FACULTÉ DE GESTION, ÉCONOMIE & SCIENCES

Conservatoire d'espaces naturels Hauts-de-France



Étude des interactions plantes-pollinisateurs sur le Marais de Villiers

Mémoire présenté en vue de l'obtention du Master 1 Ecologie Opérationnelle

RIMAUX Luanne
Promotion 12

Septembre 2026
Rapport final

LIFE ANTHROPOFENS
Coordonné par le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France

Life

/ LES FACULTÉS DE L'UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LILLE /

FACULTÉ DE GESTION, ÉCONOMIE & SCIENCES

Conservatoire d'espaces naturels Hauts-de-France



Étude des interactions plantes-pollinisateurs sur une tourbière alcaline arrière littorale pour les genres Apoïdea et Syrphidae, dans le cadre du LIFE Anthropofens

Mémoire présenté en vue de l'obtention du Master 1 Ecologie Opérationnelle

RIMAUX Luanne
Promotion 12

Septembre 2026
Rapport final

LIFE ANTHROPOFENS
Coordonné par le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France

Life

/ LES FACULTÉS DE L'UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LILLE /

REMERCIEMENTS

À Gaëtan REY, pour sa bienveillance, sa pédagogie et le partage de ses connaissances quant au séchage, à l'étalage et à la détermination (au genre) des individus. Pour la confiance accordée au cours de ces 5 mois, pour les points de stages qui ont surtout eu pour fonction d'évacuer la frustration relative à la perte de temps que constituait la démultiplication des bases de données. Pour les moments mémorables passés sur le terrain, mais avant tout pour les heures monopolisées à valider les montagnes de boîtes d'Apoïdes et à relire le présent mémoire (au lieu de découvrir Zelda Breath of the Wild), dans un emploi du temps déjà bien chargé.

À Cédric VANAPPELGHEM, pour le partage de ses connaissances vis-à-vis des Syrphes, sa disponibilité et sa patience notamment dans l'aide à la détermination et la validation de mes premières espèces.

À Josua SAVARY, pour sa disponibilité et la validation de mes déterminations de Syrphes.

À Vincent DAMOY, pour avoir réussi à récupérer une version antérieure de la base de données lorsque 5 mois de données Syrphes avaient disparu, la veille de mon départ de stage.

À Guillaume JACEK, pour son humour et ses goûts musicaux douteux et pour les fous rires partagés, notamment sur le retour du collectif lichen. Pour avoir allégé le Marais de Rabuais de 2 kg d'argile, ayant permis la création d'une œuvre d'art, mais surtout pas pour son malin plaisir à me faire peur lorsque ma concentration était maximale lors de l'étalage des Apoïdes.

À Quentin TRONYO, mon âme-sœur sportive, pour les moments passés sur nos terrains respectifs, à enchaîner les refus tarière et à réduire le nombre de pollinisateurs de Villiers. Pour les nombreuses heures passées au laboratoire, dont certaines ont probablement été moins productives que d'autres. Et surtout pour le bon souvenir que restera la transformation des 2 kg d'argile de constitution douteuse, en un magnifique bol orné de sa bryophyte patrimoniale.

À Charly FAGOT, chipie du CEN, pour m'avoir prêté main forte en contribuant au déclin des pollinisateurs du Marais de Villiers, en complément de ceux du Marais de Roussent. Pour avoir supporté, au laboratoire, mon aigreur en rapport avec les bases de données démultipliées, mais avant tout, pour sa bonne humeur, son aide et sa bienveillance dans la détermination des Syrphes (et pour le fou rire relatif au « pichttteuuuh » que Camille osa relever).

À Camille LE BRAS, pour sa joie de vivre et son émerveillement perpétuel face à l'escalier (bloc à épingler).

À toute l'équipe du CEN Hauts-de-France et aux stagiaires pour leur accueil chaleureux et leur intégration au sein du Conservatoire. Pour les moments de partage, toujours teintés d'humour.

À Thibaut GORET, pour son soutien tout au long de ce stage et les relectures du présent rapport.

À Benoît TOUSSAINT, pour son soutien, lorsque je lui ai parlé de mon intérêt pour ce stage et sans qui je n'aurais probablement pas eu la chance de vous proposer ce mémoire.

TABLE DES MATIERES

I. Introduction 1

II. Contexte et présentation de la structure 3

A. Le Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France (CEN HDF) 3

B. Le programme LIFE Anthropofens 3

C. Marais de Villiers 4

1. Localisation du Marais de Villiers 4

2. Caractéristiques du Marais de Villiers 4

3. Historique du site 5

4. Travaux de gestion effectués sur le Marais de Villiers dans le cadre du LIFE Anthropofens 6

III. Problématique 8

A. Qu'est-ce qu'une tourbière ? Plusieurs définitions et un flou scientifique 8

B. Tourbière alcaline ou bas marais alcalin 8

C. La diversité des pollinisateurs 10

1. Qu'est-ce qu'un pollinisateur 10

2. Les différents groupes de pollinisateurs et leurs adaptations morphologiques 11

i. Les hyménoptères *Apoïdea* 11

ii. Les diptères *Syrphidae* 13

D. Qu'est-ce qu'un réseau d'interaction plante pollinisateurs ? 13

E. Quelles préconisations de gestion existent dans ce même contexte ? 15

1. Restauration hydro-pédologique 16

2. Gestion de la végétation 17

i. Le pâturage extensif 17

ii. Fauche et débroussaillage 18

iii. Bûcheronnage 19

IV. Matériel et méthodes 21

A. Organisation du stage 21

B. Recherches bibliographiques mises en œuvre 21

C. Sélection et description des placettes d'échantillonnage 21

D. Stratégie d'échantillonnage 22

1. Fréquence des relevés et période d'échantillonnage 22

2. Déroulé chronologique d'une session 23
E. Relevés botaniques : estimation du recouvrement floral 23
1. Relevés de la flore et estimation du recouvrement des inflorescences 23
2. Identification des espèces 23
3. Attribution des coefficients de recouvrement 23
F. Echantillonnage des Apoïdes et des Syrphes sur les fleurs 24
1. Méthode d'échantillonnage des pollinisateurs 24
2. Conditions de réalisation des relevés 24
3. Protocole et techniques de capture des pollinisateurs 24
4. Conservation des spécimens 25
G. Préparation et détermination des spécimens prélevés 25
1. Epinglage et séchage des Apoïdes 25
2. Détermination des individus 26
H. Analyse des réseaux d'interactions 26
1. Saisie des données 26
2. Construction et analyse du réseau d'interactions 26
3. Analyses effectuées 27
V. Résultats 29
A. Résultats globaux : nombre de spécimens échantillonnés au cours des deux années d'étude 29
B. Richesse spécifique en 2020 30
1. Richesse spécifique pour les Apoïdes en 2020 30
2. Richesse spécifique pour les Syrphes en 2020 30
3. Comparaison entre la richesse spécifique observée et estimée par Chao1 en 2020 . 31
i. Relation entre le nombre de capture par passage et la placette en 2020 32
ii. Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique en 2020 33
C. Richesse spécifique en 2026 35
1. Richesse spécifique pour les Apoïdes en 2026 35
2. Richesse spécifique pour les Syrphes en 2026 35
3. Comparaison entre la richesse spécifique observée et estimée par Chao1 en 2026 . 36
i. Relation entre le nombre de capture par passage et la placette en 2026 37
ii. Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique en 2026 38
D. Comparaisons interannuelles entre 2020 et 2026 40

1. Richesse spécifique 40
2. Courbe d'extrapolation et de raréfaction 41
3. Complétude de l'échantillonnage par placette 43
i. Apoïdes 43
ii. Syrphes 44
E. Réseaux d'interactions 45
1. Connectance 45
i. Connectance des réseaux d'interactions en 2020 45
ii. Connectance des réseaux d'interactions en 2026 45
iii. Comparaisons interannuelles de la connectance 45
2. Spécialisation au niveau du réseau (H2') 46
i. Spécialisation (H2') des réseaux d'interactions en 2020 46
ii. Spécialisation (H2') des réseaux d'interactions en 2026 46
iii. Comparaisons interannuelles de la spécialisation des réseaux d'interactions 46
3. Spécialisation de l'espèce (d') 47
i. Spéciation (d') des Apoïdes en 2020 47
ii. Spéciation (d') des Syrphes en 2020 48
iii. Spéciation (d') des Apoïdes en 2026 49
iv. Spéciation (d') des Syrphes en 2026 50
v. Comparaisons interannuelles de la spécialisation des espèces 51
4. Robustesse du réseau 53
i. Robustesse des réseaux en fonction des scénarios d'extinction en 2020 et 2026 53
ii. Comparaison interannuelle de la robustesse 54
VI. Discussion 55
A. Richesse spécifique 55
1. Richesse spécifique entre 2020 et 2026 55
2. Richesse spécifique entre les parcelles 55
B. Réseaux d'interactions 56
1. Connectance 56
2. Spécialisation H2' 57
3. Spécialisation d' 57
4. Robustesse 58
C. Limites de l'étude 58

1. Biais temporels et décalages phénologiques 58
2. Fluctuations hydro-climatiques et absence de données micro-climatiques..... 59
3. Biais d'observateur et identification taxonomique 59
VII. Conclusion..... 60

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1 : Etiquettes pour identifier les relevés 62
Annexe 2 : Packages Rstudio utilisés pour les analyses 63
Annexe 3 : Tests statistiques effectués pour tester la significativité des résultats 64
Annexe 4 : Espèces d'Apoïdes échantillonnées en 2020, dénombrées par parcelle et sur l'ensemble du site 66
Annexe 5 : Espèces de Syrphes échantillonnées en 2020, dénombrées par parcelle et sur l'ensemble du site 67
Annexe 6 : Espèces d'Apoïdes échantillonnées en 2026, dénombrées par parcelle et sur l'ensemble du site 68
Annexe 7 : Espèces de Syrphes échantillonnées en 2026, dénombrées par parcelle et sur l'ensemble du site 70
Annexe 8 : Connectance du réseau Apoïdes selon les placettes en 2020 72
Annexe 9 : Connectance du réseau Syrphes selon les placettes en 2020 72
Annexe 10 : Connectance du réseau Apoïdes selon les placettes en 2026 73
Annexe 11 : Connectance du réseau Syrphes selon les placettes en 2026 73
Annexe 12 : Spécialisation (H2') des Apoïdes dépendamment de la placette en 2020 74
Annexe 13 : Spécialisation (H2') des Syrphes dépendamment de la placette en 2020 74
Annexe 14 : Spécialisation (H2') des Apoïdes dépendamment de la placette en 2026 75
Annexe 15 : Spécialisation (H2') des Syrphes dépendamment de la placette en 2026 75
Annexe 16 : Résultats de Robustesse pour 2020 pour les deux réseaux 76
Annexe 17 : Résultats de Robustesse pour 2026 pour les deux réseaux 76
Annexe 18 : Significativité de la robustesse pour les réseaux en 2020 77
Annexe 19 : Significativité de la robustesse pour les réseaux en 2026 77
Annexe 20 :Comparaison interannuelle de la robustesse des réseaux d'interactions 77
Annexe 21 : Couleurs du réseau bipartite attribuées pour chaque genre d'Apoïdes 78
Annexe 22 : Couleurs du réseau bipartite attribuées pour chaque genre de Syrphes 78
Annexe 23 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Apoïdes en 2020 79
Annexe 24 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Syrphes en 2020 80
Annexe 25 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Apoïdes en 2026 sans le mois d'avril 81
Annexe 26 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Syrphes en 2026 sans le mois d'avril 82
Annexe 27 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Apoïdes en 2026, d'avril à mi août 83
Annexe 28 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Syrphes en 2026, d'avril à mi août 84

TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Travaux de gestion effectués sur le Marais de Villiers dans le cadre du Life Anthropofens 6
Figure 2 : Catégorie de tourbières minérogènes - Cubizolle Hervé (2019) modifié. 10
Figure 3 : Langue courte chez Bombus pascorum mâle Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 12
Figure 4 : Langue courte chez Lasioglossum femelle Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 12
Figure 5 : Corbicula chez Bombus lapidarius Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 12
Figure 6 : Scopa chez Osmia sp Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 12
Figure 7 : Distribution of scopa location across the subfamilies of bees (modified from Table 1 in Thorp 1979) in Danforth et al., 2019. 12
Figure 8 : Labellum en forme de tampon - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 13
Figure 9 : Soies « palynophiles » - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 13
Figure 10 : Métriques et indices couramment utilisés pour décrire la structure des réseaux de pollinisation - Leconte et al. (2025) 14
Figure 11 : Représentation des réseaux de pollinisation […]. (1) Au sein du réseau, les espèces peuvent être considérées comme généralistes ou spécialistes. (2) Selon leurs interactions, cette spécialisation peut se refléter à l'échelle du réseau - Leconte et al. (2025) 15
Figure 12 : Localisation des placettes d'échantillonnage au sein du Marais de Villiers 22
Figure 13 : Déroulé chronologique d'un relevé journalier sur une placette d'échantillonnage 23
Figure 14 : Coefficient de recouvrement (Braun-Blanquet) appliqué lors des relevés floristiques 24
Figure 15 : Flacon d'Acétate d'éthyle pour les apoïdes - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 25
Figure 16 : Flacon d'alcool à 70° pour les syrphes - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 25
Figure 17 : Etiquettes pour identifier les relevés 25
Figure 18 : Individus épinglés sur une plaque d'émalène, en cours de séchage - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 25
Figure 19 : Individu épinglé et étiqueté - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France 26
Figure 20 : Extrait simplifié du tableau Excel utilisé pour la saisie des données 26
Figure 21 : Nombre d'observations, richesse spécifique et richesse floristique par secteur par taxon en 2020. En gras, la richesse spécifique. 30
Figure 22 : Richesse spécifique observée et estimée pour les Apoïdes en 2020 31
Figure 23 : Richesse spécifique observée et estimée pour les Syrphes en 2020 31
Figure 24 : Variabilité du nombre de capture par session selon le secteur pour les Apoïdes en 2020. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud. 32
Figure 25 : Variabilité du nombre de captures par session selon le secteur pour les Syrphes en 2020. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud. 32

Figure 26 : Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique pour les Apoïdes en 2020. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud. 33
Figure 27 : Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique pour les Syrphes en 2020. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud. 34
Figure 28 : Nombre d'observations, richesse spécifique et richesse floristique par secteur par taxon en 2026. En gras, la richesse spécifique 35
Figure 29 : Richesse spécifique observée et estimée pour les Apoïdes en 2026..... 36
Figure 30 : Richesse spécifique observée et estimée pour les Syrphes en 2026 36
Figure 31 : Variabilité du nombre de capture par session selon le secteur pour les Apoïdes en 2026. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud. 37
Figure 32 : Variabilité du nombre de capture par session selon le secteur pour les Syrphes en 2026. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud. 37
Figure 33 : Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique pour les Apoïdes en 2026. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud. 38
Figure 34 : Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique pour les Syrphes en 2026. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud. 39
Figure 35 : Comparaison interannuelle de la richesse spécifique pour les Apoïdes 40
Figure 36 : Comparaison interannuelle de la richesse spécifique pour les Syrphes..... 40
Figure 37 : Courbes de raréfaction / extrapolation pour les Apoïdes en 2020 et 2026 41
Figure 38 : Courbes de raréfaction / extrapolation pour les Syrphes en 2020 et 2026..... 42
Figure 39 : Complétude de l'inventaire Apoïdes en 2020 43
Figure 40 : Complétude de l'inventaire Apoïdes en 2026 43
Figure 41 : Complétude de l'inventaire Syrphes en 2020..... 44
Figure 42 : Complétude de l'inventaire Syrphes en 2026..... 44
Figure 43 : Comparaison interannuelle de la connectance pour les réseaux Apoïdes..... 45
Figure 44 : Comparaison interannuelle de la connectance pour les réseaux Syrphes 45
Figure 45 : Spécialisation du réseau d'interaction (H2') en 2020..... 46
Figure 46 : Spécialisation du réseau d'interaction (H2') en 2026..... 46
Figure 47 : Spécialisation (d') des Apoïdes en 2020. N_ap correspond au nombre d'individus d'apoïdes échantillonnés et N_flore au nombre d'espèces végétales visitées..... 47
Figure 48 : Spécialisation (d') des Syrphes en 2020. N_sy correspond au nombre d'individus de syrphes échantillonnés et N_flore au nombre d'espèces végétales visitées. 48
Figure 49 : Spécialisation (d') des Apoïdes en 2026. N_ap correspond au nombre d'individus d'apoïdes échantillonnés et N_flore au nombre d'espèces végétales visitées..... 49
Figure 50 : Spécialisation (d') des Syrphes en 2026. N_sy correspond au nombre d'individus de syrphes échantillonnés et N_flore au nombre d'espèces végétales visitées. 50
Figure 51 : Comparaison interannuelle du degré de spécialisation des Apoïdes 51
Figure 52 : Comparaison interannuelle du degré de spécialisation des Syrphes..... 52
Figure 53 : Significativité de la robustesse en fonction des scénarios d'extinction pour 2020 puis 2026. En rouge, les p-value significatives, en gras, les valeurs de robustesse importantes (en noir pour les généralistes et en bleu pour les généralistes). 53

GLOSSAIRE

CEN HDF : Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France

FCEN : Fédération des Conservatoires d'Espaces

HIC : Habitat d'Intérêt Communautaire

LIFE : L'Instrument Financier pour l'Environnement

ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique

RESUME

Porté depuis 2020 par le Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France dans le cadre du programme européen LIFE Anthropofens, le Marais de Villiers, tourbière alcaline arrière-littorale du Pas-de-Calais, fait l'objet d'un programme de restauration. Cette étude vise à évaluer l'effet des travaux de gestion mis en œuvre, sur la structure et la diversité des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs, en comparant avant (en 2020) et après travaux (en 2026) sur trois placettes du site.

Les résultats mettent en évidence une modification significative des communautés entre les deux années. Les Apoïdes exploitent les ressources florales de manière homogène, tandis que les Syrphes présentent une structuration spatiale plus sensible aux conditions hydriques. La structure des réseaux évolue différemment entre les deux groupes, le réseau plantes-Apoïdes devient plus spécialisé, tandis que le réseau plantes-Syrphes devient plus généraliste. La robustesse des deux réseaux face aux extinctions est sensible à la perte d'espèces généralistes, mais suit des dynamiques temporelles distinctes, stable chez les Apoïdes, en recomposition chez les Syrphes. En dressant un état des lieux des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs sur le Marais de Villiers, ce travail met en avant l'intérêt de la démarche pour suivre la restauration du site.

Mots-clés : tourbière alcaline, restauration écologique, LIFE Anthropofens, pollinisateurs, Apoidae, Syrphidae, réseaux d'interactions, Marais de Villiers.

Since 2020, the Marais de Villiers, an alkaline back-shore peatland in Pas-de-Calais, has been the focus of a restoration program led by the Hauts-de-France Conservatory of Natural Areas as part of the European LIFE Anthropofens program. This study aims to assess the effect of the management measures implemented on the structure and diversity of plant-pollinator interaction networks by comparing conditions before (in 2020) and after the management (in 2026) at three plot locations on the site.

The results highlight a significant change in the communities between the two years. Apoids exploit floral resources in a homogeneous manner, whereas hoverflies exhibit a spatial structure that is more sensitive to water conditions. The structure of the networks evolves differently between the two groups: the plant-Apoid network becomes more specialized, while the plant-hoverfly network becomes more generalist. The robustness of the two networks in the face of extinctions is sensitive to the loss of generalist species but follows distinct temporal dynamics: it remains stable among Apoids, while it is undergoing restructuring among Syrphids. By providing an overview of plant-pollinator interactions in the Marais de Villiers, this study highlights the value of this approach for monitoring the site's restoration.

Keywords: alkaline peatland, ecological restoration, LIFE Anthropofens, pollinators, Apoidae, Syrphidae, interaction networks, Marais de Villiers.

I. Introduction

La pollinisation est « […] *la phase du transport du pollen des organes de reproduction mâle vers le (ou les) organes de reproduction femelle et permet la reproduction sexuée.* (Jaulin S. *et al.,* 2021) ». Elle peut s'effectuer par l'intermédiaire de différents facteurs que sont l'eau, le vent et les animaux dont on différentiera le mode de transport en fonction du taxon (Ollerton *et al,* 2011). Ces trois facteurs sont respectivement appelés hydrogamie, anémogamie et zoogamie. En 2011, Ollerton *et al*., expliquent que 87,5 % des plantes à fleurs du monde sont pollinisées par des insectes et autres animaux. Pour les régions tempérées, ce chiffre s'élève à 78 % et pour les régions tropicales, à 94 % (Ollerton *et al,* 2011).

Ce phénomène est d'autant plus important en raison de la place prépondérante qu'ils représentent pour l'agriculture. En effet, Collen et *al.* (2012) estiment que 84 % des plantes cultivées en Union Européenne et 80 % des végétaux dépendent des pollinisateurs pour leur reproduction. Leur contribution se chiffrerait à 153 milliards d'euros, soit 9 % de la valeur de la production agricole. La pollinisation représente environ 35% de la production agricole mondiale, se traduisant par une dépendance de 87 types de cultures de celle-ci, à travers le monde (Klein *et al*., 2007). Elle est en ce sens considérée comme un service écosystémique puisqu'elle rend un service à l'Homme, mais est aussi nécessaire au bon fonctionnement des écosystèmes. Cependant, de nombreuses études, comme le rapport publié en 2016 par l'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem sur « Les Pollinisateurs, La Pollinisation Et La Production Alimentaire », mettent en lumière le déclin de ces derniers.

Le déclin des pollinisateurs trouve plusieurs causes avec notamment le changement climatique, l'urbanisation, la pollution (par l'azote et les métaux lourds notamment) (Fiordaliso *et al.*, 2025), la dégradation et la fragmentation de leur habitat (Winfree *et al*., 2009 ; Potts *et al*., 2010, Hallmann *et al.*, 2017 ; Zattara & Aizen, 2021), mais aussi l'intensification agricole qui modifie l'utilisation des sols et remplace les prairies (Le Féon *et al*., 2010 ; Fiordaliso *et al.*, 2025), l'utilisation de pesticides de type néonicotinoïdes dans la lutte contre les ravageurs des cultures (Pfiffner et Müller, 2016) ou d'herbicides dans l'intensification agricole (Le Féon *et al*., 2010 ; Fiordaliso *et al.*, 2025). En outre, l'arrivée de prédateurs (Monceau *et al*., 2014) mais aussi de nouveaux parasites (Vanbergen *et al*., 2013) exogènes tels que le Frelon à pattes jaunes (*Vespa velutina nigrithorax*) ou l'acarien *Varroa destructor*, dont leurs effets sont connus et étudiés sur l'abeille domestique, là où pour les espèces solitaires, ces derniers ne le sont guère malgré une potentielle existence.

Au sein de ces pollinisateurs, évalués à 20 000 espèces pour la France, se mélangent hyménoptères (abeilles, bourdons, guêpes…), diptères (syrphes, mouches…), lépidoptères (papillons) et coléoptères (scarabées, longicornes…). Une diversité qui induit une complexité quant à leur étude et leur prise en compte dans les projets de préservation (GRETIA, 2018).

Pour un gestionnaire d'espaces naturels, la conservation dépasse la simple préservation des espèces, mais repose avant tout sur le maintien de la fonctionnalité écologique des habitats les

accueillant. Cela implique donc la prise en compte de deux besoins essentiels pour les pollinisateurs que sont l'habitat de nidification et la disponibilité des ressources florales nécessaire à leur alimentation (Westrich, 1996 ; Potts *et al.*, 2005). C'est ici que l'analyse des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs trouve sa source et apporte des informations non négligeables quant au site d'étude. Cela permet notamment de modéliser la structure des relations entre faune et flore, d'évaluer la résilience du milieu face aux perturbations (Memmott *et al.*, 2004 ; Bascompte & Jordano, 2007) et de s'assurer que les fonctions écologiques sont opérationnelles. Cet outil se révèle indispensable pour guider les choix de gestion, cibler les espèces clés et *in fine*, évaluer avec précision l'impact des actions de génie écologique mises en œuvre (Kaiser-Bunbury *et al.*, 2017).

A travers le programme LIFE Anthropofens (2020 à 2026), le Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France (Fourmy F. *et al*., 2022) se saisit pleinement de ces enjeux en mettant en place à partir de 2020, une étude sur les interactions plantes-pollinisateurs, sur le marais de Villiers dans le cadre d'un stage de M2 (Delbergue, 2020). Pour cette année 2026, l'objectif du CEN HDF est d'utiliser ce prisme des réseaux d'interactions pour dresser l'état des lieux suite aux travaux de gestion mis en œuvre sur le marais de Villiers.

Dans ce contexte de restauration écologique, dans quelle mesure les travaux de gestion mis en œuvre sur une tourbière alcaline arrière-littorale, influencent-ils la structure et la diversité des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs, en particulier pour les genres Apoidea et les Syrphidae, et ces effets varient-ils selon les habitats ?

II. Contexte et présentation de la structure

A. Le Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France (CEN HDF)

Le Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France, association loi 1901 à but non lucratif, reconnue d'intérêt général, naît le 20 juin 2020 de la fusion du Conservatoire d'Espaces Naturels de Picardie (fondé en 1989) et du Conservatoire d'Espaces Naturels du nord et du Pas-de-Calais (fondé en 1994). Ses missions s'articulent autour de 5 axes que sont : Connaître, Protéger, Gérer, Valoriser et Accompagner.

Son siège social est implanté à Boves dans la Somme et dispose de quatre antennes territoriales basées à Merlieux-et-Fouquerolles (Aisne), Roost-Warendin (Nord), Beauvais (Oise) et Lillers (Pas-de-Calais). La structure intervient sur 590 sites naturels (côteaux calcaires, prairies alluviales, étangs, marais, tourbières, gîtes à chiroptères…) au travers des cinq départements de son territoire d'agréments, représentant ainsi 20 450 hectares protégés.

Au même titre que les 23 autres Conservatoires d'Espaces Naturels, le CEN HDF fait partie de la Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels (FCEN). Ensemble, ils adhèrent à la Charte des Conservatoires, gèrent 4 400 sites répartis sur 4 750 communes, représentant 300 000 hectares en métropole et outre-mer. La Fédération représente l'ensemble des conservatoires et permet leur coordination à l'échelle nationale. Elle contribue par ailleurs à l'élaboration de stratégies nationales de protection des espèces et des milieux naturels, coordonne les programmes de grande ampleur et favorise la mise en place de partenariats. La charte indique que les conservatoires « *ont pour principal objet la préservation des espèces, des habitats naturels ou anthropisés, de la géodiversité et des paysages en France métropolitaine et d'outre-mer. Ils forgent un réseau de sites par la maîtrise foncière et d'usage.* ». Concrètement, la charte ancre l'action des conservatoires dans une logique de maîtrise foncière et d'usage sur des milieux naturels et semi-naturels dont la gestion s'opère de manière concertée avec les acteurs locaux. En prenant en compte les dimensions sociales, économiques et environnementales affiliées à chaque territoire.

B. Le programme LIFE Anthropofens

Le LIFE (L'Instrument Financier pour l'Environnement) est un outil de financement de l'Union européenne dédié aux projets environnementaux et climatiques, créé en 1992. C'est dans ce cadre que s'inscrit le LIFE Anthropofens, centré sur la préservation des tourbière alcalines. En effet, ces dernières subissent des pressions croissantes qui en font des milieux relictuels et particulièrement vulnérables. A l'échelle des Hauts-de-France, ces milieux ont subi une forte régression, notamment en lien avec leur exploitation pour la tourbe, le drainage ou l'intensification agricole. Leur préservation devient alors un enjeu prioritaire en matière de biodiversité (LIFE Anthropofens, 2026) et revêt une triple importance dépendamment de leur qualité de :

- Réservoirs de biodiversité spécifique

- Ecosystèmes anciens et résilients face aux perturbations
- Régulateurs des cycles de l'eau et du carbone.

Le LIFE Anthropofens vise en ce sens à restaurer les conditions favorables à l'amélioration de l'état de conservation de 480 ha de tourbières alcalines des Hauts-de-France et de Wallonie, répartis sur 13 sites Natura 2000. Il s'articule autour de trois sous-objectifs complémentaires que sont :

- La conservation des habitats tourbeux alcalins ;
- La préservation de leurs stades d'évolution via des modes de gestion adaptés ;
- La mise en réseau des gestionnaires de tourbières à l'échelle transfrontalière.

Le projet cible la restauration de six habitats d'intérêt communautaire au titre de la Directive Habitats-Faune-Flore, dont trois sont considérés comme prioritaires (*) : les Prairies humides calcaires à Molinie bleue, les Tourbières de transition, les Marais calcaires à Marisque*, les Tourbières basses alcalines, les Tourbières boisées* et les Aulnaies-frênaies alluviales à hautes herbes* (LIFE Anthropofens, 2026).

C. Marais de Villiers

1. Localisation du Marais de Villiers

Le Marais de Villiers fait partie du complexe du Marais de Balançon, vaste ensemble de zones humides arrières-littorales s'étendant depuis l'estuaire de la Canche jusqu'à la baie de Somme. D'une superficie de 20 hectares, le site se niche dans la commune de Saint-Josse-sur-Mer, dans le Pas-de-Calais. Cette position dite « arrière-littorale » résulte du retrait progressif de la mer et de l'installation d'un cordon dunaire, donnant lieu à la formation de tourbières alcalines dans la région des Bas-Champs.

2. Caractéristiques du Marais de Villiers

En outre, il s'inscrit au sein de la plaine maritime picarde, caractérisée par un climat océanique. Il s'insère dans une cuvette plane, encadré à l'ouest par le massif dunaire de Cucq-Merlimont et à l'est, par l'ancienne falaise fossile correspondant à l'actuel rebord du plateau de l'Artois (Fourmy F. *et al*., 2022).

Le marais de Villiers présente une légère pente vers l'est, favorisant l'écoulement des eaux vers la Petite Tringue, principal exutoire du site. Cette faible déclivité présente des variations naturelles voire artificielles, notamment en lien avec d'anciens fossés de drainage, permettant l'expression d'une mosaïques d'habitats humides.

Le sol est caractérisé par une formation tourbeuse alcaline, issue de l'accumulation de végétaux trufigènes, à savoir des mousses brunes, Carex, Schoenus, Cladium et Phragmites. Il se développe sur des formations datant du Crétacé supérieur, avec des niveaux superficiels constitués de craies blanches à silex du Coniacien (datant de 89 à 85 millions d'années), reposant sur des formations marneuses puis argileux plus anciennes.

Le fonctionnement hydrologique du marais repose sur deux types de structures :

- Les fossés : creusés dans les années 1970 dans le dessein d'assécher le marais pour permettre sa mise en culture, ils présentent une profondeur variant de 50 cm à 1 m et une largeur ne dépassant pas 1,5 m. Ils sont aujourd'hui déconnectés de la Petite Tringue, naturellement par absence de curage, ou artificiellement par la pose de seuils. Ces éléments cumulés les rendent temporaires une partie de l'année.
- Les ruisselets : d'origine naturelle, ils sont alimentés par résurgence de la nappe et s'écoulent lentement vers la Petite Tringue. Peu profonds et étroits, ils jouent un rôle ambivalent en évitant l'ennoiement du site par l'évacuation des excès d'eau lors des périodes de hautes eaux, mais aussi en contenant une partie de cette eau à un seuil minimal, tout en maintenant les conditions nécessaires au bon fonctionnement du site.

Ce réseau, sillonnant le marais, rejoint trois cours d'eau :

- Le Fliers, dont le première branche part vers l'estuaire de l'Authie, tandis que la seconde, vers la Canche via la Tringue
- La Petite Tringue, qui longe la limite est du marais, faisant d'elle le principal exutoire du site
- La Grande Tringue, située à l'Ouest (impactés par les pompages estivaux pour l'irrigation des cultures maraîchères et l'alimentation des mares de huttes)

La structure du marais suit un gradient d'humidité directement lié à l'épaisseur de la tourbe. On distingue le secteur nord caractérisé par une épaisseur de tourbe avoisinant les 40 cm, permettant l'installation d'une végétation hygrophile et la mise en place de pâturage, du secteur sud dont elle peut atteindre les 1,50 mètres. Cette partie est marquée par la présence de tremblants d'une profondeur de 50 cm, de roselière et de gouilles, témoignant d'un engorgement permanent. Les profils tourbeux peu profonds mis en exergue lors d'une étude pédologique révèle un site d'un jeune âge dont l'horizon argileux s'enfonce dans un axe Nord-Est, Sud-Ouest, permettant la formation de tourbe pas dessus (Fourmy F. *et al*., 2022).

3. Historique du site

Bien que le marais de Balançon ait fait l'objet d'une exploitation de sa tourbe, cette activité est restée très marginale sur le marais de Villiers en raison de sa qualité inadéquat à la combustion, comme le souligne M. De Bonnard dans « Notice sur les Tourbières du département du Pas-de-Calais. » (1810).

Historiquement, le site est valorisé par le pâturage, dans les secteurs les plus stabilisé, contribuant au maintien de milieux ouverts jusqu'en 1945, où l'abandon des parties les plus humides entraîne une dynamique de fermeture par embroussaillement. En parallèle, les pratiques cynégétiques participent indirectement au maintien de ces milieux par la création de layons et platières. Dans les années 1970, une tentative de reconversion des usages du marais échoue en faveur du pâturage, mais marque tout de même site d'un important réseau de drainage (Fourmy F. *et al*., 2022).

Depuis 1997, le Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France est gestionnaire du Marais de Villiers et devient propriétaire en 2017. Les actions de gestion menées sur le site

visent à maintenir une mosaïque de milieux ouverts notamment par le maintien du pâturage extensif ; la fauche et le broyage des zones tourbeuses ; et la coupe de rejet, voire le déboisement des ligneux (Fourmy F. *et al*., 2022). Par ailleurs, le site est intégré à la Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type 1 « Marais de Cucq-Villiers » et fait l'objet d'un projet de classement en Zone Spéciale de Conservation (Natura 2000), dans le cadre du programme européen Life Anthropofens (2020-2026).

4. Travaux de gestion effectués sur le Marais de Villiers dans le cadre du LIFE Anthropofens

Le marais de Villiers fait l'objet d'une gestion conservatoire par le CEN HDF avec pour objectif principal, le maintien et la restauration des habitats tourbeux alcalins, des prairies humides et espèces patrimoniales associées. Cela revient notamment à contenir l'embroussaillement afin de préserver une mosaïque de milieux ouverts. De 2020 à 2025, plusieurs travaux de gestion, financés dans le cadre du LIFE Anthropofens, ont été appliqués sur le site.

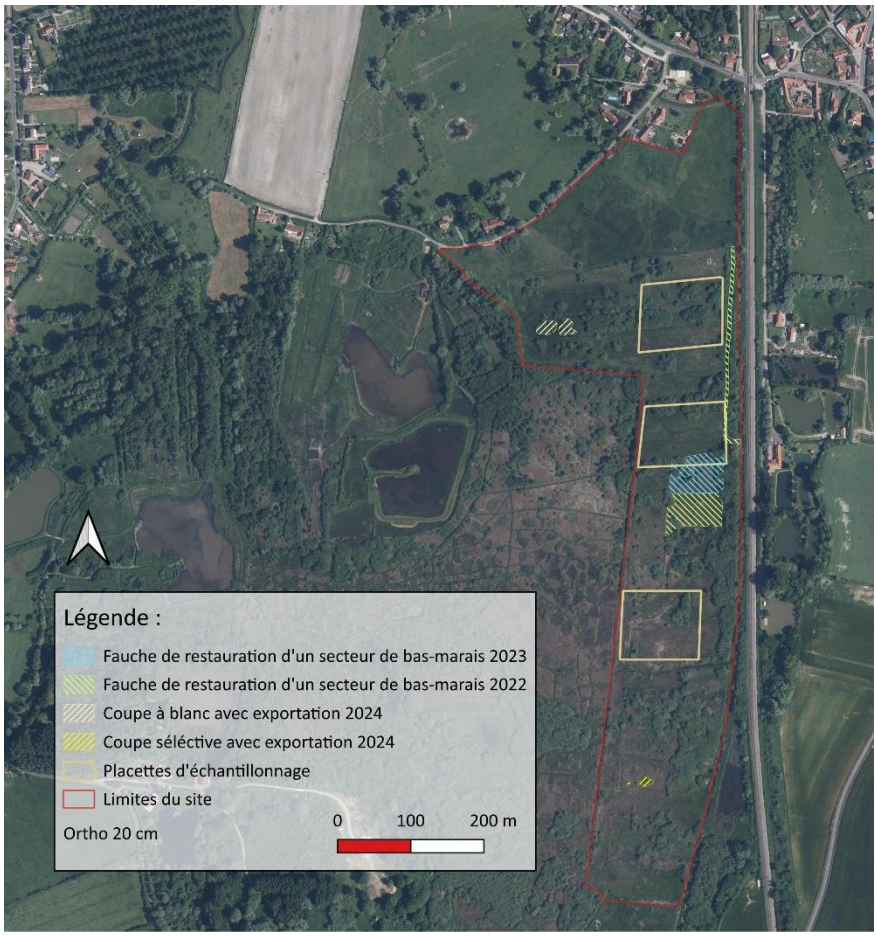


Figure 1 : Travaux de gestion effectués sur le Marais de Villiers dans le cadre du Life Anthropofens

Dans le bas-marais, les travaux se sont focalisés sur la restauration et le maintien des habitats ouverts caractéristiques des tourbières alcalines. Plusieurs déboisements ont été menés, concernant un total de 7 800 m² de saulaie, dont 5 000 m² réalisés dans le cadre du Life Antropofens. Ces travaux ont été complétés par des opération de coupe de rejets et d'arrachage de souches sur 6 000 m² environ, afin de limiter les rejets et la recolonisation des ligneux dans les années à venir. Dans la continuité de ces actions, des coupes manuelles de rejets ont été programmées sur les secteurs les plus sensibles, notamment à l'extrémité sud du bas-marais.

