fonctionne pas au travers des murs.

Observation.be est une initiative plus ancienne qu'*INaturalist*, une plus grande collection d'images d'espèces natives belges pour l'entraînement du modèle explique entre autre la meilleure performance du logiciel *ObsIdentify*. De plus, *INaturalist* est une initiative américaine, l'application doit surement être plus performante pour les espèces de ce continent. Par exemple, *Observation.be* compte un peu plus de 520 000 images d'Hyménoptères (*Observation.be*, 2020) tandis qu'*INaturalist* présente seulement 133 observations d'Hyménoptères en Belgique (*INaturalist*, 2020). *INaturalist* possède 340 observations de *B. terrestris* et 384 images d'*E. balteatus* (*INaturalist*, 2020). Alors que la plateforme d'*Observation.be* possède environ 8 850 images de *B. terrestris* et 8 380 images d'*E. balteatus* (*Observation.be*, 2020).

6.4.2 Facteurs faisant varier la performance des identifications.

Les deux applications ont de meilleurs résultats sur les images de terrain. Aucune identification de l'application *Seek* n'a été concluante jusqu'à l'espèce pour les images de collection. Cela est expliqué par le fait que les banques d'images qui alimentent les plateformes de bases de données en lignes (*Observation.be* et *INaturalist*) sont composées uniquement d'images de terrain. Or, le logiciel *ObsIdentify* a quand même su identifier correctement 21% de ce type d'images jusqu'à l'espèce. Mais les résultats faux positifs de cette application étaient parfois très éloignés de la réalité et aberrants pour les images de collection (ex : genres d'arachnides, espèce de faucon), se trompant parfois même de règne (ex : espèce de jonc, espèces de champignons, espèce de plante aquatique). Or, les images de terrain n'ont pas subi ce genre de résultats, les identifications étaient erronées en moyenne à partir de la sous-famille. L'application *Seek* a quant à elle un écart taxonomique relativement constant, se trompant de deux niveaux taxonomique, mais les identifications, rappelons-le une nouvelles fois, sont de tous niveaux taxonomiques. Les résultats faux positifs les moins bons se sont trompés à partir de l'ordre.

Les bourdons semblent être plus facilement reconnaissables via des photographies que les syrphes. Hansen et al. (2020) affirme que le nombre de pixels que l'insecte occupe sur l'image joue un rôle important dans l'identification de celui-ci via des programmes de reconnaissances automatiques. Dans la présente étude, les insectes épinglés ont été photographiés à une distance focale égale et les images de terrain ont été recadrées de la même façon pour chaque groupe morphologique. Les Bourdons ont un corps plus volumineux que les syrphes, et ils ont reçu de meilleurs résultats d'identifications. Cela confirme donc bien les propos de Hansen et al. (2020). Il est alors recommandé pour d'éventuelles comparaisons d'identifications d'images d'insectes morphologiquement différent d'utiliser une

proportion constante de pixels occupés par l'insecte sur l'image, au lieu d'utiliser une distance focale constante entre les images.

Il est préférable de prendre en photographie les insectes de profil ou de haut pour les reconnaître via ces applications. En effet, les caractéristiques globales des insectes sont plus visibles de ces angles. Cela va dans le sens de beaucoup d'études qui prennent en photographies (en laboratoire) les insectes de haut (Hansen et al., 2020).

Bien que le smartphone utilisé possède une meilleure résolution que l'appareil numérique, les identifications prises avec l'appareil numérique ont eu de meilleurs résultats. L'appareil numérique a été plus facilement maniable sur le terrain que le smartphone. Les journées d'observations se faisaient durant des journées ensoleillées, l'interface du smartphone devenait alors peu visible. Il était donc plus difficile de contrôler la mise au point de la caméra sur les individus volants qu'avec l'appareil numérique. Les images de smartphone ont perdu une plus grande résolution après le recadrage que les images de l'appareil numérique, perdant ainsi son avantage. Cela montre donc qu'un appareil photographique numérique facilite la prise de données. Cependant, ce critère dépend fortement de l'expérience dans le domaine de la photographie et des préférences de l'utilisateur ainsi que de la qualité du matériel utilisé. Les différences de résultats entre les deux appareils ne sont pas flagrantes, affirmant donc qu'il est également possible d'utiliser un smartphone. De plus, l'utilisation d'un appareil photographique numérique a comme inconvénient l'étape de transfert des images dans le smartphone. Pour diminuer le temps de cette étape, il est possible de travailler directement sur un ordinateur en installant un simulateur Android ou iOS sur ce dernier.

D'autres analyses pourraient être réalisées pour évaluer la performance des applications. Par exemple, une analyse discriminante pourrait être utilisée afin d'analyser tous les facteurs dans un seul modèle et ainsi révéler les facteurs les plus explicatifs des variations de résolution taxonomique ou de précision des identifications. Cela permettrait d'ajouter des facteurs, comme un indice de qualité d'images tel que l'indice HVS (*Human Visual System-based measures*), un indice ne nécessitant pas une image de référence (Seshadrinathan et al., 2005). Il serait également intéressant d'utiliser une grille d'étalonnage de couleurs, comme dans Price et al. (2018), ce qui permettrait de prendre en compte les variations de luminosité et de couleur. D'autres indices de performances pourraient être utilisés, comme le rappel, qui est le rapport entre les vrais positifs et la somme des vrais positifs et des faux positifs (Hansen et al., 2020) (*Figure 32*). Ou encore, analyser de manière plus poussée les informations concernant l'écart taxonomique erroné des identifications fausses. D'autres logiciels pourraient également être testés, comme *InsectID* et *PictureInsect*, qui semblent être des outils proposant une gamme similaire de résultats. Cette étude ne parcourt que très légèrement la question des performances de logiciels de reconnaissance automatique d'images d'insectes.

6.4.3 Possibilité d'utiliser ces applications pour des études d'interaction plantes-pollinisateurs et de réduire le nombre de captures létales ?

