

# Evaluation diachronique d'une étude *Syrph the Net* sur le Marais de Sacy à la suite de travaux de restauration

Estelle GAROT

**Mémoire de Fin d'Etudes**

Année  
2024 - 2025

Groupe Agronomie et Agro-Industries – 5<sup>ème</sup> année  
Spécialité Gestion des ressources naturelles dans les agroécosystèmes

Référent entreprise : Damien TOP

Référent UniLaSalle : Thomas DAMESTOY

## RESUME

La biodiversité est devenue un sujet majeur car son érosion représente la sixième extinction de masse sur la Terre. Elle est fondamentale pour le fonctionnement des écosystèmes car elle fournit de nombreux services écosystémiques. Cependant, la biodiversité et les écosystèmes sont impactés par plusieurs menaces (fragmentation et perte des habitats, changement d'usage de l'habitat, etc.).

Des restaurations écologiques sont menées pour essayer de retrouver l'état initial du milieu naturel. En parallèle, elles sont étudiées pour évaluer l'état de conservation du milieu et leur succès. Les tourbières sont des écosystèmes des zones humides ciblés par des restaurations écologiques car elles présentent de forts enjeux environnementaux (stockage du carbone, régulation de l'eau, habitats pour la biodiversité, etc.). Pour évaluer le succès de ces restaurations, l'intégrité écologique peut être un indicateur car elle permet d'identifier des changements écologiques. Elle se mesure par des espèces bioindicatrices, comme les syrphes, considérés comme de bons bioindicateurs pour des raisons biologiques et techniques. De plus en plus d'études s'intéressent à l'effet des actions de restauration sur les tourbières et peu d'études sont menées sur la capacité des syrphes à évaluer l'état de conservation d'une tourbière. Ainsi, l'objectif de cette étude est d'évaluer l'état de conservation d'une tourbière après la réalisation de travaux de restauration par les espèces de syrphes en tant que bioindicateurs.

Pour répondre à cet objectif, la méthode utilisée s'appuie sur une base de données, appelée *Syrph the Net (StN)*, qui permet d'évaluer l'état de conservation d'un milieu par l'étude des syrphes. Le marais de Sacy a été sélectionné car il bénéficie de travaux de restauration depuis 2020 et une étude *StN* avant la réalisation des travaux a été menée. Quatre tentes Malaise ont été installées dans les périmètres des travaux de restauration du marais pour collecter les syrphes.

Les résultats ne montrent aucune différence significative après la restauration écologique pour l'abondance et la richesse spécifique des syrphes, alors que la structure de la communauté de syrphes diffère entre 2020 et 2025. Les espèces de syrphes dont les larves sont liées aux traits écologiques « plantes aquatiques » et « sol saturé en eau » ont augmenté significativement et celles liées au trait « arbres » diminuent significativement. Concernant le fonctionnement écologique, les intégrités écologiques globales du marais et des habitats n'ont pas évolué. Cependant, celles des traits « plantes aquatiques » et « sol saturé en eau » ont montré une augmentation significative sur le marais et sur certains habitats des zones humides. Ces résultats indiquent que la restauration écologique a eu un impact positif sur certaines valeurs d'intégrité écologique et sur l'état de conservation du marais de Sacy.

Une nouvelle étude serait à mener à plus long terme (10 ans) pour montrer si l'état de conservation du marais de Sacy continue de s'améliorer après les travaux de restauration d'autant plus qu'un des canaux du marais sera reméandré d'ici fin 2025. Cette étude permettra également de prendre en compte cet élément.

**Mots-clés** : Restauration écologique, Tourbière, Syrphes, Intégrité écologique, Etat de conservation

---

Biodiversity has become an important subject because its erosion represents the sixth mass extinction on Earth. It is essential to the functioning of ecosystems because it provides many ecosystem services. However, biodiversity and ecosystems are impacted by several threats (habitat fragmentation and loss, habitat use change...).

Ecological restoration projects are managed to find the initial state of the natural environment. At the same time, they are studied to evaluate the conservation status of the environment and their success. Peatlands are wetland ecosystems targeted by ecological restoration projects because they present important environmental challenges (carbon storage, water regulation, habitats for biodiversity...). To evaluate restoration success, ecological integrity can be an indicator because it can identify ecological changes. It is measured using bioindicator species, such as hoverflies, which are considered good bioindicators for biological and technical reasons. More and more studies have an interest in the effect of restoration actions on peatlands, and few studies have been conducted on the ability of hoverflies to evaluate the conservation status of a peatland. Therefore, the aim of this study is to evaluate the conservation status of a peatland

after restoration works using hoverfly species as bioindicators. To answer this aim, the method used relies on a database called *Syrph the Net (StN)*, which evaluate the conservation status of an environment by studying hoverflies. The “Marais de Sacy” was selected because it benefits restoration work since 2020, and an *StN* study was conducted before the work being carried out. Four Malaise traps were set up around the perimeter of the peatland restoration work to collect hoverflies.

The results show no significant difference after ecological restoration for the abundance and species richness of hoverflies, whereas the structure of the hoverfly community differs between 2020 and 2025. Hoverfly species whose larvae are linked to the ecological traits “aquatic plants” and “waterlogged soil” increased significantly and those linked to the trait “trees” decreased significantly. Concerning the ecological functioning, the overall ecological integrity of the peatland and habitats did not differ. However, the integrity of the “aquatic plants” and “waterlogged soil” traits has shown a significant increase in the peatland and in certain wetland habitats. These results indicate that ecological restoration has had a positive impact on certain ecological integrity values and on the conservation status of the “Marais de Sacy”.

A new study should be conducted on a longer term (10 years) to show if the conservation status of the “Marais de Sacy” continues to improve after the restoration works, especially since one of the peatland's canals will be re-meandered by the end of 2025. This study will also take into account this element.

**Keywords:** Ecological restoration, Peatland, Hoverflies, Ecological integrity, Conservation status

## REMERCIEMENTS

Je souhaite remercier toutes les personnes qui m'ont permis de réaliser ce stage et qui m'ont orienté tout au long de mon parcours.

Mes premiers remerciements vont vers mon maître de stage, **Damien Top**, qui m'a accompagnée durant toutes les étapes de ce stage. Sa pédagogie et ses accompagnements sur le terrain m'ont permis d'acquérir les connaissances nécessaires sur les syrphes et de découvrir la nature qui nous entoure. Ses précieux conseils et relectures ont permis d'améliorer ce rapport d'études. Merci d'avoir été aussi disponible et enthousiaste car ces qualités humaines ont contribué à la bonne réussite de ce stage.

Je remercie mon tuteur école, **Thomas Damestoy**, qui m'a aidée à la structuration de ce rapport. Ses nombreux conseils m'ont accompagnée tout au long de l'écriture de ce mémoire. Je remercie également **Anne-Maïmiti Dulaurent** d'avoir accepté d'être présidente de ce jury. Merci de leur accompagnement durant ce parcours. Merci également à l'ensemble des **professeurs et intervenants d'UniLaSalle** qui ont contribué à l'élaboration de mon avenir professionnel.

Je tiens à remercier les personnes du Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France qui ont également collaboré à ce projet.

La cartographie des habitats n'aurait pas eu lieu sans l'aide de **Quentin Rousseau**, chargé d'études scientifiques, pour son expertise sur le terrain et pour son partage de connaissance sur la végétation des zones humides, et sans l'aide de **Marie Héraude**, géomaticienne, pour ses qualités en cartographie sur QGIS et en base de données Access.

Merci également à **Adrien Berquer**, chargé de mission scientifique LIFE Anthropofens, qui a pris de son temps pour m'avoir partagé les clés d'entrée pour l'analyse des données par les statistiques. Sa rigueur, son sens de l'interprétation et ses relectures ont participé à l'amélioration de ce rapport.

Merci à **Cédric Vanappelghem**, responsable mission scientifique, pour ses conseils de syrphologue et ses validations pour l'identification des syrphes. Ses explications concernant le logiciel *StNinteractive* m'ont permis de mieux appréhender son utilisation.

Merci à **Cassandra Chombart**, coordinatrice du projet LIFE Anthropofens, pour m'avoir donné l'opportunité de participer et présenter mon sujet de fin d'études au Comité technique du LIFE Anthropofens.

Je remercie également les collaborateurs de l'antenne de l'Oise du Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France.

Merci à **Herbert Decodts** pour ses explications sur les travaux de restauration du projet LIFE Anthropofens. Ses renseignements m'ont été d'une grande aide pour comprendre le fonctionnement du Marais de Sacy.

Merci à **Emmanuel Das Gracas**, **Jules Douliez**, **Julie Gaudard**, **Laureline Mazaud**, **Coralie Morel**, **Albane Pencoat-Jones**, **Léonie Ménager** et **Mattéo Jidal** pour m'avoir accompagnée sur le marais de Sacy et donnée des conseils, et m'avoir permis de participer à un inventaire Hétérocères et à des caractérisations de mares. Plus généralement, merci de m'avoir fait découvrir le monde du Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France

A tous ceux que j'ai rencontrés, merci pour votre soutien et pour votre accompagnement dans cette aventure qui restera gravée dans ma mémoire !

# TABLE DES MATIERES

<b>Résumé</b> .....	<b>2</b>
<b>Remerciements</b> .....	<b>4</b>
<b>Table des matières</b> .....	<b>5</b>
<b>Table des illustrations</b> .....	<b>8</b>
<b>Liste des abréviations, symboles et unités</b> .....	<b>10</b>
<b>Glossaire</b> .....	<b>11</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>13</b>
<b>1 Etat de l'art</b> .....	<b>14</b>
1.1 Conservation de la biodiversité et des milieux naturels .....	14
1.1.1 Menaces et perte de la biodiversité .....	14
1.1.2 Menaces et dysfonctionnements des habitats .....	15
1.1.3 Enjeux de conservation de la biodiversité et des milieux naturels .....	16
1.1.4 Méthodes de conservation, restauration et gestion des milieux naturels .....	17
1.2 Tourbières.....	19
1.2.1 Définition et caractéristiques d'une tourbière .....	19
1.2.2 Distribution géographique des tourbières .....	19
1.2.3 Classification et fonctionnement des tourbières .....	20
1.2.4 Espèces animales et végétales retrouvées dans les tourbières .....	21
1.3 Conservation des tourbières .....	22
1.3.1 Pourquoi conserver les tourbières ? .....	22
1.3.2 Qu'est-ce que la conservation dans les tourbières ? .....	24
1.3.3 Outils et indicateurs de conservation .....	26
1.4 Syrphes.....	27
1.4.1 Caractéristiques générales .....	27
1.4.2 Services écosystémiques .....	28
1.4.3 Espèces bioindicatrices .....	28
1.4.3.1 Raisons biologiques .....	29
1.4.3.2 Raisons techniques .....	30
<b>2 Définition de la problématique</b> .....	<b>31</b>
<b>3 Matériels et méthodes</b> .....	<b>33</b>
3.1 Site d'étude.....	33
3.1.1 Présentation du marais de Sacy.....	33
3.1.2 Etudes menées et travaux de restauration réalisés depuis 2020.....	34
3.2 <i>Syrph the Net</i> .....	34
3.2.1 Présentation de la méthode.....	34
3.2.2 Conception de la liste régionale de référence.....	36

3.2.3	Description des habitats selon la typologie StN .....	36
3.3	Plan d'échantillonnage .....	37
3.3.1	Piégeage par tentes Malaise .....	37
3.3.2	Chasses à vue par filets entomologiques .....	38
3.4	Tri et détermination des échantillons .....	38
3.5	Méthode d'analyse des données .....	39
3.5.1	Méthode d'estimation de la diversité de syrphes .....	39
3.5.2	Méthode d'analyse de l'abondance, de la richesse spécifique et de la structure de la communauté de syrphes .....	39
3.5.3	Méthode d'analyse des caractéristiques écologiques via les traits de vie des syrphes ..	40
3.5.4	Méthode d'analyse des intégrités écologiques et des dysfonctionnements .....	40
<b>4</b>	<b>Résultats .....</b>	<b>41</b>
4.1	Liste régionale de référence et description des habitats .....	41
4.2	Analyse des cortèges de syrphes avec les données des échantillonnages .....	42
4.2.1	Estimation de la diversité totale du site et évolution .....	42
4.2.2	Diversité des cortèges de syrphes du site et évolution .....	43
4.2.2.1	Evolution de la communauté de syrphes entre 2020 et 2025 .....	43
4.2.2.2	Evolution des caractéristiques écologiques du marais de Sacy entre 2020 et 2025 ..	44
4.3	Analyse des cortèges de syrphes avec les données de <i>Syrph the Net</i> .....	45
4.3.1	Evolution de l'intégrité écologique globale du site .....	45
4.3.2	Evolution de l'intégrité écologique sur les habitats des zones humides .....	46
4.3.2.1	Habitat des bas-marais alcalins .....	46
4.3.2.2	Habitat des roselières et cariçaies .....	47
4.3.2.3	Habitat des saulaies marécageuses .....	48
<b>5</b>	<b>Discussion .....</b>	<b>50</b>
5.1	Description des habitats inventoriés sur le site d'étude .....	50
5.2	Effet de la restauration écologique sur le marais de Sacy .....	50
5.2.1	Sur la communauté de syrphes .....	50
5.2.2	Sur les caractéristiques écologiques du marais de Sacy .....	52
5.2.3	Sur les intégrités écologiques et les dysfonctionnements du marais de Sacy .....	53
5.3	Comparaison avec d'autres études <i>StN</i> .....	54
5.4	Limites de l'étude .....	55
5.4.1	Conditions de terrain .....	55
5.4.2	Analyse des données .....	57
5.4.3	Logiciel <i>StN</i> .....	57
5.5	Perspectives et améliorations .....	58
5.6	Transformation écologique et sociétale .....	60
	<b>Conclusion .....</b>	<b>61</b>
	<b>Liste des références bibliographiques .....</b>	<b>62</b>

<b>ANNEXE A : Cartes des travaux réalisés depuis 2020 sur le marais de Sacy .....</b>	<b>78</b>
<b>ANNEXE B : Protocole d'installation d'une tente Malaise .....</b>	<b>80</b>
<b>ANNEXE C : Dates de récolte des insectes piégés par les tentes Malaise et de campagnes de captures par filet entomologique .....</b>	<b>83</b>
<b>ANNEXE D : Liste régionale de référence des espèces de syrphes .....</b>	<b>84</b>
<b>ANNEXE E : Cartes des habitats inventoriés en 2025 sur le marais de Sacy .....</b>	<b>86</b>
<b>ANNEXE F : Liste des espèces de syrphes inventoriées par tentes Malaise et par filet.....</b>	<b>88</b>
<b>ANNEXE G : Effet du modèle de la tente Malaise et de l'année sur l'abondance des syrphes .....</b>	<b>89</b>
<b>ANNEXE H : Données météorologiques mensuelles d'avril à juillet 2020 et 2025 de la station Margny-lès-Compiègne.....</b>	<b>90</b>

# TABLE DES ILLUSTRATIONS

## Liste des figures

Figure n° 1 : Classement des cinq menaces responsables de la perte de la biodiversité selon les institutions et les auteurs travaillant sur les causes du déclin de la biodiversité (BELLARD et al., 2022) .....	15
Figure n° 2 : Répartition géographique des tourbières en Europe (a) et en France (b) (MULLER, 2018; HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG et al., 2023) .....	20
Figure n° 3 : Classification des tourbières selon leur alimentation hydrique (HILL et al., 2016) .....	21
Figure n° 4 : Critères d'identification d'un syrphe grâce aux ailes (en rouge : vena spuria ; en vert : faux bord ; en bleu : cellule anale en forme de pointe) (d'après VANAPPELGHEM et al., 2020).....	27
Figure n° 5 : Localisation des larves de syrphes dans l'habitat selon leur préférence alimentaire (SAVARY, 2019) .....	29
Figure n° 6 : Localisation du marais de Sacy et des trois secteurs départementaux gérés par le CEN HDF (réalisé d'après (CONSERVATOIRE D'ESPACES NATURELS DES HAUTS-DE-FRANCE, 2025)) .....	33
Figure n° 7 : Schéma du fonctionnement de la méthode StN et de la construction des indicateurs de conservation (d'après VANAPPELGHEM et al., 2020) .....	36
Figure n° 8 : Localisation et photographies des tentes Malaise sur le marais de Sacy pour l'étude de 2025 (réalisé d'après (CONSERVATOIRE D'ESPACES NATURELS DES HAUTS-DE-FRANCE, 2025) et photographies de © E. GAROT (2025)) .....	37
Figure n° 9 : Exemples de milieux ouverts pour réaliser les chasses à vues pour les TM1 (a), TM2 (b), TM3 (c) et TM4 (d) © E. GAROT (2025).....	38
Figure n° 10 : Tri des insectes par catégories (a), stockage des insectes dans des piluliers à destination des experts (b) et identification des syrphes sous loupe binoculaire (ici, <i>Helophilus pendulus</i> ) (c) © E. GAROT (2025) .....	38
Figure n° 11 : Courbe de raréfaction de la diversité spécifique des syrphes sur le marais de Sacy en 2020 et 2025 .....	43
Figure n° 12 : Abondance (a) et richesse spécifique (b) des syrphes avant (2020) et après (2025) les travaux de restauration (T-Test NS) .....	43
Figure n° 13 : NMDS montrant la répartition des espèces de syrphes par rapport aux tentes Malaise et aux années avant et après les travaux de restauration (valeur de stress : 0,0581) .....	44
Figure n° 14 : Evolution des caractéristiques écologiques par la mesure du Community Weighted Mean (CWM) du cortège de syrphes avant et après les travaux de restauration .....	45
Figure n° 15 : Evolution des intégrités écologiques globale et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour le marais de Sacy entre 2020 et 2025.....	46
Figure n° 16 : Evolution des intégrités écologiques globale et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des bas-marais alcalins entre 2020 et 2025 .....	47
Figure n° 17 : Evolution des intégrités écologiques globale et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des roselières et cariçaies entre 2020 et 2025 .....	48
Figure n° 18 : Evolution des intégrités écologiques globale et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des saulaies marécageuses entre 2020 et 2025 .....	49
Figure n° 19 : Dégradations subies sur les tentes Malaise 1 (a), 2 (b) et 4 (c) © E. GAROT (2025).....	56
Figure n° 20 : Avant (a) et après (b) du fauchage et platelage du futur chemin pédagogique débuté en juillet © E. GAROT (2025) .....	56

## Liste des tableaux

Tableau n° 1 : Explication des services écosystémiques fournis par les tourbières (d'après (JOOSTEN et CLARKE, 2002; KIMMEL et MANDER, 2010; LI et al., 2018; MINASNY et al., 2019; TARIGAN et al., 2021; HAJKOVA et al., 2022; HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG et al., 2023; ZUBAIR et al., 2023; RABEL et LOISEL, 2024; TRIPLET, 2025))	23
Tableau n° 2 : Interprétation de l'intégrité écologique et de la qualité du modèle en fonction des valeurs obtenues (VANAPPELGHEM et al., 2020)	35
Tableau n° 3 : Habitats inventoriés sur le marais Ouest et Est du marais de Sacy et correspondances avec les typologies EUNIS et StN	41
Tableau n° 4 : Légende de la typologie StN utilisée pour l'inventaire des habitats des marais Ouest et Est	42
Tableau n° 5 : Comparaison des surfaces occupées par le type de végétations sur le marais Ouest et Est entre les années 2020 et 2025	42
Tableau n° 6 : Comparaison de l'abondance et de la richesse spécifique des syrphes entre 2020 et 2025 selon le moyen de piégeage	43
Tableau n° 7 : Evolution de l'intégrité écologique et des dysfonctionnements du marais et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour le marais de Sacy entre 2020 et 2025	45
Tableau n° 8 : Evolution de l'intégrité écologique et des dysfonctionnements du marais et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des bas marais-alcalins entre 2020 et 2025	47
Tableau n° 9 : Evolution de l'intégrité écologique et des dysfonctionnements du marais et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des roselières et cariçaiques entre 2020 et 2025	48
Tableau n° 10 : Evolution de l'intégrité écologique et des dysfonctionnements du marais et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des saulaies marécageuses entre 2020 et 2025	49

# LISTE DES ABREVIATIONS, SYMBOLES ET UNITES

## Liste des abréviations

CEN HDF : Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France

cf. : Confer

CO<sub>2</sub> : Dioxyde de carbone

comm. pers. : communication personnelle

CWM : Community Weighted Mean (en français : moyenne pondérée des traits dans une communauté)

ES : Erreur standard

ET : Ecart-type

etc. : Et cetera

IPBES : Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (en français : Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques)

IUCN : International Union for Conservation of Nature (en français : Union internationale pour la conservation de la nature)

LIFE : Instrument financier pour l'environnement

n° : Numéro

NA : Non applicable

NMDS : Non-Metric Multidimensional Scaling (en français : Positionnement multidimensionnel non métrique)

NS : Non significatif

ODD : Objectif du développement durable

ONU : Organisation des Nations Unies

pH : Potentiel hydrique

SIG : Système d'information géographique

StN : Syrph the Net

TM : Tente Malaise

## Liste des symboles

% : Pourcent

## Liste des unités

°C : Degré Celsius

cm : Centimètre

Gt : Giga tonne

ha : Hectare

km : Kilomètre

km<sup>2</sup> : Kilomètre carré

l : Litre

m : Mètre

mg : Milligramme

mm : Millimètre

t : Tonne

# GLOSSAIRE

**Abiotique** : fait référence à des facteurs non vivants et qui sont liés aux phénomènes physiques et chimiques (SACCHI, 2009)

**Abondance** : nombre d'individus inventoriés dans une zone (TRIPLET, 2025)

**Aphidiphage** : fait référence à des animaux se nourrissant de pucerons (TURPEAU *et al.*, 2023)

**Bas-marais alcalin** : habitat des zones humides alimenté par une eau calcaire où se développe principalement des plantes herbacées (laïches, choins, etc.) et des mousses brunes qui favorisent la formation de la tourbe (LOPEZ-PINOT, 2010)

**Biotique** : correspond à des organismes vivants et qui interagissent entre eux (SACCHI, 2009)

**Cariçaie** : végétation retrouvée dans des zones marécageuses où domine des plantes du genre *Carex* (CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL BREST, 2017)

**Courbe de raréfaction** : courbe qui représente le nombre d'espèces inventoriées dans un échantillon. Plus l'échantillon est grand, plus le nombre d'espèce augmente jusqu'à atteindre le nombre maximal d'espèces (asymptote) (WILSON et GOWNARIS, 2024)

**Diachronique** : se dit d'une méthode qui compare un état initial à un état à un temps  $t$  afin d'étudier les modifications sur un site (TRIPLET, 2025)

**Diversité spécifique** : représente le nombre d'espèces qui est pondéré par l'abondance ou la biomasse de chaque espèce (BYNUM, 2018)

**Endémique** : se dit d'une espèce qui se trouve seulement sur une région géographique donnée (TRIPLET, 2025)

**Espace Naturel Sensible** : zone naturelle qui bénéficie d'une politique de protection et de gestion afin de la préserver (OLEI, 2023a)

**Eutrophisation** : enrichissement de l'eau en nutriments, principalement l'azote et le phosphore, causant plusieurs impacts négatifs comme la dégradation de la qualité de l'eau (SMITH, 2009)

**Géomorphologie** : discipline qui s'intéresse à la formation historique, à l'apparence présente et aux changements futurs des paysages (GKOUMA, 2024)

**Hélophyte** : se dit d'une plante dont ses racines sont totalement immergées dans l'eau tandis que sa partie supérieure est aérienne (CREVECOEUR, 2022)

**Hotspot** : zone qui abrite un nombre important d'espèces, d'espèces endémiques et d'espèces rares ou menacées (KUMARI *et al.*, 2021)

**Magnocariçaie** : végétation retrouvée dans des zones marécageuses où domine plusieurs espèces de grandes laïches (CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL BREST, 2017)

**Méthode de capture-recapture** : individus qui sont capturés, marqués, puis recapturés pour en estimer sa population (TRIPLET, 2025)

**Oligotrophe** : faible enrichissement de l'eau en nutriment, notamment en azote ammoniacal et en phosphate qui sont inférieurs à 10 mg/l (CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL BAILLEUL, 2024)

**Phénologie** : discipline qui étudie le cycle de vie des espèces animales et végétales et leur modification en fonction du climat (LIANG, 2019)

**Pupe** : étape de développement d'un insecte et de réorganisation morphologique situé entre la larve et l'adulte (STEHR, 2009)

**Richesse spécifique** : nombre total d'espèces inventoriées à partir de plusieurs échantillons dans une zone donnée (ZAK et WILLIG, 2004)

**Roselière** : végétation composée de grandes plantes héliophytes, principalement par des Poacées (CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL BAILLEUL, 2024)

**Saprophage** : espèce qui se nourrit de matière organique morte (TRIPLET, 2025)

**Site Ramsar** : zone humide d'intérêt international à protéger et à préserver pour la présence de la faune et/ou de la flore sur celle-ci (OLEI, 2023b)

**Taxon** : groupe auquel un organisme appartient et qui a certaines caractéristiques en commun avec les autres organismes qui composent ce groupe (HOUCK, 2013)

**Trait biologique** : caractéristique d'une espèce qui donne des informations concernant son écologie et sa biologie (SIGALA *et al.*, 2012)

**Zone Natura 2000** : zone d'intérêt reconnue en Europe ayant des enjeux de faune, flore et/ou d'habitat visant à être conservés (PRINCE *et al.*, 2021)

# INTRODUCTION

La biodiversité représente la diversité des formes vivantes dans un écosystème (KUMARI *et al.*, 2021). Elle désigne la diversité des espèces animales, végétales et des micro-organismes ainsi que les interactions entre elles et entre les écosystèmes (UNITED NATIONS, 2006). Elle s'organise autour de plusieurs niveaux biologiques : les gènes, les espèces, les communautés et les écosystèmes (NATIONAL RESEARCH COUNCIL (US) COMMITTEE ON NONECONOMIC AND ECONOMIC VALUE OF BIODIVERSITY, 1999; HUBER, 2010; KUMARI *et al.*, 2021). La diversité des écosystèmes représente la diversité biologique qui existe à l'intérieur et entre les écosystèmes (KUMARI *et al.*, 2021). Un écosystème se définit comme étant une association entre la biocénose, c'est-à-dire un groupe d'êtres vivants, et le biotope, c'est-à-dire les composantes chimiques et physiques qui composent le système (ABBADIE, 2020). A l'intérieur d'un écosystème, il existe des interactions entre ces deux éléments et ces interactions influencent chaque composante de l'écosystème.