Elles sont à terme remplacées par un gyrobroyage annuel jusqu'à épuisement des souches (Fourmy F. *et al*., 2022).

La gestion de la végétation herbacée a reposé sur des fauches (exportatrices) de restauration et alternées sur le secteur de bas-marais. Le plan de fauche a été pensé de telle sorte à maintenir une mosaïque d'habitats en laissant certains secteurs évoluer et en rajeunissant d'autres. Dans le cadre du LIFE, le gyrobroyage alterné du bas-marais a été poursuivi entre 2023 et 2025 afin de maintenir les milieux ouverts. Chaque année, 20 % de la surface a été entretenue à l'aide d'une dameuse équipée d'un gyrobroyeur (Fourmy F. *et al*., 2022).

Des actions de fauche exportatrice alternée ont également été menées sur les berges du fossé à Agrion délicat. Les travaux consistent à faucher tous les deux ans, une seule berge sur une largeur de 2,5 mètres (soit une surface de 440 m²), avec exportation des produits de coupe afin de limiter l'enrichissement du fossé et donc éviter l'altération de la végétation aquatique. Les phragmites sont spécifiquement ciblés, ainsi que les arbustes présents dans la bande de fauche (couper au ras du sol) (Fourmy F. *et al*., 2022).

En outre, des opérations de fauche mécanique exportatrice des zones dominées par les joncs ont été effectués. Cette intervention menée sur une zone prairiale de 12 000 m² jusqu'en 2025 dans le cadre du LIFE Anthropofens, a pour objectif de réduire la dominance des *Joncaceae*.

Enfin, un étrépage expérimental (285m²) a été réalisé en 2023 dans la partie nord-est du bas-marais. Le décaissement a été pratiqué sur zone topographiquement surélevée et sur une profondeur de 10 à 20 cm (Fourmy F. *et al*., 2022).

III. Problématique

Dans quelle mesure les travaux de gestion mis en œuvre sur une tourbière alcaline arrière-littorale, influencent-ils la structure et la diversité des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs, en particulier pour les genres *Apoidea* et les *Syrphidae*, et ces effets varient-ils selon les habitats ?

A. Qu'est-ce qu'une tourbière ? Plusieurs définitions et un flou scientifique

La notion de tourbière est polysémique, sa définition variant selon les caractéristiques retenues par les acteurs scientifiques. Selon une approche pédologique, une tourbière se définit par la présence d'un sol organique appelé histosol. Composé de 88 à 97 % d'eau, 2 à 10 % de matière sèche et 1 à 7 % de gaz (AFES, 2008), il se construit à partir de débris de végétaux se transformant lentement, en conditions d'anaérobiose, du fait d'un engorgement (quasi) permanent. L'épaisseur minimale fixée est assez subjective et varie entre 10 à 50 cm selon les auteurs (Lourenco *et al*, 2023). D'un point de vue hydrologique, c'est la saturation du substrat, condition *sine qua non* de la transformation et décomposition de la matière organique, qui prime. Quant à l'aspect floristique ou phytosociologique, la végétation se caractérise par une strate muscinale majoritairement composée d'Hypnacées (mousses brunes) et d'une strate herbacée dominée par des Cypéracées (Bensettiti et al., 2002 ; Šefferová Stanová et al., 2008). Cette flore, adaptée à l'engorgement constant, peut en outre avoir une activité turfigène, permettant de la qualifier de « turficole ».

En 2019, Cubizolle Hervé, dans son ouvrage « Les tourbières et la tourbe. Géographie, hydro-écologie, usages et gestion conservatoire », évoque la confusion planant autour de la notion de tourbière et la définit donc comme « […] *un type de zone humide qui se caractérise par des bilans hydriques assurant une saturation en eau suffisante du sol pour permettre le maintien de condition anaérobies favorables à l'accumulation de tourbe et au développement d'un histosol, ce dernier étant défini comme un solum comportant un horizon organique de surface histique, épais de plus de 10 cm qui renferme au moins 30 % de matière organique en place.* ». Il insiste sur la nécessité d'appréhender ces milieux à travers une approche intégrant simultanément les facteurs pédologiques, hydrologiques et floristiques, pour leur caractérisation. Cette polysémie n'est pas sans conséquence puisqu'elle engendre un flou scientifique et pourrait, *in fine*, engendrer une sou- ou sur- estimation des surfaces de tourbières à l'échelle nationale.

B. Tourbière alcaline ou bas marais alcalin

Les tourbières alcalines, également appelées bas-marais alcalins font partie de l'ensemble que sont les tourbières minérotrophes, c'est-à-dire qu'elles sont alimentées par les eaux ayant circulées dans le sol et s'y étant enrichies en minéraux type magnésium, calcium, potassium, azote et phosphore (Cubizolle Hervé, 2019 ; Pôle-relais tourbières, 2026). Elle s'oppose en cela aux tourbières dîtes ombrotrophes ou hauts-marais, dont l'alimentation hydrique dépend des

précipitations atmosphériques (Pôle-relais tourbières. *Les différents types de tourbières*, 2026). Les tourbières alcalines sont en ce sens mésotrophes voire eutrophes, toutefois, la disponibilité en nutriments varie en fonction du contexte géo-pédologique étant donné que certaines roches, lorsqu'elles sont altérées, n'enrichissent pas davantage le *solum* que les eaux de pluie.

Les tourbières basses présentent une surface topographique relativement plane qui s'inscrit dans le prolongement de celle des versants environnants. C'est pourquoi on les appelle parfois tourbières plates. Cette configuration topographique explique que les eaux ayant ruisselé sur les versants et s'étant ainsi plus ou moins chargées en éléments nutritifs puissent parcourir la surface de la tourbière et apporter aux plantes des nutriments. A cela s'ajoutent les apports minéralisés souterrains qui arrivent, soit latéralement, soit les faciès minéraux, sur lesquels repose la tourbière , accueillent une nappe minérale locale.

Depuis le XXe siècle, deux grands sous-types de tourbières se distinguent lorsque les caractéristiques hydrologiques, chimiques de l'eau et floristiques sont combinés, les *poor fens et les rich fens* (Du Rietz, 1949 ; Sjörs, 1950). Certains auteurs tels que Glaser (1992) et Sjörs & Gunnarsson (2002) scindent respectivement ces sous-types en *extremely por fens* et *extremely rich fens,* et *intermediate fens, moderately rich fens* et *poor fens* (que l'on peut traduire respectivement par tourbière extrêmement pauvre, tourbière extrêmement riche, tourbière intermédiaire, tourbière modérément riche, tourbière pauvre). Sur la base de leurs travaux (Rydin et Jeglum, 2013 ; Glasser, 1992 ; Sjörs et Gunnarsson, 2002), 4 grands sous-types de tourbières minérotrophes ressortent, à savoir :

- *Extremely rich fen* dont les concentrations en calcium sont supérieures à 20 mg/L pour un pH dépassant 6,4
- *Rich fen* au pH comprit entre 4,6 et 7,8 et aux taux de calcium entre 1 et 32 mg/L
- *Poor fen* avec un pH variant de 4,1 à 6,9 et des concentrations en calcium en deçà de 10 mg/L
- *Extremely poor fen*, le calcium n'excède pas 6 mg/L, là où le pH fluctue de 3,7 à 6 (Cubizolle Hervé, 2019).

A ces sous types viennent s'ajouter de nouvelles catégories permettant de comprendre l'origine des apports hydrologiques de la tourbière (ruissellement, débordement des rivières ou de sources, nappe phréatique …) :

Limnogène	Issue du comblement progressif d'un plan d'eau naturel ou artificielle se formant par l'avancée centripète d'un radeau de végétation, en comblant ainsi la surface.
Soligène	Née des eaux de ruissellement sur un versant ou dans un fond de vallée. Ce type de tourbière est relativement rare puisqu'un écoulement de ce type ne peut être suffisant pour assurer une alimentation pérenne, sauf s'il est alimenté par une source permanente.
Fluviogène	Se met en place dans les plaines alluviales, à la suite de crues ou d'inondation par des cours d'eau (Julve, 1996 ; Manneville et al., 2006).

Topogène ou phréatogène	Dépend de l'affleurement de la nappe phréatique locale. Certains auteurs préfèrent le terme de phréatogène, faisant référence à l'origine de l'eau, contrairement au préfixe *topo-* qui renvoie à la topographie.
Condensarogène	Se forme par la condensation de l'humidité atmosphérique au contact de surfaces rocheuses ou à travers des éboulis. Si cette humidité constante favorise l'installation de tapis de Sphaignes, l'épaisseur de tourbe produite dépasse rarement les 10 cm, ce qui pose question quant à la qualification de ces milieux en tant que « tourbière ».
Thalassogène	Propres aux environnements littoraux, elle se développent sous l'influence conjuguée des eaux continentales et des contraintes hydriques et physico-chimique du milieu marin que Rydin et Jeglum (2013) désignent sous le terme de *saline and brackish systems*. Il est important de distinguer les tourbières présentent sur le littoral, permises par des apports d'eau douce à une période où le niveau marin était sensiblement plus bas, des réelles tourbières thalassogène, alimenté par l'eau de mer. Dans de rare cas, des apports en eaux salés sont possibles lors de tempêtes remarquables.

Figure 2 : Catégorie de tourbières minérogènes - Cubizolle Hervé (2019) modifié.

La présence d'une tourbière minérogène nécessite en revanche des apports en eau relativement riche en éléments nutritifs. Les bas-marais alcalins contiennent une diversité remarquable d'espèces spécialisées, dont l'air de répartition est aujourd'hui très limité en raison de l'un des plus fort déclin, tout habitat confondu (Bensettiti *et al.*, 2002).

C. La diversité des pollinisateurs

1. Qu'est-ce qu'un pollinisateur

D'un point de vue évolutif et écologique, un pollinisateur est un agent biotique qui assure, involontairement, le transport des grains de pollen depuis les structures reproductrices mâles d'une fleur, vers les structures reproductrices femelles d'une même espèce (Faegri & Van der Pijl, 2013). Cette interaction s'inscrit dans une démarche mutualiste nutritionnelle, l'animal ne cherche pas activement à reproduire la plante, mais visite les inflorescences dans le dessein de collecter des ressources protéiques et énergétiques que sont le nectar ou le pollen. C'est à l'occasion de ces visites que les grains de pollen adhèrent au corps (soies, poils, cuticule, plumes…) de l'animal, avant d'être « déposé » sur une autre fleur (Faegri & Van der Pijl, 2013).

Le terme « pollinisateurs » est souvent utilisé pour désigner les abeilles mellifères (principalement les espèces du genre Apis et/ou les espèces domestiquées), ce qui occulte la réelle diversité taxonomique des organismes pollinisateurs (Dicks *et al.*, 2024 ; Attaullah & Jawad Khan, 2024). Les abeilles mellifères s'inscrivent au sein d'un ensemble beaucoup plus vaste de pollinisateurs sauvages comprenant les bourdons, les abeilles solitaires, les hyménoptères autres qu'apoïdes (fourmis et autres familles de guêpes), les syrphes, les hétérocères, les rhopalocères, les coléoptères, les thrips ou encore les pucerons (IPBES, 2016). Dans certains pays, des vertébrés tels que les chauves-souris, les oiseaux (colibris,

souimangas…), les primates, les marsupiaux, les rongeurs et les reptiles, jouent un rôle dans la pollinisation. (IPBES, 2016 ; FAO, 2020 ; Attaullah & Jawad Khan, 2024). En moyenne, ces derniers représentent 38% des actions de pollinisation dans le monde (Rader *et al.*, 2016). Chaque taxon présente des comportements de butinage, des adaptations morphologiques et une phénologie distincte, permettant de couvrir une grande diversité d'espèces végétales, dans des conditions écologiques variées (IPBES, 2016).

En effet, certaines espèces sont dites oligolectiques (spécialistes) et ne butinent que certains taxons de plantes au cours de leur vie, tandis que d'autres sont polylectiques (généralistes) et butinent une grande diversité de plantes à fleurs (Danforth *et al.*, 2013; Dötterl & Vereecken, 2010 ; Falk, 2015 ; IPBES, 2016). Dans de rare cas, on trouve également les espèces monolectiques, ne butinant qu'une seule plante (Falk, 2015).

Toutefois, la présence d'un animal sur une inflorescence ne fait pas de ce dernier un pollinisateur efficace. Il est donc important de distinguer les visiteurs floraux, qui consomment les ressources florales sans entrer en contact avec les pièces reproductrices, des pollinisateurs effectifs, qui accomplissent réellement un transfert de pollen fonctionnel pour la plante (Kearns & Inouye, 1993).

2. Les différents groupes de pollinisateurs et leurs adaptations morphologiques

L'efficacité du transfert de pollen dépend étroitement de la complémentarité morphologique entre l'animal et l'inflorescence. L'évolution conjointe des structures florales complexes (symétrie, tubes…) et des adaptations physiques des insectes (pièces buccales spécialisées, systèmes de récolte) répond à des contraintes à la fois sélectives et biomécaniques (T. Kellenberger & Beverley J. Glover, 2023). Parmi la diversité de pollinisateurs, on s'intéressera plus particulièrement aux Hyménoptères *Apoïdea* et Diptères *Syrphidae*.

i. Les hyménoptères *Apoïdea*

L'ordre des Hyménoptères regroupe près de 280 000 espèces à l'échelle mondiale, dont plus de 8 500 sont recensées pour la France (Brosseau, 2021). Morphologiquement, cet ordre se caractérise par la présence de deux paires d'ailes membraneuses. Parmi ce vaste ensemble, les abeilles sauvages (clade des *Anthophila*) et les bourdons s'imposent comme les pollinisateurs les plus efficaces en raison leur morphologie et comportement de collecte de pollen (Ollerton, 2017 ; Brosseau, 2021).

D'un point de vue évolutif, les abeilles constituent une lignée de guêpes qui a divergé pour approvisionner son couvain exclusivement en ressources florales à savoir, pollen et nectar (Murray *et al.*, 2018 ; Leconte *et al.*, 2025). On compte près de 20 500 espèces dans le monde subdivisé en sept familles que sont : *Colletidae, Stenotritidae, Andrenidae, Halictidae, Melittidae, Megachilidae* et *Apidae* (Engel *et al.*, 2021 ; Leconte *et al.*, 2025). Leur statut de pollinisateurs majeurs repose sur une morphologie et un comportement strictement adapté à la collecte de ressources florales (Ollerton, 2017 ; Phillips *et al.*, 2018), articulés autour de deux adaptions clés. On distingue spécifiquement les espèces à « langue longue » (pour les familles *Apidea et Megachilidae*), adaptées aux corolles profondes et tubulaires (comme les Fabacées), des espèces à « langue courte » (pour les familles *Colletidae, Stenotritidae, Andrenidae et*

Halictidae) s'observent davantage sur des fleurs à corolle moins profonde telles que les Rosaceae (Larson *et al.*, 2001 ; Dötterl & Vereecken, 2010 ; Michez *et al.*, 2019).

La seconde adaptation concerne les structures spécialisées dans la collecte et le transport du pollen. Les abeilles possèdent des peignes de nettoyage permettant de transférer le pollen accumulé sur leur corps vers les organes de transport. On parle alors de peigne galéal chez les espèces à langue courte et de peigne stipital chez les espèces à langue longue (Danforth *et al.*, 2019). Le pollen est ensuite stocké dans les *scopa* ou *corbicula*. Les *corbicula* sont des « corbeilles à pollen » localisées sur les tibias postérieurs chez certains Apidae comme *Apis mellifera* ou les *Bombus spp.* notamment, tandis que les *scopa* font référence à des « brosses de récolte » situées sur les pattes postérieures, ou sous l'abdomen (on parle alors de « brosse ventrale » ou de « scopa ventrale ») chez les Megachilidae (Michener, 2007 ; Michez *et al.*, 2019). A l'inverse, les Euryglossinae et les Hylaeinae sont les seules sous-familles à transporter le pollen à l'intérieur de leur jabot (Michez *et al.*, 2019 ; Danforth *et al.*, 2019).

A cela s'ajoutent les soies ramifiés et plumeuses recouvrant toute ou partie des apoïdes, dont on suppose la probable adaptation visant à améliorer la rétention du pollen sur leur corps (Danforth *et al.*, 2019). Erickson et Buchmann (1983) et Vaknin *et al.* (2000) pensent également que les charges électrostatiques entrent en corrélation pour faciliter la récolte du pollen.



Figure 3 : Langue courte chez Bombus pascorum mâle Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France



Figure 4 : Langue courte chez Lasioglossum femelle Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France



Figure 5 : Corbicula chez Bombus lapidarius Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France



Figure 6 : Scopa chez Osmia sp Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France

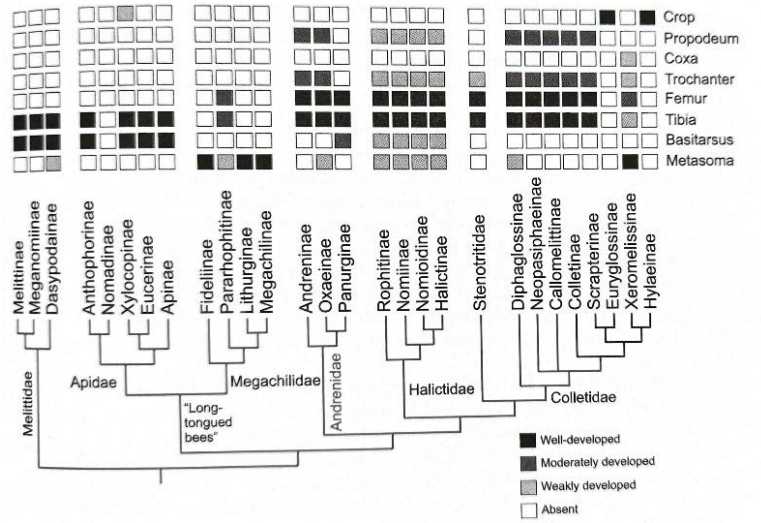


Figure 7 : Distribution of scopa location across the subfamilies of bees (modified from Table 1 in Thorp 1979) in Danforth et al., 2019.

ii. Les diptères *Syrphidae*

L'ordre des diptères rassemble 140 000 espèces dans le monde, dont plus 8 500 sont connues en France (Brosseau, 2021). Ils se distinguent anatomiquement par une deuxième paire d'ailes transformées en balanciers, servant de stabilisateurs au vol. Au sein de cet ordre, on distingue les *Syrphidae* et les *Bombyliidae*, qui y occupent une place prépondérante (Inouye *et al.*, 2015 ; Brosseau, 2021). Ces diptères jouent également un rôle crucial dans la pollinisation des fleurs de petites tailles, ou peu attractives pour les pollinisateurs de plus grandes tailles (Brosseau, 2021).

Bien qu'ils soient dépourvus de structures adaptées au transport du pollen, les diptères compensent par des adaptions morphologiques distinctes (Rader *et al.*, 2016). Les syrphes possèdent un *labellum* modifié en forme de tampon, permettant d'aspirer et ingérer les grains de pollen et/ou nectar pour couvrir leurs besoins protéiques (Larson *et al.*, 2001 ; Inouye *et al.*, 2015). Contrairement aux *Apoïdea*, la pilosité de leur corps est moins développée et dépourvue de structures de transport du pollen. La présence de soies « palynophiles » (*palynophilic* en anglais) (Larson *et al.*, 2001) sur leur thorax et abdomen permet une adhésion des grains de pollen dont la capacité de charge est largement compensée par une fréquence de visite très élevée et une tolérance à des conditions climatiques où les *Apoïdea* de s'activent pas (Rader *et al.*, 2016).



Figure 8 : Labellum en forme de tampon - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France



Figure 9 : Soies « palynophiles » - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France

D. Qu'est-ce qu'un réseau d'interaction plante pollinisateurs ?

Un réseau d'interaction se définit comme un système bipartite représentant les relations mutualistes entre une communauté de plantes et une communauté de vecteurs de pollen (Bascompte & Jordano, 2007). Concrètement, il s'agit d'une représentation des transferts de pollen et des récoltes de ressources alimentaires. Ces réseaux se caractérisent par des nœuds (*nodes*) qui représentent ici les espèces présentes (fleurs et pollinisateurs) et des liens (*edges or links*) qui matérialisent l'existence d'une interaction. Les liens ne s'établissent qu'entre des nœuds de nature différente, à savoir plantes et pollinisateurs, jamais entre deux plantes ou deux pollinisateurs (Jean-Gabriel Young *et al.*, 2021).

Selon Leconte et *al.* (2025), la structure des réseaux de pollinisation peut être décrite par différents indices et métriques synthétisés dans le tableau suivant :

Métrique	Définition
À l'échelle du réseau :	
Richesse spécifique	Taille de la communauté, *i.e.*, nombre total d'espèces dans le réseau (Olesen *et al.*, 2006)
Richesse des interactions	Taille du réseau, *i.e.*, nombre total d'interactions dans le réseau (Olesen *et al.*, 2006)
Connectance	Proportion des interactions observées par rapport au nombre total d'interactions potentielles dans le réseau (Bosch *et al.*, 2009)
Spécialisation H_2'	Mesure de la spécialisation du réseau basée sur l'écart entre le nombre d'interactions observées et attendues des espèces selon le nombre total d'interactions de chaque espèce (Blüthgen *et al.*, 2006)
Robustesse	Résistance du réseau à la perte d'espèces causée par des extinctions aléatoires (Kaiser-Bunbury *et al.*, 2010)
À l'échelle spécifique :	
Degré	Nombre total d'interactions d'une espèce (Okuyama & Holland, 2008)
Spécialisation *d'*	Mesure de la spécialisation d'une espèce au sein du réseau en comparant la proportion de ses interactions avec chacun de ses partenaires à la disponibilité de ses partenaires (Blüthgen *et al.*, 2006)
Niche overlap	Similarité moyenne dans les schémas d'interactions entre espèces d'un même ensemble de partenaires, reflétant la tendance des espèces à interagir avec des partenaires semblables (Dormann *et al.*, 2009)

Figure 10 : Métriques et indices couramment utilisés pour décrire la structure des réseaux de pollinisation - Leconte et al. (2025)

En outre, les interactions ne s'effectuent pas de manière aléatoire, mais partagent des caractéristiques que sont *Degree Distribution, Nestedness, Dependences and Asymmetries, Modularity* et *Species Strength* (Bascompte & Jordano, 2007).

La distribution des degrés (*Degree Distribution* aussi connue sous l'appellation *Truncated power-law*) fait référence aux niveaux de spécialisation des communautés, signifiant qu'une grande majorité des espèces ayant peu d'interactions (spécialistes) coexistent avec peu d'espèces « super-généralistes » (Jordano et al., 2003).

L'imbrication (*Nestedness*) fait référence à l'ensemble des animaux qui interagissent avec une espèce végétale donnée et l'ensemble des animaux qui interagissent avec une autre espèce végétale (Bascompte & Jordano, 2007). Des études (Bascompte *et al.*, 2003), montrent que les réseaux ne sont ni aléatoires, ni uniquement organisés en compartiments isolés résultant d'une spécialisation, mais qu'ils sont fortement imbriqués. Autrement dit, les spécialistes interagissent avec des espèces qui forment des sous-ensembles bien définis, contenu dans un ensemble plus grand, qui est lui-même contenu dans un ensemble encore plus grand, et ainsi de suite. Deux caractéristiques sont identifiées pour considérer qu'une matrice est imbriquée. Premièrement, il existe un noyau de plantes et d'animaux généralistes qui interagissent entre eux. Quelques espèces peuvent être impliquées dans un grand nombre d'interactions et inversement. Ainsi, toutes les espèces sont très proches les unes des autres, se traduisant par de courtes distances de chemin ou la moyenne d'espèces intermédiaires séparant deux espèces données (Olesen *et al.*, 2006). Deuxièmement, des asymétries existent au niveau de la spécialisation, qui se traduit par des espèces spécialistes qui ont tendance à interagir avec les espèces les plus généralistes (Vazquez & Aizen, 2004). Les généralistes représentent ici les espèces plus abondantes, car elles dépendent d'un grand nombre d'autres espèces. L'imbrication signifie que les réseaux mutualistes sont très cohésifs.

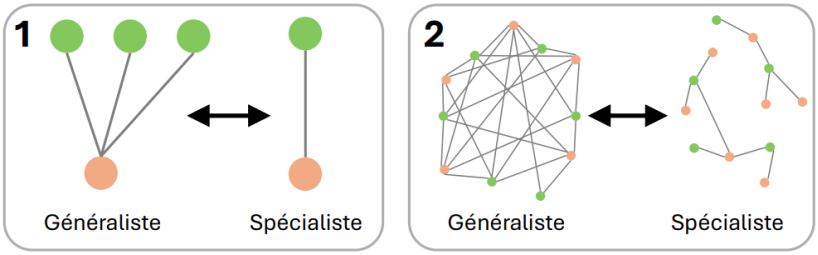


Figure 11 : Représentation des réseaux de pollinisation […]. (1) Au sein du réseau, les espèces peuvent être considérées comme généralistes ou spécialistes. (2) Selon leurs interactions, cette spécialisation peut se refléter à l'échelle du réseau - Leconte et al. (2025)

La modularité (*Modularity*) mesure les interactions de sous-ensemble d'espèces, s'organisant en « modules », faiblement interconnectés, mais se composant toutefois d'espèces étroitement liées (Olesen *et al.*, 2007). Ces compartiments sont non aléatoires et souvent régis par des contraintes morphologiques (coadaptation trompe - corolle par exemple) ou phénologiques (synchronicité des périodes de floraison). La modularité peut en outre refléter l'hétérogénéité des habitats, des régimes de sélection divergents et le regroupement phylogénétique d'espèces étroitement apparentées, façonnant ainsi toute à la complexité des réseaux écologiques (Olesen *et al.*, 2007).

Dépendances et asymétries (*Dependences and Asymmetries*) constituent un réseau quantitatif visant à mesurer à quel point une espèce dépend d'une autre. Elle peut être estimée comme étant la fréquence relative des visites d'une espèce florale par une espèce animale particulière (Bascompte *et al.*, 2006 ; Jordano 1987). A l'inverse, une dépendance animale est observable vis-à-vis d'une espèce florale et est estimée de la même manière. La combinaison des deux valeurs de dépendance au sein d'un couple plante-animal est fortement asymétrique (Bascompte *et al.*, 2006 ; Jordano 1987). Cependant, dans les rares cas où une espèce végétale est fortement dépendante d'une espèce animale, cet animal a tendance à dépendre nettement moins de la plante (Bascompte *et al.*, 2006). La dépendance par paires est un indicateur des effets totaux d'une interaction par paire dans la plupart des réseaux (Vazquez *et al.*, 2005).

La force des espèces (*Species strength*) peut, quant à elle, être définie comme la somme des dépendances des animaux vis-à-vis d'une plante en particulier, ou la somme des dépendances des plantes vis-à-vis d'un animal spécifique. Elle mesure l'importance quantitative d'une espèce pour le groupe avec lequel elle interagit et augmente plus rapidement que le degré binaire (Bascompte *et al.*, 2006), rendant ainsi les réseaux mutualistes encore plus hétérogènes. L'imbrication explique partiellement la force plus élevée des généralistes dans les interactions plante-animal. En effet, en raison de la structure imbriquée, les espèces à haut degré interagissent avec des spécialistes, qui par définition, interagissent exclusivement avec ces généralistes, contribuant à accroître la force de ces généralistes.

E. Quelles préconisations de gestion existent dans ce même contexte ?

Les tourbières alcalines sont reconnues pour leur patrimoine naturel remarquable, mais aussi pour les services écosystémiques qu'elles rendent. Ces milieux assurent l'accueil d'une

biodiversité inféodée à ces écosystèmes, la régulation des cycles de l'eau (amortissement des inondations, tamponnage des crues et des sécheresses), la filtration des polluants, le stockage de l'eau et du carbone, la « conservation » d'archives paléo-écologiques (vestiges archéologiques et de pollen), etc. (Berquer et al., 2024 ; Pôle relais tourbières, 2026), lorsqu'ils ne sont pas perturbés.

Ces habitats sont aujourd'hui majoritairement perturbés et ont pendant longtemps été dégradés et exploités par l'Homme. A l'échelle nationale, les zones humides ont connu une perte de 87 % entre le XVIII^{e} siècle et 2000, dont 50 % se sont déroulés au cours du XX^{e} siècle (Crassous *et al.*, 2007). *Global assessment on biodiversity and ecosystem services* (2019) indique que la disparition des milieux humides est 3 fois plus rapide que la déforestation. Leur occupation et aménagement pour les activités humaines remonte de l'Antiquité, entrainant changement d'utilisation (culture agricole et populiculture, urbanisation), exploitation de la tourbe (par le tourbage), déprise agricole, canalisation des cours d'eau ou encore création de systèmes de drainage et d'asséchement (Berquer et al., 2024). Conduisant irréversiblement à l'altération fonctionnelle des tourbières voire, à leur destruction, se manifestant par la minéralisation de la tourbe, qui entraîne une réaction en chaîne avec une modification de la chimie des sols, des subsidences, du relargage de gaz à effet de serre et une perte de biodiversité (Berquer et al., 2024).

Pour pallier ces dégradations majeures, diverses initiatives se déploient afin de restaurer et préserver ces milieux naturels. On retrouve notamment le Plan Régional d'Action en faveur des Tourbières des Hauts-de-France (Marescaux *et al.*, 2024), la labellisation Ramsar, le programme européen LIFE Anthropofens, les politiques foncières en faveur des milieux naturels (Berquer et al., 2024) ou encore le Pôle-relais tourbières, qui centralise et diffuse l'information à l'échelle nationale sur le thème des tourbières, met en relation les gestionnaires et vient en appui sur des projets (Pôle-relais tourbières, 2026).

Au sein des zones humides, les tourbières comptent parmi les écosystèmes les plus sensibles aux variations hydrologiques. La gestion de leur alimentation en eau constitue en ce sens un levier d'action prioritaire, plaçant la restauration hydrologique au cœur de leur gestion.

1. Restauration hydro-pédologique

La restauration des tourbières repose dans un premier temps sur la réalisation d'études préalables visant à établir un diagnostic précis de l'état hydrologique, pédologique et écologique du site, en corrélation avec les altérations liées aux aménagements anthropiques ayant modifié sa dynamique initiale (Cubizolle, 2019). On cherche alors à reconstituer l'histoire du site et de son bassin versant, par l'intermédiaire d'analyses paléo-écologiques, avant que les perturbations ne l'affectent. L'objectif est de définir des opérations de gestion cohérentes avec le site et éviter la mise en œuvre de mesures inadaptées, susceptibles d'engendrer des effets négatifs (complémentaires) sur l'habitat ciblé (Crassous *et al.*, 2007 ; Cubizolle, 2019).

Les actions de restauration s'articulent autour de deux axes que sont la réduction des pressions externes exercées à l'échelle du bassin versant et le rétablissement des fonctions hydrologiques

par des interventions de génie écologique sur le site concerné (Cubizolle, 2019). Concrètement, ces opérations peuvent inclure :

- La neutralisation du drainage historique notamment en installant des bouchons ou barrages (conçus avec des matériaux locaux comme des rondins ou de la tourbe) afin de limiter l'écoulement, de réhumidifier le substrat et de remonter la nappe alluviale (Crassous *et al.*, 2007 ; Berquer *et al.*, 2024)
- La désobstruction des sources infra-aquatique envasées afin d'augmenter le volume d'eau alimentant le milieu (Crassous *et al.*, 2007)
- L'irrigation ou l'alimentation artificielle, techniques spécifiques de pompage pouvant acheminer l'eau au cœur de la tourbière via des fossés dédiés, afin de compenser les déficits hydriques (Crassous *et al.*, 2007)
- L'étrusage dont le principe est proche de l'étrépage. Lorsque le tourbe est fortement minéralisée et enrichie en nutriment à la suite d'un assèchement prolongé, un décapage de surface peut être préconisé afin de retrouver des conditions propices aux espèces pionnières et un niveau de nappe affleurant (Crassous *et al.*, 2007 ; Berquer *et al.*, 2024)
- Le déboisement de ligneux à fort pouvoir d'évapotranspiration, limitant la quantité d'eau assimilée puis relâchée dans l'atmosphère par la végétation arborée (Berquer *et al.*, 2024).

L'hydrologie est l'un des facteurs clé du maintien ou du retour de la turfigénèse (formation de la tourbe). Elle devient alors la priorité lorsqu'il s'agit de restauration des tourbières alcalines et consiste à reconduire et maintenir un niveau d'eau stable, affleurant la surface du sol.

2. Gestion de la végétation

Les préconisations de gestion de la végétation s'articulent autour de trois leviers majeurs : le pâturage extensif, la fauche exportatrice et/ou débroussaillage et le bûcheronnage.

i. Le pâturage extensif

Le pâturage des zones humides remonte à environ 3 000 ans, au début de l'âge du Fer (Garcia *et al.*, 2022). Dès lors, les sociétés humaines modifient l'hydrologie de ces milieux afin d'augmenter la surface disponible aux troupeaux (Garcia *et al.*, 2022). Ces modifications hydrologiques s'accentuent drastiquement avec l'industrialisation de l'extraction de tourbe. Toutefois, les habitats n'ont pas immédiatement subi ces perturbations grâce au maintien des pratiques pastorales (initialement pratiquées par les grands herbivores puis progressivement devenues domestique), qui freinait la dynamique de succession végétale. A partir de 1960, le recul de l'élevage se traduit par un embroussaillement jusqu'alors contenu. Le pâturage se concentre sur les secteurs les moins humides, tandis que les zones abandonnées connaissent une colonisation croissante par les ligneux, favorisée par des conditions hydrologiques dysfonctionnelles (Franquin *et al.*, 2024). Dans ce contexte, le pâturage apparaît comme un outil de gestion des espaces naturels permettant, dans certaines situations, de limiter la dynamique de fermeture des milieux.

Berquer *et al.* (2024), expliquent qu'il peut être « *un moyen de préservation ou de restauration des milieux ouverts des tourbières, visant à limiter la compétition entre espèces ligneuses et*

herbacées, dans le but de favoriser les espèces herbacées typiques des tourbières alcalines », dont plusieurs espèces tendent à régresser lorsque les strates arbustives et/ou arborées deviennent dominantes.

Selon Duncan *et al.* (2021), l'intérêt du pâturage varie fortement dépendamment de l'habitat concerné. Son application est déconseillée sur les habitats de tremblants (Habitat d'Intérêt Communautaire (HIC) 7140), car ceux-ci présentent une faible portance et le piétinement peut provoquer une dégradation de la strate bryophytique turfigène. En outre, les animaux sont exposés à un risque d'enlisement. Les habitats de tourbière basse alcaline (HIC 7230), sont quant à eux, sujets à une expansion des roseaux, voire des ligneux, lorsque les niveaux d'eau s'abaissent et que les apports trophiques augmentent. Dans ce cas, la gestion par pâturage extensif peut constituer un moyen de contrôler le développement de ces espèces compétitives et maintenir l'ouverture du milieu. Les marais calcaires à Marisque (HIC 7210*), dominés par de grandes hélophytes telle que *Cladium mariscus*, sont peu concernés par le pâturage en raison de ses effets sur la Marisque et étaient donc préférentiellement fauchés peu intensivement pour le chaume. En ce qui concerne les prairies humides calcaires à Molinie bleue (HIC 6410), le pâturage extensif favorise la consommation de *Molinia caerulea* et réduit ainsi sa compétitivité vis-à-vis d'espèce de plus petites tailles, parmi lesquelles figurent quelques orchidées patrimoniales.

Duncan *et al.* (2021) soulignent que le pâturage, lorsqu'il est envisagé comme un outil de restauration et/ou de gestion des tourbières alcalines, ne devrait être mis en œuvre qu'après réflexion sur d'autres modalités d'intervention comme la fauche ou l'alternance entre fauche et pâture. Son efficacité reste en effet conditionnée à la réduction du drainage et au rétablissement des niveaux d'eau plus élevés, qui constituent les principaux facteurs limitant l'embroussaillement. En ce sens, si la conservation d'espèces ou d'habitats (tolérants le pâturage) pour éviter leur embroussaillement est l'objectif, alors celui-ci se révèle être le mode de gestion à appliquer. *A contrario*, s'il s'agit de conserver des habitats ou espèces étant sensibles au pâturage, alors, d'autres moyens de gestion, comme la fauche, apparaissent plus appropriés (Duncan *et al.,* 2021).

ii. Fauche et débroussaillage

Lorsque l'embroussaillement atteint un stade avancé, la réouverture du milieu nécessite la mise en place d'opérations de génie écologique considérables avant d'envisager une gestion de conservation (Crassous *et al.*, 2007). Il convient alors de distinguer la fauche ou débroussaillage de restauration de la fauche ou débroussaillage d'entretien. La première vise à modifier les conditions écologiques du site afin de restaurer un état de conservation favorable et requiert l'utilisation de matériel puissant. La seconde intervient après cette phase de restauration et a tend à maintenir les caractéristiques du milieu sur le long terme (Crassous *et al.*, 2007). La fauche concerne ici la strate herbacée tandis que le débroussaillage, la strate arbustive.

Le choix des techniques de fauche et/ou de débroussaillage incombe à la nature de la végétation, ainsi qu'à l'hydromorphie du sol (et donc de sa portance). Les interventions peuvent s'effectuer manuellement par le biais d'outils telle que la faux ou la débroussailleuse, ou mécaniquement

grâce à des équipements adaptés aux condition de terrain. Les faucheuses à barres de fauche avec une lame cisaillante, les faucheuses rotatives à lame horizontale, etc. représentent des exemples concrets (Crassous *et al.*, 2007).