L'outil *ObsIdentify* a su identifier un tiers des images d'insectes de terrain jusqu'à l'espèce, mais n'offre pas encore des résultats remarquables pour une complète automatisation des identifications jusqu'à ce niveau taxonomique. L'application *Seek* offre des identifications trop éparées en termes de résolution taxonomique et n'atteint pas des résultats très probants en terme d'identification jusqu'à l'espèce.

Le logiciel *ObsIdentify* dans des protocoles de recherche sur l'interaction plante-pollinisateurs pourrait être utilisé mais nécessite une étape de vérification et de confirmation des identifications. L'étape de vérification est le renseignement et la comparaison des caractéristiques morphologiques (critères précis et/ou allure générale) et écologiques (milieu et période d'observation) entre l'espèce proposée et l'individu observé. Il s'ensuit alors la confirmation ou l'infirmerie de l'identification. Cette étape est délicate lorsque l'application offre une identification jusqu'à une espèce similaire à d'autres. Cette étape peut alors être aidée par l'avis d'experts ou des membres des communautés *INaturalist* et *Observation.be* (généralement experts, professionnels ou passionnés).

En couplant les deux applications, et en ayant plusieurs images par individu entomologique, il a été possible d'identifier sans trop de problèmes les insectes visitant les vipérines de la toiture végétale sans les capturer physiquement. Cela confirme qu'il est en effet possible d'étudier les interactions plantes-pollinisateurs avec peu d'actions destructrices, bien que l'étape de confirmation ait été basée principalement sur les individus épinglés de l'étude de Delruelle et al. (2020) et moins sur l'avis d'experts. Il serait donc intéressant de comparer différentes méthode de confirmation et de travailler sur les méthodes les moins destructrices possible. Il y a, par exemple, la modélisation 3D d'insectes qui est en plein développement qui pourrait devenir un référentiel utile pour la comparaison des images (voir Nguyen et al., 2014). Or, le milieu étudié n'a pas présenté une forte diversité en espèces, ce qui a facilité les confirmations d'identifications des images mal identifiées par les applications. Il serait ainsi pertinent de tester ce type de protocole de reconnaissance dans d'autres milieux plus diversifiés et ciblés d'autres espèces au sein des groupes entomologiques testés mais également d'autres groupes morphologiques. De plus, la vipérine est une espèce présentant un nombre élevé de fleurs, les butineurs visitaient généralement plusieurs fleurs par plant, cela allongeait donc le temps disponible pour les prendre en photographie. Il serait intéressant d'étudier si cette méthode fonctionnerait sur d'autres types d'inflorescences. Ces applications ne serait, par contre, clairement pas capables à l'heure actuelle, de différencier une nouvelle espèce d'insecte.

Des logiciels de reconnaissances d'images d'insectes, comme *ObsIdentify* pourrait ainsi être un outil pertinent dans les études sur les pollinisateurs (bourdons, syrphes) ciblant des espèces végétales. Cet outil pourrait être utilisé tant en science académique que en science citoyenne. Cependant, l'utilisation exclusive de cette méthode pour les études scientifiques académiques dépend de la précision désirée et nécessaire pour la question de recherche. A un degré moyen de résolution taxonomique (famille, genre), il serait possible d'utiliser uniquement des captures photographiques d'insectes, avec un appareil photographique adapté et un minimum d'entraînement à photographier les insectes sur une plante focale. Si un degré élevé taxonomique est désiré dans un milieu riche en espèces, tout en voulant suivre le principe des 3 R de Russell et al. (1959), il serait possible de coupler et d'alterner les méthodes de captures au filet des méthodes photographiques. Ainsi une première phase d'identification pourrait être réalisée aux binoculaires sur des spécimens attrapés et épinglés et continuer le suivi via des photographies jusqu'à ce que la communauté de pollinisateurs change. Une autre manière de faire pour éviter toute mise à mort serait d'utiliser la technique d'Arbuckle et al.

(2001) et de Watson et al. (2004), qui ont refroidit les insectes pour les immobiliser et ainsi prendre en photographie toutes les parties corporelles importantes et facilité l'identification de l'individu.

Ces technologies de reconnaissance automatisée d'images d'insectes pourraient donc être en partie les nouveaux filets des chercheurs. Cependant, il serait dommage que l'utilisation généralisée de ces applications réduisent encore plus le nombre d'experts entomologistes.

Ces premiers pas vers la réduction du nombre de spécimens tués pour la science s'arrêtent dans cette étude à l'observation d'insectes sur des individus végétaux précis ou des quadrats de petites tailles. Serait-il possible d'utiliser des caméras pour l'étude de pollinisateurs sur de longs transects ou encore d'utiliser des drones pour la recherche de l'entomofaune dans la canopée ? Tant de questions et de nouvelles pratiques plus respectueuses de la vie qui peuvent être imaginées et développées.

7 Conclusions générales

La période de floraison d'*E. vulgare* a varié selon l'ensoleillement journalier. Le succès de pollinisation des vipérines n'a pas varié à l'échelle de la toiture. Cependant, le succès de reproduction a été influencé fortement par la période de floraison des individus. Les premières cohortes ont subi le manque d'eau du mois de mai et n'ont pas ou très peu produit de graines viables. En effet, la fructification a été influencée par la quantité d'eau reçue. *Echium vulgare* est donc une espèce capable de se reproduire sur les toitures végétales mais qui ne résiste pas à une période de sécheresse extraordinaire lorsque ses individus sont en phase de floraison. Cette espèce constitue une ressource en nectar et en pollen importante pour les insectes butineurs. L'utilisation d'*E. vulgare* dans un mélange d'espèces pour toiture végétale est donc recommandée afin de créer des toitures végétales quasi autonome et accueillante pour les insectes butineurs.