Cependant, des menaces pèsent sur la biodiversité et sur les écosystèmes comme la fragmentation des habitats, les invasions biologiques ou encore les pollutions (BELLARD *et al.*, 2022). Les zones humides, et plus précisément les tourbières, ont été fortement menacées par les activités humaines (extraction de la tourbe, drainage, etc.) alors qu'elles présentent de forts enjeux pour l'Homme et la biodiversité (VAUGHN *et al.*, 2010). Elles fournissent de nombreux services écosystémiques et concentrent environ 30% du carbone stocké à l'échelle mondiale (océan non compris), ce qui font d'elles un puits de carbone (LI *et al.*, 2018). Les tourbières sont présentes sur seulement 3% de la Terre mais elles sont principalement ciblées par des restaurations écologiques de part leur importance (VAUGHN *et al.*, 2010; LEITE *et al.*, 2013; WILSON et PRIMACK, 2019).

Il existe de nombreux ouvrages, d'associations de protection de la nature ou encore de programmes visant à la protection de la nature et à sa conservation (MAUZ et GRANJOU, 2010; STROBL, 2019).

En Europe, il existe des programmes spécifiques pour la restauration de la nature, dont le LIFE Anthropofens qui consiste à restaurer des tourbières alcalines en France dans la région des Hauts-de-France et en Belgique dans la région de la Wallonie (BERQUER *et al.*, 2024). Par ailleurs, après des actions de restauration, il est important d'évaluer le succès de la restauration écologique (WILSON et PRIMACK, 2019). Pour cela, des indicateurs existent, comme celui de l'intégrité écologique qui se mesure par des espèces bioindicatrices (BROWN et WILLIAMS, 2016; HANSEN *et al.*, 2021; DUNHAM *et al.*, 2024). Les syrphes présentent des caractéristiques biologiques et techniques leur permettant d'être qualifiés de « bons bioindicateurs » (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020; RODRIGUEZ-GASOL *et al.*, 2020).

C'est donc dans le contexte des enjeux des tourbières, de leur restauration et du programme européen LIFE Anthropofens qu'une étude diachronique des tourbières est mise en place.

Ainsi, il s'agira de présenter un état de l'art qui fera l'état des connaissances sur la conservation de la biodiversité et des milieux naturels, sur les tourbières et leur conservation ainsi que sur les syrphes en tant qu'espèce bioindicatrice. La problématique de l'étude sera par la suite explicitée. Puis, la méthodologie sera développée afin de répondre à la problématique. Enfin, les résultats seront présentés et analysés avant de les discuter.

# 1 Etat de l'art

## 1.1 Conservation de la biodiversité et des milieux naturels

### 1.1.1 Menaces et perte de la biodiversité

L'érosion de la biodiversité est considérée comme un problème environnemental le plus critique et comme la sixième extinction de masse sur Terre (CEBALLOS *et al.*, 2015; KUIPERS *et al.*, 2021). En effet, depuis les années 1970, 58% de la biodiversité vertébrée s'est éteinte (YUAN *et al.*, 2024). Quant à la population d'insectes, celle-ci suit le même déclin : la diversité et l'abondance des insectes diminuent (HALLMANN *et al.*, 2017; VAN KLINK *et al.*, 2024). Par exemple, les populations de papillons en Europe s'est réduite de 50% entre les années 1990 et 2011 (HALLMANN *et al.*, 2017). Selon le rapport de l'IPBES, 10% des espèces d'insectes sont menacées d'extinction à l'échelle mondiale (DIAZ *et al.*, 2019).

Cette perte de biodiversité est causée par cinq menaces : la perte et la dégradation d'habitats, la surexploitation, les invasions biologiques, les pollutions et le changement climatique (BELLARD *et al.*, 2022).

La perte et la dégradation de l'habitat résultent d'une réduction de la surface, d'une modification de l'usage de l'habitat (agriculture, aménagement urbain, extraction, etc.) et de la réduction de sa qualité (WORLD WIDE FUND FOR NATURE, 2016; BANKS-LEITE *et al.*, 2020; TRIPLET, 2025). A cette menace, peut s'ajouter la fragmentation des habitats. Elle se traduit par une perte de la surface de l'habitat et d'une modification de la configuration du paysage : l'habitat est divisé en plusieurs pièces paysagères plus petites, isolées les unes des autres (FAHRIG, 2003; JACKSON et FAHRIG, 2013; BANKS-LEITE *et al.*, 2020; TRIPLET, 2025). Cette menace engendre des impacts négatifs sur la richesse spécifique, l'abondance de la population, la diversité génétique et les interactions entre les espèces (FAHRIG, 2003).

La surexploitation des ressources naturelles fait allusion à la collecte de ressources naturelles plus importante que leur renouvellement biologique (HA *et al.*, 2024; TRIPLET, 2025). Ce peut être la chasse, la pêche et la récolte de plantes (HA *et al.*, 2024). A l'échelle mondiale, ce sont environ 2800 espèces qui sont touchées par la surexploitation via la chasse ou la pêche et environ 4600 plantes par la cueillette et l'exploitation forestière (MAXWELL *et al.*, 2016; SOUZA et PREVEDELLO, 2020). La surexploitation réduit le nombre d'individus, la reproduction et la viabilité de la population. Ces conséquences peuvent ainsi altérer le fonctionnement des écosystèmes (SOUZA et PREVEDELLO, 2020).

L'invasion biologique est un processus biologique qui fait référence au transport d'une espèce native dans une autre aire de répartition que celle naturelle (BLACKBURN *et al.*, 2011; ROY *et al.*, 2024; TRIPLET, 2025). Elle peut être introduite intentionnellement ou involontairement sur un territoire par les activités humaines (BLACKBURN *et al.*, 2011; ROY *et al.*, 2024; TRIPLET, 2025). Cette menace est responsable de 25% des extinctions de plantes et 33% des extinctions d'animaux à l'échelle mondiale (BLACKBURN *et al.*, 2019). Elle induit une réduction des populations d'espèces natives du territoire (PISEK *et al.*, 2017) : 766 espèces invasives ont causé un déclin de 4282 populations d'espèces natives d'un territoire (ROY *et al.*, 2024).

La pollution fait référence à une substance ou à un élément toxique qui a été introduit naturellement ou par les activités humaines (SINGH *et al.*, 2023; TRIPLET, 2025). Il existe différents types de pollution : pollution de l'eau et du sol (ruissellement de pesticides, d'hydrocarbure, etc.), de l'air (émission de particules fines par les activités humaines, pollution industrielle, etc.), sonore (industrie, transport, etc.), lumineuse (excès d'éclairage des routes, vitrine, etc.) (SORDELLO *et al.*, 2020; SINGH *et al.*, 2023; IPAMAC, 2024; TRIPLET, 2025). Ces pollutions sont responsables de la dégradation des habitats, de l'augmentation de la vulnérabilité des habitats à un dysfonctionnement, à une contamination de la chaîne alimentaire, à un changement de comportement et à une baisse de la reproduction (SORDELLO *et al.*, 2020; SINGH *et al.*, 2023).

Le changement climatique apporte une pression supplémentaire aux menaces précédemment décrites (WANG *et al.*, 2024). En effet, une étude a montré qu'avec un changement d'usage de l'habitat et le changement climatique, le taux de perte de biodiversité s'élève entre 0,92 et 5,1% tous les dix ans (alors qu'avec seulement le changement d'usage de l'habitat, le taux de perte de biodiversité s'élève entre 0,22 à 1,1% tous les dix ans) (PEREIRA *et al.*, 2024). Cette menace pour la biodiversité a pour conséquence la modification du comportement et de la phénologie des espèces, et la perturbation des écosystèmes, en provoquant, par exemple, une modification des relations entre espèces (WEISKOPF *et al.*, 2020).

Les institutions et les auteurs travaillant sur les causes du déclin de la biodiversité ne sont pas tous en accord sur l'ordre des menaces : par exemple, l'IPBES considère que la perte et la dégradation d'habitats est le premier facteur de perte de biodiversité alors que l'IUCN s'occupant principalement des extinctions d'espèces considère que les invasions d'espèces exotiques envahissantes sont la menace principale pour la biodiversité (BELLARD *et al.*, 2022). Toutefois, Bellard *et al.* (2022) indique que ce classement global dépend du taxon étudié, des caractéristiques des espèces, du milieu, des indicateurs utilisés et du temps. La Figure n° 1 indique donc qu'il n'existerait pas de classement universel.

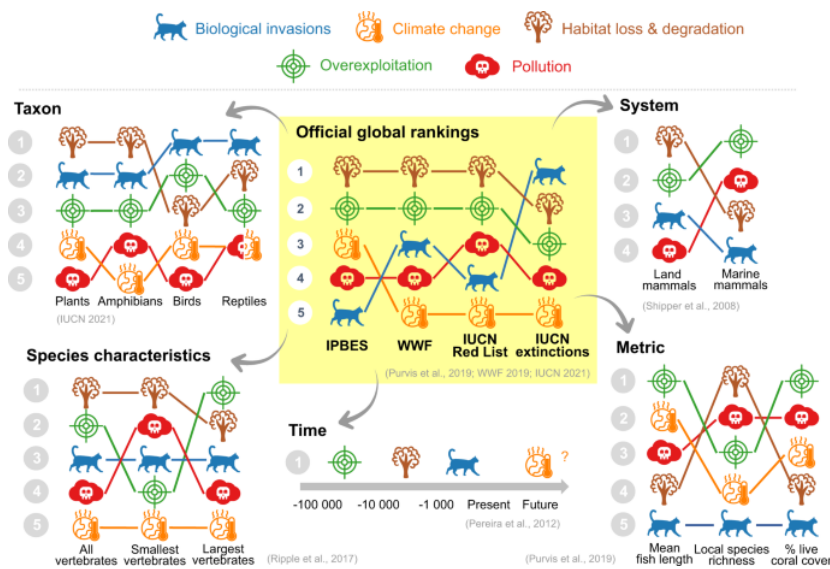


Figure n° 1 : Classement des cinq menaces responsables de la perte de la biodiversité selon les institutions et les auteurs travaillant sur les causes du déclin de la biodiversité (BELLARD *et al.*, 2022)

### 1.1.2 Menaces et dysfonctionnements des habitats

Les cinq menaces expliquées dans la partie précédente impliquent une perte de la biodiversité. Cette perte de biodiversité amène à une perturbation de l'habitat et à une instabilité en ce qui concerne les systèmes biologiques qui les composent (WALLERT, 2013; WANG *et al.*, 2024). Par conséquent, la résilience de l'habitat, c'est-à-dire la capacité d'un écosystème à revenir dans son état d'origine avant la perturbation, est réduite (WALLERT, 2013; WANG *et al.*, 2024).

L'instabilité d'un écosystème amène à une plus grande vulnérabilité de l'habitat à des invasions biologiques et provoque des modifications dans la chaîne alimentaire à cause, par exemple, d'une extinction d'une espèce (WALLERT, 2013). La perte d'un prédateur ou d'une proie affecte la structure végétale et peut augmenter les maladies dans les écosystèmes (CLARE *et al.*, 2024). De plus, la modification des fonctions écologiques de l'habitat (rétention de l'eau dans les sols, décomposition de la matière organique, etc.) amène à un dysfonctionnement de l'habitat (MORANDEAU et MEIGNIEN, 2010). Par exemple, un élément écologique absent dans l'habitat alors qu'il est indispensable pour assurer des fonctions écologiques caractérisant l'habitat peut être source de dysfonctionnement (MORANDEAU et MEIGNIEN, 2010; VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). C'est pour cela qu'un écosystème doit être stable pour éviter des dysfonctionnements.

La biodiversité est le facteur menant à la stabilité de l'écosystème par (WALLERT, 2013) :

- La richesse spécifique : plus il y a d'espèces dans un habitat et plus l'écosystème est stable car les espèces réagissent différemment face aux variations environnementales grâce à leur écologie.
- Les interactions entre espèces : la relation proie-prédateur permet la stabilité de l'écosystème car une réduction ou une absence de prédateur ou de proie conduit à un changement de comportement pour le prédateur et à une pression plus forte sur les autres espèces.
- La diversité génétique : plus il y a une grande diversité génétique et plus les espèces sont capables de surmonter les stress de l'environnement.

Ainsi, la stabilité d'un écosystème est marquée par la diversité qui le compose (WALLERT, 2013). Toutefois, elle peut être également perturbée par différents types de menaces d'origines biotiques (changement d'usage de l'habitat, perte d'habitat, introduction d'espèces invasives, etc.) ou abiotiques (incendie, tempêtes etc.) qui peuvent perturber la structure, la composition ou encore la fonction de l'écosystème (ZHANG *et al.*, 2022; DASHTI *et al.*, 2024; BAUCON *et al.*, 2025).

Ces menaces peuvent avoir un impact au long-terme sur la fonction de l'écosystème, provoquant ainsi des changements et des pertes dans les services fournis par la nature (DASHTI *et al.*, 2024). Elles viennent provoquer des pertes dans la diversité génétique et dans les populations d'espèces entraînant alors des changements écologiques (LAURANCE *et al.*, 2014).

L'introduction d'espèces exotiques envahissantes provoque une diminution des espèces natives du territoire qui peut conduire à un déclin d'autres espèces qui ont besoin des espèces natives pour vivre (par exemple, source de nourriture) (WALLERT, 2013). A terme, ce changement peut aboutir à une modification du paysage et à un changement d'habitat.

La conversion d'un usage d'un habitat en un autre usage est aussi une cause de la perte de la stabilité de l'écosystème, notamment lorsqu'une parcelle est convertie en usage agricole (WALLERT, 2013). De part cette conversion, la biodiversité est modifiée, ce qui amène à un changement d'habitat et à une perte de la stabilité.

La fragmentation des habitats provoquée par les activités humaines dégrade les habitats naturels provoquant une diminution de la surface habitée pour la faune et la flore (WANG *et al.*, 2024). En effet, une étude a révélé que 9% des espèces terrestres ne disposent pas d'un habitat suffisant pour vivre et peuvent ainsi être amenées à s'éteindre (DIAZ *et al.*, 2019).

Le changement climatique impacte également les habitats de par les changements de température, la concentration de CO<sub>2</sub> et la fréquence des événements météorologiques extrêmes (MALHI *et al.*, 2020). Par exemple, le stockage de carbone est directement impacté par le changement climatique par le biais de la modification d'usage de l'habitat. Les chercheurs ont prouvé que l'augmentation du changement d'usage de l'habitat provoque une perte de stockage de carbone (MALHI *et al.*, 2020).

Ces différentes menaces exercent un stress environnemental sur l'habitat, ce qui conduit à une modification du fonctionnement de l'habitat par le biais du changement de la biodiversité (BAERT *et al.*, 2018).

### 1.1.3 Enjeux de conservation de la biodiversité et des milieux naturels

La conservation de la biodiversité et des milieux naturels se définit comme étant une gestion et une utilisation durable des ressources naturelles, dont la biodiversité (MORI et ISBELL, 2024). Elle permet de prévenir contre leur dégradation, mais aujourd'hui, malgré les efforts de conservation, le déclin de la biodiversité est toujours observé (RANDS *et al.*, 2010; MORI et ISBELL, 2024; WANG *et al.*, 2024).

La conservation de la biodiversité est nécessaire pour la survie de l'Homme et pour le maintien des fonctions de l'écosystème (RANDS *et al.*, 2010). En effet, elle fournit de nombreux services écosystémiques. Ces derniers sont définis comme des bénéfices que les Hommes obtiennent grâce à la biodiversité (RANDS *et al.*, 2010; MACE *et al.*, 2012). Ils peuvent être répartis en quatre catégories (MACE *et al.*, 2012; DEEKSHA et SHUKLA, 2022) :

- Les services d'approvisionnement représentent les biens qui peuvent être directement pris dans l'écosystème, comme l'eau et la nourriture ;
- Les services de régulation concernent les bienfaits amenés des processus de l'écosystème, par exemple, le stockage de carbone et la régulation de l'eau ;
- Les services de support sont tous les processus fondamentaux qui maintiennent l'écosystème, comme le processus de la photosynthèse, car sans eux les autres services ne pourraient pas avoir lieu ;
- Les services culturels sont, quant à eux, des services dit « non-matériels » que la nature fournit, par exemple des loisirs, des vues de paysage, etc.

Ces services ont longtemps été considérés comme gratuits et inépuisables (DE GROOT *et al.*, 2012). Cependant, si aucune mesure de conservation n'est mise en œuvre, ces services pourraient ne plus être aussi efficaces et représenteraient des coûts économiques pour l'Homme (ROXBURGH *et al.*, 2020). En effet, ils représentent des coûts que l'Homme n'a pas besoin de dépenser pour réaliser ces services.

Une étude a comparé les coûts de certains services écosystémiques en fonction de la mise en place ou non de mesures de conservation de la biodiversité (ROXBURGH *et al.*, 2020). Pour le scénario où aucun changement n'est fait en ce qui concerne le mode de fonctionnement de l'Homme (consommation excessive des ressources naturelles, changement d'usage des habitats, augmentation des gaz à effet de serre, etc.), il y aurait une perte économique de 478,9 milliards de dollars sur les services écosystémiques.

En revanche, si des pratiques de conservation de la biodiversité sont mises en œuvre, comme la protection des écosystèmes et de la biodiversité, la consommation responsable et un non-changement d'usage des habitats, un gain économique de 11,3 milliards de dollars serait observé (ROXBURGH *et al.*, 2020).

Ainsi, à cause de la pression des menaces sur la biodiversité et sur les habitats naturels et de part l'importance du rôle que tient la biodiversité sur le fonctionnement des habitats, il est nécessaire de trouver des méthodes de conservation et de restauration de la biodiversité et des habitats naturels (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2021; KUMARI *et al.*, 2021).

#### 1.1.4 Méthodes de conservation, restauration et gestion des milieux naturels

Les efforts pour conserver la biodiversité ont augmenté dû à la prise de conscience des services qu'elle apporte à l'Homme et des coûts économiques qu'elle permet d'éviter (BANKS-LEITE *et al.*, 2020). Plusieurs méthodes sont aujourd'hui développées pour conserver la biodiversité qui impliquent souvent l'action de l'humain (KUMARI *et al.*, 2021; MORI et ISBELL, 2024).

Par exemple, la restauration écologique des écosystèmes joue un rôle dans la conservation de la biodiversité (MORI et ISBELL, 2024). Ce processus permet de redonner à un écosystème sa structure, fonction et diversité d'origine après qu'il ait subi des perturbations (exploitation de bois, événements météorologiques extrêmes, endiguement de rivières, incendie, etc.) (VAUGHN *et al.*, 2010; WILSON et PRIMACK, 2019; MORI et ISBELL, 2024). Afin de connaître les directions à prendre pour atteindre les objectifs de restauration, il est nécessaire de définir un écosystème de référence. Cette référence peut être la connaissance du site historique, c'est-à-dire comment fonctionnait le site historiquement et quelle était sa diversité biologique, ou alors la connaissance de la structure, du fonctionnement et de la diversité d'un même écosystème qui n'a pas subi de perturbations (VAUGHN *et al.*, 2010; MORI et ISBELL, 2024).

Pour que les habitats restaurés soient résilients sur le long-terme, les actions de restauration écologique doivent prendre en compte l'état initial de l'habitat avant les perturbations et l'impact du changement climatique sur l'habitat (LIPTON *et al.*, 2018). Ainsi, certaines restaurations écologiques s'appuient sur des projections afin d'intégrer les conditions climatiques futures (VAUGHN *et al.*, 2010).

Afin de mener à bien une restauration écologique d'un site, plusieurs étapes clés doivent être réalisées (VAUGHN *et al.*, 2010). Tout d'abord, l'évaluation du site initial doit être effectuée afin de déterminer les causes des perturbations et ainsi d'identifier les actions de restauration à mettre en place. Par la suite, les objectifs de restauration doivent être formulés en prenant en compte un site de référence historique ou futur. Avant de débiter les actions de restauration, les causes des perturbations doivent être enlevées (plantes exotiques envahissantes, activités de production, etc.). Après ces différentes étapes de prise de connaissance du site, la restauration des processus écologiques et de la végétation peut commencer (par exemple, la création de zones humides, d'espaces ouverts, etc. (WILSON et PRIMACK, 2019)). Une fois la restauration écologique du site effectuée, il est important de mettre en place des suivis afin de vérifier le succès de la restauration, c'est-à-dire un écosystème qui est capable de se gérer en autonomie et qui ne nécessite plus l'intervention humaine sur le long terme (VAUGHN *et al.*, 2010).

Leite et al. (2023) ont montré que plus de la moitié (67%) des restaurations écologiques a fait l'objet de suivis afin de connaître le succès de la restauration et que ces suivis interviennent entre 6 et 10 ans après la restauration (LEITE *et al.*, 2013). Il a également préconisé de faire ces suivis au minimum 10 ans après les travaux de restauration afin d'avoir un site plus mature que quelques années après la restauration.

Afin d'évaluer le succès d'une restauration écologique, des indicateurs peuvent être mesurés. Sur 301 articles de restaurations écologiques, Wortler et al. (2013) ont analysé la récurrence des indicateurs utilisés (WORTLEY *et al.*, 2013). Ils ont observé que trois catégories d'indicateurs se distinguent : l'écologie, le social et l'économie. Les indicateurs concernant le social et l'économie sont très peu représentés alors que les indicateurs de la catégorie de l'écologie sont les plus utilisés (WORTLEY *et al.*, 2013). Ces derniers font référence à l'analyse de la structure végétale, des processus écologiques, de la diversité et de l'abondance des espèces (RUIZ-JAEN et MITCHELL AIDE, 2005; WORTLEY *et al.*, 2013). Ces deux dernières mesures sont les plus utilisées dans l'évaluation du succès d'une restauration écologique car elles indiquent la qualité d'un habitat (WORTLEY *et al.*, 2013). La diversité des plantes et des insectes sont les indicateurs les plus utilisés pour la mesure de la diversité car ces taxons peuvent être associés à des groupes fonctionnels permettant la caractérisation du succès de la restauration (RUIZ-JAEN et MITCHELL AIDE, 2005).

Une autre étude a également mesuré le succès d'une restauration écologique sur une forêt (EVANGELISTA DE OLIVEIRA *et al.*, 2021). Elle a utilisé des indicateurs à la fois écologiques, et à la fois sociaux et économiques. En ce qui concerne les indicateurs écologiques, elle a mesuré :

- Des propriétés structurelles et physiques de l'habitat (stratification et biomasse de la végétation, capacité de rétention de l'eau, structure du sol, etc.) ;
- La composition de la biodiversité (richesse spécifique, présence d'espèces appartenant à différents groupes taxonomiques, etc.) ;
- Les services environnementaux (stockage de carbone, régulation de l'eau, etc.) ;
- Les processus écologiques (production de litière, régénération par la dispersion de graines, etc.).