Afin de limiter les impacts de la gestion sur la biodiversité, plusieurs précautions sont recommandées dans le « *Guide de gestion des tourbières et marais alcalins des vallées alluviales de France septentrionale* » de Crassous *et al.* (2007). La fauche doit, dans la mesure du possible, être conduite selon un schéma centrifuge, du centre de la parcelle vers sa périphérie, permettant à la faune de se réfugier vers les zones non impactées par la fauche. Les auteurs conseillent également de mettre en place une gestion par rotation, en divisant les surfaces en plusieurs secteurs fauchées à tour de rôle d'une année sur l'autre, mais surtout, au maintien de zones refuges et de corridors pour favoriser la survie de la faune inféodée à ce type d'habitat et donc, sa recolonisation. Somme toute, lorsque la zone de fauche se caractérise par un sol peu portant, il devient prioritaire de limiter la circulation d'engins lourds afin de réduire les phénomènes de tassement. L'utilisation de matériel adapté tels que motofaucheuses, quads ou petits tracteurs équipés de pneus basse pression ou de chenilles, est à privilégier en fonction de la superficie et des contraintes du site (Crassous *et al.*, 2007).

Lorsque les dynamiques de fermeture sont plus avancées et que la végétation ligneuse est déjà bien installée, la fauche seule ne suffit plus à maintenir les milieux ouverts. La restauration de ces habitats nécessite alors le recours à des interventions ciblant davantage les formations arbustives et arborées, notamment par le biais du bûcheronnage ou du broyage, dépendamment de la taille et de l'âge de la végétation.

iii. Bûcheronnage

Dans les régions tempérées, le comblement progressif et le boisement des tourbières et des marais alcalins constituent des processus naturels de succession écologique. Néanmoins, ces pratiques peuvent être fortement accélérées par les activités humaines. L'abandon des pratiques sylvo-pastorales, associé à des interventions comme le drainage et la plantation de peupliers favorise ces dynamiques de fermeture. L'évolution de la végétation dans ce contexte est rapide et peut conduire, en quelques décennies seulement, à la conversion d'une zone humide en un boisement. Cette dynamique s'accompagne généralement d'une succession d'espèces ligneuses dont le premier stade se caractérise souvent par le développement de fourrés de saules et bourdaines. Avec l'assèchement progressif du substrat, cette formation évolue vers des peuplements plus denses, dominés par des saules, aulnes, frênes ou bouleaux (Crassous *et al.*, 2007). Les saulaies se distinguent par leur forte capacité de colonisation, qui s'accentue à mesure que le milieu se ferme.

Pour pallier cette dynamique, Crassou *et al.* (2007) indiquent qu'il existe plusieurs méthodes de déboisement :

- La coupe et/ou arrachage constituent les méthodes les plus couramment utilisées et consistent en l'abattage de peuplements de manière sélective et raisonnée, en évitant les coupes à blanc sur de grandes superficies. L'extraction des souches peut s'avérer

indispensable pour certaines espèces à fort pouvoir de rejet, mais n'est envisageable que lorsque les conditions du site le permettent. C'est-à-dire, tant que le niveau des nappes est bas et que le sol est suffisamment portant, tout en veillant à limiter les perturbations du substrat quant aux risques liés à la déstructuration des horizons tourbeux.

- Le broyage permet d'éliminer les jeunes arbres et arbustes dont le diamètre est compris entre 5 et 18 cm.
- Le cerclage, également appelé écorçage, consiste à retirer une bande continue d'écorce sur une dizaine de centimètres de hauteur autour du tronc et sur une profondeur de 2 cm environ, pour interrompre la circulation de la sève élaborée entre les parties aériennes et souterraines. Cette interruption entraîne progressivement la mort de l'arbre sur pied.
- L'ennoiement repose sur la remise en eau du milieu induisant une exposition des parties coupées (souches) à l'eau, qui pénètre dans la section de coupe et fait ainsi pourrir les tissus. Cette méthode est particulièrement efficace pour limiter les rejets, mais dépend étroitement de la durée d'immersion et des espèces.

Quelle que soit la technique retenue, l'exportation des produits de coupe constitue une étape indispensable à la gestion des zones humides. Qu'il s'agisse de grumes, de rémanents broyés ou de produits de fauche, les matériaux issus des interventions doivent être exportés du site. Leur décomposition *in situ* provoque la minéralisation de la tourbe, modifie les conditions micro-climatiques locales et enrichit le milieu en éléments nutritifs tels que les phosphates ou nitrates. Ces changements privilégient à terme l'installation d'une flore plus compétitive et banale, au détriment de la flore turficole oligotrophe d'intérêt communautaire, inféodée aux tourbières alcalines (Crassous *et al.*, 2007 ; Berquer *et al.*, 2024).

IV. Matériel et méthodes

A. Organisation du stage

Ce stage combine trois volets interconnectés que sont le terrain, le laboratoire et l'analyse de données. D'avril à août, le terrain a été mené au rythme de deux semaines de prospection par mois (3 jours par semaine, soit 1 jour par parcelle), toutes les deux semaines dans la mesure du possible. Les phases de laboratoire et saisie de données ont été intercalées avec le terrain, permettant d'étaler, d'identifier et de saisir les données en continu, évitant ainsi leur accumulation. Mené dans un second temps, le volet analytique reposera sur une approche comparative. Il s'agira de comparer les données récoltées en 2020 par V. Delbergue et celles issues des prospections en cours (2026), afin d'en évaluer l'évolution.

B. Recherches bibliographiques mises en œuvre

Cette partie repose sur une analyse bibliographique des connaissances scientifiques relatives aux tourbières alcalines, aux pollinisateurs et aux réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs, visant à mobiliser les connaissances scientifiques les plus récentes en lien avec la problématique. Les références les plus exploitées sont les suivantes :

- Cubizolle (2019), pour tout ce qui concerne la définition et présentation de ce qu'est une tourbière ;
- Bascompte et al. (2006) et Bascompte & Jordano (2007) pour la caractérisation d'u réseau d'interaction avec l'identification des composantes « *Degree Distribution, Nestedness, Dependences and Asymmetries, Modularity* et *Species Strength »* et Leconte et al. (2025) pour la présentation des métriques de réseaux utilisées pour évaluer la structure des communautés (*cf. Tableau 2*) ;
- Michez *et al.* (2019), Danforth *et al.* (2019) et Brosseau (2021) pour la biologie et l'écologie des Apoïdes et des Syrphidae ;
- Crassous et al. (2007), Cubizolle (2019) et Berquer et al. (2024) concernant les recommandations de gestion et de restauration des tourbières alcalines.

Cette revue bibliographique constitue le socle méthodologique de l'étude. Elle permet de sélectionner les indicateurs les plus pertinents pour évaluer l'efficacité des travaux de restauration et de positionner les résultats obtenus par rapport aux connaissances actuelles.

C. Sélection et description des placettes d'échantillonnage

Trois placettes d'échantillonnage, d'une superficie d'un hectare chacune, ont été identifiées au sein de ce complexe d'habitats. Le choix de ces zones a été dicté par la nature de la végétation potentiellement attractive pour les pollinisateurs, mais aussi en fonction de l'accessibilité des zones de prospection. Cette surface garantit une disponibilité florale quantitativement stable et continue au cours de l'étude. Les placettes se caractérisent par leur végétation et gestion :

La placette Nord se constitue d'un habitat patrimonial de végétations prairiales et abrite une prairie à hydrocotyle commune (*Hydrocotyle vulgaris*) et Jonc à fleurs obtuses (*Juncus subnodulosus*) [code habitat : 7230]. Cette dernière est ceinturée par une formation à Pulicaire dysentérique (*Pulicaria dysenterica*) et Jonc glauque (*Juncus inflexus*). Cette parcelle est soumise à une gestion par pâturage bovin extensif.

La placette centrale se définit quant à elle par une zone de transition. Elle présente une structure de végétation mixte associant prairie à (*Hydrocotyle vulgaris*) et Jonc à fleurs obtuses (*Juncus subnodulosus*) [code habitat : 7230], à une formation à Comaret des marais (*Comarum palustre*) et Jonc à fleurs aiguës (*Juncus acutiflorus*) [code habitat : 6410]. A l'instar de la parcelle Nord, cette dernière est gérée par pâturage bovin extensif.

La placette Sud est un secteur de bas marais, plus hétérogène, qui regroupe plusieurs associations végétales que sont (Fourmy F. *et al*., 2022) :

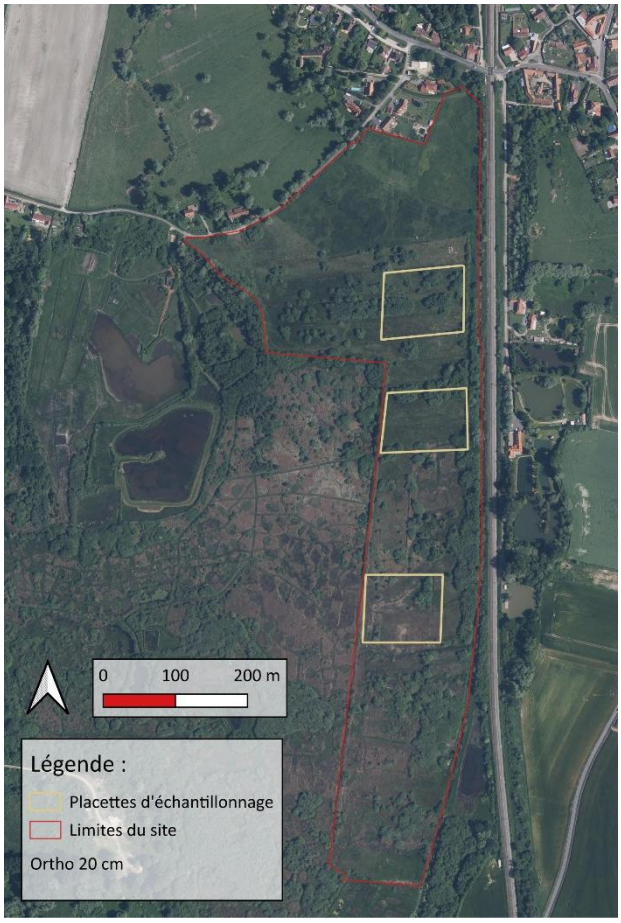


Figure 12 : Localisation des placettes d'échantillonnage au sein du Marais de Villiers

- Une cladiaie à Cladion marisque (*Cladium mariscus*) [code habitat : 7210] ;
- Une roselière turficole à Fougère des marais (*Thelypteris palustris*) et Phragmites commun (*Phragmites australis*) [code habitat : 7140] ;
- Une roselière à Gesse des marais (*Lathyrus palustris*) et Lysimaque commune (*Lysimachia vulgaris*) ;
- Une prairie à Hydrocotyles commune (*Hydrocotyle vulgaris*) et Jonc à fleurs obtuses (*Juncus subnodulosus*) [code habitat : 7230] ;
- Une cariçaie à Jonc à fleurs obtuses (*Juncus subnodulosus*) et Laîche filiformes (*Carex lasiocarpa*).

Sa gestion repose sur un broyage annuel en damier.

D. Stratégie d'échantillonnage

1. Fréquence des relevés et période d'échantillonnage

La période d'échantillonnage s'étend d'avril à août. Les relevés sont bimensuels pour chaque parcelle, dépendamment des conditions météorologiques. Cet intervalle permet de suivre l'évolution des réseaux d'interaction dans le temps. Par ailleurs, l'activité de butinage des pollinisateurs dépend de certains facteurs climatiques que sont la température, le vent, la couverture nuageuse et les précipitations.

2. Déroulé chronologique d'une session

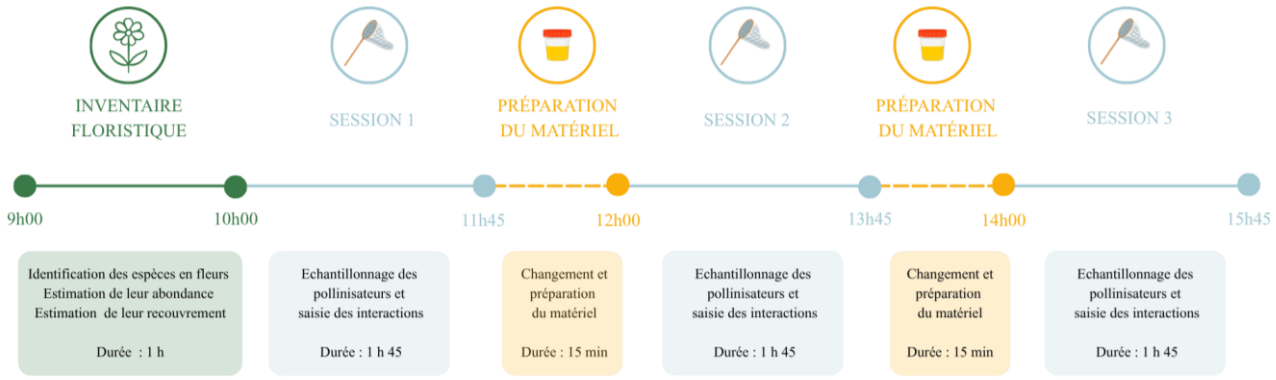


Figure 13 : Déroulé chronologique d'un relevé journalier sur une placette d'échantillonnage

Ce découpage permet de couvrir au mieux les pics d'activité des pollinisateurs (Munyuli, 2013 ; Geroff *et al.*, 2014 ; Gezon *et al.*, 2015 ; Fijen & Kleijn, 2017), avec notamment les syrphes qui sont plus actif le matin et les apoïdes le midi, tout en fournissant des informations complémentaires quant à la phénologie journalière des espèces observées et en palliant les potentiels effets de la météo au cours du relevé.

E. Relevés botaniques : estimation du recouvrement floral

1. Relevés de la flore et estimation du recouvrement des inflorescences

En amont de chaque session d'échantillonnage, un inventaire botanique et plus particulièrement du recouvrement des inflorescences est effectué. Il consiste à recenser l'ensemble des espèces en fleurs présentes sur la parcelle échantillonnée, en estimant le taux de recouvrement des inflorescences selon les coefficients de Braun-Blanquet. Cela permet d'obtenir une estimation standardisée de la diversité florale de chaque parcelle, la disponibilité et la diversité des ressources alimentaires susceptibles d'influencer le réseau d'interaction.

2. Identification des espèces

L'identification s'opère par le biais de la Flore bleue (Verloove F. & Van Rossum F., *Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines (Ptéridophytes et Spermatophytes) - 7ème édition,* 2024) et lorsqu'un individu ne peut être identifié, les critères sont pris en photo et déterminés au laboratoire. Dans le cas d'espèces peu sensibles telles que les *Carex spp.*, un échantillon peut être prélevé pour être déterminé au laboratoire à l'aide de la Flore bleue.

3. Attribution des coefficients de recouvrement

Les données recueillies sont consignées sur un bordereau de relevé phytosociologique (tout type de végétation) d'avril 2005 du Conservatoire Botanique National des Hauts-de-France. Les coefficients d'abondance-dominance suivant sont associés à chacune des essences et reflètent le recouvrement de leur inflorescence :

Coefficient	Signification
5	> 75 % de la surface
4	50 % à 75 % de la surface
3	25 % à 50 % de la surface
2	5 % à 25 % de la surface
1	1 % à 5 % de la surface
+	Peu abondant
r	Très peu abondant
i	Individu unique

Figure 14 : Coefficient de recouvrement (Braun-Blanquet) appliqué lors des relevés floristiques

F. Echantillonnage des Apoïdes et des Syrphes sur les fleurs

1. Méthode d'échantillonnage des pollinisateurs

Les relevés s'appuient sur une méthode de capture active au filet entomologique, pratiqués de manière aléatoire sur la parcelle d'étude et sur chaque créneau d'échantillonnage. Cette méthode s'inscrit dans le cadre d'une étude diachronique, il est donc indispensable de reconduire ce protocole (employée lors du lancement de l'étude en 2020), afin de limiter les biais et ainsi permettre la comparabilité des données. En outre, elle présente l'avantage d'être spécifique en ne sélectionnant que les Apoïdea et Syrphidae et renseigne sur les réseaux d'interactions. Elle reste néanmoins tributaire de l'expérience du collecteur (Westphal *et al.*, 2008 ; Nielsen *et al.*, 2011).

2. Conditions de réalisation des relevés

Pour limiter tous biais entre les relevés, les jours de terrain sont, dans la mesure du possible, réalisés au cours d'une même semaine, par journée ensoleillée et dont les températures minimales ne passent pas en deçà de 15°C. Ces conditions sont primordiales pour l'activité des pollinisateurs, auquel cas elle peut être fortement diminuée, pouvant biaiser la représentativité des résultats (Hennig & Ghazoul J., 2012), ainsi, les journées venteuses et de précipitation sont exclues (Toler *et al.*, 2008 ; Westphal *et al.*, 2008 ; Wilson *et al.*, 2008 ; Vereecken, 2017).

3. Protocole et techniques de capture des pollinisateurs

Le protocole consiste en la capture des Apoïdea et Syrphidae, dès lors qu'une interaction avec une fleur est observée, en les associant lors de la capture. Par précaution, la capture des reines *Bombus* est exclue en début de saison, dans la mesure du possible, afin de ne pas compromettre la survie de colonies. Les captures suivent deux techniques :

- Capture en « rotation » : employée lorsqu'un insecte est posé sur une fleur ou décolle de cette dernière. Un coup de filet est donné en direction de l'insecte puis une rotation à 90° permet de bloquer l'ouverture du filet, piégeant ainsi l'insecte dans une poche. Le collecteur peut alors prélever l'individu dans un pilulier où l'interaction sera renseignée.
- Capture en « toit » : utilisée pour les espèces susceptibles de se laisser tomber dans la végétation au moindre mouvement « brusque » telles que les Halictidés ou *Neoascia tenur*. La pose du filet, toile tendue, autour de la plante permet d'isoler l'insecte, qui une fois son action de pollinisation finie, remontera naturellement vers le fond de la toile. La formation d'un pochon évite la chute du pollinisateur et permet ainsi sa récolte.

Il est important de souligner que ces techniques ne peuvent s'appliquer qu'après confirmation d'une interaction entre une plante et un pollinisateur.

4. Conservation des spécimens

Les individus prélevés sont conservés de manières différentes. Les apoïdes sont placés dans un flacon de 50 ml contenant du papier imbibé d'Acétate d'éthyle, puis placés au congélateur en rentrant du terrain. Les syrphes sont, quant à eux, conservés dans l'alcool à 70 °C.



Figure 15 : Flacon d'Acétate d'éthyle pour les apoïdes - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France



Figure 16 : Flacon d'alcool à 70° pour les syrphes - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France

Chaque flacon contient une étiquette comportant les informations suivantes : le site d'étude, la parcelle échantillonnée, le créneau horaire (10h - 12h ; 12h - 14h ; 14h - 16h), la date et l'espèce floristique sur laquelle les individus ont été capturés. Les deux derniers points sont à remplir à la main sur le terrain.

Marais de Villiers	Marais de Villiers	Marais de Villiers
Parcelle Nord	Parcelle Nord	Parcelle Nord
10 h – 12 h	12 h – 14 h	14 h – 16 h
Date :	Date :	Date :
☹	☹	☹
Marais de Villiers	Marais de Villiers	Marais de Villiers
Parcelle Centre	Parcelle Centre	Parcelle Centre
10 h – 12 h	12 h – 14 h	14 h – 16 h
Date :	Date :	Date :
☹	☹	☹
Marais de Villiers	Marais de Villiers	Marais de Villiers
Parcelle Sud	Parcelle Sud	Parcelle Sud
10 h – 12 h	12 h – 14 h	14 h – 16 h
Date :	Date :	Date :
☹	☹	☹

Figure 17 : Etiquettes pour identifier les relevés

G. Préparation et détermination des spécimens prélevés

1. Epinglage et séchage des Apoïdes

Avant de déterminer les individus Apoïdes, il est indispensable de les étaler pour les faire sécher dans une position permettant de rendre accessibles tous les critères nécessaires à leur identification. L'individu est passé sous loupe binoculaire pour identifier son sexe dépendamment du nombre de segments antennaires (12 pour les femelles, 13 pour les mâles).

Il est ensuite épinglé à une plaque d'émalène par le biais d'une épingle entomologique dont la taille (00, 0, 1 ou 2) est adaptée à la taille du pollinisateur. L'épingle est piquée perpendiculairement à l'axe du corps de l'individus, au niveau du thorax. Dans le cas des mâles, les genitalia (appareil génital) sont sorties de l'abdomen pour permettre leur identification.



Figure 18 : Individus épinglés sur une plaque d'émalène, en cours de séchage - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France

A l'aide d'autres épingles, les pattes, ailes et antennes sont éloignés de l'abdomen et/ou de la tête. Le temps de séchage demande 8 à 10 jours avant de pouvoir enlever les épingles, identifier les individus et leur attribuer une étiquette avec un code spécimen etc… pour les retrouver plus facilement. Dans le cas des syrphes, l'étalage n'est pas nécessaire pour leur identification, elle peut directement être faite dans l'alcool.

2. Détermination des individus

Pour les Apoïdes et les Syrphes, l'identification se fait sous loupe binoculaire, respectivement sur des individus épinglés ou dans l'alcool. Elle n'est faite que jusqu'au genre pour les Apoïdes à l'aide de « Identification bee to genera » par European pollinisator indentication corner (Michez *et al.*, 2024) puis rangé par genre dans une boite entomologique avant d'être transmis à Gaëtan Rey pour validation et détermination jusqu'à l'espèce, tandis que les Syrphes sont identifiés jusqu'à l'espèce à l'aide de (Clés StN pour la détermination des espèces européennes de plusieurs genres des syrphidae, 2017 ; Speight M.C.D. & Sarthou J.-P., Bartsch 2009) puis envoyé à Josua Savary pour validation.

Les informations relatives à chaque spécimen sont consignées dans une base de données pour permettre les analyses statistiques. On y retrouve notamment la date, la parcelle ainsi que de la session d'échantillonnage et la plante sur laquelle l'interaction a été observée.



Figure 19 : Individu épinglé et étiqueté - Luanne Rimaux ©CEN Hauts-de-France

H. Analyse des réseaux d'interactions

1. Saisie des données

Les données issues des relevés pour les années 2020 et 2026 sont d'abord saisies dans un tableau Excel associant chaque interaction observée à une espèce végétale, une espèce de pollinisateur (ou genre si la validation n'est pas encore aboutie), une date d'observation et une placette d'échantillonnage.

Site	Date	Nom du secteur	Session	Plante	Sexe	Nom scientifique
Villiers	7/4/2026	LIFE_POLL_NORD	Matin	Salix cinerea L., 1753	M	*Lasioglossum pallens* (Brullé, 1832)
Villiers	7/4/2026	LIFE_POLL_NORD	Midi	Salix cinerea L., 1753	F	*Colletes cunicularius* (Linnaeus, 1761)
Villiers	7/4/2026	LIFE_POLL_NORD	Après-midi	Salix cinerea L., 1753	F	*Apis mellifera* Linnaeus, 1758
Villiers	8/4/2026	LIFE_POLL_CENTRE	Midi	Salix cinerea L., 1753	F	*Andrena ventralis* Imhoff, 1832
Villiers	8/4/2026	LIFE_POLL_CENTRE	Midi	Salix cinerea L., 1753	M	*Andrena dorsata* (Kirby, 1802)
Villiers	8/4/2026	LIFE_POLL_CENTRE	Après-midi	Salix cinerea L., 1753	F	*Apis mellifera* Linnaeus, 1758
Villiers	9/4/2026	LIFE_POLL_SUD	Matin	Salix caprea L., 1753	M	*Andrena cineraria* (Linnaeus, 1758)
Villiers	9/4/2026	LIFE_POLL_SUD	Midi	Salix cinerea L., 1753	F	*Lasioglossum calceatum* (Scopoli, 1763)
Villiers	9/4/2026	LIFE_POLL_SUD	Midi	Salix cinerea L., 1753	M	*Colletes cunicularius* (Linnaeus, 1761)

Figure 20 : Extrait simplifié du tableau Excel utilisé pour la saisie des données

2. Construction et analyse du réseau d'interactions

Les noms des espèces végétales et des pollinisateurs sont ensuite harmonisés. Cela permet de limiter les biais liés aux variations de nomenclature et de rendre les graphiques plus lisibles. Ainsi, les espaces superflus et certains caractères parasites sont supprimés et seuls les deux premiers termes des noms scientifiques (genre et espèce) sont conservés lors du traitement des données.

Les espèces et leurs interactions s'organisent en des réseaux interdépendants, pouvant être modélisés sous forme d'un réseau bipartite que Campbell *et al.* (2011) nomme « réseau de pollinisation ». Dans ceux-ci, les espèces faunistiques et floristiques sont représentées par des cases (faisant référence aux nœuds), reliées par des liens qui représentent leurs interactions (Campbell *et al.*, 2011). Les analyses mobilise ici le package bipartite (Dormann *et al.*, 2014). Les données d'observation sont transformées en matrices d'interactions plantes-pollinisateurs à l'aide de la fonction xtabs(), les espèces végétales constituant les lignes de la matrice et les pollinisateurs les colonnes. Les réseaux sont ensuite représentés sous forme de graphes bipartites (*Annexe 23, 24, 25, 26, 27 et 28*) grâce à la fonction plotweb() du package bipartite (Dormann *et al.*, 2014). Cette représentation permet de visualiser simultanément les espèces végétales, les pollinisateurs et l'intensité des interactions qui les relient. Pour améliorer la lecture et l'interprétation des réseaux, chaque genres taxonomiques s'est vu attribuer une couleur spécifique (*Annexe 21 et Annexe 22*).

3. Analyses effectuées

Les données collectées ont, dans un premier temps, été exportées sous format .csv puis importées dans le logiciel Rstudio pour traitement. Afin de faciliter la distinction entre les années et les groupes taxonomiques, un code couleur a été appliqué. Pour l'année 2020, les Apoidea sont représentés en vert clair (#9ecec5) et les Syrphidae en violet clair (#b39ddb). Pour 2026, ils sont respectivement représentés en vert foncé (#2a9d8F) et en violet foncé (#7e57c2). L'analyse s'est appuyée sur plusieurs métriques, afin d'étudier la structure et le fonctionnement des réseaux :

- Richesse spécifique : évalue la taille de la communauté et dénombre les espèces et individus (Olesen et *al.*, 2006). Les analyses ont mobilisé les packages R tidyverse, car, FSA et vegan.
- Connectance : correspond à la proportion des interactions observées parmi toutes les interactions possibles (Bosch *et al.*, 2009) et se calcule par C = (L/(I * J)). Où, L correspond au nombre de liens observées et I et J au nombre d'espèces des deux taxons (plantes et pollinisateurs). Elle se base sur la présence/absence de liens, pouvant notamment informer sur le degré de généralisation ou spécialisation du réseau (Montoya & Yvon-Durocher., 2006 ; Blüthgen et *al.*, 2008). L'ensemble des traitements et analyses ont été réalisés à l'aide des packages tidyverse, FSA, Bipartite et ggpubr.
- Degré de spécialisation : mesure le niveau de spécialisation des interactions au sein d'un réseau écologique, à l'échelle des espèces (d') ou du réseau dans son ensemble (H2'). Calculé à partir de la fréquence et du poids des interactions, H2' permet d'évaluer la spécialisation globale du réseau (Blüthgen et *al.*, 2006 ; Blüthgen et *al.*, 2008). Une faible valeur de H2' indique un réseau dominé par des espèces généralistes, tandis qu'une valeur élevée traduit des interactions plus spécialisées (Blüthgen et *al.*, 2006 ; Blüthgen, 2010). La mesure (d') évalue le degré de spécialisation des espèces, en comparant les interactions observées à celles attendues, par l'application d'un modèle nul (Blüthgen et *al.*, 2006). La valeur obtenue fluctue entre 0 à 1, plus elle s'approche de 1, plus elle indique une forte

spécialisation, autrement, l'espèce est considérée comme généraliste. Les analyses ont été effectuées grâce aux packages tidyverse et bipartite.

- Robustesse : étudie la capacité d'un réseau à se maintenir dans le temps lorsqu'il subit des perturbations (Memmott *et al.*, 2004 ; Kaiser-Bunbury *et al.*, 2010). Elle est estimée en simulant la suppression progressive d'espèces selon différents scénarios (extinction aléatoire ou ciblée) et en observant la proportion restant à chaque étape. Un indice proche de 1 traduit un réseau tolérant aux extinctions, tandis qu'une valeur proche de 0 indique un effondrement rapide de ce dernier. La comparaison de ces scénarios permet d'évaluer la résilience de l'écosystème face aux stress externes, le rôle fonctionnel des « groupes » d'espèces et d'anticiper les conséquences de leur déclin. Le package tidyverse a été nécessaire pour ces analyses.

  Afin de déterminer si la robustesse observée résulte de l'architecture des réseaux ou de contraintes d'abondance, les valeurs observées ont été confrontées à un modèle nul (r2dtable, 1 000 réplicats). Cet algorithme génère des réseaux aléatoires tout en conservant strictement le nombre total d'interactions par espèce. Une p-value > 0,05 indique que la robustesse du réseau s'explique par l'abondance des espèces. À l'inverse, une p-value < 0,05 traduit un niveau de robustesse significativement distinct du modèle nul, indiquant que de la structure du réseau d'interactions joue un rôle prépondérant.

Le détail des packages et des tests de significativité statistique appliqués à chaque métrique sont détaillés en Annexe 2 et Annexe 3.

V. Résultats

A. Résultats globaux : nombre de spécimens échantillonnés au cours des deux années d'étude

Les tableaux présentés Annexe 4, Annexe 5, Annexe 6 et *Annexe 7*, recensent respectivement les espèces d'Apoidea et de Syrphidae échantillonnées au cours des deux années d'étude, à savoir 2020 et 2026.
Pour l'année 2020, les tableaux présentent l'ensemble des espèces recensées ainsi que le nombre d'individus associés à chacune d'entre elles, à l'échelle de chaque placette et du site dans son ensemble. Pour l'année 2026, ils recensent les espèces identifiées, ainsi que les genres dont l'identification est encore en cours de validation, accompagnés de leurs effectifs selon les différents secteurs et pour l'ensemble du site. Pour les Apoidea, les données de 2026 couvrent la période d'avril au premier passage de juillet 2026, tandis que des Syrphidae s'étendent d'avril au premier passage d'août 2026.

Afin de minimiser les biais phénologiques lors de la comparaison interannuelle, les données relatives au mois d'avril pour l'année 2026 ont été exclues. L'analyse s'est donc restreinte aux observations réalisées entre les mois de mai et d'août. Il convient néanmoins de souligner une asymétrie temporelle, 2020 couvre l'intégralité de cette période (mai à août) pour l'ensemble des taxons, toutefois les relevés de 2026 s'étendent de mai à la mi-juillet pour les Apoïdes, et de mai à la mi-août pour les Syrphes. Cette distinction s'explique par la réalisation tardive du dernier échantillonnage de 2026, ne permettant pas d'achever l'étalage et la détermination taxonomique des individus relevés pour être incluses dans ces analyses. Par ailleurs, l'identification des Apoïdes s'avère plus complexe et chronophage que celle des Syrphes, justifiant le décalage d'un mois entre les données.

B. Richesse spécifique en 2020

Au total, 465 individus appartenant à 35 espèces d'Apoïdes et 491 individus appartenant à 41 espèces de Syrphes ont été recensés en 2020. Les tableaux suivants illustrent la richesse spécifique et le nombre d'observations en fonction du secteur.

Taxon/Année	Placette	Nombre d'observations	Richesse floristique	**Richesse spécifique**
2020 Apoïdes	Centre	163	21	**25**
	Nord	147	21	**23**
	Sud	155	16	**18**
2020 Syrphes	Centre	194	22	**32**
	Nord	193	26	**26**
	Sud	104	19	**19**

Figure 21 : Nombre d'observations, richesse spécifique et richesse floristique par secteur par taxon en 2020. En gras, la richesse spécifique.

1. Richesse spécifique pour les Apoïdes en 2020

Pour les Apoïdes (Figure 21), la placette centre présente le nombre d'observations le plus élevé avec 163 individus échantillonnés, suivie de la parcelle sud avec 155 individus puis nord avec 147 individus. La richesse spécifique est de 25 espèces recensées au centre, contre 23 espèces au nord et 18 espèces au sud. La richesse floristique est respectivement de 21, 21 et 16 espèces au centre, nord puis sud. Malgré ces variations d'effectifs et de richesse spécifique entre les secteurs, les analyses statistiques (ANOVA) ne mettent en évidence aucune différence significative entre les placettes, aussi bien pour le nombre d'observations (p-value = 0,7262) que pour la richesse spécifique (p-value = 0,8779).

2. Richesse spécifique pour les Syrphes en 2020

Concernant les Syrphes (Figure 21), le nombre d'observations est presque similaire entre les placettes centre et nord, avec respectivement 194 et 193 individus, tandis que la placette sud présente un nombre d'observations plus faible (104 individus). La richesse spécifique est, comme pour les Apoïdes, plus élevée au centre avec 32 espèces, suivie du nord avec 26 espèces, alors que la placette sud n'en compte que 19. La richesse floristique s'élève respectivement à 22, 26 et 19 espèces pour le centre, nord puis sud. L'analyse statistique met en évidence une différence significative de richesse spécifique en Syrphes entre les secteurs (p-value = 0,0059). Un test post-hoc de Tukey (utilisé après une ANOVA significative), a ensuite été utilisé afin de comparer les paires de moyennes entre elles et de mettre en évidence quelles parcelles diffèrent les unes des autres. Il indique ici que la richesse spécifique est significativement plus élevée entre la placette centre et sud (p-value ajusté = 0,0045), tandis que les différences entre nord et centre (p-value ajusté = 0,3144) et entre sud et nord (p-value ajusté = 0,0997) ne sont pas significatives. Il n'y a par ailleurs aucune différence significative entre les placettes pour le nombre d'observations (p-value = 0,1956).

3. Comparaison entre la richesse spécifique observée et estimée par Chao1 en 2020

L'indice non paramétrique de Chao1 permet d'estimer la richesse spécifique réelle d'un habitat en corrigeant le biais d'échantillonnage lié aux espèces rares (singletons et doubletons). La comparaison entre la richesse observée et la richesse estimée par Chao1 vise à évaluer l'exhaustivité des inventaires réalisés et à vérifier si l'effort d'échantillonnage a été suffisant dans chaque milieu, en tenant compte des taxons potentiellement omis lors des échantillonnages. Une comparaison entre la richesse spécifique observée et richesse spécifique estimée par Chao1 a donc été effectuée afin de préciser l'évolution de la diversité des taxons par habitat en 2020.

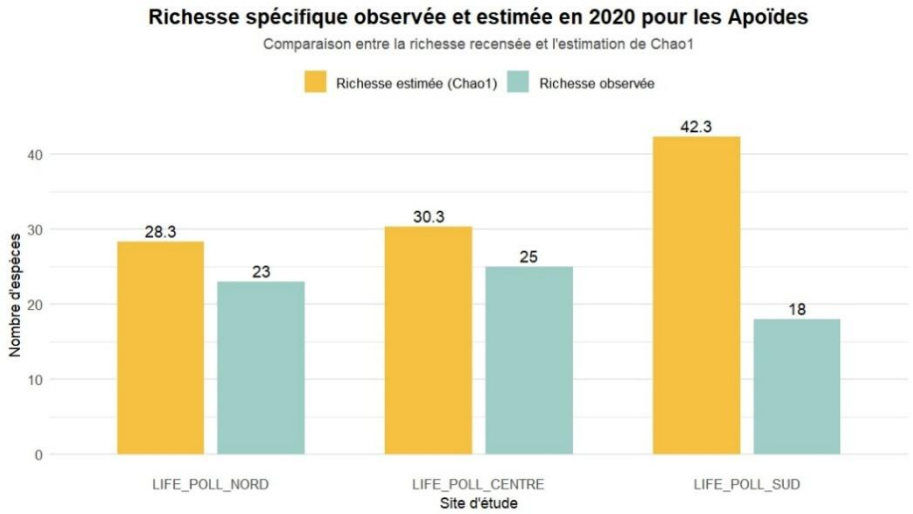


Figure 22 : Richesse spécifique observée et estimée pour les Apoïdes en 2020

L'analyse de la richesse spécifique observée et estimée (indice de Chao1) chez les Apoïdes (Figure 22) montre, pour la placette nord, une richesse observée de 23 espèces contre une estimation de 28,3 espèces selon Chao1. Pour la centre, 25 espèces ont été recensées, pour une estimation de 30,3 espèces. Enfin, pour la sud, la richesse observée s'élève à 18 espèces, contre une estimation de 42,3 espèces, soit l'écart le plus marqué entre richesse observée et richesse estimée pour ce taxon.