Les identifications des pollinisateurs ont été possibles via des photographies et les logiciels *ObsIdentify* et *Seek*. L'application *ObsIdentify* a montré de meilleurs résultats que le logiciel *Seek*. La proportion de vrais positifs s'est révélée plus élevée pour l'application *Seek* mais ce logiciel proposait des identifications à des résolutions taxonomiques plus éparées que l'application *ObsIdentify* qui proposait des résultats quasi systématiquement au niveau de l'espèce. Les mauvaises performances du logiciel *Seek* sont expliquées entre autre par une plus faible base de données d'entraînement des espèces étudiées.

Les logiciels ont eu de meilleurs résultats pour les images de terrain que les images d'insectes épinglés. L'angle de capture et la proportion que l'insecte occupe sur l'image ont également impacté les performances d'identification. Et enfin, il est recommandé de photographier les insectes du haut et de profil à l'aide d'un appareil photographique numérique pour optimiser les résultats des identifications.

Cette étude montre ainsi qu'il est possible d'étudier les interactions plantes-pollinisateurs à l'aide de photographies et de logiciels de reconnaissance d'images tel que *ObsIdentify* et donc de diminuer les impacts négatifs de la recherche sur les communautés d'insectes.

8 Références bibliographiques

- Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Martins, D. J., Goka, K., Inouye, D. W., & al., 2016: Chapter 3: The status and trends in pollinators and pollination. In IPBES (2016): The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and H. T. Ngo (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, pp. 151-203
- Alarcón R., Waser N.M. & Ollerton J., 2008. Year-to-year variation in the topology of a plant-pollinator interaction network. *Oikos* **117**(12), 1796–1807.
- Allee WC (1931) Animal aggregations. University of Chicago Press, Chicago
- Andersson S., 2008. Pollinator and nonpollinator selection on ray morphology in leucanthemum vulgare (Oxeye daisy, Asteraceae). *Am. J. Bot.* **95**(9), 1072–1078.
- Arbuckle T., Schröder S., Steinhage V. & Wittmann D., 2001. Biodiversity informatics in action: identification and monitoring of bee species using ABIS, EnviroInfo, 425–430.
- Ariño A.H., 2010. Approaches to estimating the universe of natural history collections data. *Biodivers. Informatics* **7**(2), 81–92.
- Asefpour Vakilian K. & Massah J., 2013. Performance evaluation of a machine vision system for insect pests identification of field crops using artificial neural networks. *Arch. Phytopathol. Plant Prot.* **46**(11), 1262–1269.
- Barrau A. & Schweitzer L., 2018. *L'animal est-il un homme comme les autres ? Les droits des animaux en question*. Dunod
- Barron A.B. & Klein C., 2016. What insects can tell us about the origins of consciousness. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **113**(18), 4900–4908.
- Bascompte J., Jordano P., Melián C.J. & Olesen J.M., 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **100**(16), 9383–9387.
- Bateson M., Desire S., Gartside S.E. & Wright G.A., 2011. Agitated honeybees exhibit pessimistic cognitive biases. *Curr. Biol.* **21**(12), 1070–1073.
- Bernard C. & Garré S., 2018. Suitability of two sensor technologies to monitor spatio-temporal patterns of soil moisture on extensive green roofs. Travail de fin d'études: GxABT (Université de Liège).
- Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemüller R., Edwards M., & al., 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* (80-.). **313**(5785), 351–354.
- Biesmeijer J.C., Sorensen P.B. & Carvalheiro L.G., 2011. How pollination research can help answer important questions. *J. Pollinat. Ecol.* **4**(June), 68–73.
- Bizoux J.P., Cristofoli S., Piqueray J. & Mahy G., 2011. Conservation of an endemic metallophyte species: Effect of population history and vegetative density on the reproductive success of *Viola calaminaria*. *J. Nat. Conserv.* **19**(2), 72–78.
- Blagoderov V., Kitching I.J., Livermore L., Simonsen T.J. & Smith V.S., 2012. No specimen left behind: Industrial scale digitization of natural history collections. *Zookeys* **209**(209), 133–146.

- Bobisud L.E. & Neuhaus R.J., 1975. Pollinator constancy and survival of rare species. *Oecologia* **21**(3), 263–272.
- Bond W.J., 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philos. Trans. - R. Soc. London, B* **344**(1307), 83–90.
- Braaker S., Obrist M.K., Ghazoul J. & Moretti M., 2017. Habitat connectivity and local conditions shape taxonomic and functional diversity of arthropods on green roofs. *J. Anim. Ecol.* **86**(3), 521–531.
- Bruno J.F., Stachowicz J.J. & Bertness M.D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends Ecol. Evol.* **18**(3), 119–125.
- Buschbacher K., Ahrens D., Espeland M. & Steinhage V., 2020. Image-based species identification of wild bees using convolutional neural networks. *Ecol. Inform.* **55**(October 2019), 101017.
- Callaway R.M., 2007. *Positive Interactions and Interdependence in Plant Communities*.
- Carvalho L.G., Biesmeijer J.C., Benadi G., Fründ J., Stang M., & al., 2014. The potential for indirect effects between co-flowering plants via shared pollinators depends on resource abundance, accessibility and relatedness. *Ecol. Lett.* **17**(11), 1389–1399.
- Castro S., Loureiro J., Ferrero V., Silveira P. & Navarro L., 2013. So many visitors and so few pollinators: Variation in insect frequency and effectiveness governs the reproductive success of an endemic milkwort. *Plant Ecol.* **214**(10), 1233–1245.
- Chesmore E.D. & Nellenbach C., 2001. Acoustic methods for the automated detection and identification of insects. *Acta Hort.* **562**, 223–231.
- Christoff K., Cosmelli D., Legrand D. & Thompson E., 2011. Specifying the self for cognitive neuroscience. *Trends Cogn. Sci.* **15**(3), 104–112.
- Colla S.R., Willis E. & Packer L., 2009. Can green roofs provide habitat for urban bees (Hymenoptera: Apidae)? *Cities Environ.* **2**(1), 1–20.
- Conseil de l'Europe, 2005. Convention européenne sur la protection des animaux vertébrés utilisés à des fins expérimentales ou à d'autres fins scientifiques.
- Cook-Patton S.C. & Bauerle T.L., 2012. Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. *J. Environ. Manage.* **106**, 85–92.
- Corbet S.A., 1978. Bee visits and the nectar of *Echium vulgare* L. and *Sinapis alba* L. *Ecol. Entomol.* **3**(1), 25–37.
- Delruelle A. & Mahy G., 2020. Plant-pollinator network in real extensive green roof conditions. Travail de fin d'études: GxABT (Université de Liège).
- Dunnett N. & Kingsbury N., 2004. Planting green roofs and living walls.
- Ellstrand N.C. & Elam D.R., 1993. Population genetic consequences of small population size: Implications for plant conservation. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **24**, 217–242.
- European commission, 2018. Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions. EU Pollinators Initiative.
- Feinsinger P., 1987. Effects of plant species on each other's pollination: Is community structure influenced? *Trends Ecol. Evol.* **2**(5), 123–126.