Edwards et Cerullo (2024) indiquent que les principaux indicateurs écologiques utilisés pour mesurer le succès de la restauration sont la diversité spécifique, la structure de la végétation, l'évaluation des populations, des processus écologiques et la structure de la communauté, ce qui correspond aux indicateurs utilisés par Ruiz-Jaen et Mitchell Aide (2005), Wortley et al. (2013) et Evangelista De Oliveira et al. (2021) (EDWARDS et CERULLO, 2024). L'utilisation du site de référence peut également servir pour évaluer le succès de la restauration en comparant les deux écosystèmes (WILSON et PRIMACK, 2019).

Les résultats des restaurations écologiques se révèlent généralement efficaces sur la conservation de la biodiversité. En effet, dans une publication étudiant 56 cas concrets de restauration, 84% des restaurations effectuées ont montré des résultats positifs alors que 16% des restaurations n'ont pas montré de changement après les travaux de restauration ou ont eu un effet négatif (LEITE *et al.*, 2013). La qualité du paysage (composition, structure, habitats et connectivité) a un effet sur le succès de la restauration et plus précisément sur la diversité des espèces, la recolonisation, la reproduction, etc. (LEITE *et al.*, 2013). Une autre étude a montré que des travaux de restauration augmentent de 20% la biodiversité par rapport à des sites non restaurés (ATKINSON *et al.*, 2022).

Par ailleurs, la majorité des sites restaurés appartiennent à des écosystèmes à forts enjeux et qui subissent de fortes menaces par l'activité humaine (VAUGHN *et al.*, 2010). Les zones humides, comme les tourbières, sont principalement ciblées par les efforts de restauration (VAUGHN *et al.*, 2010; LEITE *et al.*, 2013; WILSON et PRIMACK, 2019).

## 1.2 Tourbières

### 1.2.1 *Définition et caractéristiques d'une tourbière*

Les tourbières font référence à des écosystèmes de zones humides, saturées en eau de façon permanente (BONN *et al.*, 2016; TRIPLET, 2025). Elles sont caractérisées par 30% au minimum de matière organique, d'une pauvreté en nutriments et d'une saturation permanente en eau (MINASNY *et al.*, 2019; JOOSTEN, 2021a). Cette saturation engendre un manque d'oxygène, ce qui entraîne une accumulation de tourbe, sur une profondeur comprise entre 40 cm et 10 m (TRIPLET, 2025). Le taux d'accumulation de la tourbe varie selon les régions : dans les zones tempérées, il faut entre 600 et 2400 ans pour qu'un mètre de tourbe se forme, alors que dans les zones tropicales, il faut entre 200 et 500 ans (les régions tropicales accumulent ainsi trois fois plus vite de tourbe que les régions tempérées) (ANDRIESSE, 1988). La tourbe provient de l'agglomération de débris végétaux (principalement des mousses, roseaux et laïches) qui ne peuvent pas se décomposer complètement et rapidement à cause de l'engorgement constant de l'eau de la tourbière (BONN *et al.*, 2016; LINDSAY, 2020; HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG *et al.*, 2023; TRIPLET, 2025). La formation de la tourbe intervient lorsque la quantité de matière organique produite par la végétation est supérieure à la quantité de matière organique consommée par les organismes (détritvores et décomposeurs) (MOORE, 1989; VITT, 2013). Le manque d'oxygène dans le sol est le principal facteur qui induit une faible décomposition de la matière organique (MOORE, 1989). Ainsi, les conditions anaérobies ralentissent la décomposition de la matière organique (LINDSAY et ANDERSEN, 2016; LINDSAY, 2020).

Par ailleurs, les tourbières représentent 3% de la surface de la Terre et sont réparties sur plusieurs continents (LI *et al.*, 2018).

### 1.2.2 *Distribution géographique des tourbières*

Les tourbières couvrent environ 500 millions d'hectares dans le monde (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2022). Ce nombre est une approximation car de nombreuses tourbières ne sont pas encore référencées ou mal localisées. La plupart des tourbières se trouvent en Amérique (45% de la superficie mondiale), en Asie (33%), et en Europe (12%) (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2022). Quelques tourbières sont également répertoriées en Afrique (8%) et en Océanie (2%).

Les régions situées dans l'hémisphère Nord sont particulièrement riches en tourbières. Ceci peut s'expliquer par les faibles températures, une faible évapotranspiration et un relief relativement plat (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2022). Avoir une topographie plate favorise la stagnation de l'eau en un lieu et évite un écoulement trop rapide (HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG *et al.*,



Les tourbières alimentées par les eaux souterraines, appelées tourbières minérotrophes, peuvent se scinder en deux autres catégories (VITT, 2013; BIJKERK *et al.*, 2022; INTERNATIONAL PEATLAND SOCIETY, 2025; TRIPLET, 2025) : les tourbières riches qui sont le plus souvent alcalines avec de fortes concentrations en nutriments (calcium et magnésium) et les tourbières pauvres qui sont généralement acides avec de faibles concentrations en nutriments. Ce type de tourbières sont les plus représentées en Europe et sont localisées dans des habitats ouverts ou forestiers (VITT, 2013; HILL *et al.*, 2016; JASZCZUK *et al.*, 2024) (cf. Figure n° 3).

Les tourbières alimentées par les précipitations sont dites ombrotrophes et sont généralement forestières (VITT, 2013; HILL *et al.*, 2016) (cf. Figure n° 3). A la différence des tourbières minérotrophes, elles contiennent de faibles concentrations de nutriments car l'eau provient seulement des précipitations atmosphériques (SALMON *et al.*, 2021).

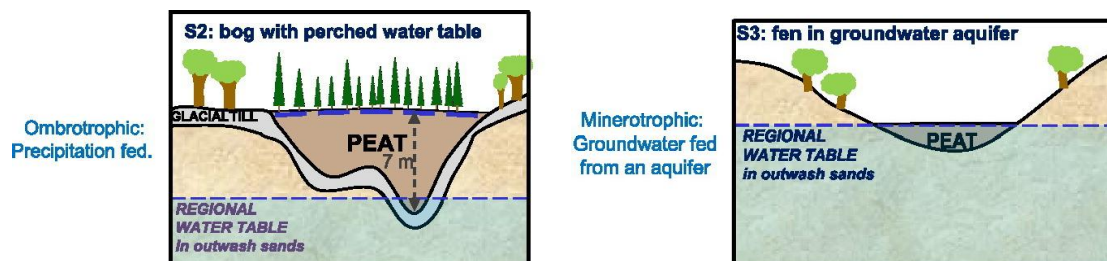


Figure n° 3 : Classification des tourbières selon leur alimentation hydrique (HILL *et al.*, 2016)

Ces types de tourbières diffèrent également selon la végétation qui les occupe car elles exigent des nutriments différents (HAJEK *et al.*, 2006). Par exemple, les tourbières minérotrophes pauvres permettent à des espèces comme à des espèces de *Juncus* spp. (Jonc spp.), *Viola palustris* (Violette des marais) ou encore *Carex panicea* (Laîche millet) de s'installer par rapport à des tourbières ombrotrophes car elles concentrent des valeurs élevées d'ammonium et de phosphate. Dans les tourbières ombrotrophes, les plantes doivent s'adapter aux faibles concentrations de nutriments ce qui provoque l'installation de familles de plantes capables de vivre dans ces conditions (Ericaceae, Vacciniaceae, Sphagnaceae) (HAJEK *et al.*, 2006).

Outre la classification des tourbières par le pH et l'alimentation hydrique, il en existe d'autres se focalisant sur leur végétation et leur topographie (CHARMAN, 2009; LINDSAY, 2018).

#### 1.2.4 Espèces animales et végétales retrouvées dans les tourbières

Les tourbières sont des milieux abritant des ressources pour la biodiversité au niveau mondial (RENOU-WILSON *et al.*, 2019). La diversité des éléments paysagers (arbres, roseaux, etc.) présents dans les tourbières et de leur forme (polygones, arrondis, etc.) créés une diversité d'habitats où la biodiversité peut s'y installer (HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG *et al.*, 2023). Les espèces voisines ne fréquentant pas habituellement les tourbières les utilisent également pour s'y ressourcer lors de grandes sécheresses ou trouver un refuge pour une halte migratoire (HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG *et al.*, 2023).

Les espèces présentes continuellement dans les tourbières sont capables de subir des conditions spéciales : niveau d'eau permanent, parfois sous condition acide et avec une faible concentration en nutriment (TRIPLET, 2025). Face à ces contraintes, des espèces végétales et animales ont adopté des techniques pour s'adapter à ce type de milieu (MANNEVILLE, 2025). Par exemple, face à un niveau d'eau permanent, la végétation s'est adaptée au niveau physiologique (cellule végétale pour traiter les substances toxiques), anatomique (tissu végétal qui conduit l'oxygène provenant de la partie aérienne de la plante vers ses racines) et à leur forme de croissance (production de racines aériennes) (JOOSTEN et CLARKE, 2002).

Par ailleurs, la diversité spécifique dans les tourbières est considérée comme faible : selon Minayeva et Sirin (2012), il n'y aurait pas plus de 15% de la diversité spécifique locale (MINAYEVA et SIRIN, 2012). En revanche, avec ces conditions spéciales, les tourbières accueillent des espèces qui sont fortement spécialisées à cet écosystème alors qu'elles ne sont pas retrouvées dans d'autres types d'habitat (JOOSTEN et CLARKE, 2002). Minayeva et Sirin (2012) indiquent qu'il y a entre 5 et 25% des espèces qui sont endémiques aux tourbières. Par exemple, il y a seulement 15 espèces de plantes originaires de l'Eurasie qui effectuent leur croissance uniquement dans les tourbières (HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG *et al.*, 2023). En Europe, ces dernières permettent la conservation de plusieurs espèces dites « parapluie » comme les oiseaux (Phragmite aquatique et Pluvier doré) et les plantes (Liparis de Loesel) (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2022).

Elles sont dominées par une abondance de bryophytes du genre *Sphagnum* qui joue un rôle dans la formation de la tourbe, par des espèces clés pour la chaîne alimentaire comme les tipules (Tipulidae) et par des espèces avec un fort enjeu de conservation comme les reptiles, les amphibiens et les oiseaux (VITT, 2013; DOUGLAS *et al.*, 2019).

Les tourbières abritent de nombreuses espèces animales et végétales menacées ou en déclin à l'échelle de l'Europe (MANNEVILLE, 2025). Il est donc important de conserver les tourbières afin d'éviter ce type de déclin.

### 1.3 Conservation des tourbières

#### 1.3.1 *Pourquoi conserver les tourbières ?*

Les tourbières fournissent de nombreux services écosystémiques bénéfiques pour l'Homme. Ces services peuvent se catégoriser selon les quatre catégories expliquées précédemment en 1.1.3. Le Tableau n° 1 synthétise les services écosystémiques apportés par les tourbières.

Tableau n° 1 : Explication des services écosystémiques fournis par les tourbières (d'après (JOOSTEN et CLARKE, 2002; KIMMEL et MANDER, 2010; LI et al., 2018; MINASNY et al., 2019; TARIGAN et al., 2021; HAJKOVA et al., 2022; HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG et al., 2023; ZUBAIR et al., 2023; RABEL et LOISEL, 2024; TRIPLET, 2025))

Catégories de service écosystémique	Services écosystémiques	Description
Services d'approvisionnement	Matières premières	La tourbe extraite des tourbières est utilisée pour l'horticulture ou l'agriculture car elle contient des substances améliorant la productivité et les propriétés du sol. Elle est également utilisée en tant que source d'énergie dans certains pays lorsqu'aucun autre combustible n'est disponible. Certaines plantes présentes dans les tourbières comme les plantes du genre <i>Sphagnum</i> peuvent être utilisées en tant que matériau isolant.
	Nourriture	Les plantes sauvages installées dans les tourbières peuvent être utilisées comme sources de médicaments et de nourriture pour les Hommes. Les animaux domestiques profitent également de ces plantes comme source de nourriture (foin ou pâturage).
	Eau douce	Les tourbières stockent 10% de l'eau douce de la planète.
Services de régulation	Régulation du climat et stockage de carbone	Les tourbières contribuent à la régulation des gaz à effet de serre. Elles sont capables de stocker environ 550 Gt de carbone, ce qui représente 30% du carbone stocké à l'échelle mondiale (océan non compris). Par an et par ha, elles peuvent stocker entre 0,7 et 2,8 t de CO <sub>2</sub> (gaz responsable à 74,3% de l'effet de serre global par rapport aux autres gaz à effet de serre). A titre de comparaison avec un autre écosystème, elles stockent environ deux fois plus de carbone que l'ensemble des forêts mondiales et, en Europe, cinq fois plus que les forêts européennes. Ainsi, elles sont considérées comme des puits de carbone.
	Régulation et purification de l'eau	Les tourbières sont capables de stocker l'eau, de recharger les nappes phréatiques et de réguler les inondations lors des saisons pluvieuses. La tourbe contenue dans les tourbières sont composées entre 85 et 95% d'eau, ce qui contribue pleinement à la notion de réservoir d'eau. Elles permettent également de filtrer les polluants et les excès de nutriments.
	Contrôle de l'érosion	La tourbe permet de protéger le sol de l'érosion. La présence de l'eau dans les tourbières évite l'érosion de la tourbe car si cette dernière n'est pas immergée dans l'eau, le vent provoque son érosion.
Services de support	Biodiversité	Les tourbières sont considérées comme des hotspots de biodiversité. Elles fournissent des habitats pour une faune et une flore rare et endémique liées à l'engorgement en eau et à la pauvreté en nutriments.
	Formation du sol	L'accumulation de la tourbe contribue à la formation du sol.
	Cycle des nutriments	Les tourbières permettent de stocker des nutriments, principalement le carbone, le phosphore et l'azote et de les recycler.
Services culturels	Loisirs et esthétique	Les tourbières offrent un lieu récréatif et de tourisme de par la présence de la nature en général. Elles peuvent également être source d'inspiration pour les artistes.
	Spirituel	Les tourbières contribuent au bien-être des Hommes et peuvent être inspirantes pour des convictions religieuses.
	Pédagogie	Les tourbières offrent un lieu d'éducation à la nature et de recherche.

Cependant, ces services écosystémiques fournis par les tourbières sont menacés. Les tourbières subissent des pressions principalement d'origine anthropique, ce qui a conduit à une perte de 16% des tourbières dans le monde (LAMERS *et al.*, 2015). Cette perte est notamment due au drainage pour l'agriculture et pour l'urbanisation (LAMERS *et al.*, 2015; HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG *et al.*, 2023). Le drainage provoque un assèchement et une compaction de la tourbe, entraînant une perte de biodiversité et l'émission des gaz à effet de serre car le drainage stimule l'activité microbienne du sol qui émet du CO<sub>2</sub> (LAMERS *et al.*, 2015; WRAGE-MÖNNIG et LEINWEBER, 2020; TARIGAN *et al.*, 2021). Le drainage d'une tourbière peut également provoquer de l'érosion et de l'eutrophisation car il favorise la minéralisation de la tourbe et l'enrichie en nutriments (phosphore, azote et potassium) (LAMERS *et al.*, 2015; HAJKOVA *et al.*, 2022).

Les tourbières drainées sont également sujettes à l'extraction de la tourbe qui est utilisée en tant que combustible domestique et pour l'horticulture (TANNEBERGER *et al.*, 2021; HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG *et al.*, 2023). Cette extraction détruit l'ensemble de l'écosystème en ce qui concerne la biodiversité, l'hydrologie et le climat (RASANEN *et al.*, 2023).

Ces différentes menaces qui pèsent sur les tourbières entraînent donc une augmentation de l'émission des gaz à effet de serre, une perte de biodiversité et des services culturels fournis par les tourbières (NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM, 2018). Ainsi, il est important de mettre en place des actions, comme la restauration des tourbières, pour éviter d'amplifier ces conséquences négatives (MINASNY *et al.*, 2019; TARIGAN *et al.*, 2021).

### 1.3.2 Qu'est-ce que la conservation dans les tourbières ?

La restauration écologique dans les tourbières consiste à retrouver un état stable de celle-ci alors qu'elle a subi des dégradations (NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM, 2015). Un état stable signifie que la tourbière est capable de fonctionner de manière autonome et de retrouver la biodiversité typique qui la compose (NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM, 2015). Les mesures de restauration peuvent prendre plusieurs dizaines d'années avant d'être effectives (EUROPEAN COMMISSION, 2020). Comme pour une restauration écologique, la restauration des tourbières nécessite de définir des objectifs car il est impossible de restaurer l'ensemble des services écosystémiques (LAMERS *et al.*, 2015). Le principal objectif est de retrouver un engorgement permanent de l'eau qui va conduire à redévelopper la biodiversité typique et la formation de la tourbe (NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM, 2015; BONN *et al.*, 2016).

Pour remplir cet objectif, plusieurs techniques de restauration à mettre en place dans les tourbières existent (NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM, 2015) :

- Réhumidification : Cette technique la plus utilisée parmi toutes les autres se caractérise par un comblement des fossés et la création de barrages et de digues afin de réduire les pertes d'eau et de garder un engorgement permanent de l'eau (THOM *et al.*, 2019; EUROPEAN COMMISSION, 2020; JOOSTEN, 2021b). Elle permet ainsi de stopper les émissions de dioxyde de carbone et d'augmenter les niveaux d'eau (LAMERS *et al.*, 2015; GROSS, 2023).
- Revégétalisation : Cette technique consiste à revégétaliser la tourbe nue qui a subi des détériorations (extraction, incendie, etc.) (NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM, 2015). Les plantes utilisées sont des mousses du genre *Sphagnum* qui sont capables de s'installer dans la tourbière. Elles permettent à la végétation typique des tourbières de se redévelopper et de retenir l'eau dans les tourbières.
- Abattage d'arbres et de buissons : La présence d'arbres dans les tourbières peut réduire la quantité d'eau de 40% (DINESEN et HAHN, 2019). L'abattage des arbres dans les tourbières peut donc être une technique de restauration. Il permet d'ouvrir le milieu et rend le sol saturé en eau car l'eau n'est plus absorbée par les arbres (TAYLOR et SUTHERLAND, 2020). Les plantes

typiques des tourbières peuvent se développer par la suite (PASCHE *et al.*, 2017; TAYLOR et SUTHERLAND, 2020).

- Pâturage : Cette technique permet d'éliminer les pousses d'arbres. Cependant, elle peut conduire à des impacts négatifs sur les tourbières : par exemple, le piétinement des animaux peut conduire au processus d'érosion du sol, ce qui provoque une dégradation de la qualité de l'eau (THOM *et al.*, 2019).
- Fauche : La végétation des tourbières peut se redévelopper grâce à cette technique (JOOSTEN, 2021b). Cependant, des impacts négatifs peuvent survenir, comme la destruction de nids d'oiseaux et d'espèces à enjeux écologiques, si les périodes de nidification ne sont pas évitées. C'est pour cette raison que la réhumidification est préférable face à cette technique.

Parmi ces techniques, la réhumidification des tourbières reste la technique à privilégier car elle permet l'augmentation de la quantité d'eau et de garder un niveau d'eau permanent (DINESEN et HAHN, 2019).

Alors qu'il y a 15 ans, l'évaluation du succès de la restauration écologique dans les tourbières était peu étudiée, de plus en plus d'études s'intéressent à l'effet des actions de restauration sur les tourbières (KIMMEL et MANDER, 2010; STROBL, 2019; LOISEL et GALLEGOS-SALA, 2022; KHAN *et al.*, 2025). Les études ayant analysé cette évaluation montrent que les mesures de restauration des tourbières se révèlent bénéfiques pour les services écosystémiques d'approvisionnement et pour le carbone, l'eau, la biodiversité et la végétation typique des tourbières (KIMMEL et MANDER, 2010; NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM, 2015; KHAN *et al.*, 2025). Plus particulièrement, réhumidifier et revégétaliser par les plantes typiques des tourbières, comme les mousses du genre *Sphagnum*, permettent d'augmenter la séquestration du carbone et ainsi de réduire les émissions de gaz à effet de serre (KIMMEL et MANDER, 2010; THE CONVENTION ON WETLANDS, 2025). De plus, les techniques de comblement des fossés et d'abattage d'arbres permettraient un changement positif sur la composition de la végétation dans les tourbières.

Une étude a spécialement analysé les services écosystémiques fournis par une tourbière après des travaux de restauration écologique et a montré que les services de régulation (régulation de l'eau, protection de la biodiversité, régulation du climat) et culturels (motivation à la recherche scientifique, valeurs de préservation de l'habitat) ont augmenté significativement (BERQUER *et al.*, 2025).

Des effets négatifs de la restauration écologique ont été également observés (KIMMEL et MANDER, 2010). Bien que la réhumidification augmente la quantité d'eau dans les tourbières, elle peut altérer sa qualité par l'augmentation de la concentration de carbone organique dissous qui dégrade la composition chimique de l'eau (KIMMEL et MANDER, 2010; MCDONOUGH *et al.*, 2020). De plus, elle augmente l'émission de méthane (46% d'émissions en plus que des tourbières non drainées) (KALHORI *et al.*, 2024). Cependant, cet inconvénient ne remet pas en cause l'effet d'atténuation du changement climatique par la réhumidification des tourbières car ce gaz a une durée de vie dans l'atmosphère considéré comme courte (12 ans) (KALHORI *et al.*, 2024).

Si aucune mesure de restauration n'est mise en place et si les menaces pesées sur les tourbières continuent, les coûts pour la société seraient bien plus élevés que le coût de restauration (NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM, 2015). L'augmentation du CO<sub>2</sub>, des températures et des événements météorologiques extrêmes ont également profité à l'augmentation des programmes de restauration des tourbières et à la volonté des parties-prenantes (science, politique, sciences sociales, etc.) à travailler ensemble (LAMERS *et al.*, 2015).

### 1.3.3 Outils et indicateurs de conservation

Afin de mesurer les effets de la restauration sur un milieu, il existe des indicateurs de conservation qui permettent de décrire, de manière quantitative ou qualitative, le succès de conservation d'un écosystème (MINISTRY OF ENVIRONMENT AND FORESTRY *et al.*, 2020; NAESLUND *et al.*, 2023). Ces indicateurs sont également utilisés pour communiquer aux décideurs les tendances de la biodiversité (THE PARLIAMENTARY OFFICE OF SCIENCE AND TECHNOLOGY, 2021).

Parmi les indicateurs de conservation qui existent, ceux concernant la conservation d'une tourbière peuvent se référer à la flore, à la faune, aux bactéries et aux processus écologiques (DOUGLAS *et al.*, 2019; MINISTRY OF ENVIRONMENT AND FORESTRY *et al.*, 2020).

Le recouvrement de la végétation dans la tourbière est à observer : il s'agit de déterminer le recouvrement des espèces ligneuses et des espèces végétales typiques des tourbières afin de constater ou non un encombrement de la tourbière par des ligneux (EPICOCO et VIRY, 2015).

La faune, comme les insectes appartenant à la famille des Tipulidae, peut également servir d'indicateur afin d'évaluer le niveau d'humidité présent dans une tourbière (DOUGLAS *et al.*, 2019). D'autres ordres, comme les Odonates, Lépidoptères ou encore Diptères, peuvent également être étudiés par le biais de relevés faunistiques (EPICOCO et VIRY, 2015).

Quant aux bactéries, elles permettent d'être un indicateur plus rapide que ceux relatifs aux plantes pour évaluer les mesures de restauration dans les tourbières (DOUGLAS *et al.*, 2019). Le temps de réponse des bactéries se réalise dans l'année de la restauration.

Pour ces trois catégories, des indicateurs généraux peuvent être mesurés au sein d'un écosystème : la richesse spécifique, l'abondance de chaque espèce et les différences de la composition des espèces. Pour la richesse spécifique, les chercheurs utilisent des méthodes comme les courbes de raréfaction ou des méthodes de capture-recapture (BROWN et WILLIAMS, 2016).

En ce qui concerne les indicateurs sur les processus écologiques, la stabilité du sol, les fonctions hydrologiques et l'intégrité écologique du site sont utilisées pour caractériser les tourbières (MINISTRY OF ENVIRONMENT AND FORESTRY *et al.*, 2020).

Plus particulièrement, l'intégrité écologique est un indicateur qui mesure la composition, la structure et la fonction d'un écosystème par rapport à l'écosystème naturel ou historique et à des perturbations subies (BROWN et WILLIAMS, 2016). Une autre définition, donnée par cette même étude, indique que l'intégrité écologique est la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté d'organismes comparable à son état naturel. Ce dernier est considéré comme la référence du niveau de perte de l'écosystème (HANSEN *et al.*, 2021). Cette référence doit, entre autres, prendre en compte les conditions climatiques et les espèces déjà observées dans la région de l'écosystème étudié (HANSEN *et al.*, 2021). De plus, un écosystème est qualifié d'intègre si sa composition (richesse spécifique, abondance, etc.), structure (configuration spatiale du paysage, élévation, etc.), fonctions et processus écologiques (cycle des nutriments, énergie, etc.) sont intacts ou capables de survenir à des perturbations, c'est-à-dire d'être résilient (ROCHE et CAMPAGNE, 2017; GARIBALDI *et al.*, 2021; HANSEN *et al.*, 2021; TRIPLET, 2025). La composition de la biodiversité, la végétation, les traits des espèces peuvent être nécessaires pour mesurer cet indicateur (ROCHE et CAMPAGNE, 2017).