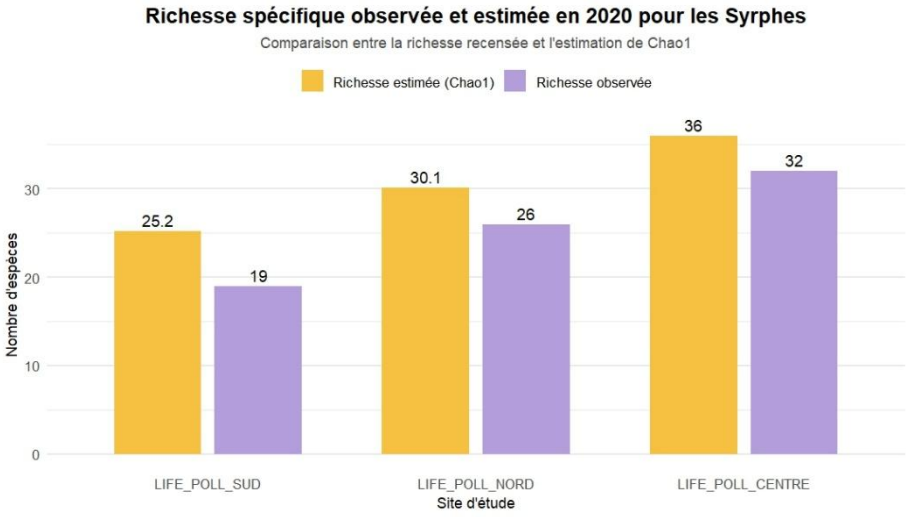


Figure 23 : Richesse spécifique observée et estimée pour les Syrphes en 2020

Chez les Syrphes (Figure 23), 26 espèces ont été échantillonnées pour le secteur nord contre une estimation de 30,1 espèces, pour le centre la richesse atteint 32 espèces, pour une estimation de 36 et pour le sud, 19 espèces ont été recensées pour une estimation de 25,2 espèces.

i. Relation entre le nombre de capture par passage et la placette en 2020

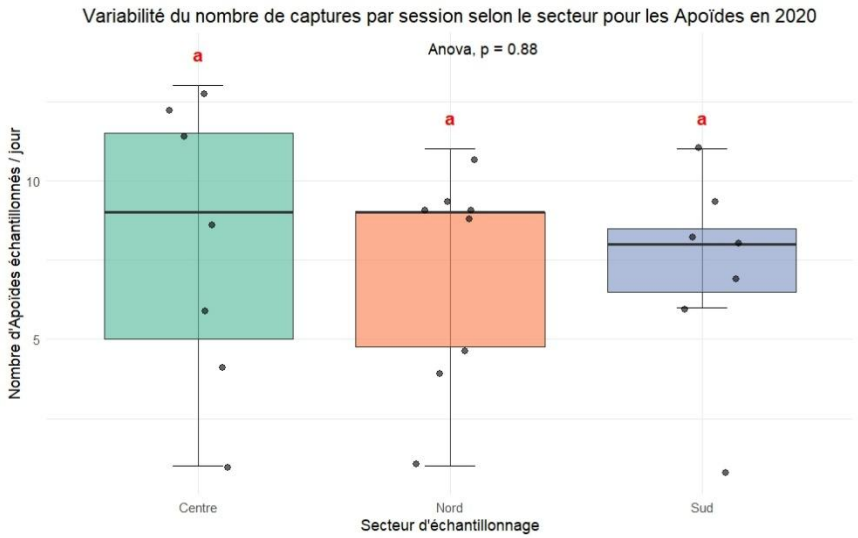


Figure 24 : Variabilité du nombre de capture par session selon le secteur pour les Apoïdes en 2020. *En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud.*

L'analyse de variance (Figure 24) ne met pas en évidence de différence significative de la variabilité du nombre de captures d'Apoïdes par jour entre les trois placettes (ANOVA, p-value = 0,88). Les médianes du secteur centre et nord se situent à 9 espèces échantillonnées par jour, tandis qu'elle apparaît légèrement plus faible pour le sud, à savoir, 8 espèces. La distribution s'étend entre 5 et 12 espèces pour la placette centre, contre 5 à 9 pour la nord et 6 à 8 pour la sud.

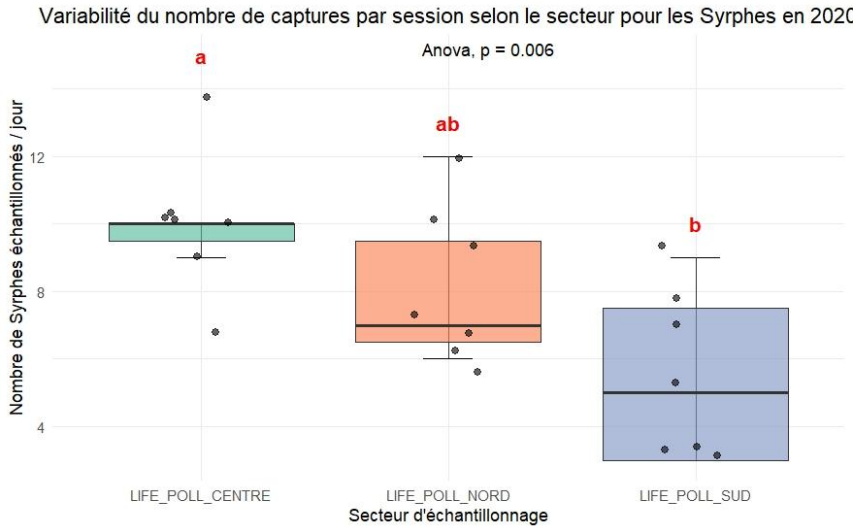


Figure 25 : Variabilité du nombre de captures par session selon le secteur pour les Syrphes en 2020. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud.

L'analyse de variance (Figure 25) met en évidence une différence significative de la variabilité du nombre d'espèces de Syrphes par jour entre les placettes (ANOVA, p-value = 0,006). Le test post-hoc de Tukey révèle une différence significative entre les secteurs centre et sud, tandis

que les comparaisons entre centre et nord et entre nord et sud n'en démontre pas. La placette centre présente une médiane d'environ 10 espèces échantillonnées par passage, tandis que celles de la nord et sud avoisinent respectivement 7 et 5 espèces. La distribution est plus étendue pour la placette sud avec 3 à presque 8 espèces. Dans la placette nord, les captures se situent principalement entre 6 et 12, tandis que celles de la centre sont majoritairement regroupées autour de 10 espèces par passage. Ces résultats semblent montrer une variation spatiale du nombre d'espèces de Syrphes, caractérisée par une abondance plus importante dans le secteur centre que dans le sud.

ii. Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique en 2020

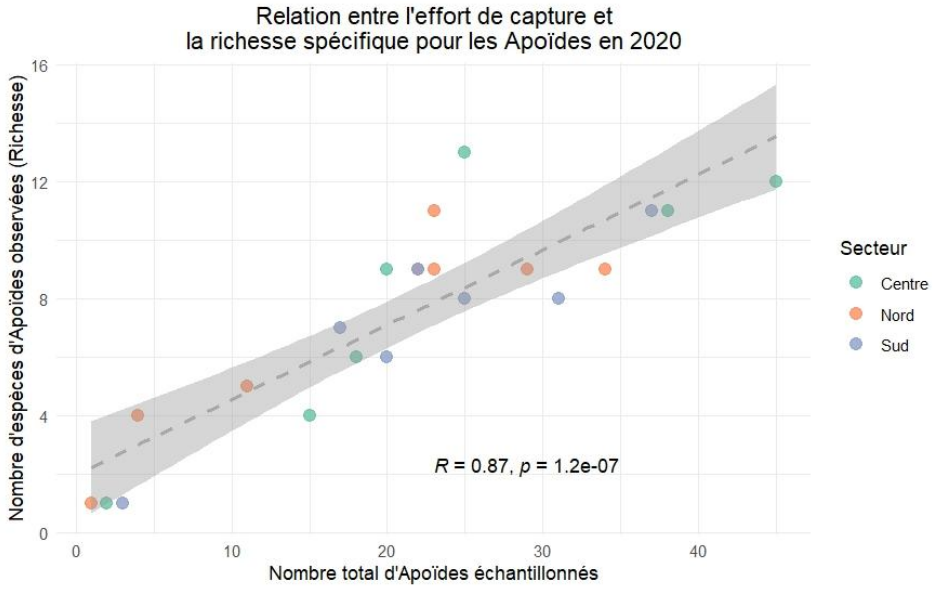


Figure 26 : Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique pour les Apoïdes en 2020. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud.

L'analyse de la relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique observée chez les Apoïdes en 2020 (Figure 26) met en évidence une corrélation linéaire positive très forte (coefficient de corrélation de Pearson, r = 0,87). Cette relation, hautement significative (p-value = $1{,}2e^{-07}$), confirme que l'augmentation du nombre d'espèces échantillonnées dépend très fortement de l'effort de capture. La distribution des données se répartit de manière homogène le long de la droite de régression, les échantillonnages pour lesquels davantage d'individus ont été prélevés tendent à présenter davantage d'espèces détectées. Les observations pour la placette centre montrent des valeurs atteignant 13 espèces pour environ 25 individus échantillonnés. Au nord, la richesse spécifique maximale pour un passage est de 11 espèces pour 23 individus et au sud, 11 espèces pour 40 individus.

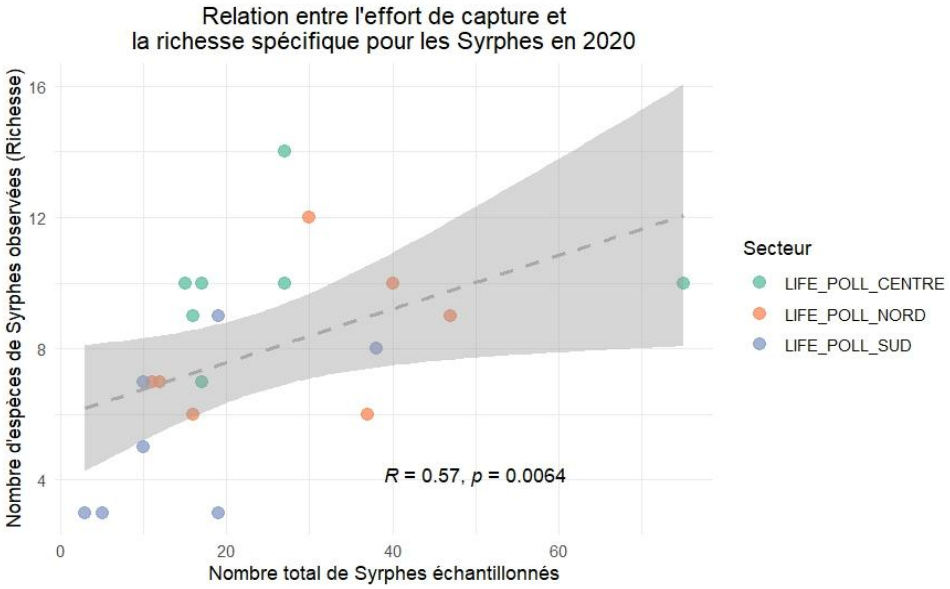


Figure 27 : Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique pour les Syrphes en 2020. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud.

L'analyse de la relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique observée chez les Syrphes en 2020 (Figure 27) met en évidence une corrélation linéaire positive modérée (coefficient de corrélation de Pearson, r = 0,57) et significative (p-value = 0,0064). Comme pour les Apoïdes, le nombre d'espèces détectées augmente avec le nombre d'individus échantillonnés. La distribution des données semble un peu plus concentrée au niveau des efforts d'échantillonnages plus faible, où un nombre variable d'individus capturés est observé pour une même richesse spécifique. La richesse maximale observée dans la placette centre atteint 14 espèces pour environ 24 individus échantillonnés. La placette nord se caractérise par 12 espèces pour 30 individus, tandis que la sud, par 9 espèces pour environ 20 individus. Ces résultats montrent que l'effort d'échantillonnage est associé à la richesse spécifique des Syrphes, mais que d'autres facteurs semblent contribuer aux variations de richesse observées entre les sessions et les secteurs.

C. Richesse spécifique en 2026

En 2026, les effectifs s'élèvent à 1 262 individus d'Apoïdes (mai à mi-juillet), correspondant à 42 espèces identifiées, auxquelles s'ajoutent 11 genres dont l'identification est encore en cours de validation. Les Syrphes comptent quant à eux, 432 individus répartis en 32 espèces (pour la période de mai à mi-août). Les tableaux suivants illustrent la richesse spécifique et le nombre d'observations en fonction du secteur.

1. Richesse spécifique pour les Apoïdes en 2026

Taxon/Année	Placette	Nombre d'observations	Richesse floristique	**Richesse spécifiques**
Apoïdes 2026	Centre	557	24	**30**
	Nord	526	24	**43**
	Sud	179	11	**24**
Syrphes 2026	Centre	117	16	**19**
	Nord	191	19	**25**
	Sud	124	13	**12**

Figure 28 : Nombre d'observations, richesse spécifique et richesse floristique par secteur par taxon en 2026. En gras, la richesse spécifique

Chez les Apoïdes (Figure 28), on distingue une richesse spécifique de 30 espèces dans le secteur centre pour 557 individus, 43 dans le secteur nord pour 526 individus et 24 dans le secteur sud pour 179 individus. Malgré un nombre d'observations plus importants au centre et au nord qu'au sud, aucune différence significative n'est mise en évidence entre les secteurs, que ce soit pour le nombre d'observation (p-value = 0,0976) ou la richesse spécifique (p-value = 0,0728).

2. Richesse spécifique pour les Syrphes en 2026

Chez les Syrphes (Figure 28), 32 espèces sont recensées en 2026. Le secteur nord présente le plus grand nombre d'espèces, avec 25 espèces et 191 individus, contre 19 et 117 au centre puis 12 et 124 au sud. Le nombre d'individus observé ne diffère pas significativement entre les secteurs (p-value = 0,5616). À l'inverse, la richesse spécifique varie significativement selon le secteur (p-value = 0,0073). Le test post-hoc de Tukey identifie une différence significative entre les secteurs nord et sud (p-value ajusté = 0,0059), alors que les comparaisons entre nord et centre (p-value ajusté = 0,0799) et entre centre et sud (p-value ajusté = 0,3408) ne sont pas significatives.

3. Comparaison entre la richesse spécifique observée et estimée par Chao1 en 2026

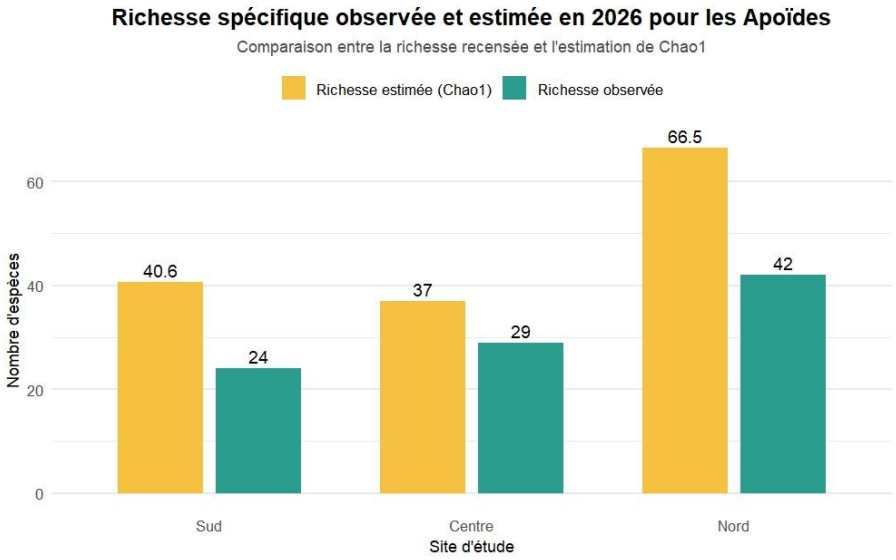


Figure 29 : Richesse spécifique observée et estimée pour les Apoïdes en 2026

L'analyse de la richesse spécifique observée et estimée (indice de Chao1) sur la Figure 29, révèle des tendances contrastées selon les taxons et les sites d'étude. Chez les Apoïdes, la richesse observée diminue de façon régulière de la placette nord (42 espèces) à centre (29 espèces) puis sud (24 espèces), un gradient qui se retrouve également dans les estimations de Chao1 (respectivement 66,5 ; 37 et 40,6 espèces attendues).

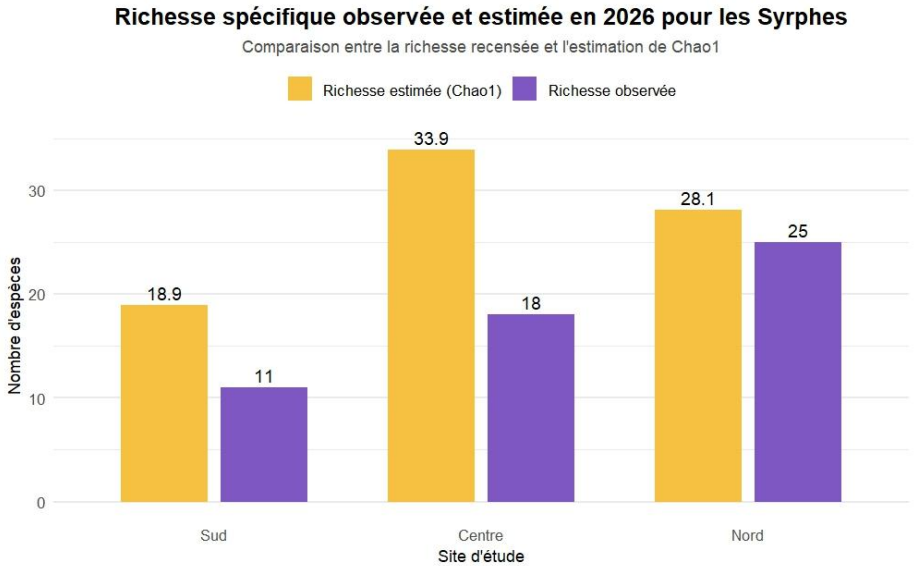


Figure 30 : Richesse spécifique observée et estimée pour les Syrphes en 2026

Chez les Syrphes (Figure 30), le même gradient s'exprime. Sur la placette nord, 25 espèces ont été échantillonnées, contre une estimation de 28,1 espèces, la centre présente une richesse observée de 18 espèces pour une estimation de 33,9. Pour la sud, seules 11 espèces ont été observées, alors que l'estimation de Chao1 atteint 18,9 espèces.

i. Relation entre le nombre de capture par passage et la placette en 2026

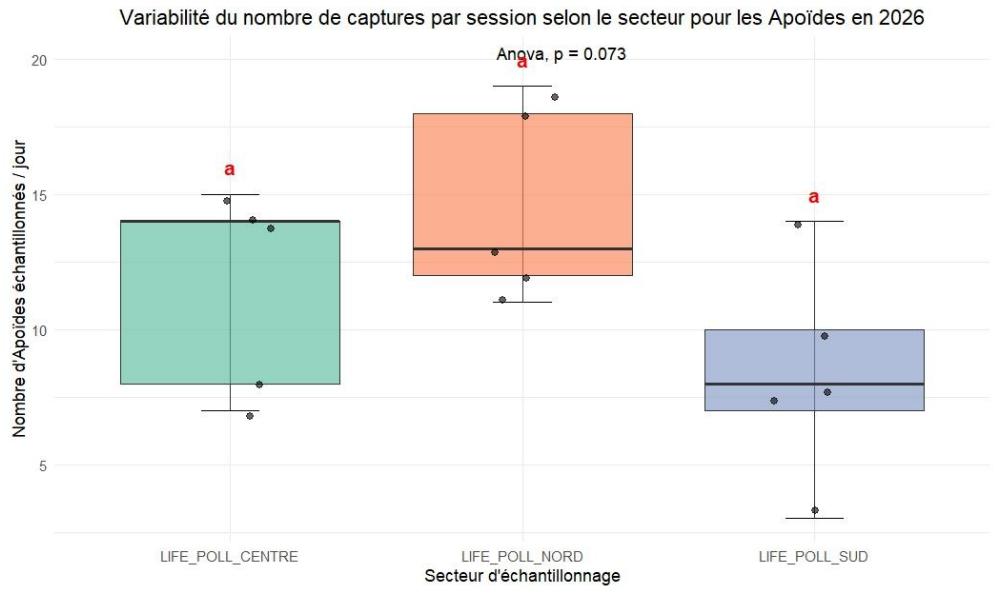


Figure 31 : Variabilité du nombre de capture par session selon le secteur pour les Apoïdes en 2026. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud.

En 2026, le nombre de captures d'Apoïdes par session (Figure 31) ne diffère pas significativement entre les secteurs d'échantillonnage (ANOVA, p-value = 0,073). Le secteur centre présente la médiane la plus élevée avec 14 individus capturés par passage contre environ 12 dans le secteur nord et 7 dans le sud. La distribution s'étend entre 11 et 17 espèces pour le nord, 8 et 14 pour le centre et 6 et 10 pour le sud.

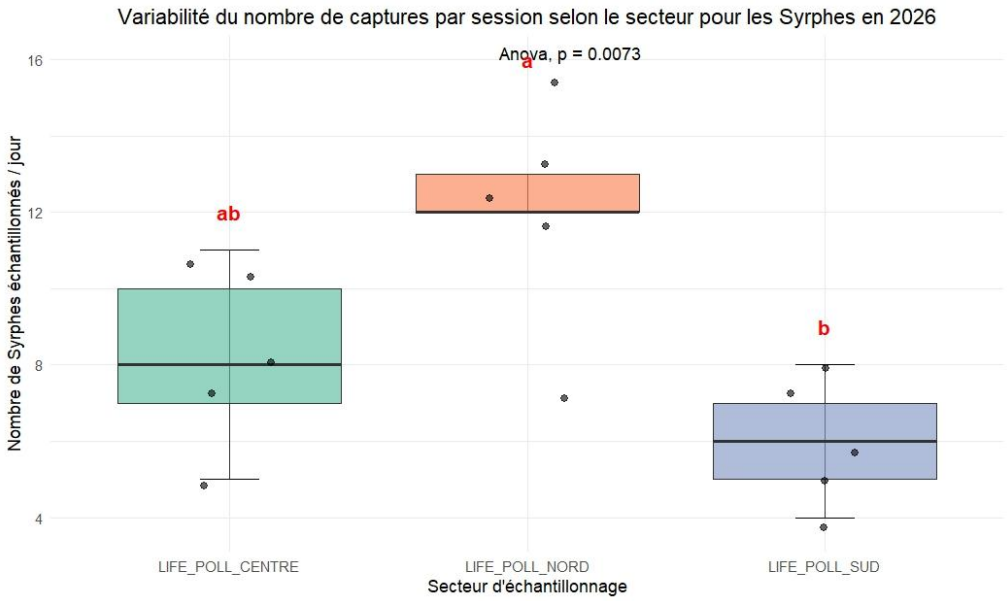


Figure 32 : Variabilité du nombre de capture par session selon le secteur pour les Syrphes en 2026. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud.

Le nombre de captures de Syrphes par session en 2026 (Figure 32), diffère significativement entre les secteurs d'échantillonnage (ANOVA, p-value = 0,0073). Le secteur nord présente la

médiane la plus élevée, 12 individus capturés par passage, contre 8 pour le centre et 6 pour le sud. La distribution varie entre 12 à 13 espèces échantillonnées par jour pour la placette nord, de 7 à 10 pour la centre, tandis que la sud se caractérise par les valeurs plus concentrées (environ 5 à 7 espèces par passage). Le test post-hoc de Tukey identifie une différence significative entre les secteurs nord et sud (p-value ajusté = 0,0059), tandis que les comparaisons entre centre et nord (p-value ajusté = 0,0799) et entre centre et sud (p-value ajusté = 0,3408) ne sont pas significatives. Ces résultats montrent une variation de l'abondance en fonction du secteur, dépendant du nombre de captures entre le secteur nord et sud notamment.

ii. Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique en 2026

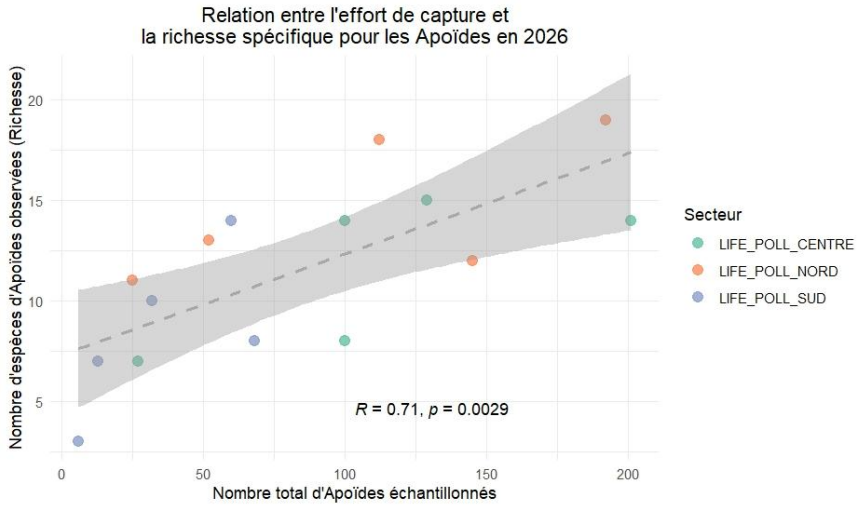


Figure 33 : Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique pour les Apoïdes en 2026. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud.

L'analyse des données de 2026 (Figure 33) confirme la présence d'une corrélation linéaire positive très forte (coefficient de corrélation de Pearson, r = 0,71) et hautement significative (p-value = 0,0029) entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique observée chez les Apoïdes en 2026. Le test de Shapiro-Wilk indique que le nombre d'observations suit une distribution normale (p-value = 0,2528), au même titre que la richesse spécifique (p-value = 0,8853), justifiant l'utilisation d'un test paramétrique de Pearson. Les observations pour la placette nord illustrent une richesse spécifique maximale de 18 espèces pour 180 individus. Sur la placette centre, les valeurs maximales atteignent 15 espèces pour environ 125 individus échantillonnés et au sud, 14 espèces pour 60 individus. Ainsi, l'augmentation du nombre d'individus échantillonnés s'accompagne d'une augmentation du nombre d'espèces détectées.

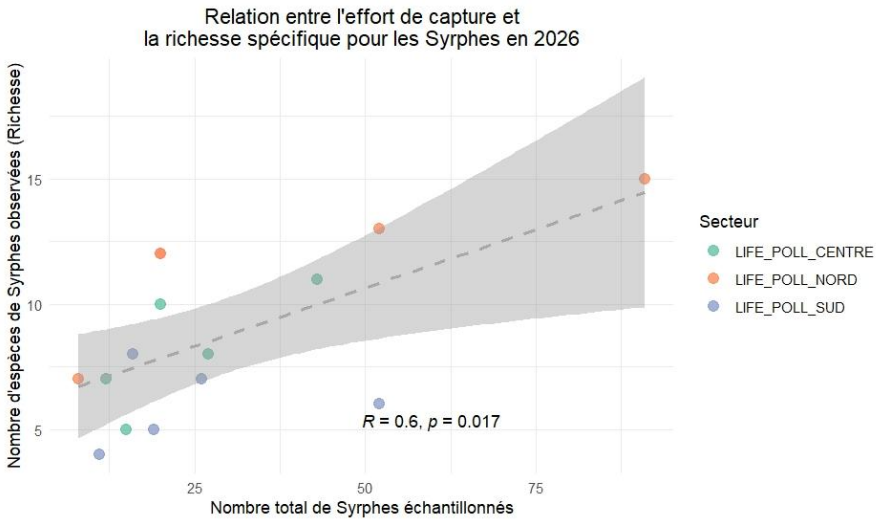


Figure 34 : Relation entre l'effort d'échantillonnage et la richesse spécifique pour les Syrphes en 2026. En orange la parcelle Nord, en vert la Centre et en bleu la Sud.

L'analyse de la relation entre l'effort de capture et la richesse spécifique chez les Syrphes en 2026 (Figure 34) confirme une corrélation linéaire positive modérée et significative (r = 0,60 ; p-value = 0,017). Les tests de Shapiro-Wilk ayant révélé une absence de normalité pour le nombre d'observations (p-value = 0,0027), un test de corrélation de Spearman a donc été appliqué. La richesse spécifique (p-value = 0,4372), suit quant à elle une loi normale. Comme observé en 2020, le nombre d'espèces détectées augmente avec le volume d'individus capturés. Toutefois, des disparités locales apparaissent, la placette nord présente un pic de richesse à 15 espèces pour environ 85 individus, la centre à environ 12 espèces pour 45 individus échantillonnés en un passage, tandis que les relevés du secteur sud stagnent sous les 10 espèces malgré des efforts de capture comparables.

La comparaison entre 2020 et 2026, confirment que l'accroissement de la pression d'échantillonnage permet de réduire la potentielle sous-détection d'espèces et d'échantillonner une part plus importante de la richesse spécifique, mais pose question quant à la disparité entre les parcelles.

D. Comparaisons interannuelles entre 2020 et 2026

1. Richesse spécifique

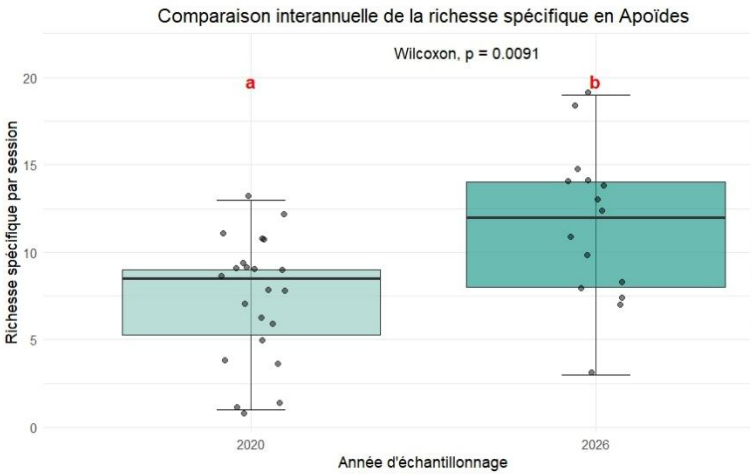


Figure 35 : Comparaison interannuelle de la richesse spécifique pour les Apoïdes

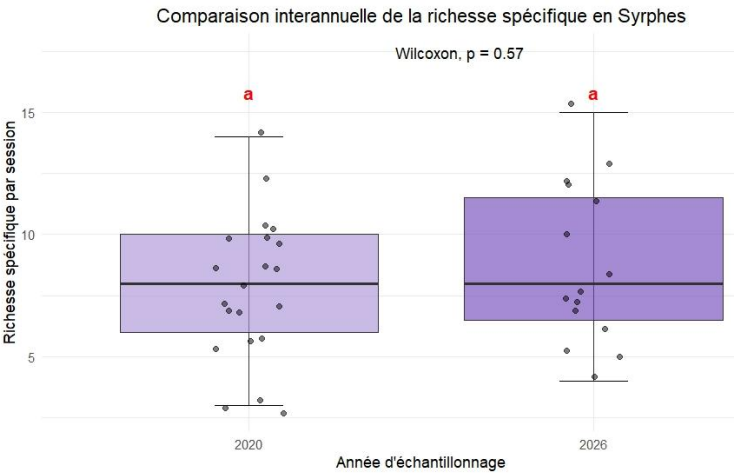


Figure 36 : Comparaison interannuelle de la richesse spécifique pour les Syrphes

La comparaison des données entre 2020 et 2026 met en évidence une évolution de la richesse spécifique et du nombre d'individus capturés selon le groupe taxonomique. Chez les Apoidea (Figure 35), une différence significative est observée entre les deux années pour la richesse spécifique (test t, p-value = 0,0056), ainsi que pour le nombre d'observations (test de Wilcoxon-Mann-Whitney, p-value = 0,0016). Ces résultats indiquent une évolution significative à la fois de la richesse et de l'abondance entre 2020 et 2026. Pour les Syrphidae (Figure 36), aucune différence significative n'est notable entre les deux années, que ce soit pour la richesse spécifique (test de Wilcoxon-Mann-Whitney, p-value = 0,454) ou pour le nombre d'observations (p-value = 0,3945). Les Syrphes ne présentent pas de variation temporelle statistiquement significative quant à ces paramètres entre les deux années d'étude.

Une PERMANOVA (test statistique multivarié non paramétrique, permettant de déterminer, à l'aide de permutations, si la composition globale de groupes diffère significativement) a ensuite été appliquée. On cherche donc à évaluer si la composition des communautés, en considérant à la fois les espèces et leur abondance, diffère entre 2020 et 2026. Chez les Apoïdes, l'analyse met en évidence une différence hautement significative de la composition spécifique entre les deux années ($F = 6,855$ et p-value $< 0,001$). L'année d'échantillonnage explique ici 16,38 % de la variance observée ($R^2 = 0,1638$) dans la composition des assemblages, tandis que les 83,62 % restants dépendent d'autres facteurs non pris en compte par le modèle, que pourraient être les micro-habitats, la saisonnalité, les conditions environnementales ou les variations locales. La composition des communautés d'Apoïdes a évolué de manière importante entre 2020 et 2026.

Un changement comparable est observable pour les Syrphes. La PERMANOVA révèle également une différence hautement significative de la composition des assemblages entre 2020 et 2026 ($F = 3,2644$, p-value $< 0,001$). L'année d'échantillonnage explique ici 8,76 % de la variance de la composition spécifique ($R^2 = 0,0876$), tandis que 91,24 % de la variabilité demeure associée à d'autres facteurs. L'effet de l'année est presque deux fois moins important

que chez les Apoïdes, toutefois, la composition des communautés de Syrphidae a elle aussi significativement évolué entre les deux années.

2. Courbe d'extrapolation et de raréfaction

Afin de comparer la diversité des communautés de pollinisateurs et de pallier les biais liés aux variations de l'effort d'échantillonnage, des courbes de raréfaction et d'extrapolation de la richesse spécifique (basées sur le nombre d'individus échantillonnés) ont été réalisées pour les Apoïdes et les Syrphes entre 2020 et 2026.

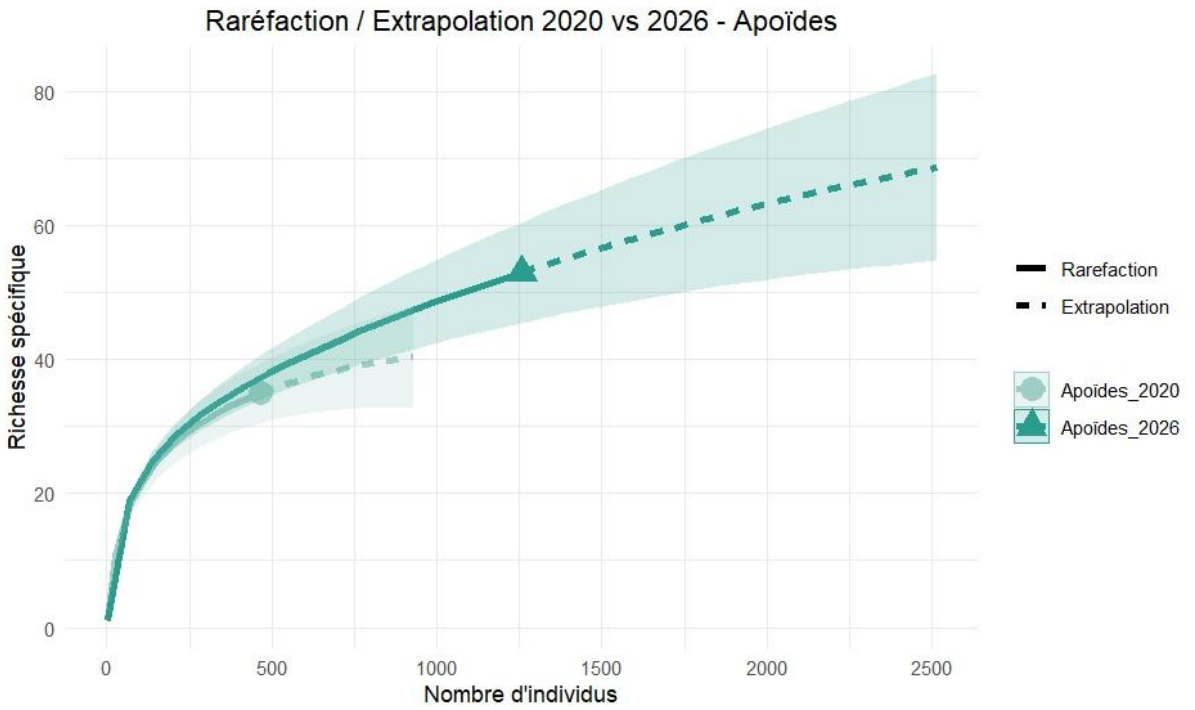


Figure 37 : Courbes de raréfaction / extrapolation pour les Apoïdes en 2020 et 2026

L'analyse interannuelle des courbes de raréfaction / extrapolation pour les Apoïdes (Figure 37) ne révèle pas une augmentation significative de la richesse spécifique entre 2020 et 2026. À couverture d'échantillonnage équivalente (98,1 %), la richesse observée passe de 35, ± 4,68 espèces en 2020 à 46,1, ± 7,37 espèces en 2026, traduisant une augmentation non significative (z-score = - 1,265 ; p-value = 0,206). L'estimation de la richesse asymptotique par l'indice Chao1 confirme également ce résultat, avec des estimations passant 43,1, ± 10,9 à 93 ± 38 espèces (z-score = -1,262 ; p-value = 0,207).

Les intervalles de confiance autour des courbes 2020 et 2026 se chevauche nettement, confirmant cette absence de différence significative mise en exergue par les tests statistiques.