- Feldman T.S., 2006. Pollinator Aggregative and Functional Responses to Flower Density: Does Pollinator Response to Patches of Plants Accelerate at Low-Densities? *Oikos* **115**(1), 128–140.
- Feldman T.S., Morris W.F. & Wilson W.G., 2004. When can two plant species facilitate each other's pollination? *Oikos* **105**(1), 197–207.
- Fijen T.P.M. & Kleijn D., 2017. How to efficiently obtain accurate estimates of flower visitation rates by pollinators. *Basic Appl. Ecol.* **19**, 11–18.
- Fina F., Birch P., Young R., Obu J., Faithpraise B. & Chatwin C., 2013. Automatic plant pest detection & recognition using k-means clustering algorithm & correspondence filters. *Int. J. Adv. Biotechnol. Res.* **4**(2), 1052–1062.
- Fischer B. & Larson B.M.H., 2019. Collecting insects to conserve them: a call for ethical caution. *Insect Conserv. Divers.* **12**(3), 173–182.
- Frankie G.W., Opler P.A. & Bawa K.S., 1976. Foraging Behaviour of Solitary Bees : Implications for Outcrossing of a Neotropical Forest Tree Species. *J. Ecol.* **64**(3), 1049–1057.
- Froment C. & Mahy G., 2017. Arthropods Communities on Green Roofs in Brussels : Influence of Roof Vegetation and Landscape Context. Travail de fin d'étude : GbxABT (Université de Liège).
- Garibaldi L.A., Steffan-Dewenter I., Winfree R., Aizen M.A., Bommarco R., & al., 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* (80). **340**(6127), 1608–1611.
- Gaston K.J. & May R.M., 1992. Taxonomy of taxonomists. *Nature*.
- Gaston K.J. & O'Neill M.A., 2004. Automated species identification: Why not? *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **359**(1444), 655–667.
- Gathmann A. & Tscharntke T., 2002. Foraging ranges of solitary bees. *J. Anim. Ecol.* **71**(5), 757–764.
- Getter K.L. & Rowe D.B., 2006. The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience* **41**(5), 1276–1285.
- Gezon Z.J., Wyman E.S., Ascher J.S., Inouye D.W. & Irwin R.E., 2015. The effect of repeated, lethal sampling on wild bee abundance and diversity. *Methods Ecol. Evol.* **6**(9), 1044–1054.
- Ghazoul J., 2005. Pollen and seed dispersal among dispersed plants. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* **80**(3), 413–443.
- Ghazoul J., 2006. Floral diversity and the facilitation of pollination. *J. Ecol.* **94**(2), 295–304.
- Gonzalez V.H., Osborn A.L., Brown E.R., Pavlick C.R., Enríquez E., & al., 2020. Effect of pan trap size on the diversity of sampled bees and abundance of bycatch. *J. Insect Conserv.* **24**(3), 409–420.
- Goulson, D. 1994. A model to predict the influence of insect flower constancy on interspecific competition between insect pollinated plants.- *J. Theor. Biol.* **168**: 309- 314
- Groom M.J., 1998. Allee effects limit population viability of an annual plant.
- Gruen, L., 2017 Conscious animals and the value of experience. The Oxford Handbook of Environmental Ethics (ed. by S.M. Gardiner and A. Thompson), pp. 92–101. Oxford University Press, New York City, New York
- Gurgel-Gonçalves R., Komp E., Campbell L.P., Khalighifar A., Mellenbruch J., & al., 2017. Automated identification of insect vectors of Chagas disease in Brazil and Mexico: The Virtual Vector Lab. *PeerJ* **2017**(4), 1–23.

- Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., & al., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* **12**(10).
- Hansen O.L.P., Svenning J.C., Olsen K., Dupont S., Garner B.H., I& al., 2020. Species-level image classification with convolutional neural network enables insect identification from habitus images. *Ecol. Evol.* **10**(2), 737–747.
- Hao Y., Campana B., Keogh E., Hao Y., Campana B. & Keogh E., 2013. Monitoring and Mining Animal Sounds in Visual Space. *J Insect Behav* **26**, 466–493.
- Hassell M.P., 1971. Mutual Interference between Searching Insect Parasites. *J. Anim. Ecol.* **40**(2), 473–486.
- Hegland S.J., Nielsen A., Lázaro A., Bjerknes A.L. & Totland Ø., 2009. How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecol. Lett.* **12**(2), 184–195.
- Heinrich B., 1979. Resource heterogeneity and patterns of movement in foraging bumblebees. *Oecologia* **40**(3), 235–245.
- Herrera C.M., 1989. Pollinator abundance, morphology, and flower visitation rate : analysis of the “quantity” component in a plant-pollinator system. *Oecologia* 241–248.
- IPBES, 2016. *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.*, 552.
- IRM, 2020a. Bilan climatologique saisonnier - printemps 2020. 1–9.
- IRM, 2020b. Bilan climatologique mensuel - mai 2020.
- IRM, 2020c. Bilan climatologique mensuel - juin 2020.
- Jennersten O. & Nilsson S.G., 1993. Flower Visitation Frequency and Seed Production in Relation to Patch Size of *Viscaria vulgaris* (Caryophyllaceae). *Oikos* **68**(2), 283–292.
- Johnson L.K. & Hubbell S.P., 1974. Aggression and Competition among Stingless Bees: Field Studies. *Ecology* **55**(1), 120–127.
- Johnson S.D., Peter C.I., Nilsson L.A. & Agren J., 2003. Pollination success in a deceptive orchid is enhanced by co-occurring rewarding magnet plants. *Ecology* **84**(11), 2919–2927.
- Joutsijoki H., Meissner K., Gabbouj M., Kiranyaz S., Raitoharju J., & al., 2014. Evaluating the performance of artificial neural networks for the classification of freshwater benthic macroinvertebrates. *Ecol. Inform.* **20**, 1–12.
- Jusselme M.D., Pruvost C., Motard E., Giusti-Miller S., Frechault S., & al., 2019. Increasing the ability of a green roof to provide ecosystem services by adding organic matter and earthworms. *Appl. Soil Ecol.* **143**(May), 61–69.
- King C., Ballantyne G. & Willmer P.G., 2013. Why flower visitation is a poor proxy for pollination: Measuring single-visit pollen deposition, with implications for pollination networks and conservation. *Methods Ecol. Evol.* **4**(9), 811–818.
- Kleijn D., Winfree R., Bartomeus I., Carvalheiro L.G., Henry M., & al., 2015. Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nat. Commun.* **6**(May 2015).
- Klemow K.M., Clements D.R., Threadgill P.F. & Cavers P.B., 2002. The biology of Canadian weeds. 116. *Echium vulgare* L. *Can. J. Plant Sci.* **82**(1), 235–248.

- Klemow K.M. & Raynal D.J., 1985. Demography of Two Facultative Biennial Plant Species in an Unproductive Habitat. *J. Ecol.* **73**(1), 147.
- Klinkhamer P.G.L., Jong T.J. De, Klinkhamer P.G.L. & Jong T.J. De, 1990. Effects of Plant Size , Plant Density and Sex Differential Nectar Reward on Pollinator Visitation in the Protandrous *Echium vulgare* (Boraginaceae). *Oikos* **57**(3), 399–405.
- Klinkhamer P.G.L., Jong T.J. De & Nell H.W., 1994. Limiting Factors for Seed Production and Phenotypic Gender in the Gynodioecious Species *Echium vulgare* (Boraginaceae). *Oikos* **71**(3), 469–478.
- Kramer A.M., Dennis B., Liebhold A.M. & Drake J.M., 2009. The evidence for Allee effects. *Popul. Ecol.* **51**(3), 341–354.
- Kratschmer S., Kriechbaum M. & Pachinger B., 2018. Buzzing on top: Linking wild bee diversity, abundance and traits with green roof qualities. *Urban Ecosyst.* **21**(3), 429–446.
- Kremen C., Williams N.M. & Thorp R.W., 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **99**(26), 16812–16816.
- Ksiazek-Mikenas K., Fant J.B. & Skogen K.A., 2019. Pollinator-mediated gene flow connects green roof populations across the urban matrix: A paternity analysis of the self-compatible forb *penstemon hirsutus*. *Front. Ecol. Evol.* **7**(AUG), 1–11.
- Ksiazek-Mikenas K. & Köhler M., 2018. Traits for stress-tolerance are associated with long-term plant survival on green roofs. *J. Urban Ecol.* **4**(1), 1–10.
- Ksiazek K., Fant J. & Skogen K., 2012. An assessment of pollen limitation on Chicago green roofs. *Landsc. Urban Plan.* **107**(4), 401–408.
- Ksiazek K., Fant J. & Skogen K., 2014. Native forbs produce high quality seeds on Chicago green roofs. *J. Living Archit.* **1**(2), 21–33.
- Ksiazek K., Tonietto R. & Ascher J.S., 2014. Ten bee species new to green roofs in the Chicago area. *Gt. Lakes Entomol.* **47**(1–2), 87–92.
- Kunin W.E., 1993. Sex and the single mustard : Population density and pollinator behavior effects on seed-set. *Ecology* **74**(7).
- Kunin W.E., 1997. Population Size and Density Effects in Pollination: Pollinator Foraging and Plant Reproductive Success in Experimental Arrays of *Brassica Kaber*. *J. Ecol.* **85**(2), 225.
- Kunin W.E. & Kunin W.E., 1993. Sex and the single mustard : population density and pollinator behavior effects on seed-set **74**(7), 2145–2160.
- Kwak M.M., Velterop O. & van Andel J., 1998. Pollen and gene flow in fragmented habitats. *Appl. Veg. Sci.* **1**, 37–54.
- Lambinon J., Del Vocalle L. & Duvigneaud J., 2008. *Nouvelle flore de la Belgique, du G.-D de Luxembourg, du nord de la France et des régions voisines (Ptéridophytes et Spermatophytes)*. Jardin botanique national de Belgique, M. ed.
- Lennartsson T., 2002. Extinction Thresholds and Disrupted Plant-Pollinator Interactions in Fragmented Plant Populations Author (s): Tommy Lennartsson Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable. *Ecology* **83**(11), 3060–3072.
- Liao M.S., Chuang C.L., Lin T.S., Chen C.P., Zheng X.Y., Chen P.T., Liao K.C. & Jiang J.A., 2012. Development of an autonomous early warning system for *Bactrocera dorsalis* (Hendel) outbreaks in remote fruit orchards. *Comput. Electron. Agric.* **88**, 1–12.