L'intégrité écologique est fondamentale pour la stabilité de l'écosystème (HILL *et al.*, 2022). Par exemple, plus sa valeur est élevée, plus l'écosystème est capable de maintenir des services écosystémiques.

Cet indicateur est utilisé pour mesurer les tendances de la biodiversité, détecter des changements écologiques, prioriser et gérer les sites à conserver ou restaurer et évaluer l'état de l'écosystème ainsi que l'efficacité de la gestion mise en place (BROWN et WILLIAMS, 2016). Également, il permet d'indiquer si la biodiversité répond aux mesures de conservation établies sur un site et de mesurer le succès des actions de restauration (BROWN et WILLIAMS, 2016; DUNHAM *et al.*, 2024). Ainsi, l'intégrité écologique est considéré comme un bon indicateur pour les gestionnaires des écosystèmes (REZA, 2014).

La santé de l'écosystème, et donc l'intégrité écologique, est également évaluée grâce à des mesures de composition des espèces via des espèces bioindicatrices réagissant à d'importants changements de l'environnement (HANSEN *et al.*, 2021). L'intégrité écologique peut se mesurer par exemple avec des zooplanctons, des hétérocères ou encore des syrphes (CHEMLI, 2017; VANAPPELGHEM *et al.*, 2020; CHEVE, 2024). Ces derniers sont de bons indicateurs pour mesurer l'intégrité écologique d'un site (DJELLAB *et al.*, 2019).

## 1.4 Syrphes

### 1.4.1 *Caractéristiques générales*

Les syrphes (Syrphidae) sont des arthropodes, appartenant à l'ordre des Diptères (insectes ne présentant qu'une paire d'ailes) et de taille comprise entre 4 et 35 mm (SOMMAGGIO, 1999; CORREA, 2019). Dans cet ordre, ils représentent l'une des plus grandes diversités d'espèces : dans le monde, plus de 6000 espèces sont décrites, en Europe et en France, ce sont respectivement 950 et 563 espèces présentes (CORREA, 2019; VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Ils sont répartis dans les régions du monde entier, excepté dans les régions de l'antarctique, de certaines îles océaniques, comme Hawaï, ou encore des régions sèches (SOMMAGGIO, 1999; NADERLOO et PASHAEI RAD, 2014; DUNN *et al.*, 2020).

Cette famille d'insectes est largement connue et ceci grâce à leur morphologie (CORREA, 2019). En effet, les syrphes adoptent le mimétisme Batésien, c'est-à-dire qu'ils peuvent imiter l'apparence d'autres insectes qui sont qualifiés de prédateurs, comme les Hyménoptères, afin de prétendre à être des leurs et à être ainsi protégés (CORREA, 2019; LEAVEY *et al.*, 2021). Par exemple, un syrphe ressemblant fortement à une guêpe, avec des rayures noires et jaunes sur l'abdomen, serait moins sujet à être attaqué par une guêpe (cette dernière étant territoriale) (CORREA, 2019). Certaines espèces de syrphes ressemblant fortement à des bourdons peuvent s'introduire dans le nid des bourdons et y déposer ces œufs. Une fois éclos, les larves se nourrissent directement dans le nid des restes des bourdons. D'autres espèces ont les couleurs leur permettant de se fondre dans l'environnement (VAN VEEN, 2004). Outre leur aspect particulier, les syrphes sont reconnaissables dans l'environnement grâce à leur vol stationnaire et à leurs ailes présentant, parfois, une fausse nervure alaire (appelée *vena spuria*), des nervures en faux bord et la cellule anale en forme de pointe (cf. Figure n° 4) (SOMMAGGIO, 1999; JEAN *et al.*, 2011; VANAPPELGHEM *et al.*, 2020; TURPEAU *et al.*, 2024).

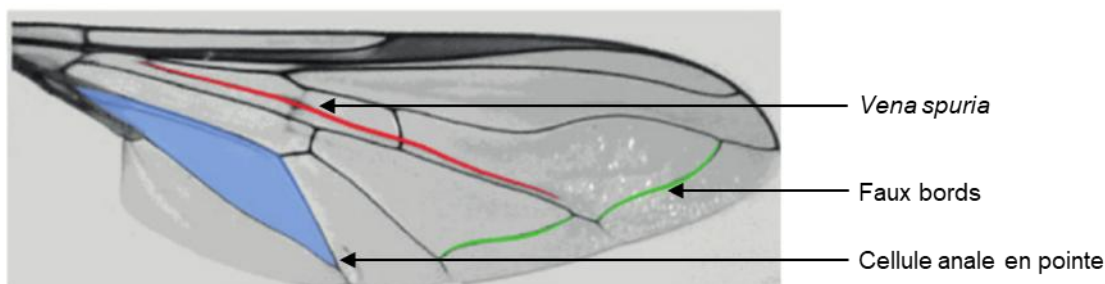


Figure n° 4 : Critères d'identification d'un syrphe grâce aux ailes (en rouge : *vena spuria* ; en vert : faux bord ; en bleu : cellule anale en forme de pointe) (d'après VANAPPELGHEM *et al.*, 2020)

Ce type de morphologie est seulement applicable au stade adulte. En effet, les syrphes commencent leur cycle de vie par un « stade œuf », les syrphes adultes déposant les œufs proches de ressources alimentaires (CORREA, 2019). En 3 à 4 jours, les œufs deviennent des larves, puis des pupes entre les 7 et 10 jours suivants et enfin, deviennent adultes après 10 à 15 jours (BERRY, 1998; JEAN *et al.*, 2011). La période de reproduction peut ainsi commencer et ce, durant le printemps et l'été (CORREA, 2019). Le cycle de vie prend ainsi entre 16 et 28 jours et l'espérance de vie est estimée entre plusieurs heures ou plusieurs mois (CORREA, 2019).

Ces différents stades du cycle de vie des syrphes imposent des sources de nourritures variées (BERRY, 1998; CORREA, 2019). En ce qui concerne le stade larvaire, les larves peuvent être

phytophages (elles se nourrissent des feuilles, tiges et racines des plantes), mycophages (elles consomment des champignons), microphages (elles consomment des micro-organismes) et zoophages (elles se nourrissent d'insectes « à corps mous », comme des pucerons) (BERRY, 1998; NADERLOO et PASHAEI RAD, 2014; SAVARY, 2019; TURPEAU *et al.*, 2024). Quant aux adultes, ils se nourrissent du pollen et du nectar des plantes et du miellat produit par les pucerons (BERRY, 1998). La morphologie des plantes conditionne la visite des syrphes. En effet, ces derniers sélectionnent des plantes à fleur de couleur jaune ou blanche et avec une symétrie radiale. Par exemple, les plantes appartenant à la famille des Apiaceae remplissent ces éléments et sont donc plus susceptibles d'être visitées par les syrphes (BERRY, 1998; NADERLOO et PASHAEI RAD, 2014).

Certaines espèces de syrphes sont migratrices afin de retrouver de meilleures conditions pour se nourrir (CORREA, 2019). Au stade adulte, ces espèces peuvent parcourir plusieurs dizaines, voire centaines de kilomètres pour rejoindre des lieux situés vers le Sud (en France, les destinations sont les Pyrénées, les Alpes, etc.) ou bien vers le Nord (par exemple, le Sud de la Grande-Bretagne) (CORREA, 2019; WOTTON *et al.*, 2019; TURPEAU *et al.*, 2024).

#### 1.4.2 Services écosystémiques

Les syrphes jouent des rôles essentiels dans les écosystèmes (DJELLAB *et al.*, 2019).

Tout d'abord, ils jouent un rôle de pollinisateurs et se placent à la deuxième place de ce groupe, après les abeilles (LI *et al.*, 2023). Les syrphes peuvent parcourir une plus grande distance par rapport aux abeilles pour la récolte du pollen (DUNN *et al.*, 2020). En effet, le pollen récolté par les syrphes est viable sur une plus grande distance (400 m) que celle des abeilles (300 m) (la viabilité du pollen est la capacité de celui-ci être fertile (SARASWAT, 2025)). Ainsi, les syrphes contribuent au maintien de la diversité génétique des plantes (WOTTON *et al.*, 2019). Ce service écosystémique a été évalué à environ 300 milliards de dollars par an (LI *et al.*, 2023).

Deuxièmement, une partie des syrphes sont prédateurs des pucerons. En effet, un tiers des espèces de syrphes sont aphidiphages et chaque individu est capable de consommer environ entre 400 et 800 pucerons selon l'espèce durant son cycle larvaire (BERRY, 1998; JEAN *et al.*, 2011; DUNN *et al.*, 2020). Les larves sont ainsi considérées comme des prédatrices de pucerons et comme agents de contrôle biologique (DUNN *et al.*, 2020).

Troisièmement, les syrphes sont considérés comme des recycleurs de la matière en décomposition. Les larves de certains syrphes peuvent se nourrir de plantes ou d'animaux en décomposition, des excréments des animaux et la matière organique (NADERLOO et PASHAEI RAD, 2014).

De plus, selon Rodriguez-Gasol *et al.* (2020) et Zanin (2024), les syrphes pourraient fournir indirectement un autre service écosystémique pour l'Homme : celui d'être utilisé comme un indicateur biologique (RODRIGUEZ-GASOL *et al.*, 2020; ZANIN, 2024).

#### 1.4.3 Espèces bioindicatrices

Un indicateur biologique, ou bioindicateur, est une mesure qui indique le niveau de dégradation d'un milieu (TRIPLET, 2025). Pour ce faire, ce sont des espèces animales ou végétales, et plus précisément leurs caractéristiques (richesse spécifique, abondance, traits biologiques, etc.), qui sont étudiées. Les bioindicateurs sont utilisés pour prouver des problèmes environnementaux, un état de stress du milieu et l'efficacité de mesures de restauration.

Ainsi, les syrphes sont considérés comme de bons bioindicateurs pour plusieurs raisons biologiques et techniques (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020; RODRIGUEZ-GASOL *et al.*, 2020).

### 1.4.3.1 Raisons biologiques

Les syrphes sont retrouvés dans plusieurs types d'habitat (forêt, agroécosystème, jardin, zone humide, environnement urbain, etc.) sauf dans les grottes et les falaises (VAN VEEN, 2004; JEAN *et al.*, 2011; NADERLOO et PASHAEI RAD, 2014) et leur communauté varie avec le paysage (type d'habitat, couverture végétale, diversité des plantes et hétérogénéité spatiale) (DJELLAB *et al.*, 2019).

La forêt offre de nombreux refuges et sources de nourriture pour les syrphes de part la présence des quatre strates végétales (arborée, arbustive, herbacée et muscinale) dans ce milieu (VAN VEEN, 2004). De plus, la variation de température et de luminosité permet à une diversité d'espèces de s'installer selon leur préférence. Par exemple, les espèces *Temnostoma apiforme* et *Myathropa florea* préfèrent des endroits lumineux et chaud.

Les zones humides peuvent contenir plusieurs types d'habitats connus pour abriter une diversité de syrphes (milieu d'eau ouvert avec ou sans végétation haute, tourbe, prairie et forêt marécageuse) (VAN VEEN, 2004). Par exemple, les larves du genre *Eristalis* et des genres *Chrysogaster*, *Lejogaster* et *Orthonevra* sont capables de vivre dans cet écosystème car des cours d'eau et des feuilles en décomposition sont présents respectivement pour leur habitat préférentiel. De plus, d'autres espèces profitent de la richesse floristique présente dans les zones humides, notamment par la présence de la plante du genre *Carex* qui est visitée par les syrphes du genre *Platycheirus*.

Les agroécosystèmes abritent les espèces préférant les milieux ouverts avec une dominance de plantes herbacées (VAN VEEN, 2004). La possible présence de pucerons sur ce type de végétation est susceptible d'attirer certaines espèces de syrphes (*Sphaerophoria*, *Platycheirus*, *Melanostoma*, etc.) qui vont les prédater.

L'environnement urbain offre également des habitats pour les syrphes : arbres, buissons et plantes herbacées (VAN VEEN, 2004). Les syrphes retrouvés ne sont pas exigeants en termes d'habitat, comme l'espèce *Epsyrphus balteatus*, ou alors spécialistes d'une plante en particulier, comme l'espèce *Cheilisia caerulescens* qui se nourrit de plante du genre *Sedum*.

Par cette description d'habitat et des exemples donnés, les syrphes ont des préférences quant à leur milieu de vie. De plus, chaque espèce de larves a des exigences alimentaires spécifiques (microphage, zoophage, phytophage et mycophage), limitée par les microhabitats de l'écosystème. Elles doivent donc se trouver dans leur habitat préférentiel pour assouvir leur besoin alimentaire (VAN VEEN, 2004; ZANIN, 2024). La Figure n° 5 présente deux types d'écosystème dans lesquels les syrphes sont localisés selon leur préférence alimentaire. Par exemple, les syrphes phytophages sont retrouvés dans des habitats avec de la végétation terrestre et non avec des zones d'eau.

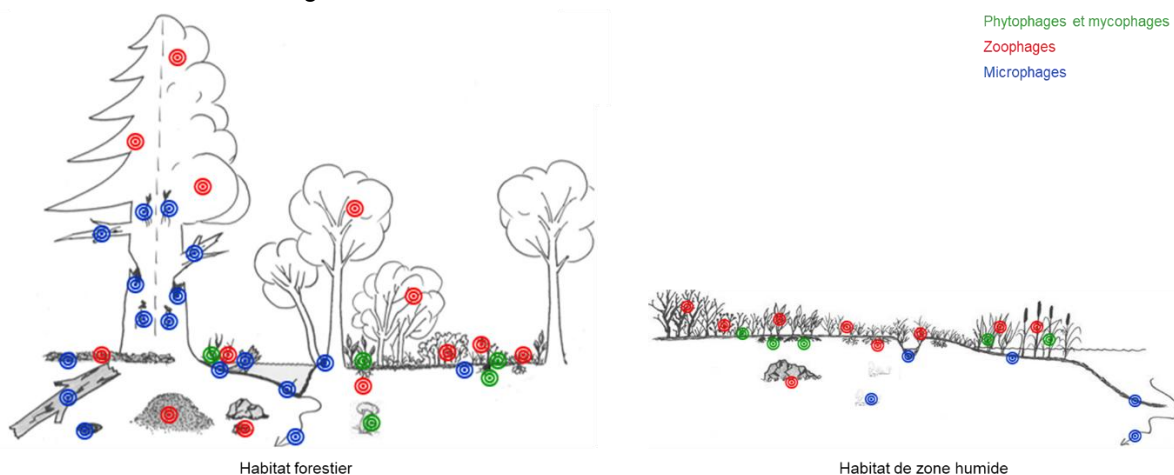


Figure n° 5 : Localisation des larves de syrphes dans l'habitat selon leur préférence alimentaire (SAVARY, 2019)

Ces éléments permettent ainsi d'avoir des indications sur la composition de l'habitat (strates, espèces végétales dominantes, etc.) étant donné que l'écologie des larves est associée aux caractéristiques de l'habitat (SPEIGHT, 2008; VANAPPELGHEM *et al.*, 2020).

Un autre élément permettant de justifier les raisons biologiques est la connaissance des traits écologiques des syrphes. Les habitats et les modes de vie des syrphes (alimentation, migration, etc.) sont connus pour plus de 95% des espèces de syrphes en France (CLAUDE et VANAPPELGHEM, 2017).

#### 1.4.3.2 Raisons techniques

Les syrphes peuvent être facilement échantillonnés grâce à une méthode de collecte standardisée ayant un large rayon de capture sur les habitats (tentes Malaise) (SPEIGHT, 2008). Ce sont des pièges à interception dans lesquels les syrphes adultes se heurtent en recherchant, par exemple, une source alimentaire. D'autres taxons comme les araignées peuvent également être collectés grâce à une méthode standardisée mais celle-ci est trop chronophage par rapport à l'installation de pièges à interception.

Les échantillons récoltés sont par la suite directement identifiables grâce à des clés d'identification (CLAUDE et VANAPPELGHEM, 2017). De part l'accumulation des connaissances sur les syrphes, plusieurs ouvrages ou sites en ligne permettent d'identifier facilement les espèces de syrphes, ce qui représente un avantage considérable par rapport à d'autres taxons qui nécessiteraient plus de connaissances et de temps pour les identifier. Cette facilité d'identification et de la mise en place de pièges permettent aux programmes d'évaluation des écosystèmes d'utiliser les syrphes comme bioindicateurs (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020; RODRIGUEZ-GASOL *et al.*, 2020).

Il existe un consensus sur l'utilisation des syrphes comme bioindicateur pour évaluer l'état de conservation d'un écosystème (SOMMAGGIO et BURGIO, 2014). Ce type d'étude est de plus en plus effectué depuis une quinzaine d'années en France et permet de conclure sur l'état écologique actuel du milieu et sur de possibles restaurations écologiques (SOMMAGGIO, 1999; BOT et VAN DE MEUTTER, 2024).

## 2 Définition de la problématique

Comme expliqué précédemment, les écosystèmes subissent des pressions d'origine anthropique, ce qui provoque des dégradations de ces milieux (WALLERT, 2013; WANG *et al.*, 2024). Les tourbières font partie des écosystèmes possédant de nombreux enjeux, dont la participation à l'atténuation du changement climatique car elles stockent environ 30% de carbone alors qu'elles sont présentes sur seulement 3% de la Terre (LI *et al.*, 2018). Ces écosystèmes sont les plus menacés par les activités humaines, notamment par le drainage et l'extraction de la tourbe utilisée pour l'horticulture et en tant que combustible (KIMMEL et MANDER, 2010).

Les tourbières sont donc fortement concernées par des restaurations écologiques au vu de leurs menaces et de leur importance mondiale dans le changement climatique et de plus en plus d'études sur l'évaluation du succès de la restauration dans les tourbières sont menées (VAUGHN *et al.*, 2010; LOISEL et GALLEGO-SALA, 2022). Par ailleurs, des programmes européens sont spécifiquement liés à la restauration écologique des tourbières comme le projet LIFE « Anthropofens » qui a débuté en 2020 pour une durée de 6 ans et qui est financé principalement par le programme LIFE de la Commission européenne (CENTRE DE RESSOURCES NATURA 2000, 2025). Il a pour objectif principal de restaurer les conditions permettant l'amélioration de l'état de conservation des tourbières alcalines, situées en Hauts-de-France (France) et en Wallonie (Belgique) (BERQUER *et al.*, 2024). Il est coordonné par le Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France qui se charge, entre autres, de la bonne mise en œuvre des actions scientifiques à mener (BERQUER *et al.*, 2024). A cet effet, il a mis en place des actions de restauration sur des tourbières concernées par ce programme et a prévu une analyse diachronique permettant d'évaluer l'intégrité écologique sur le marais de Sacy entre 2020 et 2025, à la suite des travaux de restauration effectués sur ce site depuis 2020 (déboisement, essouchage et broyage d'arbres). Il souhaite donc évaluer l'état de conservation après les actions de restauration par des bioindicateurs comme les syrphes (peu d'études ont été réalisées sur la capacité des syrphes à être des espèces bioindicatrices pour évaluer l'état de conservation d'un milieu (SOMMAGGIO, 1999; BOT et VAN DE MEUTTER, 2024)).

Ainsi, il s'agit de se poser la problématique suivante :

**Quelle est l'évolution de l'état de conservation d'une tourbière après la réalisation de travaux de restauration effectuée sur ce site ?**

A la suite de cette problématique, plusieurs questions, associées à des hypothèses, peuvent se poser :

- Est-ce que la communauté de syrphes diffère après les travaux de restauration effectués sur une tourbière donnée par rapport à la situation initiale ?  
Objectif : Evaluer l'évolution de la communauté de syrphes après les travaux de restauration sur la tourbière.  
Hypothèse n°1 : A la suite des travaux de restauration, l'abondance et la richesse spécifique des syrphes augmentent et la composition de la communauté de syrphes est différente par rapport à la situation initiale.
- A la suite des travaux de restauration, est-ce que la valeur des traits de vie des syrphes renseignant sur les caractéristiques écologiques de la tourbière diffère de la situation initiale ?  
Objectif : Mettre en évidence un changement des caractéristiques écologiques de la tourbière via certains traits de vie des syrphes après les travaux de restauration.  
Hypothèse n°2 : La valeur des traits de vie des syrphes renseignant sur les caractéristiques écologiques de la tourbière est stable entre les périodes avant travaux et après travaux.

- Est-ce que l'intégrité écologique globale et des habitats des zones humides de la tourbière augmente ?

Objectif : Mettre en évidence les changements de l'intégrité écologique de la tourbière et des habitats des zones humides après la restauration écologique.

Hypothèse n°3 : A la suite des travaux de restauration, l'intégrité écologique globale de la tourbière est stable, voire augmente. Alors que l'intégrité écologique des habitats des zones humides a soit augmenté, soit diminué, selon les travaux de restauration effectués.

- A la suite des travaux de restauration, les dysfonctionnements de la tourbière sont-ils réduits ?

Objectif : Evaluer l'évolution des dysfonctionnements du site après les travaux de restauration.

Hypothèse n°4 : Les travaux de restauration permettent de diminuer les dysfonctionnements (amélioration de l'ouverture des milieux, de l'engorgement en eau et de la recolonisation de la végétation typique) de la tourbière.

### 3 Matériels et méthodes

#### 3.1 Site d'étude

##### 3.1.1 *Présentation du marais de Sacy*

Afin de répondre à cette problématique, le site d'étude choisi est le marais de Sacy car il a bénéficié de travaux de restauration au cours des cinq dernières années. Il est situé dans le département de l'Oise dans la vallée de l'Oise Compiégnoise (DIRECTION DEPARTEMENTALE DES EQUIPEMENTS DE L'OISE, 2005). Il s'étend sur une surface de 1360 ha et est découpé en plusieurs parcelles appartenant à différents propriétaires (DECODTS, 2021). Le département de l'Oise possède 250 ha répartis sur trois entités (le marais Est, le marais Ouest et l'Etang) qui sont gérés par le CEN HDF (cf. Figure n° 6). Pour l'Oise, il représente le plus vaste marais du département (CARON et CHEYREZY, 2021).

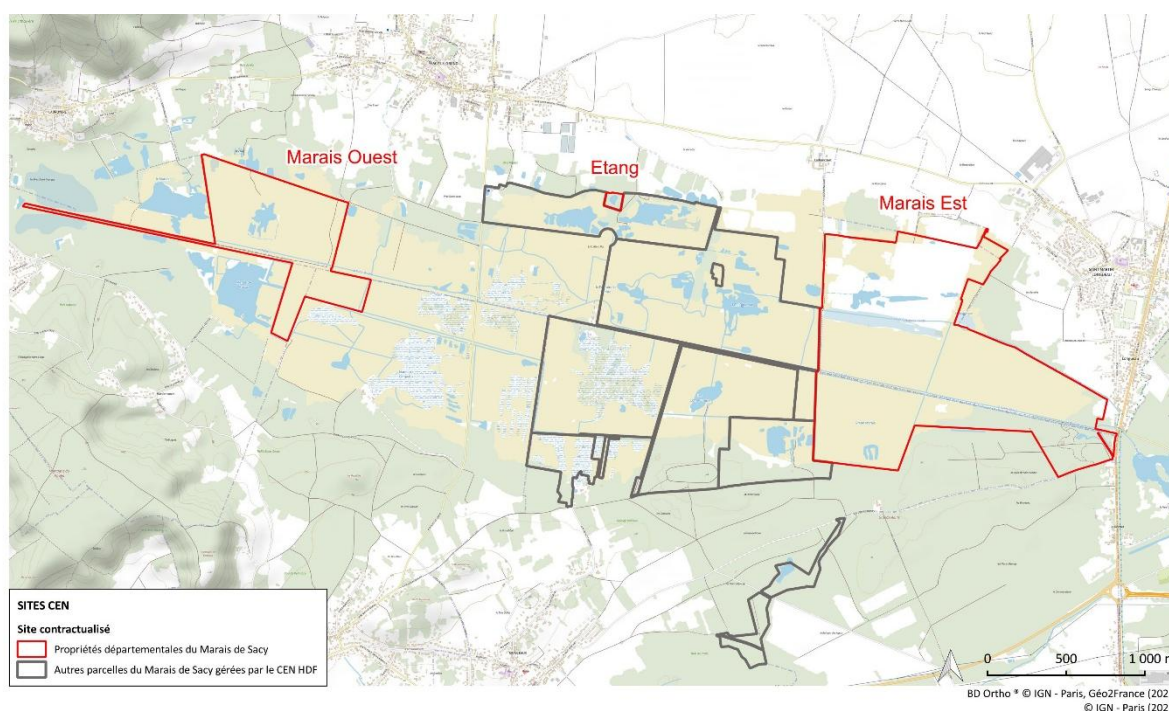


Figure n° 6 : Localisation du marais de Sacy et des trois secteurs départementaux gérés par le CEN HDF (réalisé d'après (CONSERVATOIRE D'ESPACES NATURELS DES HAUTS-DE-FRANCE, 2025))

Le marais de Sacy est plus précisément une tourbière alcaline avec une épaisseur de tourbe pouvant atteindre 2,30 m (DECODTS, 2021). Il abrite un patrimoine naturel riche en diversité d'habitats, de faune et de flore grâce à des paramètres variés (topographie, niveau de l'eau, épaisseur de la tourbe, végétation et pratiques de gestion historiques). En effet, sur les entités départementales, six grands types d'habitats, plus de 750 espèces animales et 400 espèces végétales ont été inventoriés (DECODTS, 2021). De nombreuses espèces spécialisées dans ce type de zones humides sont rares et menacées (par exemple, l'oiseau Busard des roseaux ou encore l'araignée *Dolomedes plantarius*) (DECODTS et PENCOAT-JONES, 2020). Pour cette grande richesse observée, le marais possède des statuts de protection qui agissent en faveur de la préservation de son patrimoine naturel : zone classée Natura 2000, site Ramsar et Espace Naturel Sensible d'intérêt départemental (DECODTS, 2021; INVENTAIRE NATIONAL DU PATRIMOINE NATUREL, 2025).