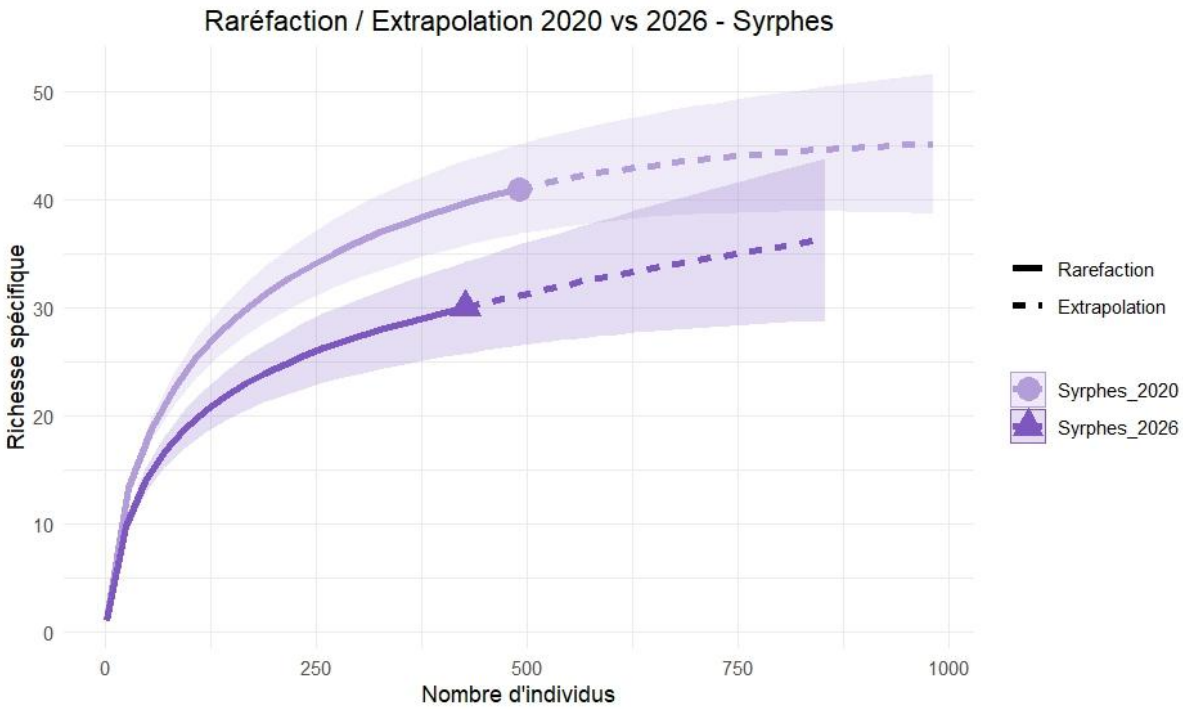


Figure 38 : Courbes de raréfaction / extrapolation pour les Syrphes en 2020 et 2026

La communauté de Syrphes ne présente pas de différence statistiquement significative de richesse spécifique entre 2020 et 2026 (Figure 38), quelle que soit la méthode d'estimation employée. À couverture d'échantillonnage équivalente (98,1 %), la richesse observée passe de 40,9, ± 3,91 espèces en 2020 à 30, ± 6,76 espèces en 2026, une variation non significative (z-score = 1,392 ; p-value = 0,164). En outre, la comparaison de la richesse asymptotique théorique (Chao1) ne révèle aucune différence significative (z-score = 0,006 ; p-value = 0,996). Les valeurs évoluent de 46,1, ± 8,8 espèces à 46 ± 13,3 espèces, mais les données disponibles ne permettent pas de détecter une différence avec suffisamment de certitude.

Le chevauchement des intervalles de confiance confirme l'absence de différence significative, sans pour autant indiquer une stabilité de la richesse spécifique. La légère hausse visible sur le graphique pourrait refléter une augmentation de la diversité comme une variabilité d'échantillonnage propre à 2020. Un effort d'échantillonnage complémentaire pour 2026 permettrait d'évincer ce doute.

3. Complétude de l'échantillonnage par placette

Afin d'évaluer la fiabilité des comparaisons de richesse spécifique par habitat, la complétude de l'inventaire a été estimée pour chaque site d'étude (LIFE_POLL_CENTRE, LIFE_POLL_NORD, LIFE_POLL_SUD), en rapportant la richesse observée à la richesse asymptotique estimée par l'indice de Chao1.

i. Apoïdes

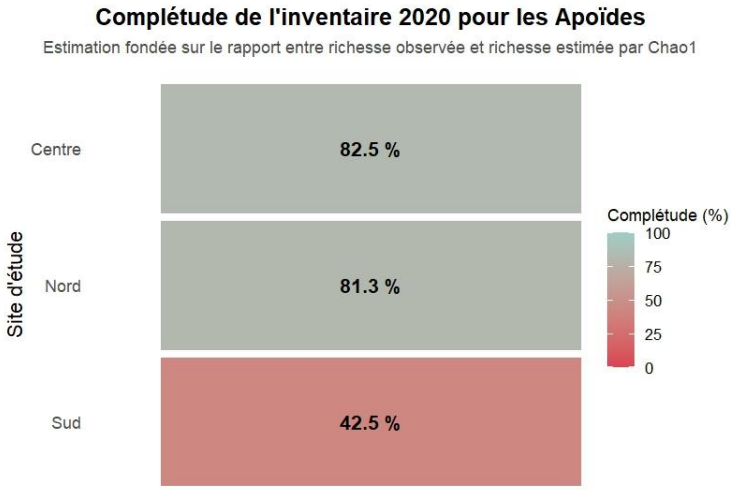


Figure 39 : Complétude de l'inventaire Apoïdes en 2020

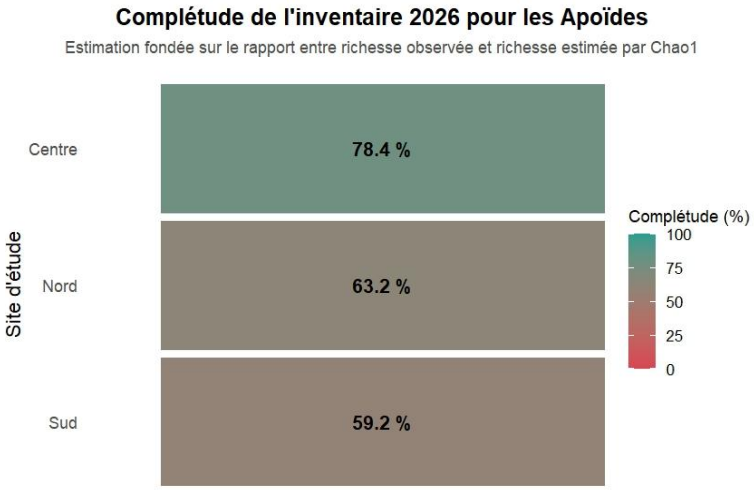


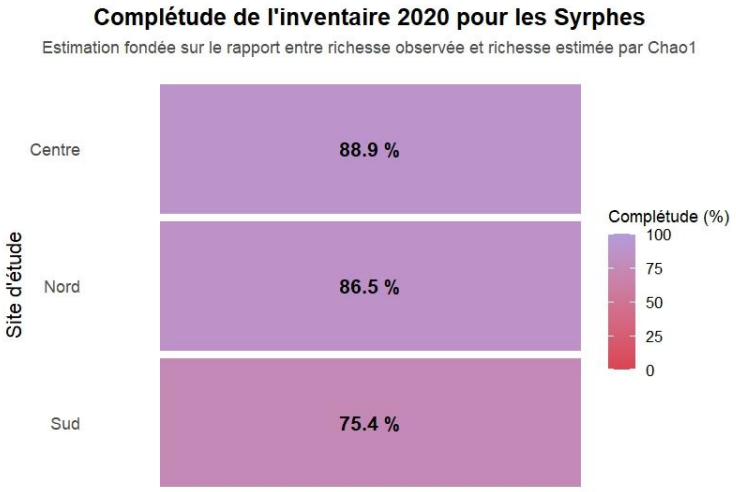
Figure 40 : Complétude de l'inventaire Apoïdes en 2026

En 2020 (Figure 39), une hétérogénéité marquée est observée entre les secteurs. Les placettes centre et nord présentent une complétude élevée et comparable (respectivement 82,5 % et 81,3 %), tandis que le site sud affiche une complétude nettement plus faible (42,5 %), traduisant un sous-échantillonnage important de cette placette au lancement de l'étude.

En 2026 (Figure 40), la complétude des trois placettes indique un effort plus marqué pour la centre avec une valeur de 78,4 %, contre 63,2 % pour la nord et 59,2 % pour la sud. Il y a toutefois une amélioration notable pour la sud, mais une diminution pour le secteur nord.

Cette disparité initiale de complétude, en particulier pour le site sud, constitue une limite à prendre en compte dans l'interprétation des comparaisons de richesse spécifique par habitat entre 2020 et 2026. Une augmentation de richesse entre les deux années pour cette parcelle pourrait résulter d'une amélioration de l'effort d'échantillonnage, plutôt que d'un effet propre aux travaux de gestion.

ii. Syrphes



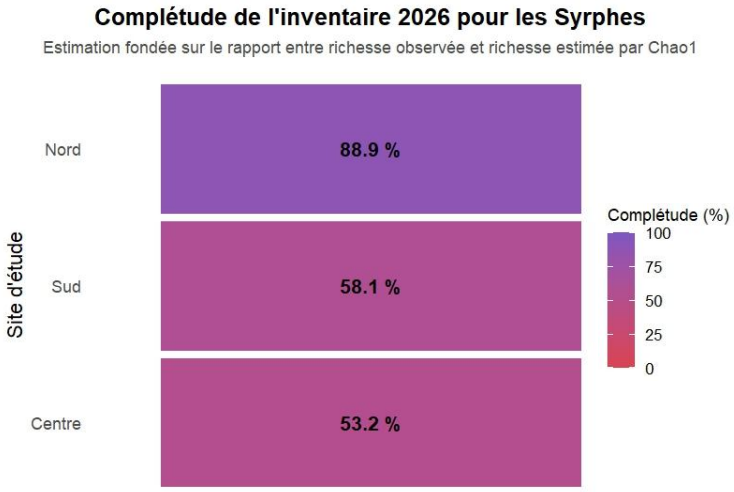


Figure 41 : Complétude de l'inventaire Syrphes en 2020

Figure 42 : Complétude de l'inventaire Syrphes en 2026

En 2020 (Figure 41), les trois placettes présentent une complétude globalement élevée et relativement homogène. La centre et la nord affichent les valeurs les plus fortes (88,9 % et 86,5 %), tandis que la sud atteint 75,4 %.

En 2026 (Figure 42), la complétude diminue fortement pour les secteurs sud (58,1 %) et centre (53,2 %), à l'inverse du nord (88,9 %). Cet échantillonnage partiel, implique qu'une part importante de la diversité n'a probablement pas été recensée et constitue une limite quant au fait de conclure sur l'évolution, ou non, de la richesse spécifique des Syrphes à l'échelle de la placette. Ce constat contraste avec les résultats observés pour les Apoïdes, dont la complétude s'est globalement homogénéisée entre 2020 et 2026, suggérant donc que l'effort d'échantillonnage n'a pas évolué de façon comparable entre les deux taxons sur la période d'étude.

E. Réseaux d'interactions

1. Connectance

i. Connectance des réseaux d'interactions en 2020

En 2020, la connectance globale du réseau d'interactions pour les Apoïdes atteint 0,1074 (soit 10,74 %) contre 0,0884 (soit 8,84 %), pour les Syrphes. Le nombre moyen de liens par espèce, c'est-à-dire le nombre moyen de partenaires observés, est relativement proche entre les deux groupes avec respectivement 1,8235 et 1,8571 lien par espèce. Ces résultats traduisent une densité globale d'interactions limitée au sein des deux réseaux.

ii. Connectance des réseaux d'interactions en 2026

La connectance globale du réseau d'interactions pour les Apoïdes atteint 0,0849 (soit 8,49 %) contre 0,1413 (soit 14,13 %), pour les Syrphes, en 2026. Le nombre moyen de liens par espèce est légèrement plus haut pour les Apoidea (1,8202 lien par espèce), à l'inverse, les Syrphidae ont un lien par espèce plus important avec 2,1167. Comme en 2020, ces résultats témoignent d'une densité globale d'interactions modérée au sein des deux réseaux, avec un nombre d'espèces floristiques visitées par les Syrphes 1,5 fois supérieur à celui de la première année d'étude.

iii. Comparaisons interannuelles de la connectance

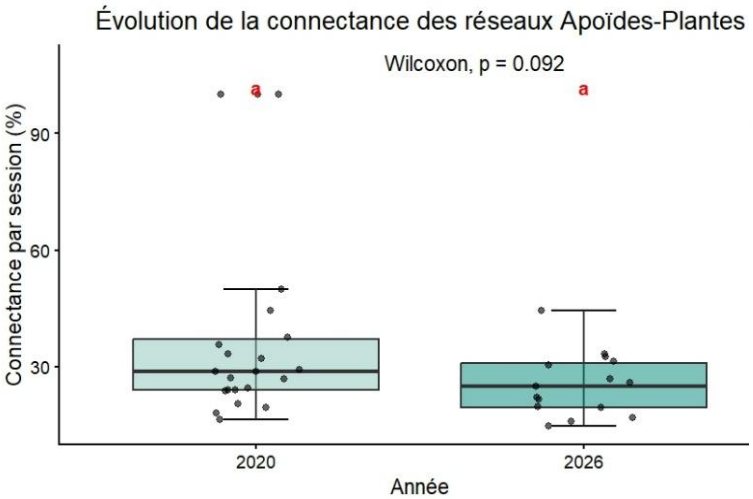


Figure 43 : Comparaison interannuelle de la connectance pour les réseaux Apoïdes

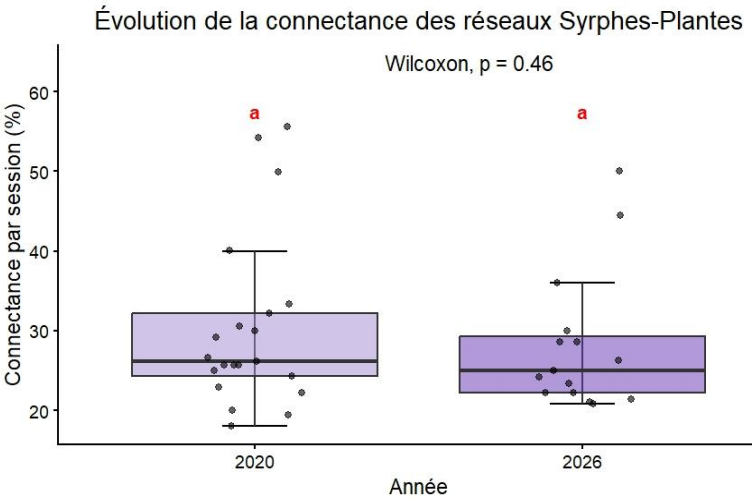


Figure 44 : Comparaison interannuelle de la connectance pour les réseaux Syrphes

La comparaison de la connectance entre 2020 et 2026 ne met pas en avant de différence significative entre les deux années que ce soit pour les Syrphes comme pour les Apoïdes (test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour les Apoïdes, p-value = 0,092 ; test de Wilcoxon-Mann-Whitney pour les Syrphes, p-value = 0,46). Pour les Apoidea (Figure 43), la médiane apparaît légèrement plus élevée en 2020, avec une valeur proche de 30 %, qu'en 2026 où elle avoisine 25 %. Trois valeurs aberrantes ressortent en 2020 (environ 95 %), il s'agit probablement ici de sessions avec peu d'espèces échantillonnées, faisant drastiquement augmenter la connectance.

En dehors de ces valeurs, la connectance des réseaux Apoïdes-plantes reste stable au cours du temps, avec une variabilité plus ou moins marquée entre les sessions. Dans le cas des Syrphidae (Figure 44), la connectance médiane se situe vers 26 % en 2020 contre 24 % en 2026. Trois points en 2020, situés à environ 55 % et deux en 2026 (45 %) sont fortement éloignés des autres valeurs, en résonance avec les Apoïdes (sessions à faible richesse spécifique). La connectance des réseaux Syrphes-plantes reste toutefois stable entre les deux années d'échantillonnage.

2. Spécialisation au niveau du réseau (H2')

i. Spécialisation (H2') des réseaux d'interactions en 2020

En 2020, la spécialisation globale (H2') du réseau d'interactions est de 0,421. Pour les Apoïdes, elle atteint 0,377 contre 0,43 pour les Syrphes. Les Syrphidae sont légèrement plus spécialisés que les Apoidea, dépendamment de la morphologie florale et donc de l'accessibilité du nectar. En outre, ces valeurs indiquent une spécialisation modérée des réseaux.

ii. Spécialisation (H2') des réseaux d'interactions en 2026

La spécialisation (H2') globale du réseau d'interactions de 2026 est de 0,441, traduisant un réseau généraliste. Chez les Apoïdes, cette spécialisation atteint 0,449 contre 0,319 pour les Syrphes. A l'inverse de 2020, les Apoidea sont légèrement plus spécialisés que les Syrphidae.

iii. Comparaisons interannuelles de la spécialisation des réseaux d'interactions

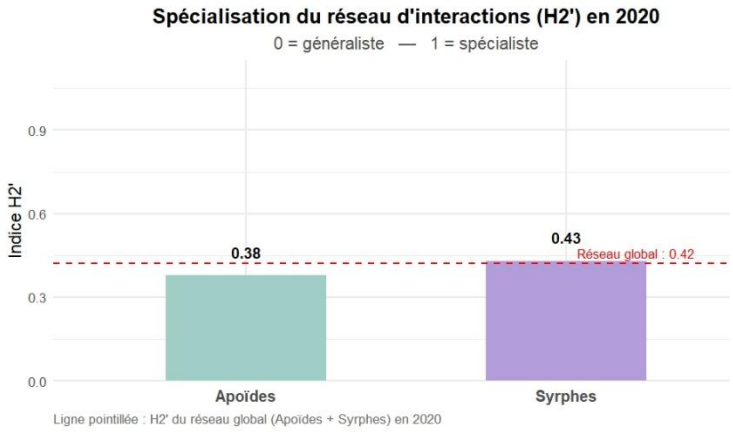


Figure 45 : Spécialisation du réseau d'interaction (H2') en 2020

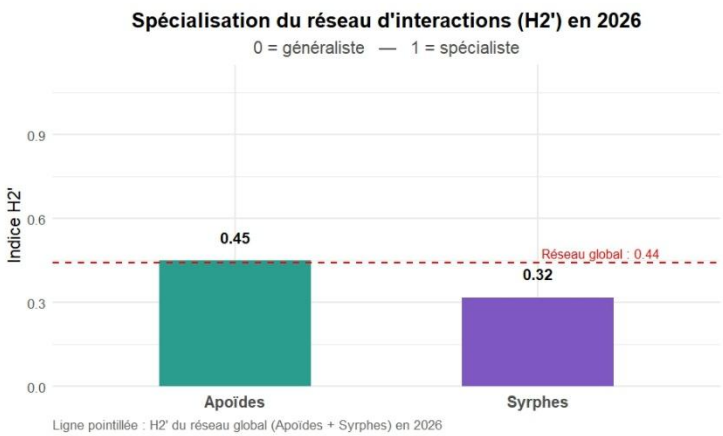


Figure 46 : Spécialisation du réseau d'interaction (H2') en 2026

La comparaison interannuelle du degré de spécialisation globale montre que H2' pour les Apoïdes (Figure 45) augmente de 0,38 en 2020 à 0,45 en 2026, soit une augmentation de 0,07, significative selon le test de permutation (p-value = 0,0280 ; 9 999 permutations). Un test de permutation est une méthode statistique non paramétrique qui évalue la significativité d'un résultat en réattribuant aléatoirement les étiquettes des groupes étudiés des milliers de fois. Il

permet ainsi de vérifier si la différence observée dépasse ce que produirait le hasard. Cette évolution traduit une augmentation significative de la spécialisation globale du réseau d'interactions plantes-Apoïdes. Le réseau des Syrphes (Figure 46), quant à lui, révèle une diminution de H_2', de 0,43 à 0,32, soit - 0,11. Cette évolution, statistiquement significative, suggère des interactions plus généralistes pour le réseau plantes-Syrphes (p-value < 0,001). Les résultats obtenus illustrent une structuration différente des réseaux d'interactions entre les deux années d'étude.

3. Spécialisation de l'espèce (d')

i. Spéciation (d') des Apoïdes en 2020

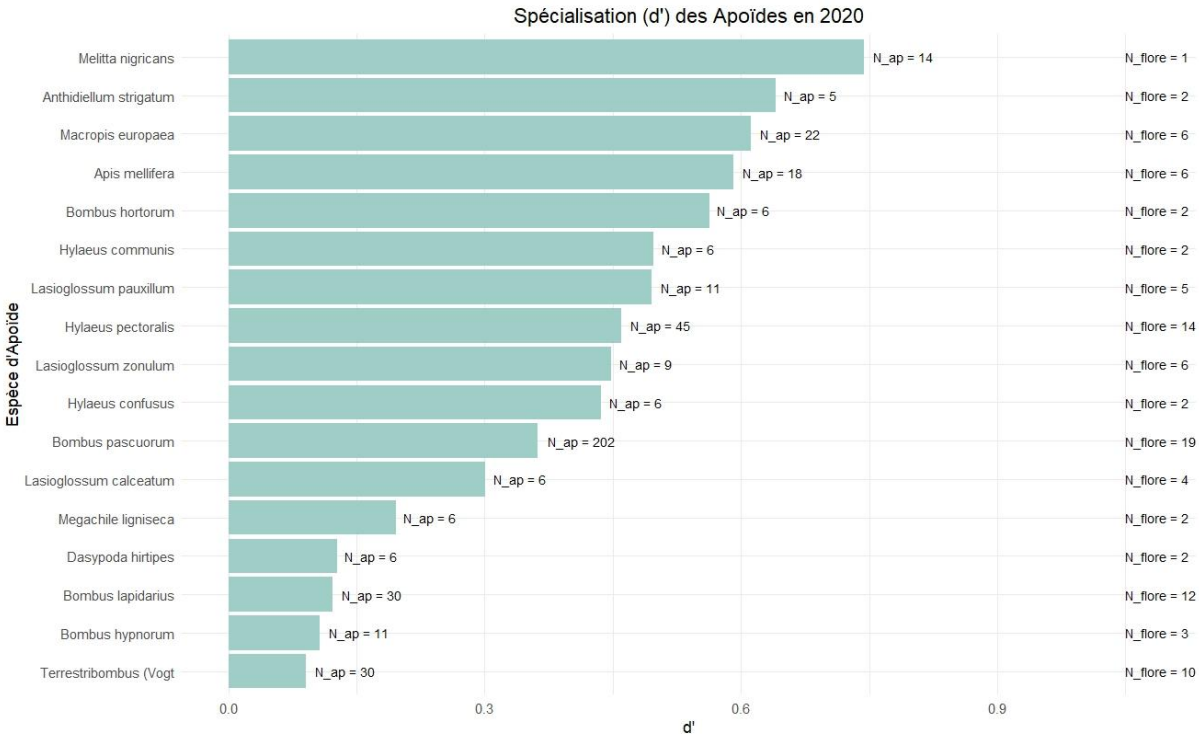


Figure 47 : Spécialisation (d') des Apoïdes en 2020. N_ap correspond au nombre d'individus d'apoïdes échantillonnés et N_flore au nombre d'espèces végétales visitées.

En 2020 (Figure 47), le degré de spécialisation (d') des Apoïdes varie fortement selon les espèces, avec des valeurs comprises entre environ 0,74 et 0,10. *Melitta nigricans* présente la valeur de spécialisation la plus élevée (d' = 0,74 ; N = 14), suivie d'*Anthidium strigatum* (d' = 0,63 ; N = 5) et de *Macropis europaea* (d' = 0,60 ; N = 22). *Apis mellifera* (d' = 0,58 ; N = 18) et *Bombus hortorum* (d' = 0,55 ; N = 6) présentent également des niveaux de spécialisation à la jonction entre généraliste et spécialiste. À l'inverse, *B. pascuorum* qui constitue l'espèce la plus abondante du réseau 2020 (N = 202), affiche une spécialisation modérée (d' = 0,36), suggérant un comportement relativement généraliste dans l'utilisation des ressources florales. Les valeurs les plus faibles sont attribuées à *B. lapidarius* (d' = 0,13), *B. hypnorum* (d' = 0,11) et *Terrestribombus* (d' = 0,09). Ces espèces présentent ici un profil plus généraliste au sein du réseau.

En outre, les valeurs élevées observées chez certaines espèces faiblement représentées, comme d'*A. strigatum* (N = 5), *B. hortorum* (N = 6), voire *A. mellifera* (N = 18), doivent être interprétées avec prudence en raison du faible nombre d'interactions disponibles qui peut en ce sens les qualifier à tort, d'espèces spécialistes.

ii. Spéciation (d') des Syrphes en 2020

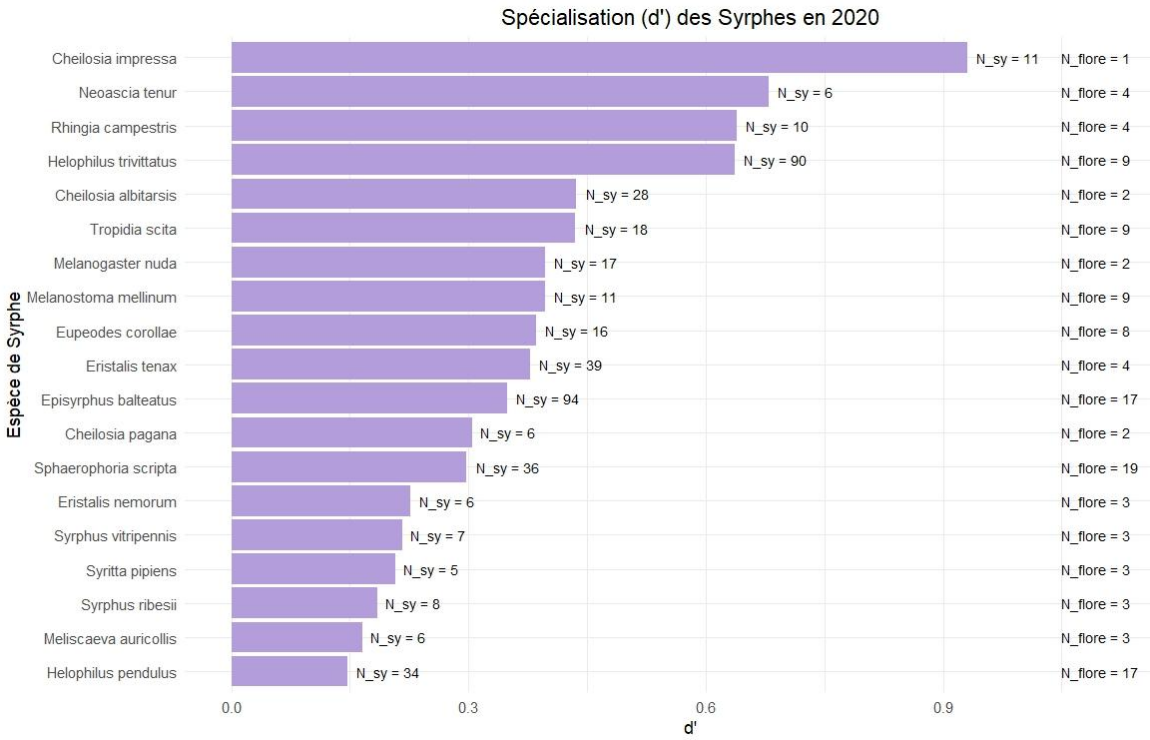


Figure 48 : Spécialisation (d') des Syrphes en 2020. N_sy correspond au nombre d'individus de syrphes échantillonnés et N_flore au nombre d'espèces végétales visitées.

La Figure 48, illustre le degré de spécialisation (d') des Syrphes pour 2020. Les valeurs varient entre environ 0,92 et 0,15. Quatre espèces ressortent en tant que spécialistes (d' > 0,5), *Cheilosia impressa,* qui présente de loin la valeur de spécialisation la plus élevée (d' = 0,92 ; N = 11), *Neoascia tenur* (d' = 0,68 ; N = 6), *Rhingia campestris* (d' = 0,64 ; N = 10) et *Helophilus trivittatus* (d' = 0,63 ; N = 90). Plusieurs espèces présentent des valeurs intermédiaires, notamment *C. albitarsis* et *Tropidia scita* (d' = 0,42), ainsi que *Melanogaster nuda, Melanostoma mellinum* et *Eupoedes corollae* (d' = 0,35). À l'inverse, *H. pendulus* (d' = 0,14 ; N = 34), *Meliscaeva auricollis* (d' = 0,16 ; N = 6) et *Syrphus ribesii* (d' = 0,18 ; N = 8) présentent les plus faibles valeurs, indiquant un caractère plus généraliste.

Au même titre que les Apoïdes, certaines valeurs élevées reposent sur des faibles effectifs, notamment chez *N. tenur* (N = 6), *C. impressa* (N = 11) ou *R. campestris* (N = 10). Leur niveau de spécialisation peut donc être plus sensible aux interactions effectivement observées.

iii. Spéciation (d') des Apoïdes en 2026

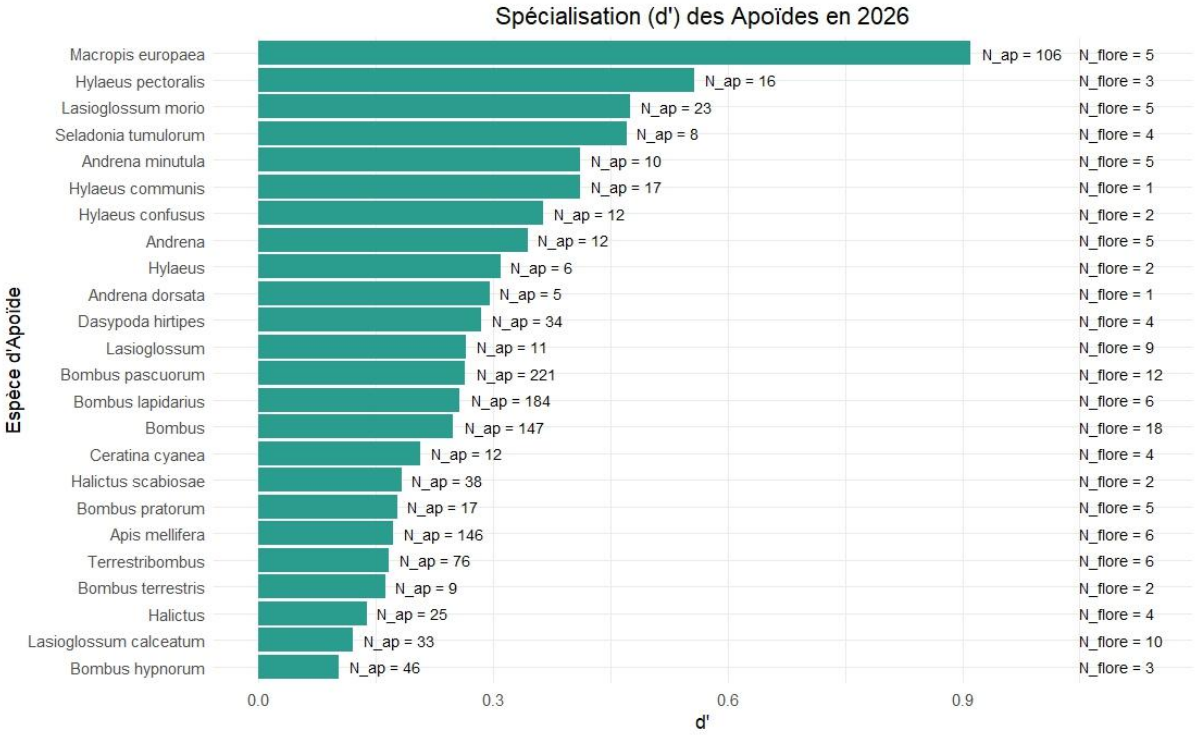


Figure 49 : Spécialisation (d') des Apoïdes en 2026. N_ap correspond au nombre d'individus d'apoïdes échantillonnés et N_flore au nombre d'espèces végétales visitées.

En 2026 (Figure 49), le degré de spécialisation (d') des Apoïdes varie fortement selon les espèces, avec des valeurs comprises entre environ 0,91 et 0,12. *M. europaea* se distingue nettement par sa spécialisation (d' = 0,91 ; N = 106). Cette valeur, associée à un effectif important, indique une utilisation particulièrement spécifique des ressources florales au sein du réseau et suggère que les ressources florales exploitées sont très spécifiques et/ou peu partagées avec les autres Apoïdes (ici, il s'agit de *Lysimachia vulgaris*).

Seule *Hylaeus pectoralis* présente une valeur intermédiaire supérieure à 0,5 (d' = 0,55 ; N = 16), suivie par *Lasioglossum morio* (d' = 0,47 ; N = 23) et *Seladonia tumulorum* (d' = 0,47 ; N = 8). La majorité des espèces et taxons observés présente des valeurs comprises entre environ 0,14 et 0,41, traduisant des niveaux de spécialisation modérés. Les valeurs les plus faibles sont observées chez *B. hypnorum* (d' = 0,11 ; N = 46), *L. calceatum* (d' = 0,12 ; N = 33), *B. terrestris et Terrestribombus* (d' = 0,16 ; N = 9 + 76) et *A. mellifera* (d' = 0,18 ; N = 146). Ces espèces, dont l'abondance est marquée, présentent un profil plus généraliste dans le réseau, sous entendant une utilisation diversifiée et partagée avec d'autres espèces, des ressources florales.

Comme pour les graphiques précédents, il faut rester prudent avec les espèces présentant de faibles effectifs. Par exemple, *Andrena dorsata* (N = 5) ou *H. pectoralis* (N = 6) qui peuvent présenter des valeurs de d' plus sensibles au nombre limité d'interactions observées. En revanche, les résultats obtenus pour les espèces abondantes sont particulièrement intéressants, puisque ceux-ci reposent sur un nombre d'observations plus important.

iv. Spéciation (d') des Syrphes en 2026

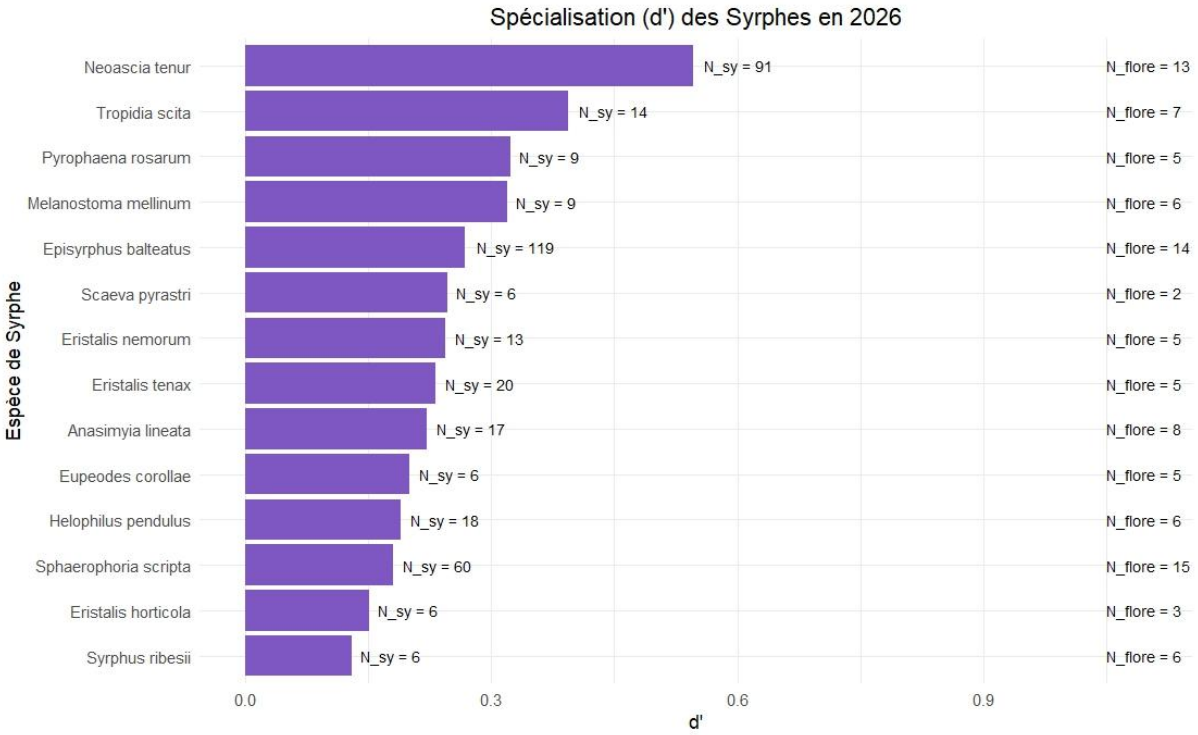


Figure 50 : Spécialisation (d') des Syrphes en 2026. N_sy correspond au nombre d'individus de syrphes échantillonnés et N_flore au nombre d'espèces végétales visitées.

En 2026, le degré de spécialisation à l'échelle spécifique pour les Syrphes (Figure 50) varie de 0,13 à 0,55, témoignant d'une hétérogénéité dans l'utilisation des ressources florales. *N. tenur* se distingue nettement en présentant la valeur de spécialisation la plus élevée (d' = 0,55 ; N = 91). Elle est suivie par *T. scita* (d' = 0,39 ; N = 14), ainsi que *Pyrophaena rosarum* et *M. mellinum* (d' = 0,32 pour toutes deux, avec N = 9).

A contrario, la majorité des espèces présente des valeurs faibles, traduisant des interactions plus généralistes. Parmi les espèces abondantes, *Epipsyrphus balteatus* (N = 119) présente une valeur de spécialisation faible (d' = 0,27). De même, *Sphaerophoria scripta* (d' = 0,18 ; N = 60) et *H. pendulus* (d' = 0,19 ; N = 18) présentent un profil clairement généraliste. Une grande partie des espèces présente des valeurs comprises entre 0,18 et 0,25, correspondant à une spécialisation faible.

Les valeurs de d' les plus faibles sont observées chez *Syrphus ribesii* et *Eristalis horticola,* mais dont les effectifs sont relativement faibles, 6 individus, ce qui limite la robustesse de leur estimation en tant que généralistes.

Ainsi, les valeurs de d' associées à de faibles effectifs doivent être interprétées avec prudence, tandis que les tendances observées chez les espèces disposant d'un nombre d'observations plus important sont davantage représentatives de leur position dans le réseau.

v. Comparaisons interannuelles de la spécialisation des espèces

Pour les deux taxons, seules les espèces communes aux deux réseaux (2020 et 2026) ont été conservées afin de pourvoir comparer s'il y a une évolution ou non, de la spécialisation des espèces entre les deux années d'étude.