- Liu K., 2002. Energy efficiency and environmental benefits of rooftop gardens. *Constr. Canada* **44**(17), 20–23.
- Lundholm J.T., 2006. Green roofs and facades: a habitat template approach. *Urban Habitats* **4**(1), 87–101.
- Lundholm J.T., 2015. The ecology and evolution of constructed ecosystems as green infrastructure. *Front. Ecol. Evol.* **3**(SEP), 1–7.
- Lundholm J.T. & Richardson P.J., 2010. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *J. Appl. Ecol.* **47**(5), 966–975.
- Lytle D.A., Martínez-Muñoz G., Zhang W., Larios N., Shapiro L., & al., 2010. Automated processing and identification of benthic invertebrate samples. *J. North Am. Benthol. Soc.* **29**(3), 867–874.
- MacIvor J.S. & Ksiazek K., 2015. *Invertebrates on Green Roofs*. Springer, Cham, 333–355.
- MacIvor J.S. & Lundholm J., 2011. Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosyst.* **14**(2), 225–241.
- MacIvor J.S., Ruttan A. & Salehi B., 2015. Exotics on exotics: Pollen analysis of urban bees visiting *Sedum* on a green roof. *Urban Ecosyst.* **18**(2), 419–430.
- Madre F., Vergnes A., Machon N. & Clergeau P., 2013. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecol. Eng.* **57**, 109–117.
- Marques A.C.R., Raimundo M.M., Cavaleiro E.M.B., Salles L.F.P., Lyra C. & Von Zuben F.J., 2018. Ant genera identification using an ensemble of convolutional neural networks. *PLoS One* **13**(1).
- Martineau M., Conte D., Raveaux R., Arnault I., Munier D. & Venturini G., 2017. A survey on image-based insect classification. *Pattern Recognit.* **65**(November 2016), 273–284.
- Martinet J. & Elsayad I., 2011. Chapter X - Mid-level image descriptors. In: *Intelligent Multimedia Databases and Information Retrieval: Advancing Applications and Technologies*. 46–60.
- Mashour G.A. & Aikire M.T., 2013. Evolution of consciousness: Phylogeny, ontogeny, and emergence from general anesthesia. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **110**, 10357–10364.
- Mayo M. & Watson A.T., 2007. Automatic species identification of live moths. *Knowledge-Based Syst.* **20**(2), 195–202.
- Merker B., 2005. The liabilities of mobility: A selection pressure for the transition to consciousness in animal evolution. *Conscious. Cogn.* **14**(1), 89–114.
- Mesgaran M.B., Bouhours J., Lewis M.A. & Cousens R.D., 2017. How to be a good neighbour: Facilitation and competition between two co-flowering species. *J. Theor. Biol.* **422**, 72–83.
- Minteer B.A. & Collins J.P., 2008. From environmental to ecological ethics: Toward a practical ethics for ecologists and conservationists. *Sci. Eng. Ethics* **14**(4), 483–501.
- Moeller D.A., 2004. Facilitative interactions among plants via shared pollinators. *Ecology* **85**(12), 3289–3301.
- Monty A. & Mahy G., 2017. *Ecologie générale - Chapitre IV. les interactions entre espèces*. Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège, Belgique.
- Moore A., 1991. Artificial Neural Network Trained to Identify Mosquitoes in Flight, *Journal of Insect Behavior*.

- Moore A. & Miller R.H., 2002. Automated Identification of Optically Sensed Aphid (Homoptera: Aphidae) Wingbeat Waveforms, *Ann. Entomol. Soc. Am.*, 1–8.
- Morin A., 2006. Levels of consciousness and self-awareness: A comparison and integration of various neurocognitive views. *Conscious. Cogn.* **15**(2), 358–371.
- Nguyen C. V., Lovell D.R., Adcock M. & La Salle J., 2014. Capturing natural-colour 3D models of insects for species discovery and diagnostics. *PLoS One* **9**(4), 1–11.
- Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R.R., Doshi H., & al., 2007. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *Bioscience* **57**(10), 823–833.
- Ollerton J., 1993. Ecology of flowering and fruiting in *Lotus corniculatus* L.
- Ollerton J. & Lack A., 1998. Relationships between flowering phenology, plant size and reproductive success in *Lotus corniculatus* (Fabaceae). *Plant Ecol.* **139**, 35–47.
- Oquab M., Bottou L., Laptev I. & Sivic J., 2014. Learning and transferring mid-level image representations using convolutional neural networks. *Proc. IEEE Comput. Soc. Conf. Comput. Vis. Pattern Recognit.* 1717–1724.
- Pacini E., Nepi M. & Vesprini J.L., 2003. Nectar biodiversity: A short review. *Plant Syst. Evol.* **238**(1–4), 7–21.
- Pahl M., Zhu H., Pix W., Tautz J. & Zhang S., 2007. Circadian timed episodic-like memory - A bee knows what to do when, and also where. *J. Exp. Biol.* **210**(20), 3559–3567.
- Parrish J.A.D. & Bazzaz F.A., 1976. Underground Niche Separation in Successional Plants. *Ecology* **57**(6), 1281–1288.
- Pellissier V., Muratet A., Verfaillie F. & Machon N., 2012. Pollination success of *Lotus corniculatus* (L.) in an urban context. *Acta Oecologica* **39**, 94–100.
- Phillips B.B., Shaw R.F., Holland M.J., Fry E.L., Bardgett R.D., Bullock J.M. & Osborne J.L., 2018. Drought reduces floral resources for pollinators. *Glob. Chang. Biol.* **24**(7), 3226–3235.
- Potts S., Biesmeijer K., Bommarco R., Breeze T., Carvalheiro L., & al., 2015. *Status and trends of European pollinators. Key findings of the STEP project.*
- Potts S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O. & Kunin W.E., 2010. Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* **25**(6), 345–353.
- Powell, R., 2011 On the nature of species and the moral significance of their extinction. *The Oxford Handbook of Animal Ethics* (ed. by T. Beauchamp and R.G. Frey). Oxford University Press, New York City, New York, 603–627
- Price B., Dupont S., Allan E.L., Blagoderov V., Butcher A., & al., 2018. ALICE: Angled Label Image Capture and Extraction for high throughput insect specimen digitisation (November), 0–14.
- Proctor M., Yeo P. & Lack A., 1996. The natural history of pollination. *Nat. Hist. pollination.*
- Pyke G.H., Pulliam H.R. & Charnov E.L., 1977. Optimal Foraging: A Selective Review of Theory and Tests. *Q. Rev. Biol.* **52**(2), 137–154.
- Rademaker M.C.J., De Jong T.J. & Klinkhamer P.G.L., 1997. Pollen dynamics of bumble-bee visitation on *Echium vulgare*. *Funct. Ecol.* **11**(5), 554–563.
- Rasmont P. & Pauly A. 2010. *Les bourdons de la Belgique*. Atlas Hymenoptera, Mons, Gembloux.
<<http://www.zoologie.umh.ac.be//hymenoptera/page.aspx?ID=160>>