Historiquement, le marais de Sacy a subi une phase de perturbations dès le XVI<sup>ème</sup> siècle par l'aménagement de réseaux hydrauliques (création du canal de la Frette), le drainage et l'assèchement du marais (création de fossés dans lesquels l'eau en surplus se déversait dans le canal de la Frette), l'extraction de la tourbe (utilisée pour se chauffer), les activités agricoles dans certaines parties du marais

(cultures d'artichauts ou de cresson et fauchage) et le pâturage qui entraîne le piétinement du sol et l'augmentation de nutriments empêchant le développement de la végétation typique des tourbières (DECODTS, 2021; BERQUER, 2024). Ces activités humaines ont amené à un dysfonctionnement du marais, notamment par la baisse du niveau de l'eau. Si cette baisse se poursuit, le marais pourrait perdre son patrimoine naturel. Des études initiales et des travaux de restauration ont donc été menés par le projet LIFE Anthropofens qui souhaite par la suite évaluer son état final.

### 3.1.2 *Etudes menées et travaux de restauration réalisés depuis 2020*

Parmi les études menées sur le marais de Sacy (fonctionnement éco-hydrologique, évolution des cladiaies, etc.), une étude a été réalisée en 2020 permettant d'évaluer l'état de conservation du marais de Sacy grâce à la communauté de syrphes (GAY, 2020; GAZAIX, 2021; GAZAIX et BERQUER, 2024). Entre autres, elle a révélé que 85 espèces de syrphes étaient présentes et que 17 espèces étaient en déclin ou menacées. Elle a estimé l'intégrité écologique du marais à 44%, ce qui représente une intégrité écologique moyenne. Des dysfonctionnements ont également été mesurés : 56% des espèces qui auraient dû être observées dans cette étude ont été manquantes. Des travaux de restauration sont donc nécessaires pour améliorer son état de conservation.

Ainsi, dans le cadre du projet LIFE Anthropofens, les marais Est et Ouest ont bénéficié tous les deux de travaux de restauration.

Des actions de déboisement, d'essouchage et de broyage ont eu lieu fin 2024 dans le marais Ouest sur une surface de 3,17 ha.

Au sein du marais Est, ces mêmes actions ont eu lieu fin 2022 et début 2023 sur une superficie de 6 ha. Puis en 2023, elles sont répétées sur 4,30 ha sur une autre partie de ce marais.

L'objectif de ces déboisements est de recréer la végétation présente initialement car des espèces ligneuses, principalement des Saules, se développaient et risquaient de prendre de l'ampleur par rapport aux habitats typiques (cladiaies et bas-marais alcalins).

Il est également à noter que d'autres travaux hors cadre du programme LIFE ont été réalisés. Dans le marais Ouest, du pâturage a été mis en place en 2021, 2022, 2023 et 2024 et des layons de chasse ont été fauchés en 2022. Dans le marais Est, ces mêmes actions ont été réalisées : en 2021, 2023 et 2024 pour le pâturage et en 2020 pour la fauche des layons de chasse.

En ce qui concerne les travaux futurs, la réalisation d'un sentier pédagogique sur le marais Est est en cours de réalisation depuis début juillet 2025 et le cours d'eau parcourant le marais de Sacy, le canal de la Frette, sera reméandré fin 2025.

Les cartes en Annexe A montrent l'ampleur des travaux réalisées sur ce site.

## 3.2 *Syrph the Net*

Le protocole d'évaluation de l'état de conservation du site d'étude choisi est celui issu de la méthode *Syrph the Net*. Ce choix est justifié par la capacité du protocole à donner une image de l'état des habitats en abordant une dimension fonctionnelle par les traits de vie des espèces et de la volonté pour le tester en évaluation diachronique.

### 3.2.1 *Présentation de la méthode*

*Syrph the Net* (StN) est une base de données créée en 1990 regroupant les traits de vie de plus de 900 espèces de syrphes européennes, leurs habitats préférentiels (adulte et larve), leur distribution géographique, leur niveau de menace (CLAUDE et VANAPPELGHEM, 2017; VANAPPELGHEM *et al.*, 2020; NATIONAL BIODIVERSITY DATA CENTRE, 2024). Plus précisément, chaque espèce de syrphes

est codée : soit 3 pour une très grande préférence pour le trait, soit 2 pour une préférence, soit 1 pour une préférence dans des conditions particulières, soit une case vide pour aucune préférence (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Cette méthode a pour objectifs d'évaluer la biodiversité d'un site, d'analyser les dysfonctionnements et de suivre son évolution dans le temps afin de conclure sur l'état de santé et d'orienter les décisionnaires sur les pratiques de gestion à adopter sur le site (NATIONAL BIODIVERSITY DATA CENTRE, 2024; PETREMAND *et al.*, 2024).

Pour atteindre ces objectifs, la méthode *StN* prévoit de comparer deux listes entre elles : une liste des espèces prédites, construite à partir des espèces de syrphes déjà connues sur le territoire et à partir des habitats inventoriés sur le site d'étude, et une liste des espèces effectivement observées sur le site d'étude, construite à partir des espèces piégées par tentes Malaise et par chasses à vue (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Cette comparaison classe les espèces en trois catégories (les espèces aux rendez-vous : ce sont les espèces qui ont été prédites et observées sur le site ; les espèces inattendues : ce sont les espèces qui ont été observées mais qui n'ont pas été prédites : les espèces manquantes : ce sont les espèces qui ont été prédites mais qui n'ont pas été observées). Ces catégories sont par la suite utilisées pour calculer trois indicateurs pour conclure sur la conservation du site étudié (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020) :

- Le dysfonctionnement : il est calculé par rapport aux pourcentages des espèces manquantes et des espèces prédites ;
- L'intégrité écologique : elle est calculée par rapport aux pourcentages des espèces au rendez-vous et des espèces prédites. Les valeurs obtenues renseignent sur les défaillances et les points forts à la fois pour le site global et à la fois pour les habitats du site d'étude. Plus la valeur est basse, plus le site présente des dysfonctionnements, plus l'habitat est dégradé et donc plus l'intégrité écologique est faible (cf. Tableau n° 2) ;
- La qualité du modèle : elle est calculée par rapport aux pourcentages des espèces inattendues et des espèces observées. Elle analyse la qualité de la description des habitats inventoriés. Plus la valeur est forte, plus la qualité du modèle est robuste (cf. Tableau n° 2).

Tableau n° 2 : Interprétation de l'intégrité écologique et de la qualité du modèle en fonction des valeurs obtenues (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020)

Valeur de l'intégrité écologique ou de la qualité du modèle (%)	Qualificatif de l'intégrité écologique ou de la qualité du modèle
[0-20]	Très faible
[21-40]	Faible
[41-50]	Moyenne
[51-75]	Bonne
[76-85]	Très bonne
[86-100]	Excellente

La Figure n° 7 traduit graphiquement le fonctionnement de la méthode *StN* et de la construction des indicateurs.

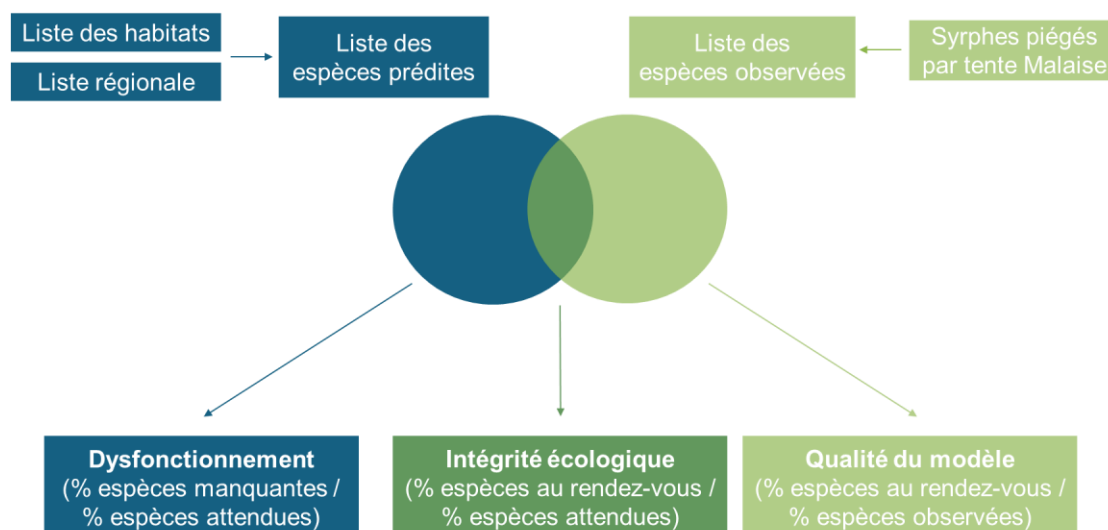


Figure n° 7 : Schéma du fonctionnement de la méthode StN et de la construction des indicateurs de conservation (d'après VANAPPELGHEM et al., 2020)

### 3.2.2 Conception de la liste régionale de référence

La liste régionale de référence regroupe toutes les espèces de syrphes déjà observées dans le département du site d'étude mais également dans les départements limitrophes au site. Le nombre minimal d'espèces de syrphes à indiquer est estimé à 200 (VANAPPELGHEM et al., 2020). Ce nombre a été déterminé selon l'expérience des experts de cette méthode et il permet d'avoir une liste précise des espèces potentiellement présentes sur le site d'étude (VANAPPELGHEM, comm. pers., 2025).

Etant donné que le marais de Sacy est situé dans le département de l'Oise, les départements retenus pour la conception de la liste régionale de référence sont : l'Oise, la Somme, l'Aisne, le Val d'Oise, l'Eure et la Seine-Maritime. Il a été choisi de compiler les espèces connues dans les départements limitrophes de l'Oise au sein du même territoire biogéographique. Pour construire la liste, des listes locales regroupant les espèces de syrphes retrouvées dans chaque département ont été utilisées (SPEIGHT et al., 2020; GAUDET, 2024; TOP, 2025).

### 3.2.3 Description des habitats selon la typologie StN

La méthode StN recommande d'inventorier les habitats dans un rayon de 300 m ou 500 m autour des tentes Malaise (cette distance représente le rayon d'action d'interception supposée d'une tente Malaise) (VANAPPELGHEM et al., 2020). Les habitats sont inventoriés par la méthode du transect, c'est-à-dire que le rayon des 300 m ou 500 m autour de chaque tente Malaise est prospecté selon le type de végétation. Une fois l'inventaire des habitats réalisé, les milieux sont codifiés selon la typologie de la méthode StN. Cette dernière consiste à identifier un « macro-habitat », c'est-à-dire un habitat correspondant à une communauté végétale retrouvée principalement dans le milieu, et un (ou plusieurs) « habitat(s) supplémentaire(s) », c'est-à-dire des éléments qui complètent le macro-habitat (mares, cours d'eau, clairières, bouses de vaches, etc.) (VANAPPELGHEM et al., 2020).

Dans cette étude, les habitats ont été inventoriés dans un périmètre de 300 m autour des tentes Malaise, comme dans l'étude réalisée en 2020. La période d'inventaire des habitats s'est effectuée en trois sessions (24/04/2025, 13/06/2025 et 09/07/2025). Certains endroits n'ont pas pu être inventoriés car le rayon de 300 m comprend des parcelles privées non accessibles. La description des habitats a donc été relevée grâce à des orthophotographies de 2024. Par la suite, les habitats ont été codifiés selon la typologie StN et regroupés en grands types de végétations afin de faciliter la lecture de la cartographie.

Cette dernière a été dessinée sur un logiciel de Système d'Information Géographique (SIG) : QGIS, version 3.40.5-Bratislava.

### 3.3 Plan d'échantillonnage

#### 3.3.1 *Piégeage par tentes Malaise*

Le piège par tente Malaise a été choisi par la méthode *StN* car il piège les insectes de façon passive, évite les biais de l'observateur et permet un échantillonnage standardisé et reproductible des insectes aériens (NAGELEISEN et BOUGET, 2009; VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). De plus, il piège les syrphes adultes qui ont un rayon d'activité de quelques centaines de mètres, ce qui permet d'avoir des indications sur les espèces de larves de syrphes présentes dans ce rayon.

Durant la période de vol des syrphes (de mars à septembre), quatre tentes Malaise ont été installées dans le marais de Sacy (deux tentes par types de milieu) (cf. Figure n° 8) selon le protocole d'installation disponible en Annexe B. Elles ont été placées aux mêmes emplacements que ceux de l'étude de 2020, sauf si le milieu n'est pas propice au bon fonctionnement du piège. En effet, la TM1 a été décalée de 45 m vers l'Est car les travaux de restauration (déboisement) ont permis l'apparition d'un haut niveau d'eau, ce qui empêche la bonne fixation d'une tente au sol. Également, la TM2 a été décalée de 30 m vers le Sud car l'emplacement de 2020 est devenu trop boisé et dense pour l'installation d'une tente. De plus, les mêmes modèles de tente ont été utilisés que ceux de l'étude de 2020 : le groupe TM1 et TM4 et le groupe TM2 et TM3 ont le même modèle.

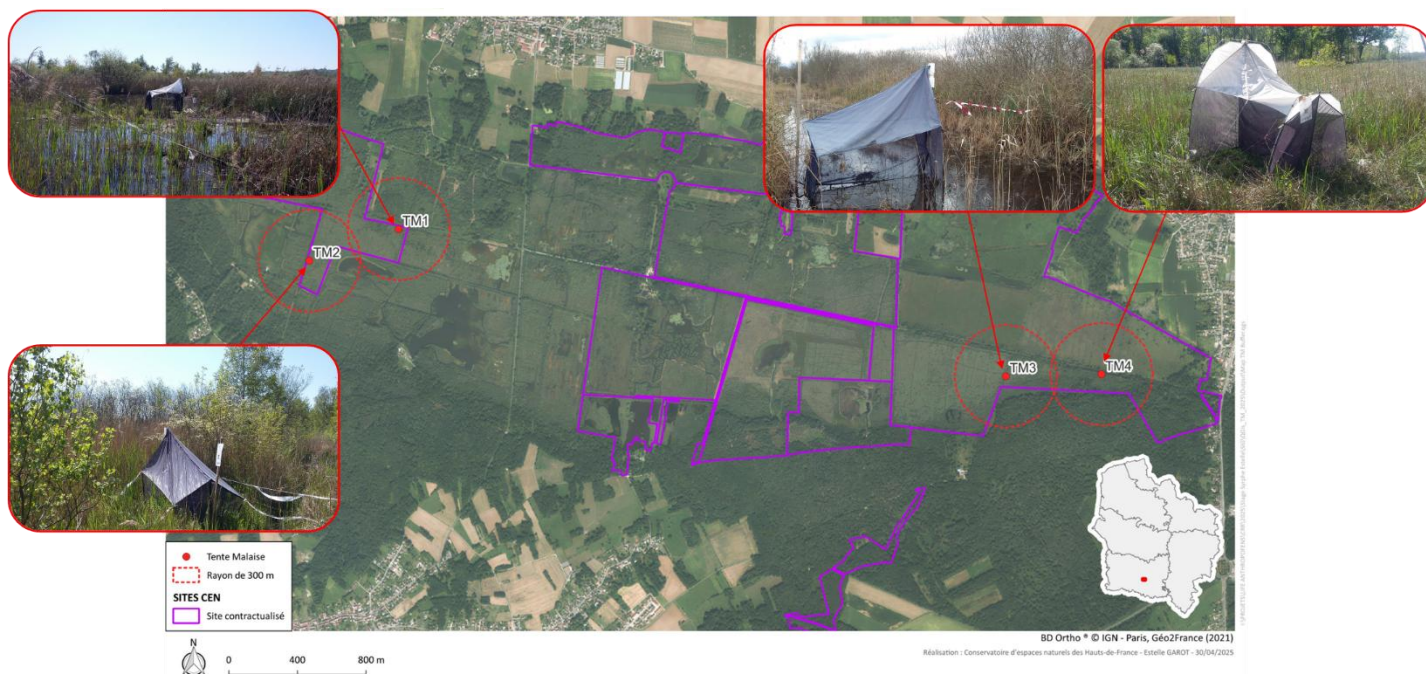


Figure n° 8 : Localisation et photographies des tentes Malaise sur le marais de Sacy pour l'étude de 2025 (réalisé d'après (CONSERVATOIRE D'ESPACES NATURELS DES HAUTS-DE-FRANCE, 2025) et photographies de © E. GAROT (2025))

La récupération des insectes piégés s'est effectuée toutes les deux à trois semaines et aux mêmes dates que la campagne de piégeage de 2020, à l'exception de deux dates pour une question d'organisation (cf. Tableau C-1 en Annexe C).

### 3.3.2 Chasses à vue par filets entomologiques

Afin de compléter les espèces de syrphes piégées dans les tentes Malaise, la chasse à vue avec un filet peut être envisagée. Cette méthode est optionnelle dans le cadre d'une étude *StN* mais elle peut révéler d'autres espèces non piégées dans les tentes Malaise (SOMMAGGIO, 1999; VANAPPELGHEM *et al.*, 2020).

Le périmètre de capture des syrphes est situé dans le rayon des 300 m autour des tentes Malaise dans des espaces ouverts permettant aux syrphes de voler (cf. Figure n° 9). Les périodes de capture ont été réalisées une fois par mois en fonction des conditions météorologiques (temps clair, ensoleillé, sans pluie, température supérieure à 15°C) (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020) (cf. Tableau C-2 en Annexe C).

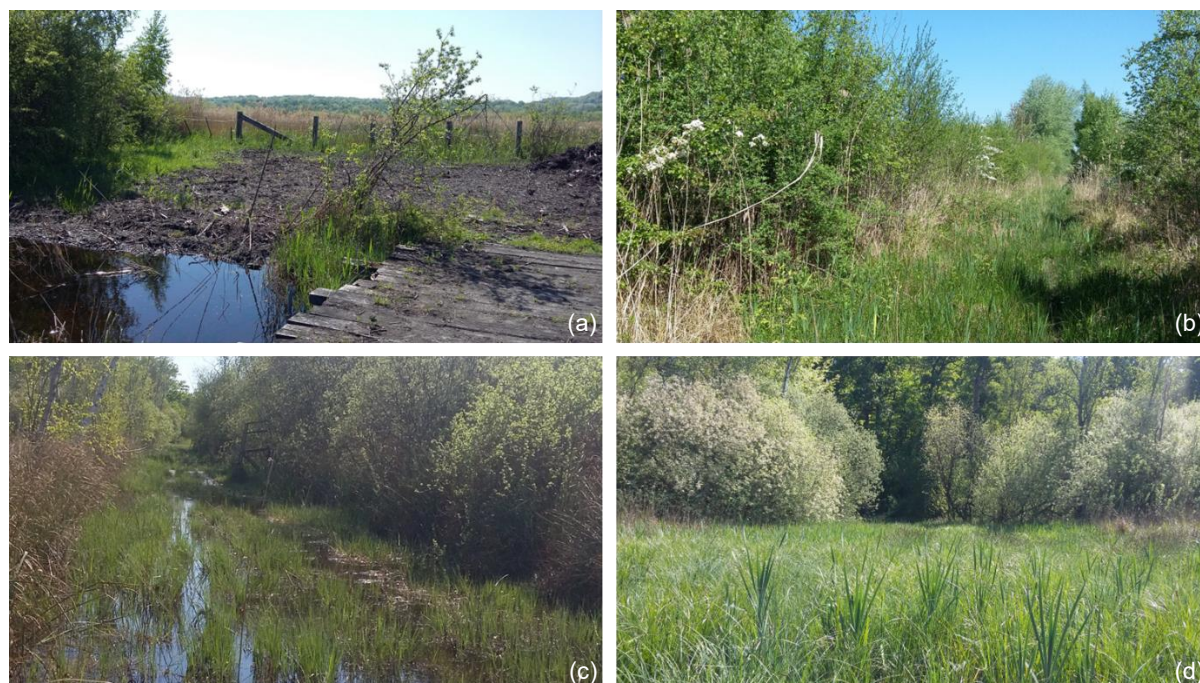


Figure n° 9 : Exemples de milieux ouverts pour réaliser les chasses à vues pour les TM1 (a), TM2 (b), TM3 (c) et TM4 (d) © E. GAROT (2025)

### 3.4 Tri et détermination des échantillons

Les insectes récoltés dans les tentes Malaise sont triés par groupes d'insectes selon leur ordre, famille, etc. et seront envoyés à des experts afin qu'ils les identifient (cf. Figure n° 10 (a et b)). Seuls les syrphes sont identifiés dans le cadre de cette étude (cf. Figure n° 10 (c)). Pour cela, l'utilisation d'une loupe binoculaire et des clés d'identification sont nécessaires (VAN VEEN, 2004; BARTSCH, 2009a; b; BOT et VAN DE MEUTTER, 2024).

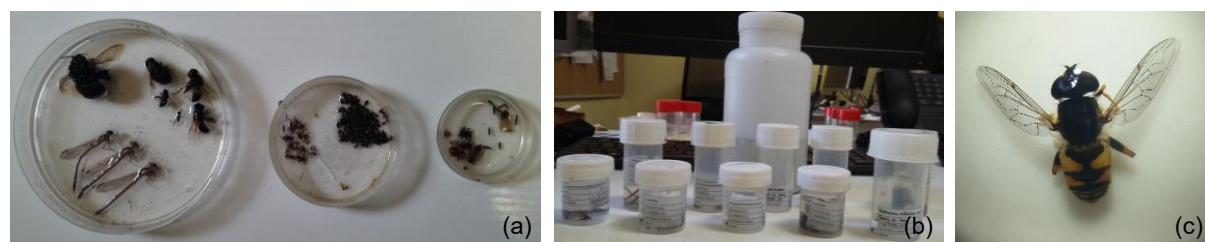


Figure n° 10 : Tri des insectes par catégories (a), stockage des insectes dans des piluliers à destination des experts (b) et identification des syrphes sous loupe binoculaire (ici, *Helophilus pendulus*) (c) © E. GAROT (2025)

### 3.5 Méthode d'analyse des données

Afin de valider ou non les hypothèses de cette étude, des analyses statistiques ont été menées sur les données récoltées lors de la campagne de piégeage. Etant donné que la période d'analyse des données de l'étude de 2020 était du 9 avril au 27 juillet dans le cadre d'un stage, la même amplitude a été reprise pour cette étude afin d'éviter tout biais temporel, soit du 9 avril 2025 au 28 juillet 2025 (les insectes ont été récoltés le 28 juillet et non le 27 pour une question logistique). L'équipe du CEN HDF se chargera de finaliser l'étude de 2025 (détermination des syrphes, analyse des données et rédaction du rapport) en incluant les mois d'août et septembre.

Pour les tests statistiques, l'ensemble des données a été analysé avec le logiciel R, version 4.3.1 (R CORE TEAM, 2025).

#### 3.5.1 *Méthode d'estimation de la diversité de syrphes*

L'estimation de la diversité totale de syrphes sur le marais de Sacy a été possible avec le programme Spade R, version 2016, qui indique un nombre estimé d'espèces de syrphes sur le marais de Sacy (CHAO *et al.*, 2015). Il calcule également le taux de couverture, qui indique le pourcentage estimé d'espèces inventoriées pendant les périodes de capture.