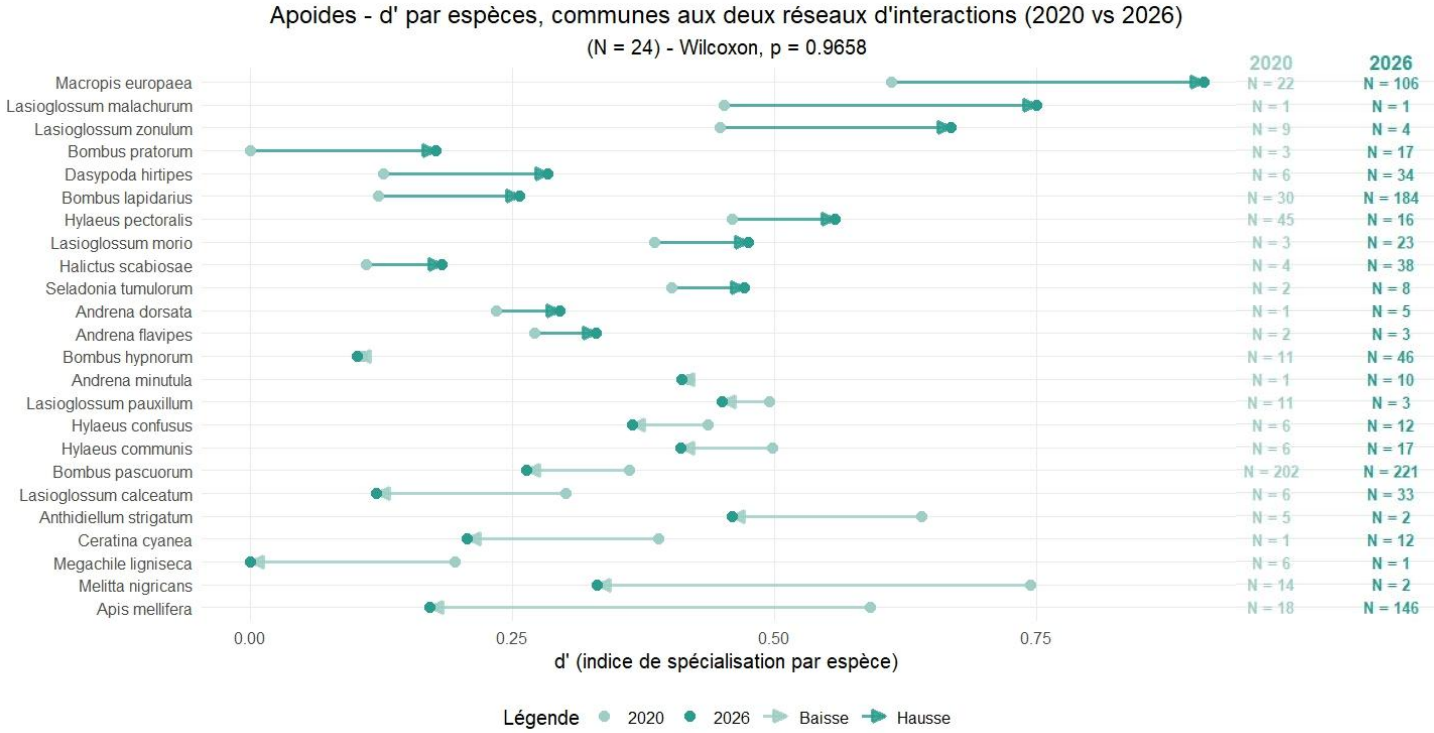


Figure 51 : Comparaison interannuelle du degré de spécialisation des Apoïdes

L'analyse de l'évolution du degré de spécialisation (indice d') des 24 espèces d'Apoïdes communes aux réseaux d'interactions de 2020 et 2026 (Figure 51) met en évidence une dynamique contrastée au niveau spécifique, bien qu'elle soit globalement stable à l'échelle de la communauté. Le test statistique de Wilcoxon-Mann-Whitney, appliqué à ces données appariées, ne révèle aucune modification significative de l'indice de spécialisation global entre les deux périodes (p-value = 0,9658). Si on s'intéresse aux espèces en tant que tel, environ la moitié de celles-ci affichent une spécialisation plus marquée en 2026, notamment chez *M. europaea* (0,60 à 0,91), *L. malachurum* (0,47 à 0,75), *L. zonulum* (0,47 à 0,70) ou encore *B. pratorum* (environ 0 à 0,2). Une proportion comparable d'espèces tend vers une plus grande généralisation de ses interactions (baisse de l'indice d'), avec des chutes prononcées observées chez *M. nigricans* (0,75 à 0,3), *A. strigatum* (0,62 à 0,48) et *A. mellifera* (0,58 à 0,2). Enfin, seules quelques espèces, que sont *B. hypnorum* et *A. minutula*, conservent un degré de spécialisation proche entre les deux années. La spécialisation globale du réseau semble résiliente, toutefois les interactions à l'échelle spécifiques s'avèrent muables entre 2020 et 2026.

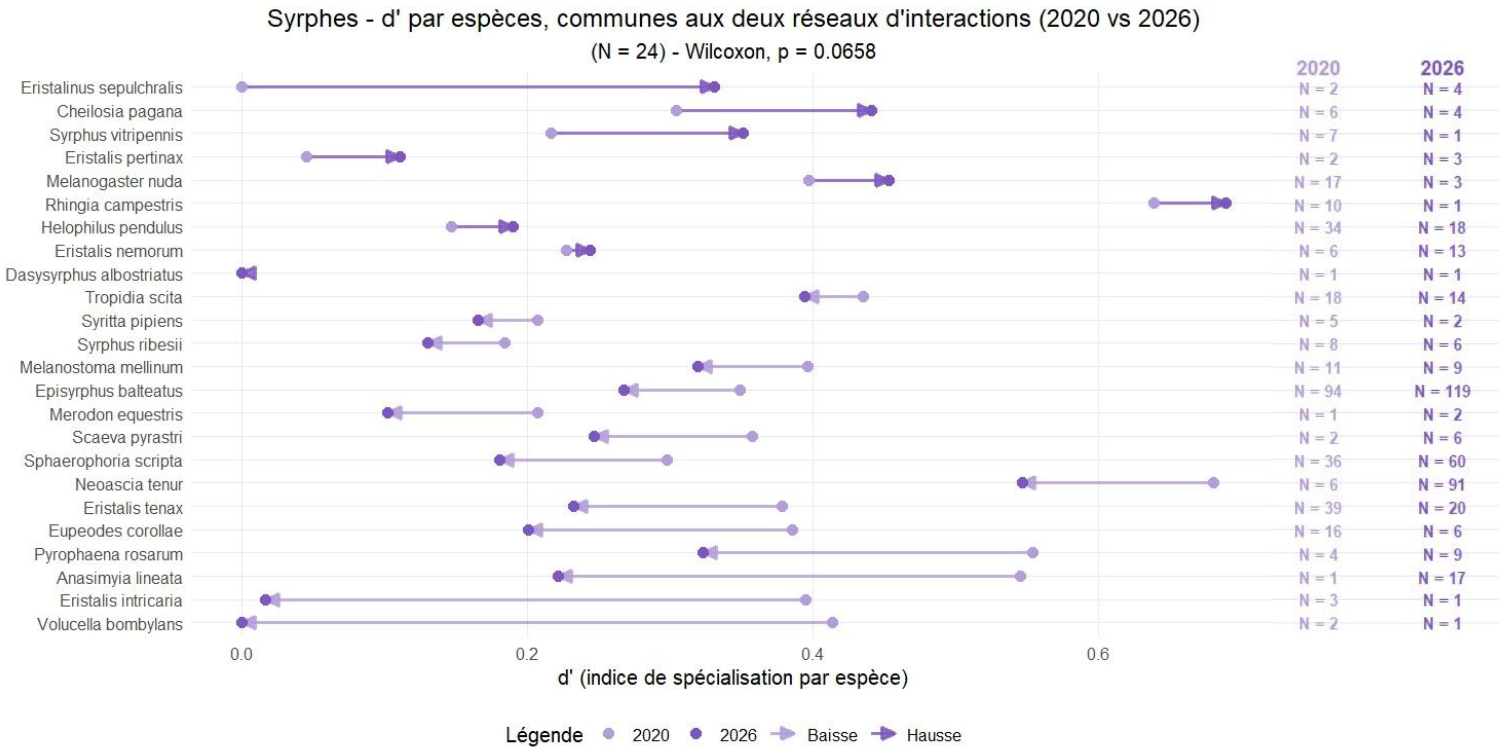


Figure 52 : Comparaison interannuelle du degré de spécialisation des Syrphes

L'analyse de l'évolution de la spécialisation (indice d') pour les 24 espèces de syrphes communes aux réseaux d'interactions de 2020 et 2026 (Figure 52) révèle une dynamique sensiblement différente de celle observée au sein du cortège des Apoïdes. Bien que le test de Wilcoxon-Mann-Whitney ne soit pas significatif (p-value = 0,0658), il met en évidence une modification au sein de la communauté. Cela se traduit par une plus grande généralisation des espèces, dont la majorité (16 sur 24) affichent une diminution de leur indice de spécialisation entre les deux périodes d'échantillonnage. Cette baisse est particulièrement prononcée pour des taxons tels que *Volucella bombylans* (0,41 à 0), *E. intricaria* (0,40 à 0), *Anasimyia lineata* (0,55 à 0,22) ou encore *P. rosarum* (0,56 à 0,36). À l'inverse, seul un groupe restreint d'espèces se spécialise davantage en 2026. Le cas le plus singulier est celui d'*Eristalinus sepulchralis*, qui passe d'un profil très généraliste (environ 0) en 2020 à un comportement plus ciblé en 2026 (0,36), au même titre que *C. pagana* et *S. vitripennis*. Les espèces de syrphes représentées tendent à avoir des interactions plus généralistes en 2026 qu'en 2020.

Comme évoqué pour les résultats annuels, il convient d'être prudent dans l'interprétation des résultats, en effet, nombre d'espèces ont un niveau de spécialisation qui fluctue fortement entre les deux années en raison d'un nombre d'individus différent entre les deux années (plus ou moins important).

4. Robustesse du réseau

i. Robustesse des réseaux en fonction des scénarios d'extinction en 2020 et 2026

Année	Taxons	Extinction	Robustesse observée	Robustesse nulle (Chao1)	z-score	p-value
2020	Apoïdes	Aléatoire	0,6687	0,7297	-2,2024	**0,0199**
		Généralistes	**0,3739**	0,3818	-0,2435	0,8202
		Spécialistes	**0,9168**	0,9364	-1,4063	0,1189
	Syrphes	Aléatoire	0,6730	0,6916	-0,8178	0,4146
		Généralistes	**0,2935**	0,3452	-1,8441	0,0640
		Spécialistes	**0,8943**	0,9063	-0,7073	0,4855
2026	Apoïdes	Aléatoire	0,6605	0,7386	-3,6651	**$2,4721^{e-04}$**
		Généralistes	**0,3737**	0,3192	2,1033	**$3,5438^{e-02}$**
		Spécialistes	**0,8808**	0,9427	-5,4307	**$5,6126^{e-08}$**
	Syrphes	Aléatoire	0,7614	0,7567	0,2257	0,8161
		Généralistes	**0,4100**	0,4103	-0,0131	0,9940
		Spécialistes	**0,9085**	0,9356	-1,9027	0,0509

Figure 53 : Significativité de la robustesse en fonction des scénarios d'extinction pour 2020 puis 2026. En rouge, les p-value significatives, en gras, les valeurs de robustesse importantes (en noir pour les généralistes et en bleu pour les généralistes).

En 2020, les réseaux d'Apoïdes et de Syrphes affichent des profils de robustesse similaires selon le scénario d'extinction (Figure 53). Le retrait ciblé des espèces généralistes provoque un effondrement rapide de la structure du réseau (0,382 chez les Apoïdes et 0,292 chez les Syrphes). Face aux extinctions aléatoires, le réseau montre une meilleure résilience (0,715 et 0,635), qui devient maximale dans le cas de la disparition des spécialistes (0,917 et 0,897).

Néanmoins, la comparaison aux modèles nuls nuance ces trajectoires. Chez les Apoïdes, seule la robustesse face aux extinctions aléatoires se révèle significativement plus faible que la prédiction nulle. Les réponses aux extinctions ciblées des généralistes et des spécialistes ne diffèrent pas significativement du modèle nul, suggérant une vulnérabilité liée à l'abondance des espèces. Concernant le réseau des Syrphes, aucun des trois scénarios d'extinction ne diffère significativement du modèle nul (p-value > 0,05). Ces tests confirment que la vulnérabilité des deux réseaux face à la perte des espèces généralistes dépend de l'abondance et du nombre total d'interactions de ces communautés.

En 2026, les simulations de robustesse du réseau Apoïdes illustrent également une disparité en fonction du type d'extinction. La disparition des espèces généralistes engendre un effondrement rapide de la structure du réseau (0,359 chez les Apoïdes et 0,409 chez les Syrphes). Lorsque ces extinctions sont aléatoires, le réseau montre une meilleure résilience (0,708 et 0,743), et maximale lors de la disparition des spécialistes (0,884 et 0,911).

La comparaison au modèle nul (r2dtable) révèle un contraste marqué entre les deux taxons. Chez les Apoïdes, l'ensemble des trois scénarios s'écarte significativement des attentes théoriques (p-value < 0,05). À l'inverse, aucun scénario ne diffère du modèle nul chez les

Syrphes (p-value > 0,05). Ces résultats indiquent que pour l'année 2026, la dynamique du réseau des Syrphes reste entièrement gouvernée par la distribution des abondances et celle des Apoïdes dépend de son architecture.

Pour chaque taxon, au sein des deux années d'étude, la robustesse du réseau dépend fortement du rôle des espèces retirées. La perte des généralistes fragilise nettement plus le réseau que celle des spécialistes, ce qui est cohérent avec le rôle structurant que jouent ces dernières en tant que connecteurs au sein du réseau.

ii. Comparaison interannuelle de la robustesse

Le test de permutation (999 réplicats), évaluant l'évolution temporelle de la robustesse entre 2020 et 2026, révèle des dynamiques distinctes en fonction du groupe de pollinisateurs.

Chez les Apoïdes, la structure du réseau conserve une grande stabilité au cours du temps. Aucune variation significative de robustesse n'est observée, qu'il s'agisse des scénarios d'extinction aléatoire (Différence interannuelle = + 0,035 et p-value = 0,857), de retrait des généralistes (Différence interannuelle = - 0,0044 et p-value = 0,650) ou de retrait des spécialistes (Différence interannuelle = + 0 ,043 et p-value = 0,383).

À l'inverse, le réseau des Syrphes affiche une augmentation significative de sa résilience entre 2020 et 2026, notamment face à l'élimination ciblée des généralistes (Différence interannuelle = + 0,089 et p-value = 0,009). La réponse du réseau des Syrphes à la perte aléatoire (Différence interannuelle = + 0,021 et p-value = 0,576) et à la perte de spécialistes reste inchangée (Différence interannuelle = - 0 ,013 et p-value = 0,630).

Ces résultats témoignent d'une réorganisation de la communauté des Syrphes entre les deux années d'étude, renforçant ainsi sa vulnérabilité face aux perturbations et plus particulières, à la parte d'espèces généralistes, là où le réseau des Apoïdes maintient une structure équivalente.

VI. Discussion

Cette étude visait à comparer les communautés d'Apoïdes et de Syrphes entre deux années d'échantillonnage, sur trois placettes (nord, centre, sud) au sein du Marais de Villiers afin d'évaluer l'impact des pratiques de gestion. En ce sens, la richesse spécifique, la structure et la robustesse des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs ont été confrontées à des analyses statistiques. Il est important de souligner que l'interprétation repose avant tout sur la qualité de l'échantillonnage effectué (Jordano, 2016).

A. Richesse spécifique

1. Richesse spécifique entre 2020 et 2026

Les résultats obtenus révèlent une modification significative de la composition des communautés entre 2020 et 2026, aussi bien pour les Apoïdes que pour les Syrphes, avec un effet de l'année plus marqué chez un groupe que l'autre. En outre, la part majoritaire de variance non expliquée par l'année souligne que ces changements dépendent également d'autres facteurs. La variation de richesse spécifique observée entre les deux années s'expliquerait ainsi par le hasard de l'échantillonnage plutôt que par une réelle restructuration de la communauté, empêchant de conclure quant à une réelle évolution de la diversité des Apoïdes sous l'effet de la gestion du site, de la pression d'échantillonnage ou de modifications environnementales, par exemple. Il s'agit d'un cas fréquent chez les communautés d'arthropodes, étant donné que celles-ci se composent d'un grand nombre d'espèces dont la fréquence est souvent rare (Gotelli & Colwell, 2001 ; Vázquez *et al.*, 2009).

La richesse spécifique est la métrique la plus sensible à l'effort et à l'exhaustivité de l'échantillonnage, dans la mesure où elle est aussi influencée par les espèces à fréquence rare comme marquée (Chao & Jost, 2012 ; Colwell *et al.*, 2012). Colwell *et al.* et Chao & Jost (2012), expliquent que le nombre d'espèces observées dépend du nombre d'individus recensés ou de la superficie échantillonnée. Par conséquent, toute variation dans la surface ou l'effort d'échantillonnage entre les sessions peut induire un biais, d'où la nécessité de standardiser les relevés. Les trois placettes ayant une superficie identique, la surface échantillonnée peut être écartée, ce qui amène à se questionner quant à l'effort de capture. Or, en 2026, les placettes centre et nord présentent un effort presque similaire pour les Apoïdes, mais une richesse spécifique distincte (30 contre 43 espèces). Cela suggère donc un effet d'habitat lié à la disponibilité florale par exemple, plutôt qu'un simple biais d'échantillonnage. En outre, dans les communautés comptant de nombreuses espèces à fréquence rare, comme pour les arthropodes, la richesse des échantillons pourrait ne jamais se stabiliser à mesure que la taille de l'échantillon augmente (Coddington *et al.*, 2009 ; Chao & Jost, 2012).

2. Richesse spécifique entre les parcelles

Chez les Apoïdes, ni le nombre d'observations ni la richesse spécifique ne varient significativement entre les trois placettes, que ce soit en 2020 ou en 2026, suggérant une exploitation homogène des ressources florales à l'échelle du site. Les Syrphes présentent, quant à eux, une structuration spatiale marquée, avec une différence significative de richesse spécifique en 2020, notamment entre les placettes centre et sud, et une différence significative

d'abondance en 2026, pour les placettes nord et sud. Ce contraste pourrait s'expliquer par une sensibilité différente des deux groupes aux paramètres microclimatiques et à la structure de la végétation. En effet, les Syrphes dépendent souvent de sites de reproduction larvaire (eau, matière organique) plus localement hétérogènes (Rotheray G.E. & Gilbert F., 2011), tandis que les Apoïdes sont davantage liés à la disponibilité florale et à des sites de nidification (Potts *et al.,* 2005 ; Michener, 2007).

Les corrélations entre effort d'échantillonnage et richesse spécifique sont par ailleurs fortes et significatives pour les deux taxons, en 2020 et 2026. Cette relation implique qu'il puisse y avoir un lien entre l'effort d'échantillonnage et les différences de richesse observées entre secteurs. Cela est d'autant plus pertinent que la complétude d'échantillonnage en 2026 s'avère hétérogène entre secteurs, nécessitant de nuancer les résultats obtenus pour les Syrphes.

B. Réseaux d'interactions

1. Connectance

Bien qu'une diminution de la connectance s'observe entre 2020 et 2026 pour les deux groupes taxonomiques, celle-ci n'est pas suffisamment marquée pour être considérée comme statistiquement significative. La proportion des interactions observées par rapport aux interactions potentielles apparaît donc globalement stable entre les deux années d'étude. Cette interprétation reste assez généraliste et omet notamment le régime alimentaire des espèces concernées, c'est-à-dire leur lectisme.

Le régime alimentaire des apoïdes détermine directement le nombre de partenaires floraux qu'une espèce est susceptible d'établir dans un réseau d'interactions (Cresswell & Hernandez, 2011). Les espèces dont le régime alimentaire est restreint et spécialisé sont dites « oligolectiques », tandis que celles qui butinent des essences appartenant à des familles différentes sont qualifiées de « polylectiques ». La spécialisation la plus extrême (le butinage d'une seule espèce végétale) est caractérisé de « monolectique » (Linsley, 1958 ; Cane & Sipes, 2006 ; Benton & Owens, 2023). En outre, les femelles sont les principales pollinisatrices en raison de la récolte du nectar et du pollen, qui constitue le principale source de protéines de leur alimentation (Roswell *et al.,* 2019), qu'elles accumulent dans des structures spécialisées (scopa ou corbicule) pour en constituer les réserves destinées à nourrir leurs larves (Michener, 2007). Les mâles, qui ne participent ni à la construction du nid ni à l'approvisionnement du couvain (Michener, 2007 ; Benton & Owens, 2023), se nourrissent quant à eux presque exclusivement de nectar afin de satisfaire leurs seuls besoins énergétiques, et ne développent généralement pas les structures de transport du pollen (Michener, 2007 ; Roswell *et al.*, 2019). Cela peut donc avoir un impact sur le réseau, notamment pour les femelles, d'autant plus qu'il n'y a pas d'équivalence chez les mâles, dont le régime est généralement plus opportuniste (Cane & Sipes, 2006 ; Danforth *et al.*, 2019).

En ce sens, cette coexistence d'espèces n'exploitant pas de la même manière la ressource florale explique la faible connectance globale mesurée ici. Une connectance de 10 % résulte le plus souvent d'une distribution très inégale du nombre de partenaires entre espèces (lien par espèce en 2020 pour les Apoïdes puis les Syrphes, 1,8235 et 1,8571 ; lien par espèce en 2026 pour les

Apoïdes puis les Syrphes, 1,8202 et 2,1167), dans laquelle un petit nombre d'espèces généralistes concentre l'essentiel des liens. Bascompte *et al.* (2003), définissent cette distribution comme « nested » (imbriquée). Les espèces les moins connectées n'interagirait qu'avec des sous-ensembles propres aux espèces, interagissant avec les espèces les plus généralistes (Bascompte *et al.*, 2003). La connectance globale du réseau, masque donc l'hétérogénéité de comportement de butinage entre espèces qui n'apparaît clairement qu'à l'échelle spécifique, via l'indice d'.

2. Spécialisation H2'

En 2020, la spécialisation H2' montre que les Syrphes sont plus spécialisés que les Apoïdes. En 2026, on constate une inversion, les Apoïdes sont davantage spécialisés que les Syrphes. Les résultats de comparaison interannuelle illustrent une structuration différente des réseaux d'interactions entre les deux années d'étude. La spécialisation du réseau Apoïdes-plantes augmente significativement, tandis que celle du réseau Syrphes-plantes diminue significativement, traduisant une évolution vers un réseau plus généraliste chez les Syrphes.

Cette distinction entre les deux réseaux est cohérente avec le lectisme précédemment discuté. Une hausse de H2' chez les Apoïdes peut traduire un poids accru des espèces oligolectiques dans le cortège (à l'image de *M. europaea* ou *M. nigricans*), tandis que la baisse observée chez les Syrphes reflète une communauté qui reste dominée par des taxons peu sélectifs. Cette interprétation reste cohérente avec ce qui est connu du comportement de butinage des Syrphidae, qui se nourrissent de nectar et de pollen sans dépendre d'une ressource en particulier. Il existe toutefois une sélection de la ressource qui dépend de la longueur de leurs pièces buccales (Branquart & Hemptinne, 2000). Les espèces à trompe courte sont contraintes de visiter des fleurs ouvertes et peu profondes tandis que les espèces à trompe plus longue accèdent à une gamme florale plus large (Branquart & Hemptinne, 2000). Cette lecture reste toutefois à confirmer, dans la mesure où la complétude d'échantillonnage plus faible chez les Syrphes en 2026 pourrait aussi, à elle seule, impacter les interactions et donc la spécialisation du réseau.

3. Spécialisation d'

À l'échelle spécifique, l'analyse des indices d', pour chaque année et chaque taxon, ne met pas en valeur de différence significative. Toutefois, si l'on s'intéresse aux espèces en tant que tel, on peut distinguer des fluctuations dans leur spécialisation (pour les espèces communes aux deux réseaux), cohérente avec la spécialisation du réseau H2'. Les Syrphes tendent majoritairement vers plus de généralisme, tandis que pour les Apoïdes, cette évolution est plus contrastée, notamment en raison d'un nombre d'espèces polylectiques important.

L'indice de spécialisation d'espèce d' (Blüthgen *et al.*, 2006) est particulièrement sensible au nombre total d'interactions observées. Dorado *et al.* (2011) indiquent que les espèces, dont la fréquence est rare, apparaissent systématiquement plus spécialisées qu'elles ne le sont réellement dans les réseaux d'interactions, ce biais s'accentuerait à mesure que l'effectif diminue. Des travaux de simulation confirment que la plupart des indices de spécialisation, y compris d', tendent à surestimer la spécialisation et à sous-estimer la généralisation lorsque la taille d'échantillon est faible (Fründ *et al.*, 2016). Les valeurs doivent donc être interprétées en

tenant compte de l'effort d'échantillonnage. Les espèces faiblement représentées au cours de cette étude, notamment celles comptant moins d'une dizaine d'individus, présentent donc des estimations incertaines. En effet, une seule interaction peut suffire à caractériser statistiquement une espèce comme spécialistes, alors qu'elle est généraliste, mais n'a été contactée qu'une fois. A contrario, les valeurs associées aux espèces présentant des effectifs plus importants et plusieurs types d'interactions constituent des estimations plus robustes.

4. Robustesse

Les deux réseaux (Apoïdes et Syrphes) démontrent des résultats de robustesse similaires que ce soit en 2020 ou en 2026, avec une forte vulnérabilité au retrait des espèces généralistes mais une résilience maximale face à la disparition des spécialistes. En 2026, la structure du réseau Apoïdes s'écarte significativement des modèles nuls, démontrant un rôle structurant de l'architecture même du réseau, au-delà de la simple abondance des espèces. Toutefois, la structure du réseau Apoïde reste stable au cours du temps, là où les Syrphes affichent une résilience suite à la disparition des généralistes.

Ce cadre de simulation comporte cependant des limites quant à la vulnérabilité relative des deux réseaux. Le modèle utilisé repose sur une hypothèse où une espèce de plante est considérée éteinte dès lors qu'elle perd sa dernière interaction avec un pollinisateur, sans tenir compte d'une possible réorganisation des interactions après la perte d'un partenaire, ni d'un déclin progressif des interactions avant l'extinction complète d'une espèce. Or, des travaux comparant robustesse simulée par retrait d'espèces (Albert *et al.*, 2000 ; Solé & Montoya, 2001 ; Dunne *et al.*, 2002 ; Memmott *et al.*, 2004) et robustesse simulée par retrait progressif d'interactions (Kaiser-Bunbury *et al.*, 2010) mettent en avant le fait que ces deux approches peuvent conduire à des conclusions sensiblement différentes sur la vulnérabilité réelle d'un réseau. Les travaux de Kaiser-Bunbury *et al.* (2010) autour de la robustesse, comparant retrait d'espèces et retrait d'interactions, ont démontré qu'intégrer la possibilité de réattribution des interactions augmentait sensiblement la stabilité simulée des réseaux par rapport à un modèle statique.

Toutefois, il est important de rester prudent avec l'interprétation de la structure du réseau puisque le sens ou la représentativité de ces métriques sont souvent discutés, par rapport à la qualité d'échantillonnage ou bien la taille des réseaux (Fründ *et al.*, 2016 ; Blüthgen & Staab, 2024).

C. Limites de l'étude

1. Biais temporels et décalages phénologiques

En 2020, les contraintes sanitaires liées à la pandémie de COVID-19 ont retardé le démarrage du suivi d'un mois (Delbergue V., 2020), empêchant le recensement d'espèces vernales précoces. À l'inverse, en 2026, l'échantillonnage a pu se faire à partir d'avril, or, les données ne peuvent être valorisées dans le cadre de cette étude diachronique. Elles permettent tout de même de voir quelles espèces, qui n'ont pu être observé en 2020, sont présentes sur site.

En mai et juin 2026, les échantillonnages se sont effectués sur deux semaines consécutives, ce qui n'a pas permis d'apprécier pleinement les interactions avec certaines espèces floristiques, telles qu'*Iris pseudacorus*. En outre, en 2020, certains mois n'ont pu être échantillonnés 2 fois,

engendrant une sous-représentation pour certaines espèces et donc un biais dans l'interprétation des résultats.

2. Fluctuations hydro-climatiques et absence de données micro-climatiques

En 2026, les deux passages mensuels ont tous pu se faire, toutefois, certaines sessions se sont déroulées sous des conditions météorologiques sous-optimales (températures minimales pour observer l'activité des pollinisateurs, vent parfois trop fort et/ou nébulosité), réduisant ponctuellement l'activité de butinage des pollinisateurs.

En outre, 2020 a été une année plus pluvieuse que 2026. Cette différence entre les deux années peut induire une distinction dans le nombre d'individus échantillonnés. A titre d'exemple, l'été 2026 a été marqué par des canicules successives ayant conduit à un fort assèchement du site, impactant également les tremblants de la placette sud. Cette baisse des niveaux d'eau a fortement affecté la faune du site, particulièrement les Syrphidae dont le cycle de vie de certaines espèces (stade larvaire) dépend étroitement de la présence d'eau douce (Vanappelghem C. *et al.*, 2020 ; Richard D. & Maquart P.O., 2024). Le faible nombre d'individus contactés après ces vagues de chaleur suggèrent que certaines espèces, plus tardives, n'ont pu accomplir leur développement jusqu'au stade adulte, pouvant partiellement expliquer l'importante différence dans le nombre d'individus échantillonnés pour chaque taxon.

En outre, l'absence de mesures micro-climatiques *in situ* (température, humidité relative, vitesse du vent lors de chaque passage) empêche la corrélation entre l'effet des conditions météorologiques et le taux de capture.

3. Biais d'observateur et identification taxonomique

Le changement d'observateur entre les deux années d'étude constitue un biais d'échantillonnage (cf Figure 26,27, 39 et 41), « la collecte au filet serait fortement influencée par l'identité et l'expérience du collecteur » (Westphal *et al.*, 2008 ; Nielsen *et al.*, 2011), dépendamment de la détection (que ce soit pour le relevé floristique comme pour l'échantillonnage des pollinisateurs) et de l'efficacité de capture au filet. Comparativement, en 2020, 465 individus d'Apoïdes et 491 Syrphes ont été recensés, contre 2 240 Apoïdes et 776 Syrphes en 2026, pour la même période d'inventaire (avril compris).

En raison du délai restreint entre le dernier passage et la finalisation des analyses, ainsi que du caractère extrêmement chronophage de l'identification à l'espèce, plusieurs spécimens de 2026 sont encore en cours de validation (13 genres d'Apoïdes en cours de détermination). Les résultats actuels reposent donc sur un sous-ensemble validé, sous-estimant la richesse spécifique réelle du site pour 2026. On peut notamment le constater lorsque l'on s'intéresse au degré de spécialisation d' des espèces. En effet, certaines d'entre elles, connues pour être spécialistes et l'étant en 2020, ne le sont plus en 2026, notamment en raison de ce sous-échantillonnage (comme chez *M. nigricans* qui comptait 14 individus en 2020, mais seulement 2 en 2026, Figure 51). La finalisation de ces déterminations permettra à terme, d'avoir des résultats plus précis permettant d'affirmer ou d'infirmer de manière plus fiable la problématique.

VII. Conclusion

Le présent mémoire avait pour dessein de répondre à la problématique suivante : Dans quelle mesure les travaux de gestion mis en œuvre sur une tourbière alcaline arrière-littorale, influencent-ils la structure et la diversité des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs, en particulier pour les genres Apoidea et les Syrphidae, et ces effets varient-ils selon les habitats ?

Les résultats obtenus indiquent qu'il y a bien un effet selon les habitats. Les Apoïdes présentent une exploitation homogène des ressources florales à l'échelle des trois placettes, ce qui suggère une réponse aux travaux de gestion relativement uniforme à l'échelle du site. Les Syrphes affichent quant à eux une structuration spatiale marquée par des différences significatives de richesse et d'abondance selon la placette et les années (2020 et 2026), traduisant une sensibilité plus fine aux conditions locales, en particulier hydriques.

En outre, la structure des réseaux d'interactions a évolué entre 2020 et 2026. Le réseau plantes-Apoïdes tend vers davantage de spécialisation, tandis que le réseau plantes-Syrphes évolue vers du « généralisme ». Cette divergence indique que les travaux de gestion, et/ou plus largement les changements survenus sur le site entre les deux années d'étude, n'affectent pas de la même manière les deux communautés en 2026. Il n'est cependant pas possible d'attribuer ces évolutions aux seuls travaux de gestion. La part de variance expliquée par l'année n'est pas suffisante à elle seule pour conclure que les travaux sont les seuls éléments ayant engendré ce changement, d'autant plus que plusieurs facteurs tels que l'effort d'échantillonnage, les conditions climatiques distinctes entre 2020 et 2026 ou encore le changement d'observateur, ont eu une influence sur l'étude.

Plusieurs résultats ressortent :

- La composition des communautés d'Apoïdes et de Syrphes a significativement changé entre 2020 et 2026, avec un effet de l'année plus prononcé chez les Apoïdes que chez les Syrphes.
- La structure des réseaux d'interactions révèle une divergence entre les deux taxons. La spécialisation du réseau (H2') augmente significativement chez les Apoïdes, mais diminue significativement chez les Syrphes. À l'échelle spécifique, cette tendance se confirme avec l'orientation des Syrphes vers davantage de « généralisme », tandis que les Apoïdes présentent une dynamique plus contrastée où certaines espèces oligolectiques comme *M. europaea* sont davantage spécialisées.
- La robustesse des réseaux face aux extinctions simulées met en lumière que, dans les deux groupes et pour les deux années, la perte des espèces généralistes fragilise nettement plus le réseau que celle des spécialistes. Toutefois, la comparaison aux modèles nuls distingue les deux taxons. En 2026, le réseau des Apoïdes s'écarte significativement des attentes théoriques pour les trois scénarios d'extinction, révélant un rôle propre de son architecture, alors que celui des Syrphes reste proche du modèle nul, sa robustesse semblerait se caractériser par la distribution de l'abondance des espèces. En outre, le réseau des Apoïdes présente une robustesse stable entre les deux

années d'étude, tandis que celui des Syrphes gagne en résilience face à la perte des généralistes.

La finalisation des déterminations taxonomiques, encore en cours pour 2026, permettra d'obtenir la richesse spécifique réelle du site et de renforcer les indices de spécialisation obtenus, sensibles au sous-échantillonnage. L'ajout de mesures micro-climatiques aux relevés (température, humidité, niveau d'eau) apparaîtrait utile pour distinguer l'effet des travaux de gestion de celui des aléas hydro-climatiques, en particulier pour les Syrphidae dont plusieurs espèces dépendent de milieux humides pour leur développement larvaire.

Plus largement, ce travail illustre l'intérêt d'étudier l'approche fonctionnelle d'un site, notamment via les réseaux d'interactions, en complément d'autres inventaires, pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion. En mettant en évidence ces interactions, selon les taxons et selon les habitats, il offre au Conservatoire d'Espaces Naturels Hauts-de-France des pistes concrètes pour adapter la gestion du Marais de Villiers, par exemple en portant une attention particulière au maintien de l'hétérogénéité d'habitat et par extension, hydrique, du site ou encore à la présence de certaines espèces floristiques largement représentées et visitées par les pollinisateurs (cf. réseaux d'interactions en Annexe 23, 24, 25, 26, 27 et 28).

Ainsi, des différences entre les deux années sont bien notables. Ils varient selon l'habitat et selon le taxon considéré, mais il est incertain d'affirmer que les travaux de gestion mis en place sur le site en sont la cause principale, bien que ceux-ci semblent avoir influencé la structure des communautés. Il est nécessaire d'effectuer de nouvelles comparaisons interannuelles avec l'ensemble des données pour 2026 afin d'obtenir des résultats plus clairs et ainsi conclure de manière plus fiable quant à l'influence des travaux.