- Rayner J.P., Farrell C., Raynor K.J., Murphy S.M. & Williams N.S.G., 2016. Plant establishment on a green roof under extreme hot and dry conditions: The importance of leaf succulence in plant selection. *Urban For. Urban Green*. **15**, 6–14.
- Reniers J., Mahy G. & Boisson S., 2018. Pelouses calcicoles mesoxériques sur toiture verte extensive : influence du substrat et des conditions microclimatiques sur la composition végétale. GxABT (Université de Liège).
- Rivière L., 2019. Analyse fonctionnelle et suivi temporel des communautés végétales de la toiture verte extensive du bâtiment TERRA (Gembloux) et étude expérimentale de la facilitation du sedum. Travail de fin d'études: GxABT (Université de Liège).
- Rossi de Gasperis S., Carpaneto G.M., Nigro G., Antonini G., Chiari S., & al., 2017. Computer-aided photographic identification of *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) applied to a mark-recapture study. *Insect Conserv. Divers.* **10**(1), 54–63.
- Rowe B., 2015. Long-term Rooftop Plant Communities. Springer, Cham, 311–332.
- Roy H.E., Baxter E., Saunders A. & Pocock M.J.O., 2016. Focal plant observations as a standardised method for pollinator monitoring: Opportunities and limitations for mass participation citizen science. *PLoS One* **11**(3), 1–14.
- Russell W. & Burch R., 1959. The principles of humane experimental technique. (Methuen, 1958)
- Sargent R.D. & Ackerly D.D., 2008. Plant-pollinator interactions and the assembly of plant communities. *Trends Ecol. Evol.* **23**(3), 123–130.
- Sarpola M.J., Paasch R.K., Mortensen E.N., Dietterich T.G., Lytle D.A., & al., 2008. An aquatic insect imaging system to automate insect classification. *Trans. ASABE* **51**(6), 2217–2225.
- Schmitt L., 1983. Individual flowering phenology, plant size, and reproductive success in *Linanthus androsaceus*, a California annual. *Oecologia* **59**(1), 135–140.
- Selby R.D., Gage S.H. & Whalon M.E., 2014. Precise and Low-Cost Monitoring of Plum Curculio (Coleoptera: Curculionidae) Pest Activity in Pyramid Traps With Cameras. *Environ. Entomol.* **43**(2), 421–431.
- Seshadrinathan K., Sheikh H.R., Bovik A.C. & Wang Z., 2005. Structural and information theoretic approaches to image quality assessment. *Multi-Sensor Image Fusion its Appl.* (July), 473–500.
- Severns P., 2003. Inbreeding and small population size reduce seed set in a threatened and fragmented plant species, *Lupinus sulphureus* ssp. *kincaidii* (Fabaceae). *Biol. Conserv.* **110**(2), 221–229.
- Sih A. & Baltus M.-S., 1987. Patch size, pollinator behavior, and pollinator limitation in Catnip. *Ecology* **68**(6), 1679–1690.
- Silander J.A., 1978. Density-Dependent Control of Reproductive Success in *Cassia biflora*. *Biotropica* **10**(4), 292–296.
- Smithson A. & Macnair M.R., 1996. Frequency-dependent selection by pollinators: Mechanisms and consequences with regard to behaviour of bumblebees *Bombus terrestris* (L.) (Hymenoptera: apidae). *J. Evol. Biol.* **9**(5), 571–588.
- Southwood T.R.E., 1977. Habitat, the Templet for Ecological Strategies? *J. Anim. Ecol.* **46**(2), 336.
- Suttle K.B., 2003. Pollinators as mediators of top-down effects on plants. *Ecol. Lett.* **6**(8), 688–694.
- Tepedino V.J., Durham S., Cameron S.A. & Goodell K., 2015. Documenting bee decline or squandering scarce resources. *Conserv. Biol.* **29**(1), 280–282.