Un autre programme est utilisé, INext, version 2024, qui permet de tracer la courbe de raréfaction de la période échantillonnée (CHAO *et al.*, 2016). Grâce à cette courbe, il est possible d'identifier le nombre de tentes Malaise à installer en plus pour collecter davantage d'espèces.

Ces deux programmes sont utilisés pour donner des informations sur l'efficacité du piégeage et sur l'effort d'échantillonnage.

#### 3.5.2 *Méthode d'analyse de l'abondance, de la richesse spécifique et de la structure de la communauté de syrphes*

L'abondance des syrphes et la richesse spécifique ont été calculées pour avoir une valeur d'abondance et une valeur de richesse spécifique par tente et par année. Les réplicats sont le nombre de tentes, c'est-à-dire quatre. La variable abondance ou richesse spécifique est la variable à expliquer, tandis que l'année est la variable explicative.

Le test de normalité de Shapiro-Wilk a été utilisé, puis un test de Student (t-Test) ou le test de Wilcoxon en condition d'appariement a été appliqué en fonction de la valeur de la p-value du test de normalité.

Trois indices qui mesurent la biodiversité ont été calculés afin de montrer si la communauté de syrphes est identique ou non entre les deux périodes. L'indice de Jaccard et l'indice de Sorensen sont des indices de similarité et ils se calculent de la manière suivante (MARCON, 2025; TRIPLET, 2025) :

$$\text{Indice de Jaccard} : \frac{N_c}{N_1 + N_2 - N_c} \quad \text{et} \quad \text{Indice de Sorensen} : \frac{2N_c}{2N_c + N_1 + N_2}$$

où  $N_c$  est le nombre d'espèces communes aux deux périodes ;  $N_1$  est le nombre d'espèces uniquement observées à la période 1 ;  $N_2$  est le nombre d'espèces uniquement observées à la période 2.

Plus ces indices sont faibles (proche de 0), plus la composition de la communauté n'est pas identique.

Ces deux indices ont été sélectionnés car ce sont les plus connus pour calculer la similarité entre deux communautés et ont été choisis dans une étude diachronique de Hany (2023) (MARCON, 2025).

L'indice de Bray-Curtis est un indice de dissimilarité et permet donc de compléter les deux indices précédents. Il se mesure avec la formule suivante (MARCON, 2025) :

$$\text{Indice de Bray - Curtis} = \frac{\sum |N_{i1} - N_{i2}|}{N_1 + N_2}$$

où  $N_{i1}$  est le nombre d'individus de l'espèce  $i$  dans la période 1 ;  $N_{i2}$  est le nombre d'individus de l'espèce  $i$  dans la période 2 ;  $N_1$  est le nombre d'individus pour la période 1 ;  $N_2$  est le nombre d'individus pour la période 2.

Plus la valeur est proche de 1, plus la communauté diffère entre les deux périodes.

Pour compléter ces indices, la structure de la communauté de syrphes a été également testée avec R par le test NMDS (avec l'utilisation du package *vegan*, version 2.6-4 (OKSANEN *et al.*, 2022)) car il s'applique spécialement en écologie et pour les communautés vivantes et permet d'avoir le poids de l'abondance de l'espèce pour chacune des tentes pour les deux années. L'abondance de chaque espèce de syrphes a été indiquée pour chaque tente et chaque année.

Ces tests seront utilisés pour répondre à l'hypothèse n°1 de cette étude.

### 3.5.3 Méthode d'analyse des caractéristiques écologiques via les traits de vie des syrphes

A l'aide de la base de données *StN*, quatre traits écologiques ont été sélectionnés : les plantes aquatiques, la saturation du sol en eau, les arbres et la tourbe. Ces traits écologiques renseignent sur l'habitat larvaire des syrphes et sur les caractéristiques écologiques du paysage. Ils ont été choisis selon les actions de restauration effectuées sur le marais de Sacy. Ainsi, pour chaque espèce de syrphe, un code binaire leur a été attribué : un 0 pour signifier que l'espèce de syrphe ne préfère pas cette caractéristique écologique et un 1 pour signifier que l'espèce de syrphe préfère cette caractéristique écologique.

Pour chaque échantillon récolté de chaque tente et de chaque année et pour chaque trait de vie, le Community Weighted Mean (CWM) a été calculé selon la formule suivante :

$$CWM = \sum \frac{\text{Abondance de l'espèce} * \text{Valeur du trait écologique}}{\text{Nombre total d'individus}}$$

Cette valeur indique pour chaque échantillon la valeur du trait écologique dans la communauté (GAÜZERE *et al.*, 2019).

Par la suite, le test de normalité Shapiro-Wilk et les tests de Student ou de Wilcoxon ont été appliqués pour chaque trait en condition d'appariement. Les variables à expliquer sont les CWM des quatre traits choisis et la variable explicative est l'année.

Ces tests seront utilisés pour répondre à l'hypothèse n°2 de cette étude.

### 3.5.4 Méthode d'analyse des intégrités écologiques et des dysfonctionnements

Dans un premier temps, les catégories d'intégrité écologique et les dysfonctionnements sont comparés à l'aide des résultats donnés par le logiciel *StNinteractive*, version 2016, pour l'ensemble du marais et des habitats des zones humides qui ont été impactés par les travaux de restauration (bas-marais alcalins, roselières et cariçaies, et saulaies marécageuses). La comparaison entre les années se réalise sur les valeurs d'intégrité globale et pour les quatre traits écologiques cités précédemment.

Dans un deuxième temps, les intégrités écologiques globale et pour les quatre traits ont été testées statistiquement avec le test de normalité de Shapiro-Wilk et les tests de Student ou de Wilcoxon en condition d'appariement.

Il est à noter que les résultats obtenus en 2020 ont été calculés à nouveau en utilisant la nouvelle liste régionale de référence construite en 2025 afin que les résultats soient comparables entre ces deux années.

Par ailleurs, la comparaison diachronique comporte seulement les données récoltées par les tentes Malaise car ce sont des pièges standardisés et évitent ainsi tout biais de la part de l'observateur.

Ces tests seront utilisés pour répondre aux hypothèses n°3 et 4 de cette étude.

## 4 Résultats

### 4.1 Liste régionale de référence et description des habitats

Cette partie s'intéresse aux résultats préliminaires qui permettent de faire fonctionner la méthode *StN* et de, par la suite, pouvoir comparer les données de syrphes récoltées.

Concernant la liste régionale de référence de 2025, le nombre d'espèces de syrphes s'élève à 235. La liste est disponible en Annexe D. Elle contient des espèces de tous types de milieux (forêts, zones humides, zones urbaines, etc.).

Concernant les habitats inventoriés dans les deux parties du marais, le Tableau n° 3 liste douze habitats qui sont regroupés en sept types de végétations. Ces habitats ont été codifiés en utilisant la typologie *StN* pour la suite de la méthode (la légende de ces codes se trouve en Tableau n° 4). Chaque habitat bénéficie d'un code *StN*, à l'exception de l'eau libre et des végétations aquatiques et amphibies car ils sont traduits en habitats supplémentaires. De plus, certains habitats sont retrouvés sur plusieurs rayons d'interception des tentes Malaise, alors que d'autres sont seulement retrouvés pour une ou deux tentes. Les cartographies d'habitats associées à ce tableau se trouvent en Annexe E.

Par rapport à 2020, deux habitats ne sont pas retrouvés en 2025 : des prairies humides oligotrophes ou eutrophes et des saulaies éparses en milieux ouverts. Également, trois habitats supplémentaires n'ont pas été retrouvés en 2025 : des bordures de ruisseau en milieu ouvert et la présence de déjections de vaches en milieu ouvert et forestier.

Tableau n° 3 : Habitats inventoriés sur le marais Ouest et Est du marais de Sacy et correspondances avec les typologies EUNIS et *StN*

Végétation	Tente	Code EUNIS	Macrohabitat <i>StN</i>	Habitat supplémentaire <i>StN</i>	Habitat supplémentaire <i>StN</i>	Habitat supplémentaire <i>StN</i>
<b>Eau libre</b>	TM1, TM2, TM3 et TM4	C2	L'eau libre est traduite en termes d'habitats supplémentaires dans les autres catégories de macrohabitats			
<b>Végétations aquatiques</b>						
Herbier des eaux douces à Characées	TM1, TM2, TM3 et TM4	C1.25	La végétation aquatique est traduite en termes d'habitats supplémentaires dans les autres catégories de macrohabitats.			
<b>Végétations amphibies</b>						
Gazon vivace amphibie	TM1, TM3 et TM4	C3.41	Cette végétation est un habitat de transition entre les habitats codés 611 et/ou les habitats codés 132.			
<b>Végétations vivaces d'hélophytes (roselières et magnocariçaies)</b>						
Roselière à Cladion marisque ( <i>Cladietum marisci</i> )	TM1, TM2, TM3 et TM4	D5.2.	611	712w	7462w	7442w
Magnocariçaie à Laïche des rives et/ou Laïche des marais ( <i>Magnocaricion elatae</i> )	TM3 et TM4	D5.2.	64	7442w		
Roselière à Phragmite ( <i>Phragmition communis</i> )	TM1, TM2, TM3 et TM4	D5.111	64	7442w		
<b>Végétations herbacées des tourbières basses alcalines</b>						
Végétation eutrophile à bas-marais à Jonc noueux ( <i>Hydrocotyle vulgaris</i> - <i>Schoenionen nigricantis</i> )	TM3 et TM4	D4.1.	611	7442w		
<b>Végétations hygrophilse vivaces hautes de lisières, mégaphorbiaies et friches mésophiles</b>						
Mégaphorbiaie mésotrophile à Reine-des-près ( <i>Thalictrum flavi</i> et <i>Filipendulion ulmariae</i> )	TM1 et TM2	E5.4	211			
<b>Végétations de prairie</b>						
Prairie paratourbeuse mesohygrophile à Molinia bleuâtre et à Jonc noueux ( <i>Molinia caerulea</i> )	TM3	E3.51	231132			
<b>Végétations forestières</b>						
Chenaie acidiphile + faciès associé (Charme, Tilleuil)	TM3 et TM4	G1.8	1123	234f		
Boisement hygrophile à Bouleau pubescent ( <i>Betula pubescens</i> et <i>Alnion glutinosae</i> )	TM3 et TM4	G1.411	132	7442f		
Fourré de Saule ( <i>Salicetum cinereae</i> )	TM1, TM2, TM3 et TM4	F9.2.	613	7442w	712w	7462w

Tableau n° 4 : Légende de la typologie StN utilisée pour l'inventaire des habitats des marais Ouest et Est

Correspondance StN	
Code	Descriptif
Macrohabitat	64 Roselières et cariçaies
	132 Aulnaie marécageuse
	211 Communautés d'herbes hautes de plaine
	611 Bas-marais alcalin
	613 Saulaies marécageuses
	1123 Chênaie acidophile
231132 Prairie/pelouse humide oligotrophe non améliorée de plaine	
Habitat complémentaire	234f Clairière ou bords de piste à courte strate herbacée
	712w Mare permanente en zone humide
	7442f Berge de ruisseau en forêt
	7442w Berge de ruisseau en zone humide
	7462w Berge de mare permanente en zone humide

Pour les années 2020 et 2025, la surface de chaque type de végétations est disponible dans le Tableau n° 5. La surface des végétations forestières et fourrés arbustifs sur le marais Ouest et Est est passée respectivement de 18,24 ha à 6,12 ha et de 32,59 ha à 25,43 ha. Les végétations vivaces d'hélophytes (roselières et magnocariçaies) est passée de 70,68 ha à 81,90 ha pour le marais Ouest et de 22,57 ha à 41,64 ha pour le marais Est.

Tableau n° 5 : Comparaison des surfaces occupées par le type de végétations sur le marais Ouest et Est entre les années 2020 et 2025

Types de végétations	Marais Ouest 2020 (%)	Marais Ouest 2025 (%)	Marais Est 2020 (%)	Marais Est 2025 (%)
Végétations aquatiques et eau libre	2,00	7,61	4,73	2,20
Végétations amphibies	0	1,18	5,64	8,10
Végétations vivaces d'hélophytes (roselières et magnocariçaies)	70,68	81,90	22,57	41,64
Végétations herbacées des tourbières basses alcalines	0,47	0	22,90	22,46
Végétations hygrophiles vivaces hautes de lisières, mégaphorbiaies et friches mésophiles	4,37	3,20	1,84	0,00
Végétations de prairies	4,24	0	0,89	0,17
Végétations forestières et fourrés arbustifs	18,24	6,12	32,59	25,43
Ourllets et friches	0	0	2,03	0
Végétations de transition	0	0	6,79	0
Total (%)	100	100	100	100

## 4.2 Analyse des cortèges de syrphes avec les données des échantillonnages

### 4.2.1 Estimation de la diversité totale du site et évolution

Grâce aux données récoltées sur le terrain, il a été possible de calculer le taux de couverture de la campagne de piégeage avec le programme Spade R (CHAO *et al.*, 2015). Pour 2025, ce taux est de 99,3%. Cette valeur signifie que seulement 0,07% des espèces de syrphes n'ont pas pu être échantillonnées. En 2020, ce sont 0,08% des espèces de syrphes qui n'ont pas pu être capturées. Ainsi, le calcul de la diversité des espèces de syrphes estimée sur la zone d'étude est jugé fiable car le taux de couverture est fortement proche de 100%.

La diversité totale des espèces de syrphes sur le site d'étude en 2025 a été estimée à 90 espèces avec un intervalle de confiance de 95%, c'est-à-dire une diversité estimée comprise entre 80 et 105 espèces. Pour l'année 2020, la diversité a été estimée à 93 espèces, soit entre 85 et 108 espèces avec l'intervalle de confiance de 95%. La diversité des espèces calculée pour 2020 et 2025 diffère de trois espèces.

Une courbe de raréfaction de la diversité spécifique en 2020 et en 2025 est donnée par le programme INext et permet de montrer qu'en doublant la quantité de tentes Malaise sur le site d'étude, il y aurait une augmentation d'une dizaine d'espèces de syrphes pour 2020 et d'une quinzaine d'espèces pour 2025 (cf. Figure n° 11) (CHAO *et al.*, 2016).

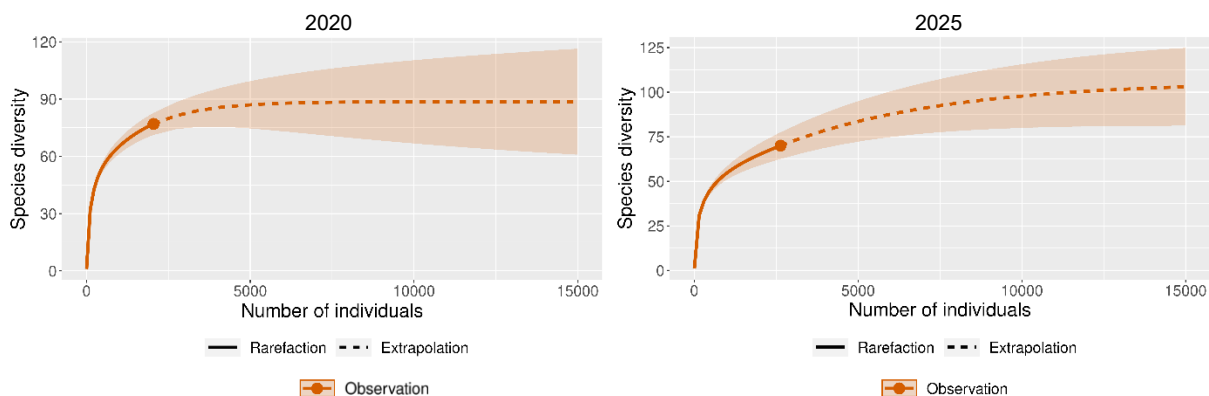


Figure n° 11 : Courbe de raréfaction de la diversité spécifique des syrphes sur le marais de Sacy en 2020 et 2025

#### 4.2.2 Diversité des cortèges de syrphes du site et évolution

##### 4.2.2.1 Evolution de la communauté de syrphes entre 2020 et 2025

A l'issue de la campagne du stage (avril-juillet 2025), 2788 individus ont été capturés dans les tentes Malaise et lors des sessions de chasse à vue, 2669 individus dans les tentes Malaise et 119 individus par filet (cf. Tableau n° 6). Le nombre de syrphes piégés par tentes Malaise ne montre aucune différence significative entre 2020 et 2025 (p-value = 0,494) (cf. Figure n° 12 (a)).

En ce qui concerne la richesse spécifique, 72 espèces de syrphes ont été collectées en totalité (cf. Annexe F) et 70 espèces pour les captures par tentes Malaise, ce qui représente 36% des espèces de syrphes du département de l'Oise (cf. Tableau n° 6). En 2020, 77 espèces de syrphes ont été piégées par tentes Malaise, soit 7 espèces de plus que 2025 (représentant ainsi 40% des espèces de syrphes de l'Oise). Cependant, cette différence n'est pas significative (p-value = 0,794) (cf. Figure n° 12 (b)).

Tableau n° 6 : Comparaison de l'abondance et de la richesse spécifique des syrphes entre 2020 et 2025 selon le moyen de piégeage

Moyen de capture	Tente Malaise		Filet		Total	
Année	2020	2025	2020	2025	2020	2025
<b>Abondance</b>	2204	2669	138	119	2342	2788
<b>Richesse spécifique</b>	77	70	42	33	85	72

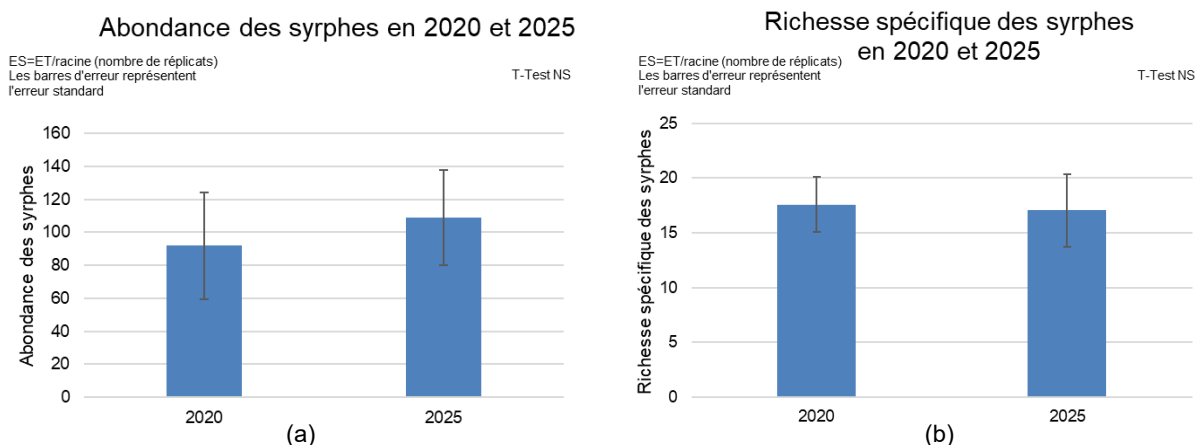


Figure n° 12 : Abondance (a) et richesse spécifique (b) des syrphes avant (2020) et après (2025) les travaux de restauration (T-Test NS)

Parmi les espèces inventoriées en 2020, 23 espèces n'ont pas été retrouvées en 2025 et 18 espèces ont été nouvellement capturées.

En 2025, sur les 70 espèces capturées par les tentes Malaise, 23 espèces sont à enjeu (espèces estimées menacées ou en déclin à l'échelle nationale) (SPEIGHT *et al.*, 2020). Trois espèces menacées ou en déclin capturées en 2020 n'ont pas été retrouvées en 2025 et 8 espèces à enjeu ont été trouvées en 2025 et non en 2020. La capture de l'espèce *Lejops vittatus* est une grande surprise car d'après les bases de données, cette espèce des milieux humides a seulement été observée dans la Somme avant les années 2000 et dans les Bouches-du-Rhône en 2024 (GBIF SECRETARIAT, 2023).

Par ailleurs, l'indice de Jaccard est de 0,55 et l'indice de Sorensen est de 0,41, ce qui indique que 55% des espèces pour l'indice de Jaccard et 41% des espèces pour l'indice de Sorensen sont communes aux deux périodes. L'indice de Bray-Curtis est de 0,54, c'est-à-dire que 46% des espèces échantillonnées sont communes aux périodes de capture. Ainsi, la composition de la communauté de syrphes est assez dissemblable entre les années 2020 et 2025

Ces indices sont confirmés par le test statistique NMDS entre les deux années et les tentes. La communauté de syrphes diffère selon les années et selon les tentes. D'après la Figure n° 13, quatre groupes de points se distinguent : le groupe A se distingue avec la tente Malaise 3 de l'année 2020, le groupe B rassemble les tentes Malaise 1, 2 et 4 de l'année 2020, le groupe C réunit les tentes Malaise 2, 3 et 4 de l'année 2025 et le groupe D rassemble la tente Malaise 1 de l'année 2025.

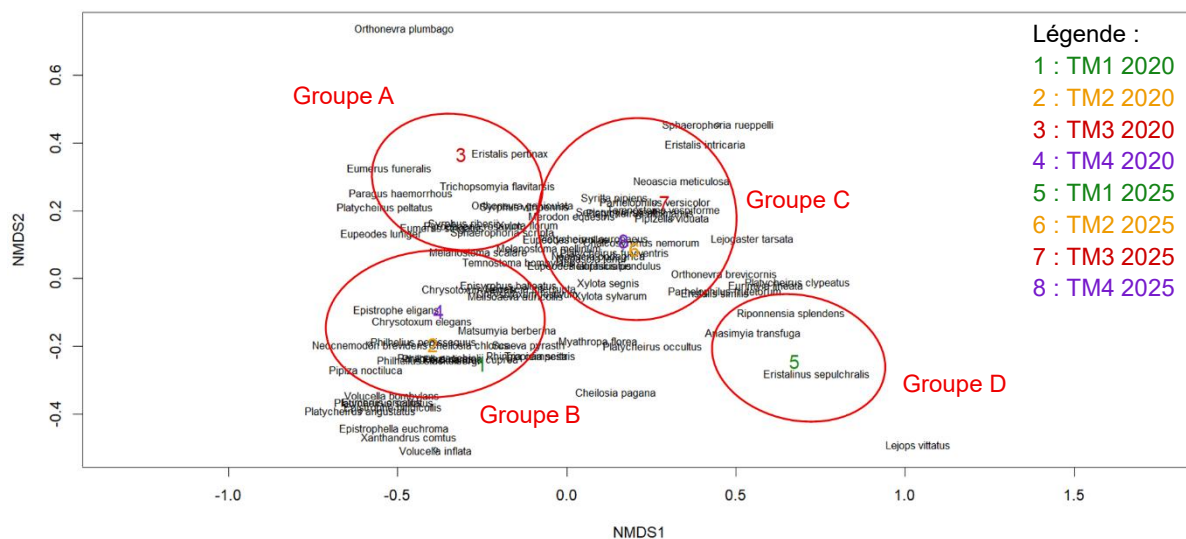


Figure n° 13 : NMDS montrant la répartition des espèces de syrphes par rapport aux tentes Malaise et aux années avant et après les travaux de restauration (valeur de stress : 0,0581)

#### 4.2.2.2 Evolution des caractéristiques écologiques du marais de Sacy entre 2020 et 2025

L'évolution des quatre caractéristiques écologiques évaluées par la mesure du Community Weighted Mean des syrphes est présente en Figure n° 14.

La valeur du CWM du trait écologique lié aux plantes aquatiques a augmenté significativement en 2025 par rapport à 2020 (p-value = 0,013). Celle du trait écologique lié au sol saturé en eau a augmenté significativement en 2025 (p-value < 0,001). En revanche, la valeur du CWM du trait écologique lié aux arbres a diminué significativement en 2025 (p-value = 0,020). Aucune différence significative n'est à noter pour le trait écologique lié à la tourbe (p-value = 0,417).

Cela signifie qu'il y a plus d'espèces de syrphes préférant des milieux avec des plantes aquatiques et un sol saturé en eau, et moins d'espèces de syrphes inféodées aux milieux forestiers en 2025.