Marais de Villiers	Marais de Villiers	Marais de Villiers
Parcelle nord	Parcelle nord	Parcelle nord
10 h - 12 h	12 h - 14 h	14 h - 16 h
Date :	Date :	Date :
❁	❁	❁
Marais de Villiers	Marais de Villiers	Marais de Villiers
Parcelle centre	Parcelle centre	Parcelle centre
10 h - 12 h	12 h - 14 h	14 h - 16 h
Date :	Date :	Date :
❁	❁	❁
Marais de Villiers	Marais de Villiers	Marais de Villiers
Parcelle sud	Parcelle sud	Parcelle sud
10 h - 12 h	12 h - 14 h	14 h - 16 h
Date :	Date :	Date :
❁	❁	❁

Annexe 2 : Packages Rstudio utilisés pour les analyses

Packages \ Analyses	Richesse spécifique	Complétude et courbe d' extrapolation	Connectance	Spécialisation	Robustesse
tydiverse (Hadley Wickham & Jennifer Bryan, 2016)	X	X	X	X	X
Car (Companion to Applied Regression) (John Fox & Sanford Weisberg, 2002)	X				
FSA (Fisheries Stock Assessment) (Derek H. Ogle, Jason C. Doll, A. Powell Wheeler, Alexis Dinno, 2015)	X		X		
Vegan (Jari Oksanen, 2001)	X				
iNEXT (interpolation and extrapolation) T. C. Hsieh, K. H. Ma, Anne Chao, 2014		X			
Bipartite (Bernd Gruber, Carsten F. Dormann & Rouven Strauss, 2008)			X	X	
Ggpubr (Alboukadel Kassambara, 2016)			X		

Tests statistiques \ Analyses	Richesse spécifique	Complétude et courbe d' extrapolation	Connectance	Spécialisation	Robustesse
shapiro.test() : vérifie la normalité des distributions	X				
car::leveneTest() : teste l'homogénéité des variances entre groupes	X				
aov() et TukeyHSD() : exécute une ANOVA paramétrique et son test post-hoc de Tukey	X				
cor.test() : calcule les corrélations (Pearson ou Spearman)	X				
chisq.test() et fisher.test() : tests d'indépendance du Chi² ou de Fisher	X				
t.test(), wilcox.test() : compare deux échantillons indépendants avec un test paramétrique (Student) ou non paramétrique (Wilcoxon-Mann-Whitney) selon la normalité	X		X		
glm() : ajuste un Modèle Linéaire Généralisé (loi de Poisson) pour évaluer l'effet conjoint de l'année et de la placette sur la richesse	X				
car::Anova() : calcule les tables d'ANOVA de Type II pour le GLM	X				
vegan::adonis2() : exécute une PERMANOVA pour tester l'effet de l'année sur la composition des communautés	X				
pnorm() : calcul de la p-value bilatérale basée sur la loi normale à partir d'un Z-score pour tester les écarts de richesse asymptotique et de richesse spécifique à couverture d'échantillonnage égale		X			
iNEXT::iNEXT() : modélisation des assemblages 2020 et 2026		X			
bipartite::nullmodel() : génération de réseaux d'interactions aléatoires (méthode vaznull) pour tester si la connectance observée diffère du hasard			X	X	X
sapply(), mean(), sd() : extraction des métriques sur les réseaux nuls, calcul du Z-score et de la p-value empirique			X	X	

kruskal.test(), FSA::dunnTest() : test de variabilité non paramétrique entre les placettes et comparaisons multiples post-hoc			X		
Test de permutation : test non paramétrique qui évalue la significativité d'un résultat en réattribuant aléatoirement les étiquettes des groupes étudiés des milliers de fois	X			X	X

Annexe 4 : Espèces d'Apoïdes échantillonnées en 2020, dénombrées par parcelle et sur l'ensemble du site

Apoïdes 2020	Centre	Nord	Sud	Total
Andrena dorsata (Kirby, 1802)	1			1
Andrena flavipes (Panzer, 1799)	1	1		2
Andrena minutula (Kirby, 1802)	1			1
Andrena pilipes (Fabricius, 1781)	1	1		2
Anthidiellum strigatum (Panzer, 1805)	2		3	5
Apis mellifera (Linnaeus, 1758)	17	1		18
Bombus hortorum (Linnaeus, 1760)	2	3	1	6
Bombus hypnorum (Linnaeus, 1758)	2	4	5	11
Bombus lapidarius (Linnaeus, 1758)	6	13	11	30
Bombus pascuorum (Scopoli, 1763)	62	65	75	202
Bombus pratorum (Linnaeus, 1760)	2		1	3
Ceratina cyanea (Kirby, 1802)			1	1
Colletes hederae (Schmidt & Westrich, 1993)	3			3
Dasypoda hirtipes (Fabricius, 1793)		2	4	6
Halictus rubicundus (Christ, 1791)			1	1
Halictus scabiosae (Rossi, 1790)	2	1	1	4
Hoplitis leucomelana (Kirby, 1802)			2	2
Hylaeus brevicornis Nylander, 1852	1			1
Hylaeus communis (Nylander, 1852)	6			6
Hylaeus confusus (Nylander, 1852)	3	2	1	6
Hylaeus pectoralis (Förster, 1871)	15	11	19	45
Lasioglossum calceatum (Scopoli, 1763)	4	2		6
Lasioglossum malachurum (Kirby, 1802)		1		1
Lasioglossum morio (Fabricius, 1793)	2	1		3
Lasioglossum pauxillum (Schenck, 1853)	7	4		11
Lasioglossum villosulum (Kirby, 1802)	1			1
Lasioglossum zonulum (Smith, 1848)		9		9
Macropis europaea (Warncke, 1973)	7	10	5	22
Megachile centuncularis (Linnaeus, 1758)		1	1	2
Megachile ligniseca (Kirby, 1802)		2	4	6
Megachile versicolor (Smith, 1844)	1			1
Melitta nigricans (Alfken, 1905)	1	2	11	14
Seladonia tumulorum (Linnaeus, 1758)		2		2
Sphecodes ephippius (Linné, 1767)		1		1
Terrestribombus (Vogt, 1911)	13	8	9	30
Total	**163**	**147**	**155**	**465**

Annexe 5 : Espèces de Syrphes échantillonnées en 2020, dénombrées par parcelle et sur l'ensemble du site

Syrphes 2020	Centre	Nord	Sud	Total
Anasimyia lineata (Fabricius, 1787)	1			1
Cheilosia albitarsis (Meigen, 1822)	3	25		28
Cheilosia flavipes (Panzer, 1798)	2			2
Cheilosia impressa Loew, 1840			11	11
Cheilosia nebulosa (Verrall, 1871)		2		2
Cheilosia pagana (Meigen, 1822)	3	2	1	6
Cheilosia rufimana Becker, 1894		1		1
Cheilosia soror (Zetterstedt, 1843)			1	1
Cheilosia vernalis (Fallén, 1817)	2			2
Chrysotoxum bicinctum (Linnaeus, 1758)	1			1
Dasysyrphus albostriatus (Fallén, 1817)		1		1
Episyrphus balteatus (De Geer, 1776)	27	42	25	94
Eristalinus sepulchralis (Linnaeus, 1758)		2		2
Eristalis arbustorum (Linnaeus, 1758)	2	1	1	4
Eristalis intricaria (Linnaeus, 1758)	2		1	3
Eristalis nemorum (Linnaeus, 1758)	4	2		6
Eristalis pertinax (Scopoli, 1763)	2			2
Eristalis similis (Fallén, 1817)	2			2
Eristalis tenax (Linnaeus, 1758)	22	11	6	39
Eumerus strigatus (Fallén, 1817)		1		1
Eupeodes corollae (Fabricius, 1794)	7	4	5	16
Helophilus hybridus Loew, 1846	1		3	4
Helophilus pendulus (Linnaeus, 1758)	13	14	7	34
Helophilus trivittatus (Fabricius, 1805)	48	24	18	90
Melanogaster hirtella (Loew, 1843)		1		1
Melanogaster nuda (Macquart, 1829)	7	10		17
Melanostoma mellinum (Linnaeus, 1758)	4	4	3	11
Meliscaeva auricollis (Meigen, 1822)	2	4		6
Merodon equestris (Fabricius, 1794)	1			1
Neoascia tenur (Harris, 1780)	1	1	4	6
Platycheirus clypeatus (Meigen, 1822)	1		2	3
Pyrophaena rosarum (Fabricius, 1787)	1	3		4
Rhingia campestris (Meigen, 1822)	4	2	4	10
Scaeva pyrastri (Linnaeus, 1758)	2			2
Sphaerophoria scripta (Linnaeus, 1758)	12	19	5	36
Syritta pipiens (Linnaeus, 1758)	3	1	1	5
Syrphus ribesii (Linnaeus, 1758)	6	2		8
Syrphus vitripennis Meigen, 1822	4	3		7
Trichopsomyia flavitarsis (Meigen, 1822)	1			1
Tropidia scita (Harris, 1780)	3	11	4	18
Volucella bombylans (Linnaeus, 1758)			2	2
Total	**194**	**193**	**104**	**491**

Annexe 6 : Espèces d'Apoïdes échantillonnées en 2026, dénombrées par parcelle et sur l'ensemble du site

Apoïdes 2026	Centre	Nord	Sud	Total
Andrena sp	3	11		14
Andrena cineraria (Linnaeus, 1758)	2	1		3
Andrena clarkella (Kirby, 1802)	1			1
Andrena dorsata (Kirby, 1802)		14		14
Andrena flavipes Panzer, 1799		3		3
Andrena haemorrhoa (Fabricius, 1781)	2	11		13
Andrena minutula (Kirby, 1802)		9	1	10
Andrena scotica Perkins, 1916	1	1		2
Andrena subopaca Nylander, 1848		1		1
Andrena tibialis (Kirby, 1802)	1			1
Andrena vaga Panzer, 1799	3	4		7
Andrena ventralis Imhoff, 1832		4		4
Anthidiellum sp			1	1
Anthidiellum strigatum (Panzer, 1802)			2	2
Apis mellifera Linnaeus, 1758	134	210	72	416
Bombus sp	177	224	85	486
Bombus hypnorum (Linnaeus, 1758)	26	21	4	51
Bombus lapidarius (Linnaeus, 1758)	102	69	13	184
Bombus pascuorum (Scopoli, 1763)	125	72	30	227
Bombus pratorum (Linnaeus, 1761)	7	10	3	20
Bombus sylvestris (Lepeletier, 1833)		1		1
Bombus terrestris (Linnaeus, 1758)	6	4	3	13
Ceratina sp	1	1	2	4
Ceratina cyanea (Kirby, 1802)	3	5	4	12
Chelostomma	1	2		3
Colletes cunicularius (Linnaeus, 1761)		9	1	10
Dasypoda sp	15	27	6	48
Dasypoda hirtipes (Fabricius, 1793)	2			2
Halictus sp	12	48	7	67
Halictus quadricinctus (Fabricius, 1777)	1			1
Halictus scabiosae (Rossi, 1790)	25	13		38
Hylaeus sp	1	5	4	10
Hylaeus communis Nylander, 1852	2	15		17
Hylaeus confusus Nylander, 1852	1	9	2	12
Hylaeus gibbus Saunders, 1850		2		2
Hylaeus pectoralis Förster, 1871	2	2	12	16
Lasioglossum	7	16	8	31
Lasioglossum calceatum (Scopoli, 1763)	21	14	4	39
Lasioglossum fulvicorne (Kirby, 1802)		1		1
Lasioglossum lativentre (Schenck, 1853)		1		1
Lasioglossum leucozonium (Schrank, 1781)	1			1
Lasioglossum malachurum (Kirby, 1802)		1		1
Lasioglossum morio (Fabricius, 1793)	6	26		32
Lasioglossum pallens (Brullé, 1832)		2	2	4

Lasioglossum parvulum (Schenck, 1853)		1		1
Lasioglossum pauxillum (Schenck, 1853)		3		3
Lasioglossum zonulum (Smith, 1848)	2	2		4
Macropis europaea Warncke, 1973	72	24	42	138
Megachile			5	5
Megachile alpicola Alfken, 1924	1			1
Megachile genalis Morawitz, 1880		1		1
Megachile ligniseca (Kirby, 1802)			1	1
Megachile willughbiella (Kirby, 1802)			2	2
Melitta nigricans Alfken, 1905	22	20	29	71
Nomada flava Panzer, 1797			2	2
Nomada flavoguttata (Kirby, 1802)	1	2		3
Osmia sp		1		1
Osmia bicornis (Linnaeus, 1758)	1			1
Osmia leaiana (Kirby, 1802)		1	1	2
Osmia niveata (Fabricius, 1804)		1		1
Osmia spinulosa (Kirby, 1802)			1	1
Seladonia sp	2	1		3
Seladonia tumulorum (Linnaeus, 1758)	1	4	3	8
Terrestribombus	33	37	6	76
Xylocopa violacea (Linnaeus, 1758)	1			1
Total	**827**	**967**	**358**	**2152**

Annexe 7 : Espèces de Syrphes échantillonnées en 2026, dénombrées par parcelle et sur l'ensemble du site

Syrphes 2026	Centre	Nord	Sud	Total
Anasimyia lineata (Fabricius, 1787)	10	2	15	27
Cheilosia albitarsis (Meigen, 1822)		1		1
Cheilosia albitarsis/ranunculi		1		1
Cheilosia fraterna (Meigen, 1830)		6		6
Cheilosia pagana (Meigen, 1822)		4		4
Cheilosia proxima (Zetterstedt, 1843)		1		1
Cheilosia vicina ?		1		1
Dasysyrphus albostriatus (Fallén, 1817)		1		1
Epistrophe eligans (Harris, 1780)		1		1
Episyrphus balteatus (De Geer, 1776)	41	69	21	131
Eristalinus aeneus (Scopoli, 1763)	2			2
Eristalinus sepulchralis (Linnaeus, 1758)	3	4	3	10
Eristalis horticola (De Geer, 1776)		6		6
Eristalis intricaria (Linnaeus, 1758)		1	3	4
Eristalis nemorum (Linnaeus, 1758)	5	12		17
Eristalis pertinax (Scopoli, 1763)	12	7	5	24
Eristalis similis (Fallén, 1817)	6	12	4	22
Eristalis tenax (Linnaeus, 1758)	28	18	8	54
Eupeodes corollae (Fabricius, 1794)		2	4	6
Eupeodes latifasciatus (Macquart, 1829)		1		1
Eupeodes luniger (Meigen, 1822)		1		1
Helophilus hybridus Loew, 1846	1		1	2
Helophilus pendulus (Linnaeus, 1758)	17	26	4	47
Helophilus trivittatus (Fabricius, 1805)	1	1	2	4
Melanogaster nuda (Macquart, 1829)		3		3
Melanostoma mellinum (Linnaeus, 1758)	4	11	2	17
Meliscaeva auricollis (Meigen, 1822)		1		1
Merodon equestris (Fabricius, 1794)		2		2
Neoascia podagrica (Fabricius, 1775)		1	1	2
Neoascia tenur (Harris, 1780)	31	13	116	160
Platycheirus albimanus (Fabricius, 1781)	3	7		10
Platycheirus clypeatus (Meigen, 1822)			1	1
Platycheirus fulviventris (Macquart, 1829)	3	1	1	5
Platycheirus occultus Goeldlin, Maibach & Speight, 1990		1		1
Platycheirus peltatus (Meigen, 1822)	3	2	1	6
Platycheirus scutatus (Meigen, 1822)	1			1
Pyrophaena rosarum (Fabricius, 1787)	1	8		9
Rhingia campestris Meigen, 1822	9	5	1	15
Scaeva pyrastri (Linnaeus, 1758)	2	4		6
Scaeva selenitica (Meigen, 1822)			1	1
Sphaerophoria scripta (Linnaeus, 1758)	32	60	13	105
Syritta pipiens (Linnaeus, 1758)		3		3
Syrphus ribesii (Linnaeus, 1758)	2	6		8

Syrphus vitripennis Meigen, 1822			1	1
Tropidia scita (Harris, 1780)	6	6	3	15
Volucella bombylans (Linnaeus, 1758)	1			1
Total général	**224**	**312**	**211**	**747**

Annexe 8 : Connectance du réseau Apoïdes selon les placettes en 2020

Placette	Nombre de plante	Nombre d'Apoïdes	Interactions observées	Connectance
Nord	21	23	60	0,124
Centre	21	25	63	0,120
Sud	16	18	46	0,160

Chez les Apoidea, la connectance varie légèrement entre les trois placettes. Elle est de 0,124 pour la placette Nord, 0,120 pour la Centre et atteint 0,160 pour la Sud. Il s'agit ici de la connectance la plus élevée, malgré un nombre plus faible d'Apoïdes et de plantes recensés. Le test de Kruskal-Wallis ne met pas en évidence de différence significative de connectance entre les placettes (p-value = 0,5705).

Annexe 9 : Connectance du réseau Syrphes selon les placettes en 2020

Placette	Nombre de plante	Nombre de Syrphes	Interactions observées	Connectance
Nord	27	26	79	0,113
Centre	22	32	79	0,112
Sud	19	19	46	0,127

Pour les Syrphidae, les valeurs de connectance sont relativement homogènes entre les placettes. Comme pour les Apoïdes, le secteur Sud présente la valeur de connectance la plus élevée (0,127), contre 0,113 pour le Nord et 0,112 pour le Centre. Le test de Kruskal-Wallis ne révèle aucune différence significative de connectance entre les placettes (p-value = 0,1213).

Annexe 10 : Connectance du réseau Apoïdes selon les placettes en 2026

Placette	Nombre de plante	Nombre d'Apoïdes	Interactions observées	Connectance
Nord	24	42	101	0,100
Centre	24	29	78	0,112
Sud	11	24	46	0,174

Le tableau ci-dessus***Erreur ! Source du renvoi introuvable.*** montre que la connectance de 2026 pour les Apoïdes varie légèrement entre les placettes Nord et Centre, avec respectivement 0,0907 et 0,0870. La connectance plus élevée (0,143) pour le secteur Sud peut en partie être liée à la taille plus réduite du réseau (nombre plus faible d'espèces végétales et de pollinisateurs) et donc par un nombre d'interactions moindre par rapport aux deux autres placettes. En outre, le test de Kruskal-Wallis indique une absence de différence significative (p-value = 0,1809) de la connectance entre les différentes placettes d'échantillonnage.

Annexe 11 : Connectance du réseau Syrphes selon les placettes en 2026

Placette	Nombre de plante	Nombre de Syrphes	Interactions observées	Connectance
Nord	19	25	71	0,149
Centre	16	18	52	0,181
Sud	13	12	33	0,212

En 2026, les valeurs de connectance pour les Syrphes sont relativement proches entre les trois secteurs. Le Sud présente la valeur de connectance la plus élevée avec 0,131 pour un nombre de plantes et pollinisateurs plus faible, suivi par le Centre (0,127) puis le Nord (0,111). Le test de Kruskal-Wallis (p-value = 0, 053) ne met pas en évidence de différence significative entre les placettes.

Annexe 12 : Spécialisation (H2') des Apoïdes dépendamment de la placette en 2020

Placette	Centre	Nord	Sud
Spécialisation H2’	0,4379671	0,3919605	0,3557671

Chez les Apoïdes, la spécialisation reste relativement homogène entre secteurs, 0,36 pour le Sud, 0,39 pour le Nord et 0,44 pour le Centre qui est légèrement plus spécialisé, et le Sud plus généraliste.

Annexe 13 : Spécialisation (H2') des Syrphes dépendamment de la placette en 2020

Placette	Centre	Nord	Sud
Spécialisation H2’	0,5104990	0,3783234	0,6017823

Chez les Syrphes, la variabilité entre secteurs est beaucoup plus marquée, le Sud atteint 0,60 et le Centre 0,51 (spécialisation assez forte), alors que le Nord (0,378) est davantage généraliste. Cela suggère une hétérogénéité spatiale plus marquée, possiblement liée à des différences de composition florale ou de disponibilité de ressources dépendamment de la placette.

Dans les deux cas, la comparaison des valeurs observées avec un modèle nul (simule des réseaux aléatoires où les interactions se distribuent uniquement selon l'abondance des espèces, 999 permutations) confirme que la spécialisation obtenue diffère significativement de ce qui serait attendu sous une hypothèse d'interactions aléatoires (Apoïdes : H2' observé = 0,377, H2' nul moyen = 0,112, z-score = 23,38 et p-value < 0,001 ; Syrphes : H2' observé = 0,43, H2' nul moyen = 0,131, z-score = 29,34 et p-value < 0,001). Ces résultats traduisent l'existence d’une sélection de la ressource florale, au sein des deux groupes, avec une structuration légèrement plus spécialisée chez les Syrphes.

Annexe 14 : Spécialisation (H2') des Apoïdes dépendamment de la placette en 2026

Placette	Centre	Nord	Sud
Spécialisation H2’	0,4800527	0,4722373	0,5897710

La spécialisation des Apoïdes en 2026 (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) reste relativement homogène entre les placettes Nord (0,47) et Centre (0,48). La parcelle Sud est, quant à elle, plus spécialisée avec une valeur atteignant 0,59.

Annexe 15 : Spécialisation (H2') des Syrphes dépendamment de la placette en 2026

Placette	Centre	Nord	Sud
Spécialisation H2’	0,3998039	0,3692235	0,4589661

Pour 2026, la spécialisation des Syrphes, est plus homogène qu’en 2020. Le secteur Sud reste le plus spécialisé des trois (0,46) contre 0,40 pour le Centre et 0,37 pour le Nord.

Pour les deux taxons, la comparaison avec un modèle nul (999 permutations) indique que la spécialisation attendue sous une hypothèse d'interactions aléatoires diffère de la spécialisation observée au cours de l’étude (Apoïdes : H2' observé = 0,455, H2' nul moyen = 0,08, z-score = 65,93 et p-value < 0,001 ; Syrphes : H2' observé = 0,386, H2' nul moyen = 0,119, z-score = 33,96 et p-value < 0,001). Comme pour 2020, les résultats mettent en avant une sélection de la ressource florale, au sein des deux groupes.

Annexe 16 : Résultats de Robustesse pour 2020 pour les deux réseaux

```
=====================================================
 Traitement du jeu de données : APOIDES
=====================================================
Nombre d'observations valides : 465
Dimensions du réseau (Plantes x Pollinisateurs) : 33 35

=== Indices du réseau (APOIDES) ===
      connectance links per species        nestedness              NODF   linkage density
        0.1073593         1.8235294         6.8648056        32.9024792         5.1589374
               H2
        0.3757205

=== Robustesse du réseau (APOIDES) ===
                     Scenario Robustesse
1        Extinction aléatoire  0.6649877
2 Généralistes → spécialistes  0.3661679
3 Spécialistes → généralistes  0.9159037

=====================================================
 Traitement du jeu de données : SYRPHES
=====================================================
Nombre d'observations valides : 491
Dimensions du réseau (Plantes x Pollinisateurs) : 43 41

=== Indices du réseau (SYRPHES) ===
      connectance links per species        nestedness              NODF   linkage density
        0.08848554        1.85714286        4.31752350       31.10497620        5.72190074
               H2
        0.42772315

=== Robustesse du réseau (SYRPHES) ===
                     Scenario Robustesse
1        Extinction aléatoire  0.6633948
2 Généralistes → spécialistes  0.3014954
3 Spécialistes → généralistes  0.8960162
```

Annexe 17 : Résultats de Robustesse pour 2026 pour les deux réseaux

```
=====================================================
 Traitement du jeu de données : APOIDES
=====================================================
Nombre d'observations valides : 1257
Dimensions du réseau (Plantes x Pollinisateurs) : 36 53

=== Indices du réseau (APOIDES) ===
      connectance links per species        nestedness              NODF   linkage density               H2
       0.08490566        1.82022472        4.05398540       32.04198861        5.55108808        0.45015605

=== Robustesse du réseau (APOIDES) ===
                     Scenario Robustesse
1        Extinction aléatoire  0.6913409
2 Généralistes → spécialistes  0.3637204
3 Spécialistes → généralistes  0.8685126

=====================================================
 Traitement du jeu de données : SYRPHES
=====================================================
Nombre d'observations valides : 427
Dimensions du réseau (Plantes x Pollinisateurs) : 29 31

=== Indices du réseau (SYRPHES) ===
      connectance links per species        nestedness              NODF   linkage density               H2
        0.1412681         2.1166667         8.0712741        42.3216756         5.6677130        0.3208835

=== Robustesse du réseau (SYRPHES) ===
                     Scenario Robustesse
1        Extinction aléatoire  0.6817127
2 Généralistes → spécialistes  0.3877749
3 Spécialistes → généralistes  0.8814658
```

Annexe 18 : Significativité de la robustesse pour les réseaux en 2020

```
======================================================
 Test de significativité de la robustesse : APOIDES
 Modèle nul : r2dtable  | Réplicats : 1000
======================================================

=== Résultats (APOIDES) ===
   Scenario Robustesse_obs Moyenne_nulle   SD_nulle    Z_score p_valeur_empirique p_valeur_normale n_replicats_valides
     random      0.6697050     0.7296598 0.02722271 -2.2023822         0.01998002       0.02763832                1000
     degree      0.3739802     0.3813142 0.03011433 -0.2435358         0.82017982       0.80759035                1000
 specialist      0.9167695     0.9363696 0.01393778 -1.4062568         0.11888112       0.15964789                1000

======================================================
 Test de significativité de la robustesse : SYRPHES
 Modèle nul : r2dtable  | Réplicats : 1000
======================================================

=== Résultats (SYRPHES) ===
   Scenario Robustesse_obs Moyenne_nulle   SD_nulle    Z_score p_valeur_empirique p_valeur_normale n_replicats_valides
     random      0.6729933     0.6915944 0.02274568 -0.8177885         0.41458541       0.41347799                1000
     degree      0.2934759     0.3452150 0.02801073 -1.8471147         0.06393606       0.06473052                1000
 specialist      0.8943145     0.9063362 0.01699483 -0.7073759         0.48551449       0.47933293                1000
```

Annexe 19 : Significativité de la robustesse pour les réseaux en 2026

```
======================================================
 Test de significativité de la robustesse : APOIDES
 Modèle nul : r2dtable  | Réplicats : 1000
======================================================

=== Résultats (APOIDES) ===
   Scenario Robustesse_obs Moyenne_nulle   SD_nulle   Z_score p_valeur_empirique p_valeur_normale n_replicats_valides
     random      0.6604927     0.7348609 0.02029073 -3.665131        0.001998002     2.472121e-04                1000
     degree      0.3737172     0.3191689 0.02593441  2.103315        0.030969031     3.543826e-02                1000
 specialist      0.8808257     0.9426933 0.01139216 -5.430724        0.000999001     5.612586e-08                1000

======================================================
 Test de significativité de la robustesse : SYRPHES
 Modèle nul : r2dtable  | Réplicats : 1000
======================================================

=== Résultats (SYRPHES) ===
   Scenario Robustesse_obs Moyenne_nulle   SD_nulle     Z_score p_valeur_empirique p_valeur_normale n_replicats_valides
     random      0.7613509     0.7566989 0.02061554  0.22565166         0.81618382       0.82147236                1000
     degree      0.4099497     0.4102791 0.02505507 -0.01314674         0.99400599       0.98951072                1000
 specialist      0.9085298     0.9356282 0.01424150 -1.90277565         0.05094905       0.05706983                1000
```

Annexe 20 :Comparaison interannuelle de la robustesse des réseaux d'interactions

```
======================================================
 Comparaison 2020 vs 2026 -  APOIDES
 Réplicats de permutation : 999
======================================================

=== Résultats (APOIDES) ===
   Scenario Robustesse_2020 Robustesse_2026    Diff_obs Moyenne_diff_nulle SD_diff_nulle    Z_score p_valeur_empirique p_valeur_normale
     random       0.6697050       0.6802102  0.01050527        0.034834427    0.03614803 -0.6730425             0.857      0.5009202805
     degree       0.3739802       0.3552838 -0.01869644       -0.004439473    0.03844746 -0.3708168             0.650      0.7107740148
 specialist       0.9167695       0.8669423 -0.04982722        0.043252713    0.02679794 -3.4733991             0.383      0.0005139106
 n_permutations_valides
                    999
                    999
                    999

======================================================
 Comparaison 2020 vs 2026 -  SYRPHES
 Réplicats de permutation : 999
======================================================

=== Résultats (SYRPHES) ===
   Scenario Robustesse_2020 Robustesse_2026    Diff_obs Moyenne_diff_nulle SD_diff_nulle    Z_score p_valeur_empirique p_valeur_normale
     random       0.6729933       0.6936326  0.02063936       -0.009184299    0.03584066  0.8321179             0.576       0.40534240
     degree       0.2934759       0.3833254  0.08984945        0.001424369    0.03597881  2.4576989             0.009       0.01398303
 specialist       0.8943145       0.8814656 -0.01284884       -0.007140475    0.02548656 -0.2239755             0.630       0.82277636
 n_permutations_valides
                    999
                    999
                    999
```

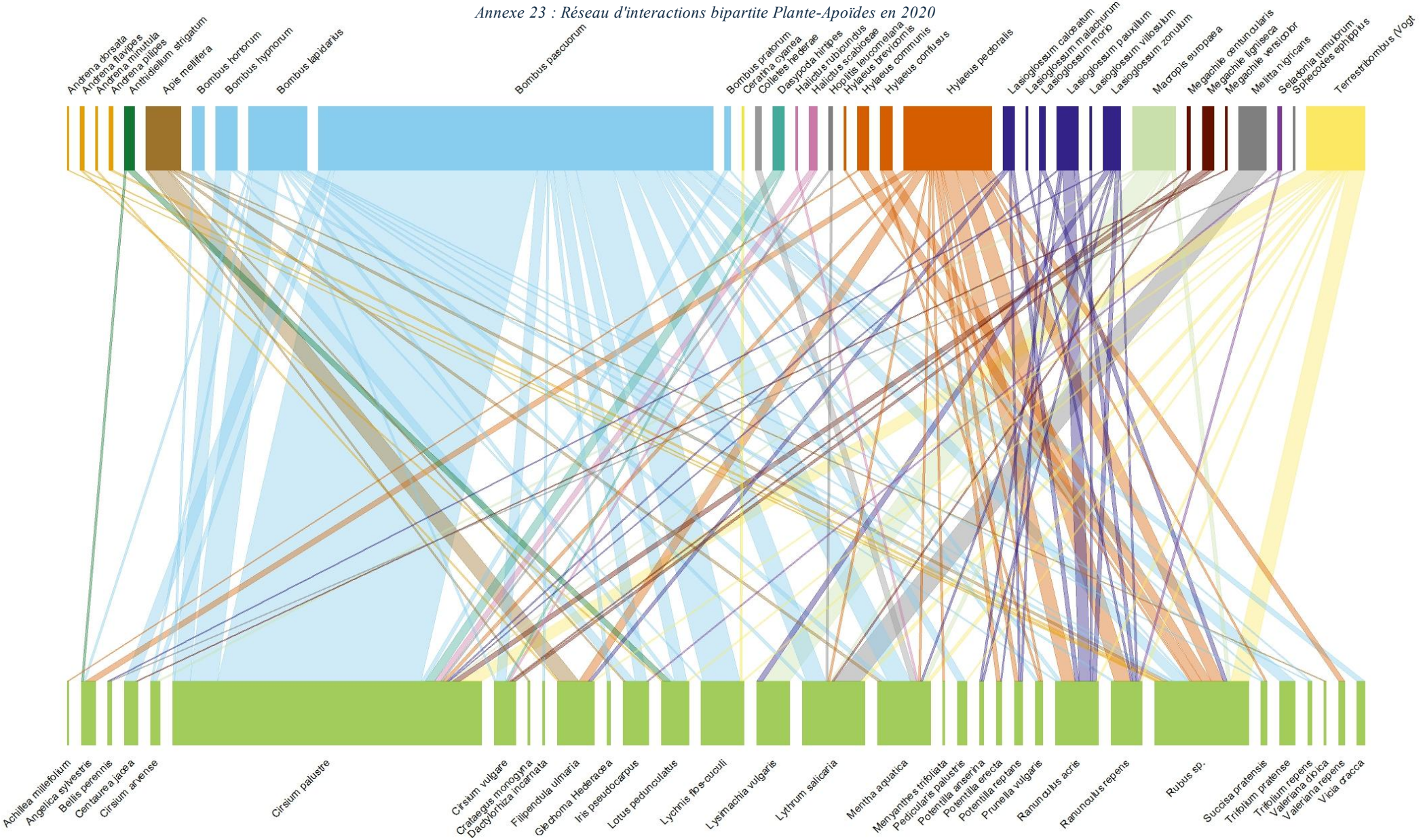
Annexe 21 : Couleurs du réseau bipartite attribuées pour chaque genre d'Apoïdes

```
couleurs_genres_apoides <- c("Andrena"      = "#E69F00",
                             "Anthidiellum" = "#117733",
                             "Apis"         = "#9D722A",
                             "Bombus"       = "#88CCEE",
                             "Ceratina"     = "#F0E442",
                             "Chelostomma"  = "#3f2d54",
                             "Colletes"     = "#999999",
                             "Dasypoda"     = "#44AA99",
                             "Halictus"     = "#CC79A7",
                             "Hylaeus"      = "#D55E00",
                             "Osmia"        = "#FFC073",
                             "Seladonia"    = "#7B3A96",
                             "Lasioglossum" = "#332288",
                             "Macropis"     = "#CAE0AB",
                             "Megachile"    = "#661100",
                             "Nomada"       = "#837CCC",
                             "Terrestribombus" = "#FCE863",
                             "Xylocopa" = "#000000")
```

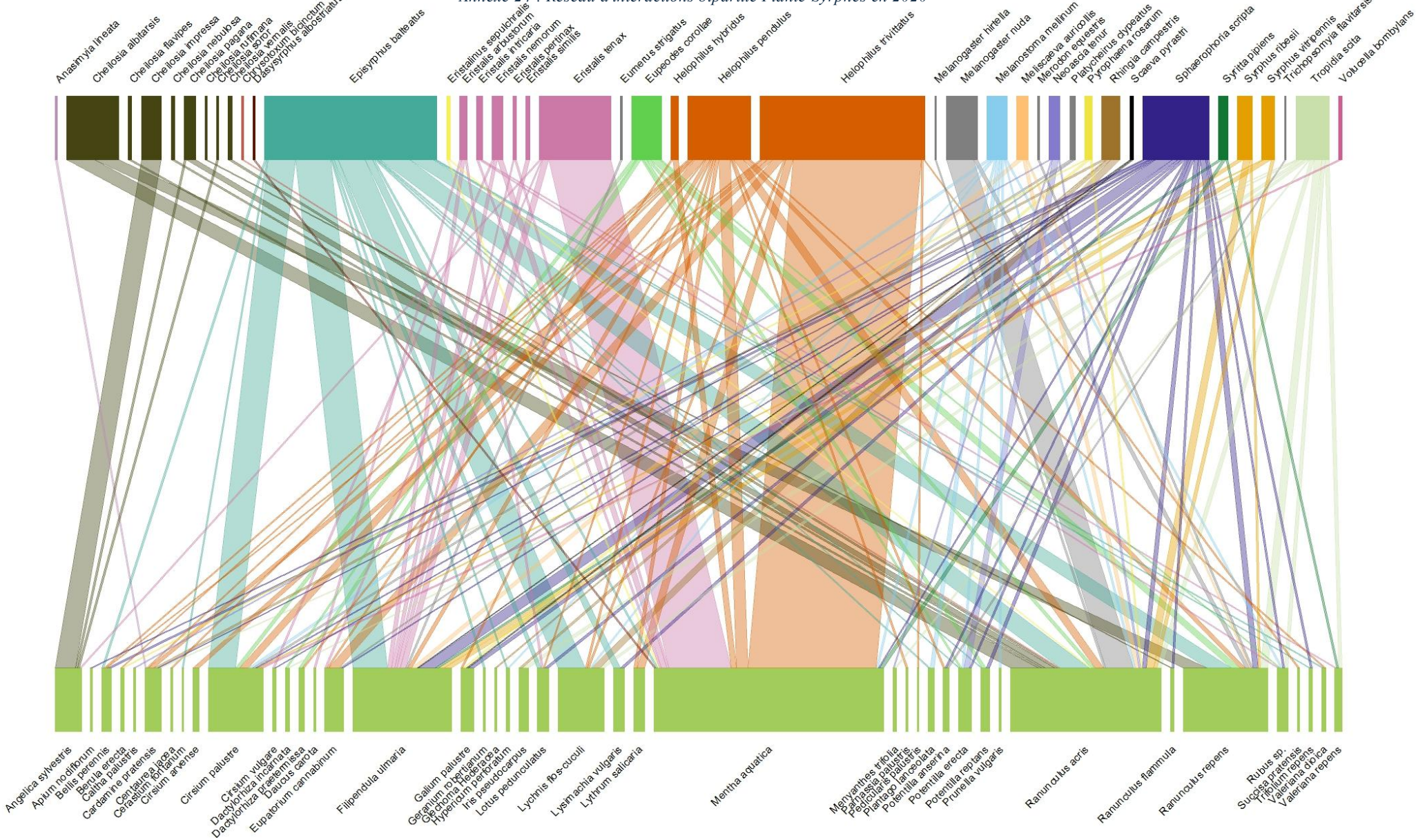
Annexe 22 : Couleurs du réseau bipartite attribuées pour chaque genre de Syrphes

```
couleurs_genres_syrphes <- c("Anasimyia"      = "#BA8DB4",
                             "Cheilosia"      = "#444513",
                             "Chrysogaster"   = "#56B4E9",
                             "Dasysyrphus"    = "#661100",
                             "Epistrophe"     = "#1965B0",
                             "Episyrphus"     = "#44AA99",
                             "Eristalinus"    = "#F7F056",
                             "Eristalis"      = "#CC79A7",
                             "Eupeodes"       = "#61D04F",
                             "Helophilus"     = "#D55E00",
                             "Melanostoma"    = "#88CCEE",
                             "Meliscaeva"     = "#FFC073",
                             "Melanosgaster"  = "#999999",
                             "Pyrophaena"     = "#F0E442",
                             "Neoascia"       = "#837CCC",
                             "Rhingia"        = "#9D722A",
                             "Scaeva"         = "#000000",
                             "Sphaerophoria"  = "#332288",
                             "Syrphus"        = "#E69F00",
                             "Tropidia"       = "#CAE0AB",
                             "Volucella"    = "#D15C92")
```