- Tepedino V.J. & Stanton N.L., 1981. Diversity and Competition in Bee-Plant Communities on Short-Grass Prairie. *Oikos* **36**(1), 35.
- Thuring C.E. & Dunnett N., 2014. Vegetation composition of old extensive green roofs (from 1980s Germany). *Ecol. Process.* **3**(1), 1–11.
- Tilman D., 1982. *Resource Competition and Community Structure*. Monographs in Population Biology, Vol. 17. Princeton University Press, Princeton, NJ, U.S.A .
- Tonietto R., Fant J., Ascher J., Ellis K. & Larkin D., 2011. A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landsc. Urban Plan.* **103**(1), 102–108.
- Trestman M., 2013. The Cambrian Explosion and the Origins of Embodied Cognition. *Biol. Theory* **8**(1), 80–92.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kaźmierczak A., Niemela J. & James P., 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landsc. Urban Plan.* **81**(3), 167–178.
- Van Horn G. Van, Aodha O. Mac, Song Y., Cui Y., Sun C., Shepard A., & al., 2018. The iNaturalist Species Classification and Detection Dataset. *Proc. IEEE Comput. Soc. Conf. Comput. Vis. Pattern Recognit.* 8769–8778.
- Van Rossum F., Campos De Sousa S. & Triest L., 2006. Morph-specific differences in reproductive success in the distylous *Primula veris* in a context of habitat fragmentation. *Acta Oecologica* **30**, 426–433.
- Vandooren O., 2006. Les toitures vertes. In: CSTC. 55.
- Vázquez D.P., Morris W.F. & Jordano P., 2005. Interaction frequency as a surrogate for the total effect of animal mutualists on plants. *Ecol. Lett.* **8**(10), 1088–1094.
- Waser N.M. & Real L.A., 1979. Effective mutualism between sequentially flowering plant species. *Nature* **281**(5733), 670–672.
- Watson A., O’neill M. & Kitching I., 2004. Automated identification of live moths (Macrolepidoptera) using digital automated identification system (DAISY). *Syst. Biodivers.* **1**(3), 287–300.
- Weeks P.J.D., O’Neill M.A., Gaston K.J. & Gauld I.D., 1999. Automating insect identification: Exploring the limitations of a prototype system. *J. Appl. Entomol.* **123**(1), 1–8.
- Wen C., Guyer D.E. & Li W., 2009. Local feature-based identification and classification for orchard insects. *Biosyst. Eng.* **104**(3), 299–307.
- Williams N.M., Minckley R.L. & Silveira F.A., 2001. Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. *Ecol. Soc.* **5**(1).
- Williams N.S.G., Lundholm J. & Scott Macivor J., 2014. Do green roofs help urban biodiversity conservation? *J. Appl. Ecol.* **51**(6), 1643–1649.
- Winfrey R., Aguilar R., Vázquez D.P., Lebuhn G. & Aizen M.A., 2009. A meta-analysis of bees’ responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* **90**(8), 2068–2076.
- Wu T., 2019. Abundance and diversity of pollinators on green roofs are affected by environmental factors. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* **358**(2).
- Xie C., Zhang J., Li R., Li J., Hong P., Xia J. & Chen P., 2015. Automatic classification for field crop insects via multiple-task sparse representation and multiple-kernel learning. *Comput. Electron. Agric.* **119**, 123–132.

Références Web

Alleydog : Consulté en ligne le 22/06/20 :

<<https://www.alleydog.com/glossary/definition.php?term=Subjective+Experience>>

Aurélien Barrau interviewé par Etienne Klein. Consulté en ligne le 03/06/2020

<<https://www.youtube.com/watch?v=GPAGrHjSzZg&list=PLDjvZCVYT14b0Ylsm1dueQg5ioajNwQTI&index=14>>

Cours de photographie numérique, 2005-2011. *Mise au point, diaphragme, profondeur de champs.*

Consulté en ligne le 16/07/2020 : <http://photonumerique.codedrops.net/Mise-au-point-diaphragme-profondeur-de-champ>

Dicophilo : consulté en ligne le 12/04/2020 : <<https://dicophilo.fr/definition/abstraction/>>

Entomologie fonctionnelle et évolutive, 2020. *Présentation du conservatoire.* Consulté en ligne le

12/08/2020<<https://www.gembloux.ulg.ac.be/entomologie-fonctionnelle-et-evolutive/presentation-du-conservatoire/>>

Hypnologie, 2015 - cours 1 : *Philosophie de l'esprit en occident.* Consulté en ligne le 22/05/2020

< https://www.youtube.com/watch?v=nXk_sZ522s4 >

INaturalist, 2020. *Observations.* Consulté le 16/08/2020 <<https://www.inaturalist.org/observations>>

Joint Committee for the Conservation of British Invertebrates, 2002. *A Code of Conduct for Collecting Insects and Other Invertebrates.* [en ligne] <<https://www.amentsoc.org/publications/online/collecting-code.html>>

Meyer C., ed. sc., 2020, *Dictionnaire des Sciences Animales.* Montpellier, France, Cirad. Consulté en ligne le 13/08/2020 <<http://dico-sciences-animales.cirad.fr/>>

Observation.be, 2020. *Statistiques.* Consulté en ligne le 16/08/2020 <<https://observations.be/stats/>>

Service fédéral belge. s. d. « Climat.be : Le climat en Belgique ». Consulté le 21 avril 2020.

<<https://climat.be/en-belgique/climat-et-emissions/climat>>

9 Annexes

Tableau 22- Nomenclature complète des Arthropodes énoncés dans cette étude.

| Nomenclature complète | Synonymes |
|---|--|
| <i>Bombus (Melanobombus) lapidarius</i> (L., 1758) | |
| <i>Bombus (Thoracobombus) pascuorum</i> (Scopoli, 1793) | |
| <i>Bombus pratorum</i> (L., 1760) | |
| <i>Bombus terrestris</i> (L., 1758) | |
| <i>Anthophora quadrimaculata</i> (Panzer, 1798) | |
| <i>Episyrphus balteatus</i> (De Geer, 1776) | |
| <i>Metasyrphus corollae</i> (Fabricius, 1794) | <i>Eupeodes corollae</i> (Fabricius, 1794) |
| <i>Metasyrphus luniger</i> (Meigen, 1822) | <i>Eupeodes luniger</i> (Meigen, 1822) |
| <i>Scaeva pyrastris</i> (L., 1758) | |
| <i>Sphaerophoria scripta</i> (L., 1758) | |

Tableau 23 - Classification taxonomique utilisée dans la présente étude.

| | <i>Metasyrphus corollae</i> | <i>Episyrphus balteatus</i> | <i>B. pratorum, B. lapidarius, B. terrestris</i> |
|--------------------|-----------------------------|-----------------------------|--|
| règne | Animalia | Animalia | Animalia |
| embranchement | Arthropoda | Arthropoda | Arthropoda |
| sous-embranchement | Hexapoda | Hexapoda | Hexapoda |
| classe | Insecta | Insecta | Insecta |
| sous-classe | Pterygota | Pterygota | Pterygota |
| ordre | Diptera | Diptera | Hymenoptera |
| sous-ordre | Brachycera | Brachycera | Apocrita |
| Infra-ordre | Muscomorpha | Muscomorpha | Aculeata |
| super-famille | Syrphoidea | Syrphoidea | Apoidea |
| famille | Syrphidae | Syrphidae | Apidae |
| sous-famille | Syrphinae | Syrphinae | Apinae |
| genre | Metasyrphus | Episyrphus | Bombus |