## Community Weighted Mean (CWM) des traits écologiques des syrphes en 2020 et 2025

ES=ET/racine (nombre de répliquats)  
Les barres d'erreur représentent l'erreur standard

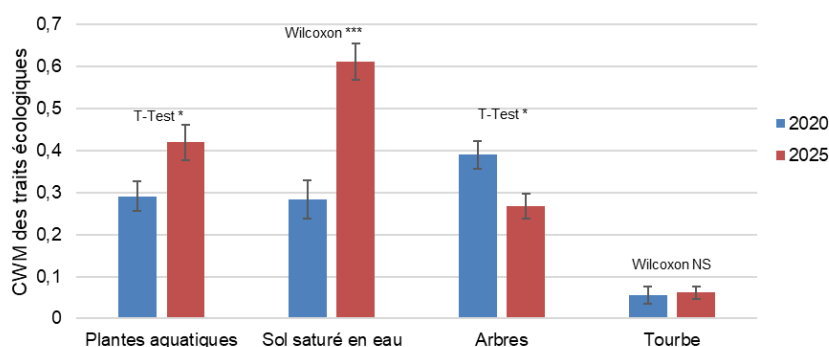


Figure n° 14 : Evolution des caractéristiques écologiques par la mesure du Community Weighted Mean (CWM) du cortège de syrphes avant et après les travaux de restauration

### 4.3 Analyse des cortèges de syrphes avec les données de *Syrph the Net*

#### 4.3.1 Evolution de l'intégrité écologique globale du site

Le Tableau n° 7 présente l'évolution des différents indicateurs calculés par le logiciel *StNInteractive* sur le marais de Sacy. Etant donné que l'analyse est en diachronique, les valeurs représentent uniquement les individus collectés par tentes Malaise (méthode standardisée et sans biais observateur).

L'intégrité écologique globale en 2025 est considérée comme faible car sa valeur (36%) est comprise entre 21% et 40%, restant alors dans la même catégorie que 2020. La valeur d'intégrité écologique pour le trait « plantes aquatiques » ne permet pas de changer de catégorie d'intégrité écologique et est donc bonne pour le marais. Quant aux trois autres traits, l'intégrité écologique passe de moyenne à bonne pour le trait « sol saturé en eau », de moyenne à faible pour le trait « arbres » et de faible à moyenne pour le trait « tourbe ».

Ainsi, des dysfonctionnements sur le marais de Sacy sont toujours présents malgré les travaux de restauration du site.

Quant à la qualité du modèle, elle reste une très bonne valeur car elle est comprise entre 76% et 85%.

Tableau n° 7 : Evolution de l'intégrité écologique et des dysfonctionnements du marais et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour le marais de Sacy entre 2020 et 2025

	Global		Plantes aquatiques		Sol saturé en eau		Arbres		Tourbe	
	2020	2025	2020	2025	2020	2025	2020	2025	2020	2025
Espèces manquantes	95	94	8	5	19	11	35	42	7	5
Espèces au rendez-vous	61	53	9	13	13	15	25	18	4	5
Espèces prédites	156	147	17	18	32	26	60	60	11	10
Espèces inattendues	16	17	1	1	3	4	6	2	1	1
Intégrité écologique	39	36	53	72	41	58	42	30	36	50
Dysfonctionnement	61	64	47	28	59	42	58	70	64	50
Qualité du modèle	79	76	/	/	/	/	/	/	/	/

Cependant, bien que des changements de catégories d'intégrités sont observés, ces derniers ne sont pas tous significatifs, comme le montre la Figure n° 15. Seules les valeurs d'intégrité écologique des

traits « plantes aquatiques » (p-value = 0,006) et « sol saturé en eau » (p-value = 0,048) ont augmenté significativement en 2025.

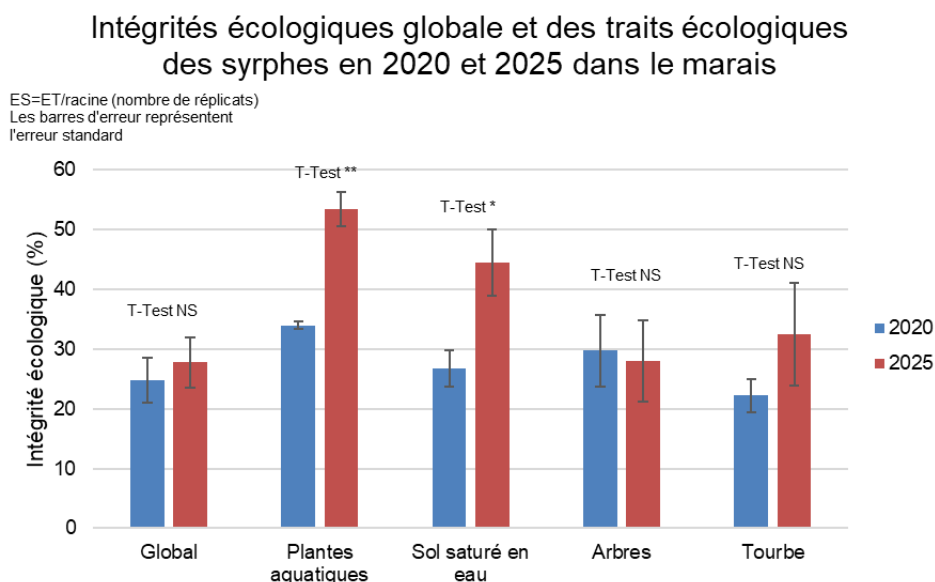


Figure n° 15 : Evolution des intégrités écologiques globale et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour le marais de Sacy entre 2020 et 2025

L'intégrité écologique et les dysfonctionnements ont également été calculés pour chaque habitat inventorié sur le site d'étude afin de cibler les habitats visés par la restauration écologique du marais. Etant donné que ces derniers ont impacté des habitats des zones humides, la partie suivante s'intéresse aux trois habitats ciblés par la restauration, à savoir l'habitat des bas-marais alcalins, des roselières et cariçaies et des saulaies marécageuses.

#### 4.3.2 Evolution de l'intégrité écologique sur les habitats des zones humides

Dans cette partie l'évolution des intégrités écologiques et des dysfonctionnements de chaque habitat est analysé, ainsi que l'intégrité écologique de certains traits écologiques des syrphes.

##### 4.3.2.1 Habitat des bas-marais alcalins

L'intégrité écologique de l'habitat des bas-marais alcalins est de 58% en 2025 (cf. Tableau n° 8). Cet habitat a donc une bonne intégrité écologique. Cette nouvelle valeur ne permet pas de passer d'une intégrité écologique bonne à très bonne et reste donc dans la même catégorie d'intégrité écologique que l'année 2020.

Les traits écologiques « plantes aquatiques », « arbres » et « tourbe » ne changent également pas de catégorie d'intégrité et reste respectivement bonne, excellente et faible. Quant au trait « sol saturé en eau », sa catégorie passe de moyenne à bonne.

Des dysfonctionnements liés à cet habitat sont donc toujours présents, à l'exception du trait écologique « arbres » qui atteint la valeur maximale d'intégrité écologique.

Tableau n° 8 : Evolution de l'intégrité écologique et des dysfonctionnements du marais et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des bas marais-alcalins entre 2020 et 2025

	Global		Plantes aquatiques		Sol saturé en eau		Arbres		Tourbe	
	2020	2025	2020	2025	2020	2025	2020	2025	2020	2025
Espèces manquantes	23	20	7	5	9	7	0	0	6	4
Espèces au rendez-vous	24	28	9	12	9	11	3	3	3	2
Espèces prédites	47	48	16	17	18	18	3	3	9	6
Espèces inattendues	53	42	1	2	7	8	28	17	2	2
Intégrité écologique (%)	51	58	56	71	50	61	100	100	33	33
Dysfonctionnement (%)	49	42	44	29	50	39	0	0	67	67

Ces valeurs d'intégrités ont été testées statistiquement afin de montrer d'éventuelles évolutions d'intégrité entre 2020 et 2025 (cf. Figure n° 16). L'intégrité écologique de l'habitat des bas-marais alcalins n'a pas évolué significativement entre 2020 et 2025. De plus, seul le trait « plantes aquatiques » a augmenté significativement après les travaux de restauration (p-value = 0,016).

### Intégrités écologiques globale et des traits écologiques en 2020 et 2025 dans l'habitat bas-marais alcalin

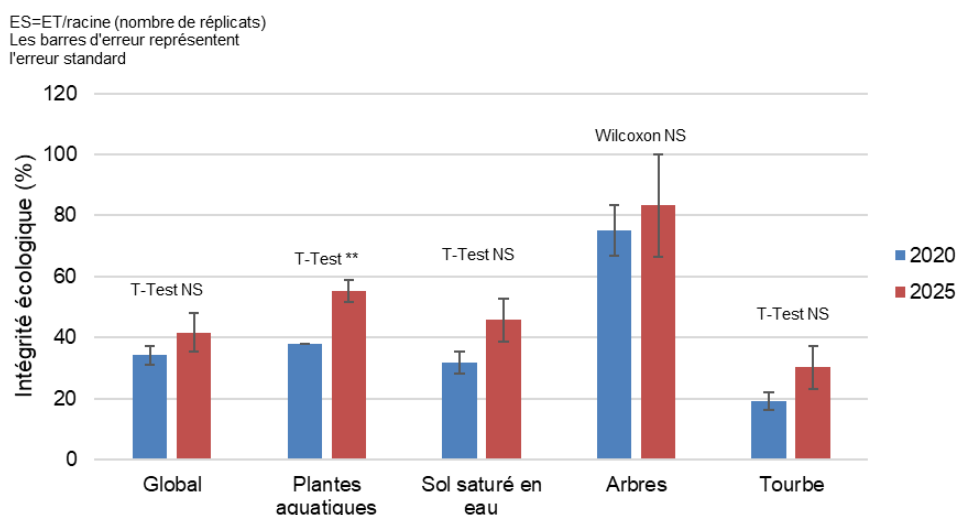


Figure n° 16 : Evolution des intégrités écologiques globale et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des bas-marais alcalins entre 2020 et 2025

Ainsi, de part l'analyse de ces traits de vie, des dysfonctionnements subsistent, le plus considérable étant pour les traits « tourbe ».

#### 4.3.2.2 Habitat des roselières et cariçaies

L'intégrité écologique de 2025 est de 66%, ce qui lui permet de passer de la catégorie moyenne à bonne par rapport à 2020 (cf. Tableau n° 9). Concernant les traits de vie des syrphes sélectionnés, les nouvelles valeurs de l'intégrité écologique des traits « plantes aquatiques », « sol saturé en eau » et « tourbe » permettent d'augmenter d'une ou de deux catégories : de moyenne à très bonne pour le trait « plantes aquatiques », de moyenne à bonne pour le trait « sol saturé en eau » et de très faible à faible pour le trait « tourbe ». Comme pour l'habitat précédent, l'intégrité écologique du trait « arbres » reste identique à 2020.

Tableau n° 9 : Evolution de l'intégrité écologique et des dysfonctionnements du marais et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des roselières et cariçaies entre 2020 et 2025

	Global		Plantes aquatiques		Sol saturé en eau		Arbres		Tourbe	
	2020	2025	2020	2025	2020	2025	2020	2025	2020	2025
Espèces manquantes	16	11	5	2	7	5	0	0	5	4
Espèces au rendez-vous	15	21	5	9	5	7	1	1	1	2
Espèces prédites	31	32	10	11	12	12	1	1	6	6
Espèces inattendues	62	49	5	5	11	12	30	19	4	4
Intégrité écologique (%)	48	66	50	82	42	58	100	100	17	33
Dysfonctionnement (%)	52	34	50	18	58	42	0	0	83	67

Ce changement de catégorie ne permet pas de conclure sur une évolution significative de l'intégrité écologique entre 2020 et 2025. En effet, d'après la Figure n° 17, aucune différence significative n'est à noter à la fois pour le résultat global de l'intégrité écologique sur cet habitat et sur les traits de vie des syrphes.

Intégrités écologiques globale et des traits écologiques en 2020 et 2025 dans l'habitat roselières et cariçaies

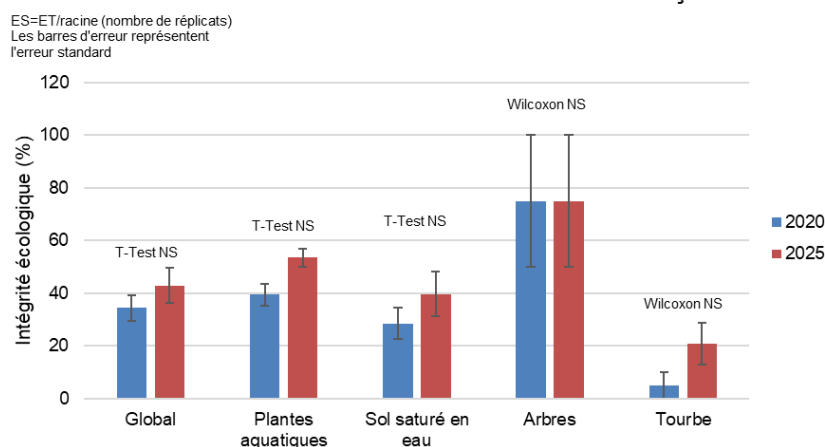


Figure n° 17 : Evolution des intégrités écologiques globale et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des roselières et cariçaies entre 2020 et 2025

Des dysfonctionnements subsistent, le plus considérable étant pour le trait « tourbe », comme pour l'habitat précédent.

#### 4.3.2.3 Habitat des saulaies marécageuses

L'intégrité écologique pour l'habitat des saulaies marécageuses a une valeur de 54% en 2025 et permet de passer d'une intégrité écologique « faible » à « bonne » (cf. Tableau n° 10). Les traits de vie des syrphes « plantes aquatiques » et « tourbe » ont une intégrité qui passe pour tous les deux de moyenne à bonne en 2025. L'intégrité écologique des traits « sol saturé en eau » et « arbres » ne change pas de catégorie par rapport à 2020.

Tableau n° 10 : Evolution de l'intégrité écologique et des dysfonctionnements du marais et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des saulaies marécageuses entre 2020 et 2025

	Global		Plantes aquatiques		Sol saturé en eau		Arbres		Tourbe	
	2020	2025	2020	2025	2020	2025	2020	2025	2020	2025
Espèces manquantes	24	19	5	3	9	6	4	4	4	3
Espèces au rendez-vous	16	22	5	8	10	13	3	3	4	5
Espèces prédites	40	41	10	11	19	19	7	7	8	8
Espèces inattendues	61	48	5	6	6	6	28	17	1	1
Intégrité écologique (%)	40	54	50	73	53	68	43	43	50	63
Dysfonctionnement (%)	60	46	50	27	47	32	57	57	50	37

Le changement de catégorie d'intégrité n'induit pas forcément une évolution significative entre les années. En effet, d'après la Figure n° 18, seul le trait de vie « plantes aquatiques » augmente significativement après les travaux de restauration (p-value = 0,046).

### Intégrités écologiques globale et des traits écologiques en 2020 et 2025 dans l'habitat saulaie marécageuse

ES=ET/racine (nombre de réplicats)  
Les barres d'erreur représentent l'erreur standard

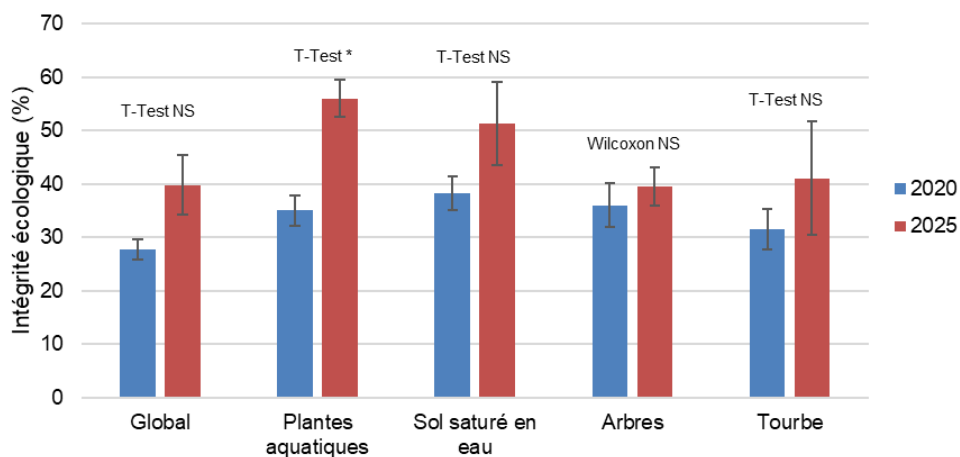


Figure n° 18 : Evolution des intégrités écologiques globale et des traits de vie des syrphes (plantes aquatiques, sol saturé en eau, arbres et tourbe) pour l'habitat des saulaies marécageuses entre 2020 et 2025

Des dysfonctionnements sont également observés sur cet habitat et concernent les traits « arbres » et « tourbe ».

## 5 Discussion

### 5.1 Description des habitats inventoriés sur le site d'étude

Les résultats de la description des habitats de 2025 sur le marais de Sacy semblent avoir constaté une diminution des végétations forestières et une augmentation des végétations vivaces d'hélophytes (roselières et magnocariçaies) par rapport à 2020.

Ces résultats semblent tout à fait cohérents. En effet, les travaux de restauration du marais comprennent des actions de déboisement, c'est-à-dire que des arbres et arbustes ont été enlevés, donc la superficie de cette végétation diminue. Par ce déboisement, la végétation typique des marais peut prendre la place des arbres et arbustes et se développer. Dans le cas du marais de Sacy, c'est la végétation des roselières et magnocariçaies qui s'est installée. Cette dynamique a notamment été traduite par Pasche et al. (2017) qui expliquent que dans des zones d'eau, le débroussaillage permet le développement des roselières et des magnocariçaies (PASCHE *et al.*, 2017). Ainsi, la superficie de ce type de végétation a naturellement augmenté.

De plus, il n'est pas étonnant qu'il n'y ait pas de nouveaux habitats apparus en 2025 car les travaux de restauration ont continué jusqu'en 2024, soit un an avant cette étude. Les habitats ont seulement changé en superficie. Cela est également traduit par la qualité du modèle (% d'espèces au rendez-vous/observées) calculée par le logiciel *StN*. D'après les résultats précédents, la valeur de 2025 a diminué de 3% par rapport à 2020. Mais, la description des habitats reste très bonne. Les espèces inattendues mentionnées par le logiciel *StN* peuvent être dues à des oublis ou par manque de précision dans la description des habitats et des habitats supplémentaires. Certaines espèces inattendues de syrphes peuvent être expliquées. Par exemple, *Temnostoma bombylans* et *Xylota florum* sont des espèces fortement liées à des forêts de feuillus, *Anasimiya transfuga* est une espèce associée à des mares permanentes et *Eristalinus sepulchralis* à des milieux prairiaux (SPEIGHT *et al.*, 2020). Les espèces inattendues s'expliquent donc par la description des habitats qui a pu manquer de précision dans la conversion entre les différentes typologies (code EUNIS vers code *StN*).

### 5.2 Effet de la restauration écologique sur le marais de Sacy

#### 5.2.1 Sur la communauté de syrphes

Les résultats n'ont pas montré de différence significative ni sur l'abondance des espèces de syrphes, ni sur la richesse spécifique avant et après les travaux de restauration. Mais ils ont montré une structuration différente entre les communautés de syrphes de 2020 et 2025.

L'effet d'une restauration écologique sur la communauté de syrphes en tourbière ne semble pas être encore étudiée dans la littérature scientifique (à l'exception d'une étude menée lors d'un stage au CEN HDF). De ce fait, ces résultats sont également mis en parallèle avec des études d'autres groupes taxonomiques que les syrphes réalisés dans des milieux tourbeux.

Elo et al. (2015) ont mené une étude sur l'abondance et la richesse spécifique des odonates, également utilisés en tant que bioindicateur comme les syrphes, après des actions de restauration (remplissage des fossés de drainage et déboisements d'arbres) (ELO *et al.*, 2015). Cette étude indique qu'après la troisième année de restauration, l'abondance et la richesse spécifique des odonates ont augmenté et qu'à court terme (ici, l'été après l'année de la restauration) la diversité spécifique est impactée négativement par les perturbations engendrées par les travaux de restauration.

Dans le même sens, l'étude de Noreika et al. (2016) sur les papillons indique qu'avec des actions de restauration (augmentation des niveaux d'eau et déboisements d'arbres), l'abondance des papillons spécialisés dans les tourbières a une différence significative par rapport au site initial (NOREIKA *et al.*, 2016). Cette étude comparative a été effectuée 4 à 5 ans après les actions de restauration.

Ainsi, ces études peuvent expliquer les résultats non significatifs retrouvés dans cette étude diachronique sur les syrphes. Etant donné que la comparaison entre les deux années s'est déroulée environ un an après les travaux de restauration, il semble cohérent que l'abondance et la richesse spécifique des syrphes n'aient pas évolué significativement mais que potentiellement une augmentation serait à prévoir d'ici quelques années, trois ans par exemple selon cette étude sur les odonates.

L'étude diachronique de Hany (2023) menée sur une tourbière du Pas-de-Calais montre une différence dans la composition de la communauté de syrphes entre les années 2005 et 2023 (HANY, 2023). L'étude a également quantifié le pourcentage d'espèces communes aux deux périodes selon trois indicateurs (Jaccard, Sorensen et Bray-Curtis). Ces derniers oscillent entre 33% et 45% d'espèces communes aux deux périodes. Les valeurs de ces indicateurs sur le marais de Sacy varient entre 41% et 55%, ce qui montre que la diversité en espèces de syrphes entre les deux périodes d'échantillonnage était plus semblable sur le marais de Sacy que sur celle de l'étude. Cela peut être expliqué par la longue période entre les années d'études (18 ans) de la tourbière du Pas-de-Calais, par rapport à la période du marais de Sacy (5 ans).

Sur d'autres taxons que les syrphes, l'étude de Watts et al. (2008) montre que la structure de la communauté des scarabées diffère rapidement (entre 7 et 10 ans) après la restauration écologique (ce temps permet de retrouver une communauté de scarabées cibles d'une tourbière sans dégradation) (WATTS *et al.*, 2008). Cette différence est liée à la structuration de la végétation dans les tourbières qui devient plus diversifiée et complexe qu'avant la restauration. De même, avec l'étude de Noreika et al. (2016) sur les papillons, l'assemblage de la communauté de papillons diffère après la restauration écologique appliquée sur le site.

Ces deux études vont dans le même sens que les résultats du test statistique NMDS effectué sur la communauté de syrphes, qui indiquait que la composition de la communauté a changé par rapport à 2020 pour chaque tente Malaise. Ce résultat peut sembler surprenant car les tests d'abondance et de richesse spécifique n'ont pas montré de différence significative. Toutefois, il reste explicable car le test statistique NMDS compare chaque tente entre les deux années alors que les tests d'abondance et de richesse spécifique ont été réalisés sur la globalité du marais.

Etant donné que le test statistique NMDS regroupe les espèces de syrphes par tente et par année, il est possible de voir l'évolution des habitats grâce à la structure de la communauté de syrphes et aux préférences des syrphes concernant les milieux. En effet, d'après la Figure n° 13, le groupe A (TM3 2020) est principalement lié à un cortège de syrphes associés aux milieux forestiers et ouverts. Quatre espèces peuvent être retrouvées à la fois dans les milieux forestiers et humides (*Eristalis pertinax*, *Orthonevra geniculata*, *Paragus haemorrhous* et *Trichopsomyia flavitarsis*) et une espèce est inféodée aux milieux humides (*Platycheirus peltatus*) (SPEIGHT *et al.*, 2020). Le groupe B (TM1, TM2 et TM4 2020) contient des espèces de syrphes associées pour la plupart à des milieux forestiers. Deux espèces peuvent également appartenir au milieu des zones humides (*Rhingia campestris* et *Tropidia scita*) (SPEIGHT *et al.*, 2020). Le groupe C (TM2, TM3 et TM4 2025) a des espèces qui préfèrent des milieux humides et/ou forestiers. Sur les 23 espèces présentes dans ce groupe, 11 appartiennent aux milieux humides et 7 aux milieux forestiers (les 5 espèces restantes sont retrouvées soit dans des milieux humides et forestiers, soit dans des milieux ouverts) (SPEIGHT *et al.*, 2020). Le groupe D (TM1 2025) est lié à des espèces associées aux zones humides (*Ripponensia splendens* est également liée au milieu forestier) (SPEIGHT *et al.*, 2020).

Ainsi, les résultats et cette interprétation montrent que les espèces échantillonnées dans chaque tente Malaise en 2020 sont principalement liées à des milieux forestiers alors que celles échantillonnées en 2025 ont plus d'espèces liées au milieu humide. Cette conclusion rentre en adéquation avec les travaux de restauration effectués sur le marais car la végétation forestière a diminué (cf. 4.1). En effet, cette diminution permet d'ouvrir la couverture végétale et d'avoir des plantes des milieux ouverts (PAGE *et al.*, 2008). Avec l'ouverture de l'habitat et avec le niveau d'eau, le développement des espèces ligneuses est empêché et ce sont les espèces tolérantes aux inondations qui s'installent (par exemple, les laïches). Ainsi, les habitats des zones humides augmentent et donc l'assemblage des espèces est modifié par le

changement d'habitat, comme l'a montré l'étude de la composition de la communauté des papillons de Noreika et al. (2016). Dans les groupes formés par le test statistique NMDS, les espèces forestières sont toujours présentes car la végétation forestière est toujours présente mais en plus petite quantité.