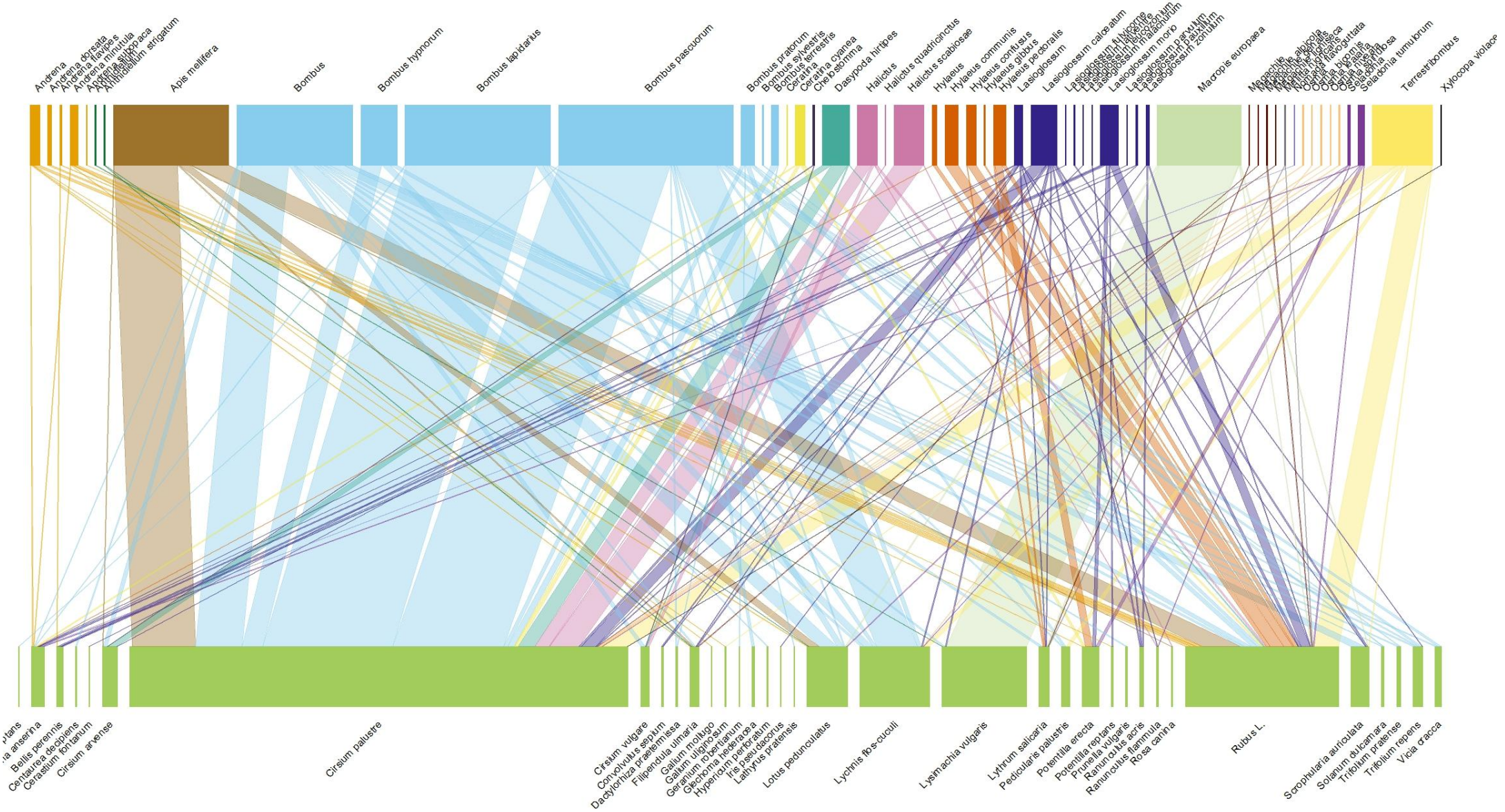
Annexe 23 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Apoïdes en 2020



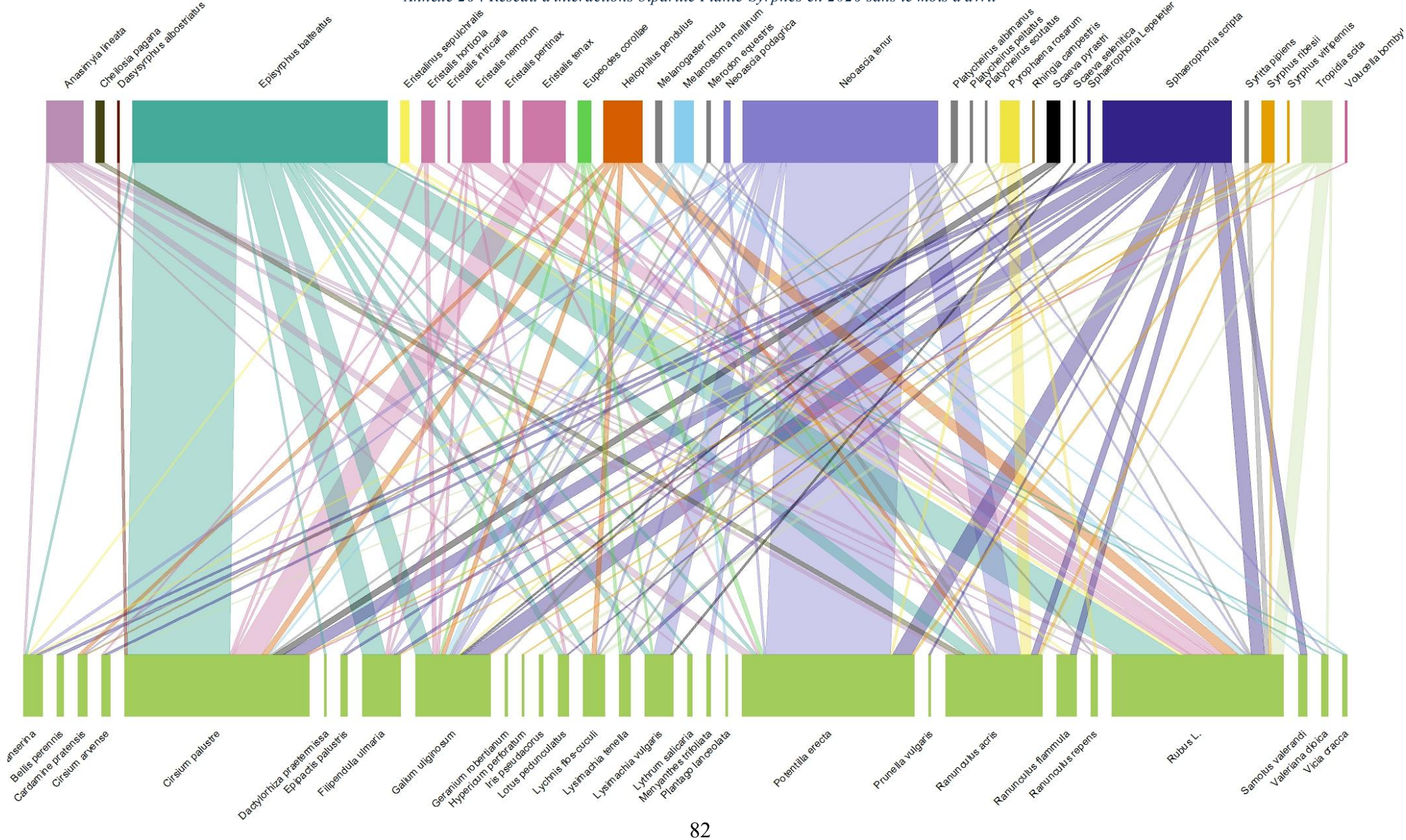
Annexe 24 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Syrphes en 2020



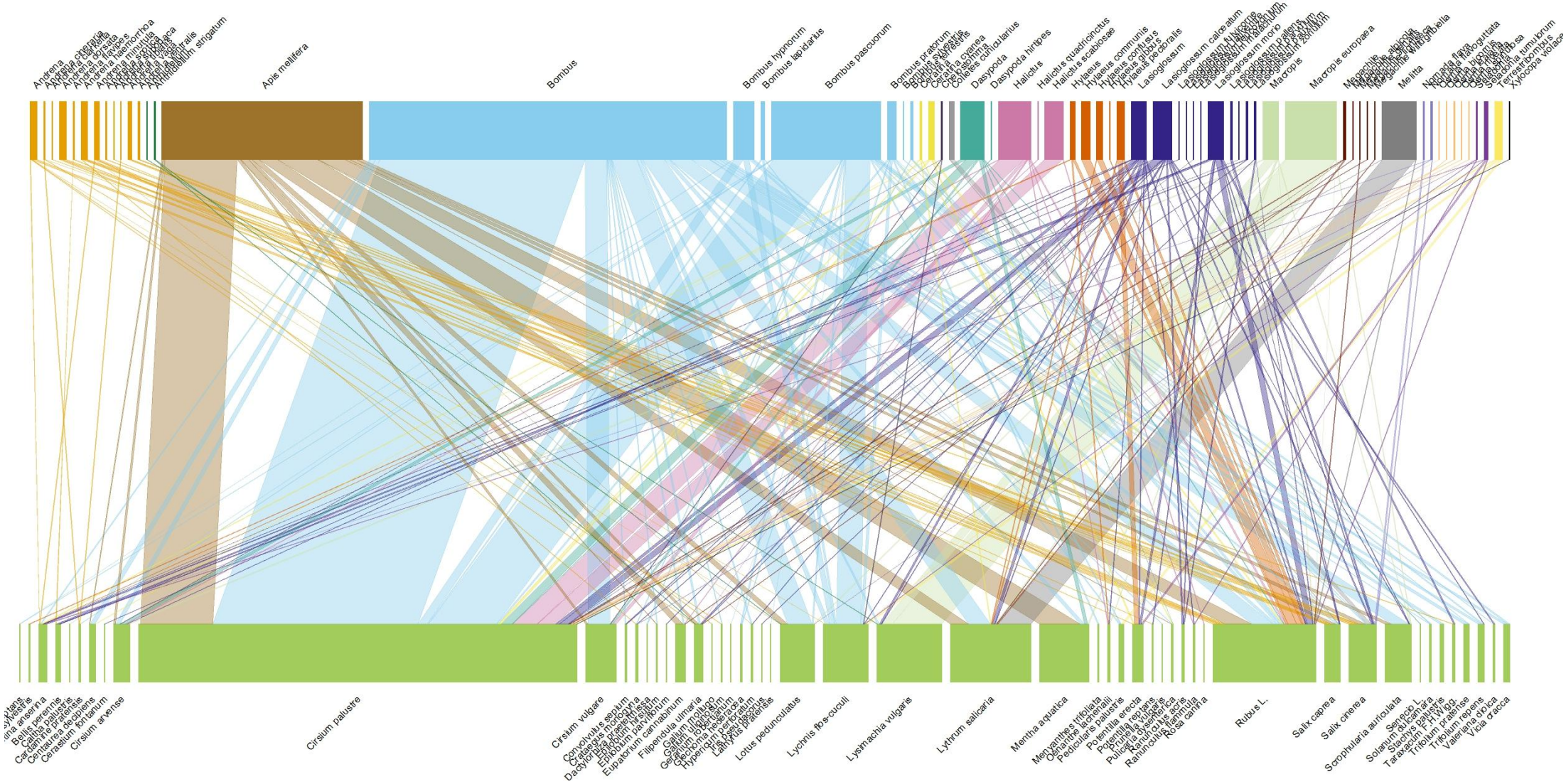
Annexe 25 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Apoïdes en 2026 sans le mois d'avril



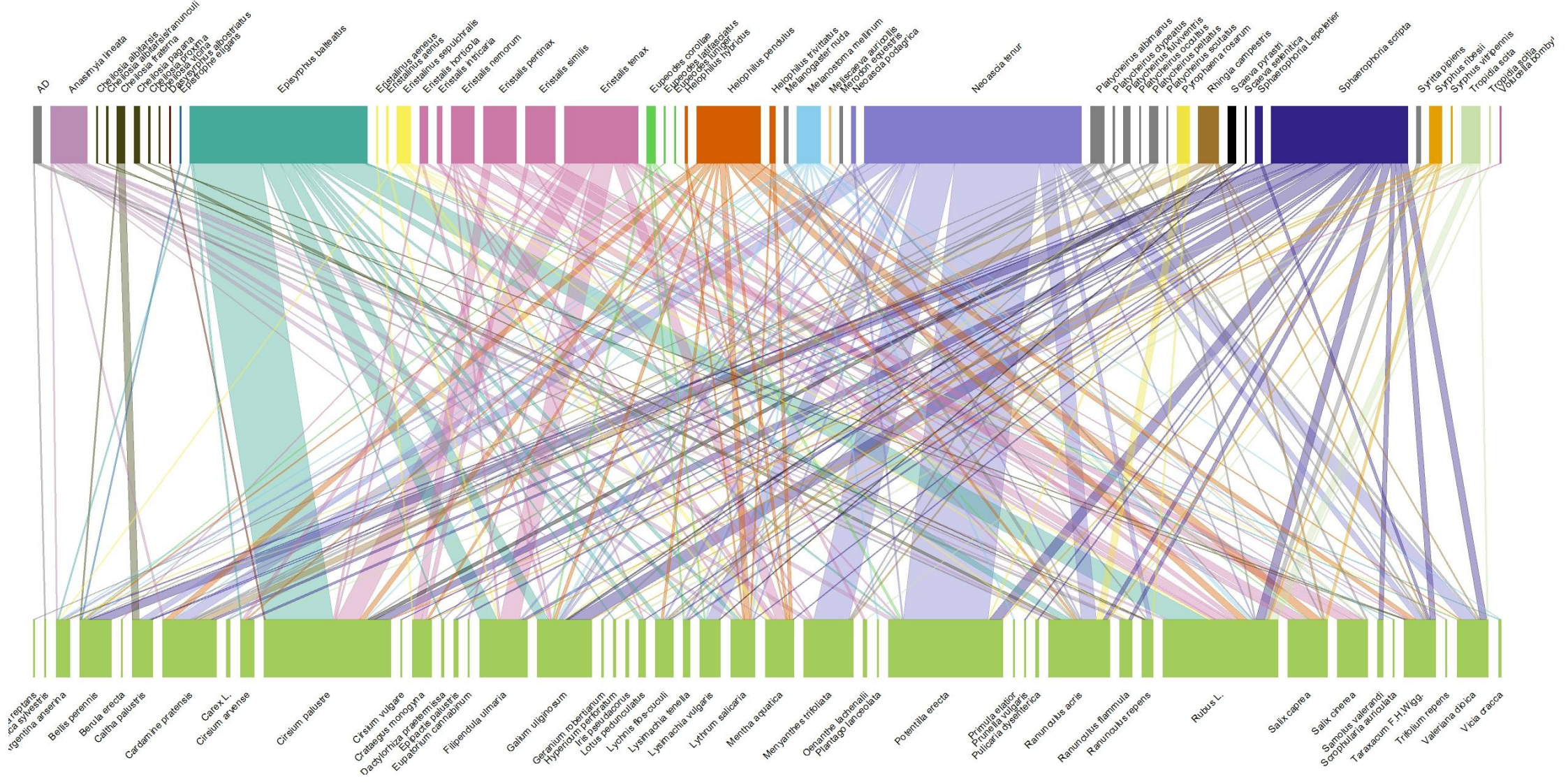
Annexe 26 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Syrphes en 2026 sans le mois d'avril



Annexe 27 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Apoïdes en 2026, d'avril à mi août



Annexe 28 : Réseau d'interactions bipartite Plante-Syrphes en 2026, d'avril à mi août



BIBLIOGRAPHIE

Albert R., Jeong H. & Baraba´si A.L. – 2000- Attack and error tolerance of complex networks - Nature – 406 - 378–382.

Association française pour l'étude du sol (AFES) - 2008 - Référentiel pédologique - Éditions Quæ, Versailles - 435 p.

Attaullah & Khan J. - 2024 - Pollinator Diversity and Their Role in Agricultural Ecosystems - *Novelty Journal of Agricultural Sciences* **1**(1) : 1-12.

Bain J.A., Dickson R.G., Gruver A.M. & CaraDonna P.J. - 2022 - Removing Flowers of a Generalist Plant Changes Pollinator Visitation, Composition, and Interaction Network Structure - *Ecosphere* **13**(7) : e4154. https://doi.org/10.1002/ecs2.4154

Bascompte J. & Jordano P. - 2007 - Plant-animal mutualistic networks: The architecture of biodiversity - *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **38** : 567-593.

Bensettiti F., Gaudillat V. & Haury J. - 2002 - Cahiers d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats d'intérêt communautaire. Tome 3. Habitats humides - La Documentation française, Paris - 457 p.

Benton T. & Owens N. – 2023 - Solitary Bees - London: William Collins - Collins New Naturalist Library – 146p.

Berquer A., Levrault S., Castelli M., Alderweireld F., André A., Antoine P., Brasseur B., Capoulade J., Czerniak L., Décultot C., François R., Garcia C., Hummel J., Janczak A., Meire G., Opdekamp W., Trongneux P., Vandendriessche M., Chombart C., Daubresse R., James M. & Duran P. - 2024 - Fonctionnement des tourbières alcalines, gestion de l'eau et restauration - LIFE Anthropofens, Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Boves - 52 p.

Blüthgen N. - 2010 - Why network analysis is often disconnected from communityecology: a critique and an ecologist's guide - Basic Appl. Ecol. – **11 :** 185–195, http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2010.01.001.

Blüthgen N., Fründ J., Vázquez D. P. & Menzel F - (2008) - What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits - Ecology - **89**(12) : 3387-3399. https://doi.org/10.1890/07-2121.1

Blüthgen N., Menzel F. & Blüthgen N. – 2006 - Measuring specialization in species interaction networks - BMC ecology – **6 :** 1-12. https://doi.org/10.1186/1472-6785-6-9

Blüthgen N., & Staab M. – 2024 - A Critical Evaluation of Network Approaches for Studying Species Interactions - Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics – **55 :** 65–88. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102722-021904

Branquart E. & Hemptinne J.-L. – 2000 - Selectivity in the exploitation of floral resources by hoverflies (Diptera: Syrphidae) – *Ecography* - **23**(6) : 732-742

Brosseau O - 2021 - Rencontre avec les pollinisateurs - Ministère de la transition écologique - 32 p.

Bosch, J., Martín González, A. M., Rodrigo, A., & Navarro, D. - 2009 - Plant-pollinator networks: adding the pollinator's perspective - Ecology letters, **12**(5) : 409-419. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01296.x

Campbell C., Yang S., Albert R. and Shea K. – 2011 - A network model for plant–pollinator community assembly – PNAS - 108 (1) 197-202. https://doi.org/10.1073/pnas.1008204108

Cane J.H. & Sipes S.D. – 2006 - Characterizing floral specialization by bees: analytical methods and a revised lexicon for oligolecty - University of Chicago Press – 26p.

Chao A. & Jost L. – 2012 - Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size – Ecology - **93**(12) : 2533-2547.

Coddington Jonathan A., Agnarsson Ingi, Miller Jeremy A., Kuntner Matjaz & Hormiga Gustavo – 2009 - Blackwell Publishing Ltd Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys - Journal of Animal Ecology – 78 : 573–584. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01525.x

Collen B., Böhm M., Kemp R. & Baillie J.E.M. - 2012 - Spineless: Status and Trends of the World's Invertebrates - Zoological Society of London, Londres - 86 p.

Colwell R.K., Chao A., Gotelli N.J., Lin S.Y., Mao C.X., Chazdon R.L. & Longino J.T. – 2012 - Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages - Journal of Plant Ecology - **5**(1) : 3-21.

Crassous C. & Karas F. - 2007 - Guide de gestion des tourbières et marais alcalins des vallées alluviales de France septentrionale - Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels, Pôle-relais Tourbières - 203 p.

Cresswell J. E. & Hernandez L. – 2011 - Network structure and phylogenetic signal in an artificially assembled plant-pollinator community - arXiv – 38p. 10.48550/arXiv.1107.1100

Cubizolle H. - 2019 - Les tourbières et la tourbe. Géographie, hydro-écologie, usages et gestion conservatoire - Éditions Lavoisier, Paris - 444 p.

Cubizolle H. - 2021 - Les tourbières et la tourbe. Géographie, hydro-écologie, usages et gestion conservatoire - Éditions Lavoisier, Paris - 444 p.

Danforth B.N., Minckley R.L. & Neff J.L. - 2013 - The Evolutionary History and Ecology of Bees - Princeton University Press, Princeton - 624 p.

Danforth, B.N., Minckley, R.L. & Neff, J.L. - 2019 - The Solitary Bees: Biology, Evolution, Conservation - Princeton University Press – 488p.

Delbergue V. - 2020 - Évaluation de la composition et de la distribution des pollinisateurs sur le Marais de Villiers - 51 p.

Dicks L.V., Breeze T.D., Ngo H.T., Gilbert J. et al. - 2024 - What are the Main Reasons for the Worldwide Decline in Pollinator Populations? - *CAB Reviews* **19**(16). https://doi.org/10.1079/cabireviews.2024.0016

Dorado J., Vázquez D.P., Stevani E.L. and Chacoff N.P. – 2011 - Rareness and specialization in plant–pollinator networks - Ecology - 92: 19-25. https://doi.org/10.1890/10-0794.1

Dormann C. F. et Strauss R. – 2014 - A method for detecting modules in quantitative bipartite networks - Methods in Ecology and Evolution – 5(1) : 90-98

Dötterl S. & Vereecken N.J. - 2010 - Floral Volatiles and Pollens: Specialities and Similarities in the Chemical Ecology of Obligate Mutualisms - *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **365**(1543) : 1037-1049.

Du Rietz G.E. - 1949 - Huvudenheter och huvudgränser i svensk myrvegetation - *Svensk Botanisk Tidskrift* **43** : 274-309.

Dunne J.A., Williams R.J. & Martinez N.D. – 2002 - Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance - Ecol. Lett. - 5 - 558–567.

FAO - 2020 - Global Action on Pollination Services for Sustainable Agriculture - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. https://www.fao.org/pollination/about/

Falk S. - 2015 - Field Guide to the Bees of Great Britain and Ireland - Bloomsbury Publishing, Londres - 432 p.

Fijen T. P. M. and Kleijn D. – 2017 - How to efficiently obtain accurate estimates of flower visitation rates by pollinators - Basic and Applied Ecology - 1–8

Fourmy F., Janczak A. & Rousseaux L. - 2022 - Marais de Villiers, plan de gestion 2023-2027 - Conservatoire d'espaces naturels Hauts-de-France.

Franquin M., Berquer A., Castelli M., Gérard K., Hummel J., Blondel B., Demarthe A.-L., Mairesse J.-L., Opdekamp W., Pencoat-Jones A., Vandendriessche M., Chombart C., Daubresse R., James M. & Duran P. - 2024 - Faire pâturer les tourbières alcalines : entre gestion conservatoire et impacts - LIFE Anthropofens, Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Boves - 52 p.

Fründ J., McCann K. S., & Williams N. M. – 2016 - Sampling bias is a challenge for quantifying specialization and network structure: Lessons from a quantitative niche model – Oikos - **125**(4) : 502– 513. https://doi.org/10.1111/oik.02256

Garcia C., Antoine P. & Brasseur B. – 2022 - Les séquences tourbeuses des fonds de vallées du bassin de la Somme (France) : historique des recherches, diversité des concepts et perspectives. Quaternaire : **33**(1), 22-46

Geroff R. K., Gibbs J. and Mccravy K. W. – 2014 - Assessing bee (Hymenoptera :Apoidea) diversity of an Illinois restored tallgrass prairie : methodology and conservation considerations - Journal of Insect Conservation – 18 : 951–964.

Gezon Z. J., Wyman E. S., Ascher J. S., Inouye D. W. and Irwin R. E. – 2015 - The effect of repeated, lethal sampling on wild bee abundance and diversity - Methods in Ecology and Evolution - 6 : 1044–1054.

Glaser P.H. - 1992 - Vegetation and Water Chemistry. In: *The Patterned Peatlands of Minnesota* - University of Minnesota Press, Minneapolis : 15-26.

Gotelli N. J. & Colwell R. K. – 2001 - Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness - Ecology Letters - 4(4) : 379–391.

Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, et al. - 2017 - More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas - PLoS ONE **12**(10) : e0185809. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809

Hennig, E. I. & Ghazoul, J. – 2012 - Pollinating animals in the urban environment - Urban Ecosystems - **15** : 149 – 166p.

Inouye D.W., Larson B.M.H., Ssymank A. & Kevan P.G. - 2015 - Flies and Flowers: An Enduring Partnership - *Journal of Pollination Ecology* **15**.

IPBES - 2016 - The Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production - Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. https://doi.org/10.5281/zenodo.3267344

Jaulin S., Develay A.-M. & Schatz B. (coord.) - 2021 - Plan régional d'actions en faveur des pollinisateurs sauvages d'Occitanie (2021-2030) - Office pour les insectes et leur environnement & DREAL Occitanie, Toulouse - 86 p.

Jordano, P. - 2016 - Sampling networks of ecological interactions - Functional Ecology - **30**(12) : 1883– 1893. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12763

Jordano P., Bascompte J. & Olesen J.M. - 2003 - Invariant Properties in Coevolutionary Networks of Plant-Animal Mutualisms - *Ecology Letters* **6**(1) : 69-81.

Julve P. - 1996 - Les tourbières de France : écologie et valeur patrimoniale - *Les Cahiers Scientifiques et Techniques du Réseau Tourbières de France* **1** : 2-7.

Kaiser-Bunbury C.N., Muff S., Memmott J., Müller C. & Caflisch A. - 2010 - The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: A quantitative approach incorporating pollinator behaviour - Ecology letters – 13(4) : 442-52. 10.1111/j.1461-0248.2009.01437.x

Kaiser-Bunbury C.N., Mougal J., Whittington A.E., Valentin T., Gabriel R., Olesen J.M. & Blüthgen N. - 2017 - Ecosystem Restoration Strengthens Pollinator Communities and Function - *Nature*.

Kaiser-Bunbury C. N., Muff S. Memmott J., Müller C. B. & Caflisch. A. – 2010 - The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: a quantitative approach incorporating pollinator behaviour - Ecology Letters - **13**(4) : 442-452.

Kearns C.A. & Inouye D.W. - 1993 - Techniques for Pollination Biologists - University Press of Colorado, Niwot.

Klein A., Vaissière B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A. & Kremen C. - 2007 - Importance of Pollinators in Changing Landscapes for World Crops - *Proceedings of the Royal Society B* **274**(1608) : 303-313. https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721

Larson B.M.H., Kevan P.G. & Inouye D.W. - 2001 - Flies and Flowers: Taxonomic Diversity of Anthophiles and Pollinators - *The Canadian Entomologist* **133**(4) : 439-465.

Le Féon V., Schermann-Legionnet A., Delettre Y., Billeter R., Bugter R. & Hendrickx F. - 2010 - Intensification of Agriculture, Landscape Composition and Wild Bee Communities: A Large Scale Study in Four European Countries - *Agriculture, Ecosystems and Environment* **137** : 143-150. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.015

Linsley E.G. – 1958 - The ecology of solitary bees – Hilgardia - **27**(19) : 543-599.

Lourenco M., Fitchett J.M. & Woodborne S. - 2023 - Peat Definitions: A Critical Review - *Progress in Physical Geography* **47**(4) : 506-520. https://doi.org/10.1177/03091333221118353

Mannéville O., Vergne V. & Villepoux O. - 2006 - Le monde des marais et des tourbières. France, Suisse, Belgique, Luxembourg - Éditions Delachaux et Niestlé, Paris - 320 p.

Marescaux Q., Lebrun J. & Gaudin G. - 2021 - Plan régional d'actions en faveur des tourbières des Hauts-de-France 2022-2031 - Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Agences de l'Eau Artois-Picardie et Seine-Normandie, DREAL Hauts-de-France - 63 p.

Memmott J., Waser N.M. & Price M.V. - 2004 - Tolerance of Pollination Networks to Species Extinctions - *Proceedings of the Royal Society B* - 271 - 2605–2611.

Michener C.D. - 2007 - The Bees of the World, 2e édition - Johns Hopkins University Press, Baltimore - 953 p.

Monceau K., Bonnard O. & Thiéry D. - 2014 - Vespa velutina: A New Invasive Predator of Honeybees in Europe - *Journal of Pest Science* **87** : 1-16. https://doi.org/10.1007/s10340-013-0537-3

Montoya, J. M., S. L. Pimm, and R. V. Sole´ - 2006 - Ecological networks and their fragility - Nature - **442** : 259– 264.

Munyuli T. M. B., - 2013 - Is pan-trapping the most reliable sampling method for measuring and monitoring bee biodiversity in agroforestry systems in sub-Saharan Africa? - International Journal of Tropical Insect Science – 33 : 14 - 37.

Nielsen A., Steffan-Dewenter I., Westphal C., Messinger O., Potts S.G., Roberts S.P. et al. - 2011 - Assessing Bee Species Richness in Two Mediterranean Communities: Importance of Habitat Type and Sampling Techniques - *Ecological Research* **26**(5) : 969-983.

Olesen, J. M., Bascompte, J., Dupont, Y. L., & Jordano, P - (2006) - The smallest of all worlds: pollination networks. Journal of theoretical Biology **240**(2) : 270-276. https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2005.09.014

Olesen J.M., Bascompte J., Dupont Y.L. & Jordano P. - 2007 - The Modularity of Pollination Networks - *Proceedings of the National Academy of Sciences* **104**(50) : 19891-19896. www.pnas.orgcgidoi10.1073pnas.0706375104

Ollerton J., Winfree R. & Tarrant S. - 2011 - How Many Flowering Plants Are Pollinated by Animals? - *Oikos* **120**(3) : 321-326. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x

Pfiffner L. & Müller A. - 2016 - Faits et chiffres : Abeilles sauvages et pollinisation - Institut de recherche de l'agriculture biologique (FiBL), Frick - 24 p.

Pilosof S., Porter M., Pascual M. et al. - 2017 - The Multilayer Nature of Ecological Networks - *Nature Ecology & Evolution* **1** : 0101. https://doi.org/10.1038/s41559-017-0101

Potts S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O. & Kunin W.E. - 2010 - Global Pollinator Declines: Trends, Impacts and Drivers - *Trends in Ecology & Evolution* **25**(6) : 345-353. https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007

Potts S.G., Vulliamy B., Roberts S., O'Toole C., Dafni A., Ne'eman G. & Willmer P. - 2005 - Role of Nesting Resources in Organising Diverse Bee Communities in a Mediterranean Landscape - *Ecological Entomology* **30** : 78-85.

Rader R. et al. - 2016 - Non-bee Insects Are Important Contributors to Global Crop Pollination - *Proceedings of the National Academy of Sciences* **113**(1) : 146-151.

Richard Denis & Maquart Pierre-Olivier – 2024 - Mouches et moustiques d'Europe – Reconnaître les principales familles de Diptères - Delachaux et Niestlé - 124 p

Rotheray G.E. & Gilbert F. – 2011 - The Natural History of Hoverflies - Forrest Text, Cardigan – 333 p.

Roswell M, Dushoff J & Winfree R. – 2019 - Male and female bees show large differences in floral preference - PLoS ONE - **14**(4) : e0214909.

Rydin H. & Jeglum J. - 2013 - The Biology of Peatlands, 2e édition - Oxford University Press, Oxford - 382 p.

Šefferová Stanová V., Šeffer J. & Janák M. - 2008 - Management of Natura 2000 Habitats Alkaline Fens 7230 - DAPHNE-Institute of Applied Ecology, Bratislava - 24 p.

Sjörs H. - 1950 - On the Relation Between Vegetation and Electrolytes in North Swedish Mire Waters - *Oikos* **2** : 241-258.

Sjörs H. & Gunnarsson U. - 2002 - Calcium and pH in North and Central Swedish Mire Waters - *Journal of Ecology* **90** : 650-657.

Sole´ R.V. & Montoya M. – 2001 - Complexity and fragility in ecological networks – Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. – 268 - 2039–2045.

Toler T.R., Evans E.W. & Tepedino V.J. - 2005 - Pan-trapping for bees (Hymenoptera : Apiformes) in Utah's West Desert: the importance of color diversity - Pan-Pacific Entomologist, **81** : 103-113.

Vanappelghem Cédric, Vandeweghe Raphaël, Debaive Nicolas, Claude Jocelyn, Dussaix Cyrille, Garrigue Joseph, Gaudet Simon, Langlois Dominique, Maillet Gregory, Sarthou Véronique, Sarthou Jean Pierre, Soissons Aurélie, Speight Martin, Tissot Bruno, Top Damien, Tourdiat Sylvie et Vallet Anne – 2020 - Guide technique de mise en œuvre d'une étude Syrph

the Net : Retours d'expérience de l'Atelier du groupe inter-réseaux Syrphes – Cahier RNF (Réserve Naturelle de France) – 124p.

Vanbergen A.J. & the Insect Pollinators Initiative - 2013 - Threats to an Ecosystem Service: Pressures on Pollinators - *Frontiers in Ecology and the Environment* **11**(5) : 251-259. https://doi.org/10.1890/120126

Vázquez D.P., Blüthgen N., Beveridge N. & Fründ J. - 2009 - Evaluating Multiple Determinants of the Structure of Plant-Animal Mutualistic Networks - *Ecology* **90**(8) : 2039-2046.

Vázquez D. P., Blüthgen N., Cagnolo L. & Chacoff N. P. – 2009 - Uniting pattern and process in plant–animal mutualistic networks: A review - Annals of Botany - **103**(9) : 1445–1457. https://doi.org/10.1093/aob/mcp057

Vereecken N. J. – 2017- Découvrir et protéger nos abeilles sauvages – Bordeaux – Glénat - 191p.

Verloove F. et Van Rossum F. – 2024 - Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines (Ptéridophytes et Spermatophytes) - 7ème édition – 1 000 p.

Westrich P. - 1996 - Habitat Requirements of Central European Bees and the Problems of Their Conservation - *Linnean Society Symposium Series*.

Westphal C., Bommarco R., Carré G., Lamborn E., Morison N., Petanidou T. - 2008 - Measuring Bee Diversity in Different European Habitats and Biogeographical Regions - *Ecological Monographs* **78**(4) : 653-671.

Wilson J.S., Griswold T. & Messinger O.J. - 2008 - Sampling bee communities (Hymenoptera: Apiformes) in a desert landscape: are pan traps sufficient? - Journal Kans Entomol Soc., **81** : 288-300

Winfree R., Aguilar R., Vázquez D.P., LeBuhn G. & Aizen M.A. - 2009 - A Meta-analysis of Bees Responses to Anthropogenic Disturbance - *Ecology* **90**(8) : 2068-2076. https://doi.org/10.1890/08-1245.1

Young J.-G., Valdovinos F.S. & Newman M.E.J. - 2021 - Reconstruction of Plant-Pollinator Networks from Observational Data - *Nature Communications* **12** : 3911.

Zattara EE., Aizen MA. - 2021 - Worldwide occurrence records reflect a global decline in bee species richness - One Earth – **4**(1) : 114-123. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.005.

WEBOGRAPHIE

https://www.cen-hautsdefrance.org/presentation-du-cen-hdf/, site du Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, présentant ses missions, son histoire et ses actions en faveur de la préservation du patrimoine naturel régional, consulté le 3 avril 2026.

https://reseau-cen.org/la-federation/, site de la Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, présentant l'organisation du réseau national des Conservatoires d'espaces naturels et ses missions de protection de la biodiversité, consulté le 15 avril 2026.

https://www.pole-tourbieres.org/quest-ce-quune-tourbiere/les-differents-types-de-tourbieres/, site du Pôle-relais Tourbières, présentant les différents types de tourbières et leurs classifications selon leur fonctionnement hydrologique, leur morphologie et leur écologie, consulté le 12 mai 2026.

https://www.life-anthropofens.fr/le-programme/objectifs-et-enjeux/, site du programme européen LIFE Anthropofens, présentant les objectifs et les enjeux liés à la conservation et à la restauration des tourbières alcalines des Hauts-de-France et de Wallonie, consulté le 12 mai 2026.

RESUME

Porté depuis 2020 par le Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France dans le cadre du programme européen LIFE Anthropofens, le Marais de Villiers, tourbière alcaline arrière-littorale du Pas-de-Calais, fait l'objet d'un programme de restauration. Cette étude vise à évaluer l'effet des travaux de gestion mis en œuvre, sur la structure et la diversité des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs, en comparant avant (en 2020) et après travaux (en 2026) sur trois placettes du site.

Les résultats mettent en évidence une modification significative des communautés entre les deux années. Les Apoïdes exploitent les ressources florales de manière homogène, tandis que les Syrphes présentent une structuration spatiale plus sensible aux conditions hydriques. La structure des réseaux évolue différemment entre les deux groupes, le réseau plantes-Apoïdes devient plus spécialisé, tandis que le réseau plantes-Syrphes devient plus généraliste. La robustesse des deux réseaux face aux extinctions est sensible à la perte d'espèces généralistes, mais suit des dynamiques temporelles distinctes, stable chez les Apoïdes, en recomposition chez les Syrphes. En dressant un état des lieux des réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs sur le Marais de Villiers, ce travail met en avant l'intérêt de la démarche pour suivre la restauration du site.

Mots-clés : tourbière alcaline, restauration écologique, LIFE Anthropofens, pollinisateurs, Apoidae, Syrphidae, réseaux d'interactions, Marais de Villiers.

Since 2020, the Marais de Villiers, an alkaline back-shore peatland in Pas-de-Calais, has been the focus of a restoration program led by the Hauts-de-France Conservatory of Natural Areas as part of the European LIFE Anthropofens program. This study aims to assess the effect of the management measures implemented on the structure and diversity of plant-pollinator interaction networks by comparing conditions before (in 2020) and after the management (in 2026) at three plot locations on the site.

The results highlight a significant change in the communities between the two years. Apoids exploit floral resources in a homogeneous manner, whereas hoverflies exhibit a spatial structure that is more sensitive to water conditions. The structure of the networks evolves differently between the two groups: the plant-Apoid network becomes more specialized, while the plant-hoverfly network becomes more generalist. The robustness of the two networks in the face of extinctions is sensitive to the loss of generalist species but follows distinct temporal dynamics: it remains stable among Apoids, while it is undergoing restructuring among Syrphids. By providing an overview of plant-pollinator interactions in the Marais de Villiers, this study highlights the value of this approach for monitoring the site's restoration.

Keywords: alkaline peatland, ecological restoration, LIFE Anthropofens, pollinators, Apoidae, Syrphidae, interaction networks, Marais de Villiers.