Ainsi, la structure de la communauté de syrphes diffère selon l'année. Avant les travaux de restauration, le cortège de syrphes est associé principalement aux milieux forestiers et ouverts, alors qu'après les travaux de restauration, le cortège de syrphes est lié aux milieux humides, avec toutefois quelques espèces préférant des milieux forestiers. Cependant, étant donné que l'abondance et la richesse spécifique des syrphes ne diffèrent pas selon les périodes, l'hypothèse n°1 est partiellement validée. Il est, par ailleurs, à noter que de toutes ces études, un point essentiel ressort : pour évaluer le succès de la restauration écologique à travers des mesures d'abondance et de richesse spécifique, il est nécessaire d'attendre au moins trois ans, selon l'étude de Elo et al. (2015), et 10 ans, selon l'étude de Leite et al. (2013).

### 5.2.2 Sur les caractéristiques écologiques du marais de Sacy

Les résultats ont montré des différences significatives sur les caractéristiques écologiques via les traits écologiques des syrphes « plantes aquatiques », « sol saturé en eau » et « arbres » et non significatives pour le trait « tourbe » entre 2020 et 2025. Autrement dit, grâce à l'étude des traits écologiques des syrphes observés dans le marais, il y aurait un meilleur engorgement en eau dans le sol avec davantage de plantes aquatiques et moins d'arbres dans les alentours des tentes Malaise. Les caractéristiques écologiques du marais ont donc changé à la suite des travaux de restauration.

Ces résultats semblent cohérents car les actions de restauration comme le déboisement et le rognage des souches permet de rouvrir le milieu qui était forestier. Par ce déboisement, l'eau provenant des précipitations et de la nappe phréatique n'est plus absorbée par les arbres et rend le sol saturé en eau (TAYLOR et SUTHERLAND, 2020). De par cette saturation en eau et avec une augmentation du niveau d'eau, les plantes aquatiques peuvent s'y installer et se développer.

Ce phénomène a été observé dans une tourbière en Angleterre (MARCHES MOSES BOGLIFE, 2025). La tourbière était envahie par une zone boisée dont les bois ont été abattus par les travaux de restauration écologique. Grâce à cet abattage d'arbres, les plantes typiques de la tourbière se sont développées au cours des dix années après la restauration.

D'autres études ont également été menées pour comparer l'effet de l'abattage des arbres sur une plante caractéristique des tourbières (Linaigrette vaginée, *Eriophorum vaginatum*), sur des sites restaurés et non restaurés (HAAPELETOH *et al.*, 2011). Elle a augmenté de 10% à 16% en dix ans sur les sites restaurés et au maximum de 4% sur des sites non restaurés.

Ces études montrent bien que les caractéristiques écologiques du paysage sont modifiées après des travaux de restauration.

Le fait que le résultat ne soit pas significatif pour les larves ayant besoin d'un support tourbeux (trait écologique « tourbe » dans la Figure n° 14) alors que les autres traits le sont tous n'est pas surprenant car la formation de la tourbe prend plusieurs années. Il faut entre 600 et 2400 ans pour qu'un mètre de tourbe se forme dans les zones tempérées (ANDRIESSE, 1988). Donc, il faudra certainement aussi plusieurs années aux espèces de syrphes ayant ce trait écologique pour qu'elles puissent coloniser le milieu.

Par conséquent, ce résultat reflète bien que l'évaluation du succès ou de l'échec de la restauration écologique doit se mesurer après plusieurs années afin que les processus écologiques des éléments qui composent l'écosystème, ici la tourbière, se forment.

Ainsi, l'hypothèse n°2 qui soutenait qu'il y aurait une stabilité dans l'évolution des caractéristiques écologiques du marais est réfutée.

### 5.2.3 Sur les intégrités écologiques et les dysfonctionnements du marais de Sacy

Les intégrités écologiques de 2020 ont été à nouveau calculées avec la liste de référence des espèces de syrphes de 2025 afin qu'elles soient comparables avec celles calculées en 2020. D'après les résultats, des différences dans les espèces prédites sont remarquées. Elles sont expliquées par les différences d'habitats entre 2020 et 2025 (deux habitats et trois habitats supplémentaires sont manquants en 2025). En effet, la présence de tel ou tel habitat (ou habitat supplémentaire) attire des espèces de syrphes en plus. Ne pas avoir indiqué ces habitats influence la quantité d'espèces de syrphes prédites dans le logiciel *StN*.

Entre 2020 et 2025, les résultats n'ont pas montré de changement de catégorie d'intégrité écologique pour l'ensemble du marais et pour l'habitat des bas-marais alcalins qui reste respectivement faible et bon. Des changements de catégories sont observés pour les habitats roselières et cariçaies et pour les saulaies marécageuses. Cependant, aucune différence ne s'est avérée significative sur l'ensemble des intégrités écologiques globales du marais et de chaque habitat. Certaines différences d'intégrités écologiques des traits de vie des syrphes se sont néanmoins montrées significatives. De plus, des dysfonctionnements sont toujours présents étant donné que les intégrités écologiques n'ont pas atteint les valeurs maximales (à l'exception du trait « arbres » pour deux habitats humides du marais).

La stabilité de l'intégrité écologique globale du marais peut s'expliquer par quasiment les mêmes nombres d'espèces manquantes (94 pour 2020 et 95 pour 2025) et au rendez-vous (61 pour 2020 et 53 pour 2025) par rapport aux nombres d'espèces prédites (156 pour 2020 et 147 pour 2025). Les espèces manquantes sont principalement liées à d'autres traits écologiques présents dans la base de données *StN* (par exemple, des traits concernant les plantes aquatiques submergées dans l'eau ou les déchets organiques). Cette explication paraît cohérente car les plantes aquatiques dans l'eau n'auraient pas eu le temps de recoloniser le milieu après le déboisement et la montée du niveau d'eau dans le marais, tandis que les déchets organiques n'auraient pas eu le temps de se décomposer.

Les espèces inattendues peuvent s'expliquer par la présence des habitats forestiers qui sont toujours présents et qui attirent toujours des syrphes préférant ce type de milieu. De plus, certains lieux n'ont pas pu être inventoriés car ils étaient inaccessibles pour le CEN (propriétés non gérées par le CEN). Des habitats auraient pu s'ajouter à la liste et donc auraient pu réduire le nombre d'espèces inattendues. Étant donné que l'intégrité écologique globale du marais n'a pas évolué, des dysfonctionnements sont toujours présents. Ces dysfonctionnements sont étroitement liés aux espèces manquantes et concernent donc la tourbe.

L'intégrité écologique des traits « plantes aquatiques » et « sol saturé en eau » qui ont augmenté significativement peuvent s'expliquer par l'effet du déboisement. En effet, la surface de la végétation forestière du marais semble avoir diminuée en 2025 par les actions de restauration (passant de 50,83 ha en 2020 à 31,55 ha en 2025), ce qui a permis de rendre le sol saturé en eau et de permettre aux plantes aquatiques de se développer (TAYLOR et SUTHERLAND, 2020). Ainsi, le nombre d'espèces de syrphes manquantes a diminué et celles attendues ont augmenté, ce qui a permis d'augmenter significativement ces intégrités écologiques.

La stabilité de l'intégrité écologique de l'habitat des bas-marais alcalins peut être également expliquée par les espèces manquantes. En effet, la plupart des espèces manquantes sont des espèces microphages, c'est-à-dire des espèces qui se nourrissent de micro-organismes se développant dans les sols saturés en eau et dans la matière organique en voie de décomposition (MOQUET *et al.*, 2018; SPEIGHT et CASTELLA, 2020). L'intégrité écologique du trait « sol saturé en eau » n'a pas évolué significativement en 2025. Cela pourrait expliquer les espèces manquantes qui n'ont pas changé entre les années.

L'augmentation de l'intégrité écologique du trait « plantes aquatiques » est liée à l'augmentation des espèces de syrphes attendues pour ce trait car l'ouverture de cet habitat par les actions de déboisement ont pu permettre une colonisation croissante des plantes aquatiques.

La stabilité de l'intégrité écologique de l'habitat des roselières et cariçaies s'explique également par les espèces manquantes qui sont pour la plupart des espèces microphages (64% des espèces manquantes à cet habitat sont des espèces microphages). Etant donné que le test statistique sur le trait « sol saturé en eau » n'est pas significatif, des espèces microphages n'ont potentiellement pas pu s'installer en plus par rapport à 2020. Il en est de même pour l'intégrité écologique du trait « plantes aquatiques » qui n'a pas évolué en 2025 : cela peut être dû à la non-évolution du sol saturé en eau qui n'a pas permis le développement des plantes typiques de cet habitat et n'ont donc pas attiré davantage d'espèces de syrphes liées à ces plantes et qui étaient attendues pour cet habitat. Ces résultats sont surprenants car le débroussaillage dans des zones humides permet l'apparition de roselières (PASCHE *et al.*, 2017).

L'intégrité écologique de l'habitat des saulaies marécageuses est également stable et cela peut être dû par les espèces manquantes qui sont à 58% des espèces microphages. Or, la saturation du sol en eau n'a lui non plus pas évolué en 2025, ce qui peut expliquer ces espèces manquantes qui ne semblent pas avoir eu suffisamment de surface saturée en eau pour pouvoir se développer. En revanche, l'augmentation significative de l'intégrité écologique du trait « plantes aquatiques » peut s'expliquer, comme pour l'habitat des bas-marais alcalins, par l'abattage des arbres qui a permis la réouverture de l'habitat, puis le développement des végétations typiques du marais (PASCHE *et al.*, 2017). Les espèces de syrphes manquantes pour ce trait ont donc diminué par rapport à 2020 et cela peut ainsi s'expliquer par les actions de la restauration écologique.

L'intégrité écologique pour le trait écologique « tourbe » pour tous les habitats est stable car la tourbe prend des centaines d'années à se former (ANDRIESSE, 1988). Il paraît cohérent qu'il n'y ait pas eu, entre les deux années, de différence de nouvelles espèces attendues dans le marais et dans ces habitats car la tourbe n'a pas eu assez de temps pour se former depuis 2020. La recolonisation par des espèces associées à ce trait prendrait donc plusieurs années et le dysfonctionnement prendrait également plusieurs années à se réduire.

Par conséquent, la restauration écologique n'a pas eu d'effet sur les intégrités écologiques globales. Toutefois, elle a eu des impacts positifs sur les intégrités écologiques des traits « plantes aquatiques » et/ou « sol saturé en eau » pour l'ensemble du marais, l'habitat des bas-marais alcalins et l'habitat des saulaies marécageuses. Une amélioration de la fonctionnalité écologique du marais de Sacy est donc constatée directement après les travaux de restauration du milieu mais des dysfonctionnements restent présents (tourbe). Ainsi, les hypothèses n°3 et 4 sont en partie validées. Il est cependant à noter que des inventaires complémentaires doivent être réalisés dans les futures années pour mesurer sur le long-terme l'impact de la restauration écologique sur le marais et s'il y a réellement un succès.

### 5.3 Comparaison avec d'autres études StN

Des études StN en évaluation diachronique ont été réalisées durant ces dernières années et peuvent être utilisés à titre de comparaison avec cette étude sur le marais de Sacy.

Une étude diachronique a été menée sur deux tourbières (tourbière des Creugnots et tourbière des Douillons) situées dans le Jura en 2019 à la suite de travaux de restauration (déboisement) en 2015 ou 2016 (DECOIN *et al.*, 2021). Sur la tourbière des Creugnots, l'intégrité des habitats des zones humides sont passées d'une intégrité « moyenne » à « bonne » entre 2016 et 2019. Pour la tourbière des Douillons, l'intégrité écologique des zones humides est stable entre 2015 et 2019.

Bien que l'étude se soit réalisée trois ans après les travaux de restauration, des différences dans les catégories d'intégrités écologiques ont été retrouvées, notamment pour la tourbière des Creugnots.

Les résultats trouvés dans l'étude diachronique sur les marais de Sacy se rapprochent de cette dynamique d'évolution des intégrités écologiques (passage d'une catégorie d'intégrité écologique plus haute dans les habitats des zones humides). Donc potentiellement, les intégrités écologiques augmenteraient pour les prochaines années.

Etant donné que peu d'études en diachronique ont été publiées, il est aussi intéressant de comparer les mêmes habitats sur d'autres sites humides entre eux.

Une étude a comparé les intégrités écologiques de plusieurs habitats retrouvés sur 17 zones humides. D'après Minguez et al. (2022), les moyennes des intégrités écologiques des habitats bas-marais alcalins, roselières et saulaies marécageuses sont respectivement de 56%, 74% et 55% (MINGUEZ *et al.*, 2022). Ces résultats semblent être en adéquation avec ceux calculés pour le marais de Sacy. En effet, l'habitat des bas-marais alcalins a une intégrité écologique de 58%, soit 2% au-dessus de la moyenne. Cela traduit alors que cet habitat présent dans le marais de Sacy est situé dans la moyenne des autres zones humides de France, bien que son intégrité n'ait pas évolué entre 2020 et 2025.

L'habitat des roselières du marais de Sacy est de 66% et d'après l'étude de Minguez et al. (2022), elle se situe en dessous de la moyenne (8% en moins). Cet habitat a un fonctionnement écologique de moins bonne qualité que les autres zones humides de France.

L'intégrité écologique de l'habitat des saulaies marécageuses est de 54%, soit 1% en moins par rapport à la moyenne des zones humides de France. Même si sa surface a diminué avec les travaux de restauration, sa fonctionnalité écologique s'est améliorée (notamment par l'observation du trait de vie concernant les plantes aquatiques car plus d'espèces de syrphes ayant ce trait ont été retrouvées par rapport à 2020), C'est ce qui lui a en partie permis de se situer dans la moyenne des zones humides.

## 5.4 Limites de l'étude

### 5.4.1 *Conditions de terrain*

Deux modèles différents ont été utilisés pour les deux campagnes de piégeage de 2020 et 2025, c'est-à-dire que deux modèles de tente ont été utilisés pour 2020 et ces deux mêmes modèles ont été repris en 2025. Autrement dit, il n'y a pas eu d'harmonisation du modèle de tente pour 2020 et 2025 (les tentes 1 et 4 ont le même modèle de tente et les tentes 2 et 3 ont un autre modèle de tente que celle des tentes 1 et 4). Plusieurs études tendent à montrer que le design, la couleur et le tissu des tentes influencent la capture des insectes (SKVARLA *et al.*, 2021). Par exemple, entre deux types de modèles différents, il y a une différence de dix fois le nombre d'insectes capturés. Une autre étude indique que la biomasse des insectes varie entre 20% et 55% en fonction du type de modèle utilisé (UHLER *et al.*, 2022). En ce qui concerne la couleur, les études ne sont pas tout à fait d'accord à ce sujet : selon Skvarla et al. (2021) la couleur noire augmenterait le nombre et la diversité de pollinisateurs capturés, alors que selon Uhler et al. (2022), ce serait la couleur blanche.

Dans le cadre de cette étude, l'abondance des syrphes des tentes Malaise 1 et 4 et des tentes Malaise 2 et 3 présente une différence significative entre les deux types de modèle, ce qui confirme les études déjà réalisées (cf. Annexe G).

L'orientation de la tente Malaise joue également un rôle dans la qualité d'échantillonnage. Le dispositif de collecte doit être orienté vers le Sud afin que la tente soit constamment exposée au soleil (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Dans le cas de la tente Malaise 3, son dispositif de collecte est orienté vers l'Ouest. Ce choix a été décidé car son orientation est perpendiculaire à un couloir de vol des syrphes, alors que s'il était orienté au Sud, le couloir de vol aurait été parallèle à la tente, ce qui aurait pu avoir une influence sur la capture des insectes.

La tente Malaise 3 a eu son dispositif de collecte complètement saturé en odonates durant la période du 29 avril au 16 mai, ce qui a empêché la collecte des autres insectes et donc possiblement d'autres espèces de syrphes.

De plus, sur la tente Malaise 4, une araignée a tissé sa toile à l'entrée du trou du dispositif de collecte, attrapant alors les insectes interceptés par la tente avant qu'ils ne puissent être collectés dans le dispositif. Lors de la récupération de cet échantillon, la toile d'araignée a été récupérée avec les insectes piégés dessus. Ces individus ont été fortement dégradés et ont donc été parfois impossibles à être identifiés à

l'espèce car des critères indispensables à l'identification étaient manquants (tête, pattes, antennes, etc.). Ainsi, cet échantillon de la période du 4 juin au 23 juin pour cette tente a pu être biaisé.

Par ailleurs, les tentes Malaise 1, 2 et 4 ont subi des dégradations, qui ont été remarquées le 10 juillet, malgré la pose de panneaux signalétiques (cf. Figure n° 19). La tente 1 a eu son dispositif de collecte dévissé : peu d'insectes ont été piégés et ceux qui sont restés dans le dispositif ont été fortement desséchés, ce qui les a abîmés et rendus parfois impossible à la détermination.

La tente 2 a eu une corde probablement coupée le long d'un piquet, ce qui a mis en partie la tente couchée sur le sol et réduisant ainsi l'interception.

La tente 4 a également eu une partie couchée sur le sol car un arceau de soutien a été cassé.

Ainsi, la période du 23 juin au 10 juillet a eu moins d'insectes collectés et donc possiblement des nouvelles espèces de syrphes non identifiées.



Figure n° 19 : Dégradations subies sur les tentes Malaise 1 (a), 2 (b) et 4 (c) © E. GAROT (2025)

De plus, des travaux de fauchage et de platelage pour la création d'un chemin pédagogique sur le marais ont commencé début juillet dans le rayon de la tente Malaise 4 (cf. Figure n° 20), ce qui a pu probablement perturber les insectes.



Figure n° 20 : Avant (a) et après (b) du fauchage et platelage du futur chemin pédagogique débuté en juillet © E. GAROT (2025)

En ce qui concerne les données météorologiques, en 2020, la température moyenne sur la période de cette étude était de 16,08°C avec une moyenne de 21,03 mm de précipitation cumulée, alors qu'en 2025, la température moyenne était de 16,75°C et une précipitation moyenne de 53,73 mm (METEO FRANCE, 2025). Pour ces deux éléments, il n'y a pas de différence significative entre les années 2020 et 2025 (cf. Annexe H). Bien qu'il y ait eu plus de précipitations moyennes cumulées en 2025, cette différence ne peut être prise en compte comme un élément de discussion car cette différence n'est pas significative. Ainsi, les données météorologiques en 2020 et 2025, n'ont pas joué significativement un rôle dans la collecte des insectes.

#### 5.4.2 Analyse des données

Comme évoqué en 3.5, les données pour l'analyse diachronique ne prennent en compte que les espèces capturées par tentes Malaise car ces dernières sont des méthodes standardisées sans biais observateur.

Or, avec les sessions de chasses à vue, de nouvelles espèces de syrphes peuvent être collectées en plus que dans les tentes Malaise. Par exemple, en 2020, 8 espèces de syrphes ont été seulement collectées par filet, et en 2025, ce sont 2 espèces qui ont été collectés uniquement par filet.

Pour 2020 et 2025, ces espèces sont des espèces faisant partie de la liste des espèces attendues. Ainsi, en étant intégrées dans l'analyse *StN*, ces espèces permettent d'augmenter de 5 points l'intégrité écologique pour 2020 et de 1 point pour 2025.

De plus, les données utilisées pour le logiciel *StN* et les tests statistiques se sont appliqués sur la même période que l'année 2020 de l'étude *StN*, soit du 29 avril 2025 au 28 juillet 2025. Ainsi, les espèces de syrphes avant cette période n'ont pas été comptabilisées dans les analyses. Or, en 2025, il y aurait eu l'ajout d'une espèce (*Ferdinandea ruficornis*) qui est une espèce attendue dans l'analyse *StN* et qui aurait pu augmenter de 1 point l'intégrité écologique du marais de Sacy.

Il en est de même pour les espèces chassées par filet. Si la période comprenait les données collectées avant le 29 avril et que les données de chasses à vue étaient inscrites dans la comparaison diachronique avec le logiciel *StN*, il y aurait deux espèces en plus à ajouter en 2025 (*Cheilosia albipila* et *Syrphus torvus*) qui sont également des espèces attendues dans les habitats du marais de Sacy. Ainsi, l'intégrité écologique aurait pu augmenter de 3 points.

Par conséquent, élargir les périodes de captures des syrphes permettraient de capturer des espèces précoces et tardives et ainsi d'avoir des résultats plus robustes quant à l'analyse des données (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020).

#### 5.4.3 Logiciel *StN*

Dans le logiciel *StN*, il est possible de renseigner un filtre temporel qui permet d'inscrire les mois où ce sont déroulées les captures des syrphes. Il est notamment utilisé pour indiquer au logiciel les périodes de vol de chaque espèce de syrphes. Cependant, ce filtre n'a pas fonctionné à la fois dans l'étude de 2020 et sur celle-ci. Ainsi, les espèces de syrphes n'ont pas été reliées à leur période de vol et a potentiellement rendu l'analyse *StN* moins fine.

Un autre filtre peut également être discutable, celui des habitats. En 2020 et 2025, le rayon des 300 m autour de la tente englobe des parcelles dont le CEN ne peut y accéder. De ce fait, les habitats appartenant à ces parcelles n'ont pas pu être inventoriés et peuvent renfermer de nouveaux habitats par rapport à ceux déjà inventoriés qui attireraient d'autres espèces de syrphes.

De plus, en 2020, la cartographie des habitats a été très précise car elle a été renouvelée par des relevés phytosociologiques qui ont été réalisés sur cette même année. En 2025, deux raisons expliquent que la cartographie n'a pas bénéficié de relevés phytosociologiques :

- Le temps alloué sur ce projet était trop court par rapport au temps que prendrait le renouvellement complet de la cartographie d'habitat du marais de Sacy ;

- Etant donné que les travaux de restauration (déboisement, essouchage et rognage des souches) se sont achevés en 2024, certains habitats sont dits en « cicatrisation », c'est-à-dire qu'ils n'ont pas eu le temps d'atteindre l'habitat visé par la restauration et qu'ils sont en phase de transition, ce qui a pu rendre la cartographie moins précise.

Certains habitats pourraient être manquants à la cartographie et cela pourrait jouer un rôle dans la liste des espèces attendues et donc dans le résultat final de l'intégrité écologique du marais.

Par ailleurs, ce logiciel prend en compte seulement les espèces de syrphes capturées et non leur abondance. Or, 19 espèces en 2025 n'ont été observées qu'une seule fois dans les tentes Malaise, alors que 10 espèces ont été observées plus de 100 fois. Le poids de l'abondance n'est pas pris dans l'analyse de l'intégrité écologique et de ce fait, l'observation une seule fois d'une espèce compte de la même manière par rapport à une espèce qui a été observée plus d'une centaine de fois. Ainsi, l'utilisation de ce logiciel peut être complétée par des analyses statistiques, comme l'étude des CWM, qui prennent en compte l'abondance de chaque espèce et qui pourrait apporter une analyse plus fine concernant la communauté de syrphes.

De plus, la simple analyse d'un changement de catégorie d'intégrité écologique ne signifie pas qu'il y a une différence significative de l'intégrité et donc un meilleur fonctionnement écologique du site. Par exemple, le passage de moyenne à bonne de l'intégrité écologique globale pour l'habitat des roselières et cariçaies n'a pas montré d'augmentation significative entre les deux années. Ainsi, utiliser la méthode *StN* sans des tests statistiques ne permet pas de conclure sur une évolution de l'intégrité écologique et donc de son état de conservation.

## 5.5 Perspectives et améliorations

Afin d'intégrer les espèces seulement piégées dans les chasses à vue, il pourrait être intéressant de mettre en place un protocole standardisé avec le filet. Plusieurs études proposent de faire des transects sur 50 m le long de la végétation attirant les syrphes tous les mois et pendant une heure (MARCOS-GARCIA *et al.*, 2012; O'CONNOR *et al.*, 2019). En ce qui concerne le biais observateur que pourrait provoquer une chasse au filet, une étude de Schlicht *et al.* (2009) sur les papillons a montré que l'utilisation du filet entomologique par plusieurs personnes n'avait pas d'incidence sur la quantité d'individus attrapés (SCHLICHT *et al.*, 2009). Ainsi, il pourrait être judicieux de mener ce type de chasse à vue, d'analyser si des différences existent entre les équipes, et si aucune différence n'est à noter, alors cette méthode pourrait s'ajouter à la capture des syrphes par tentes Malaise, afin d'avoir un échantillon le plus complet possible.

De plus, la période d'analyse des données s'est arrêtée en juillet dans le cadre du stage de 2020 et de celui-ci. De nouvelles espèces de syrphes pourraient être découvertes en 2025 comme ce fut le cas en 2020 où six nouvelles espèces ont été découvertes entre août et septembre 2020, dont trois qui sont des espèces attendues. Ainsi, l'intégration de ces données de 2020 et des nouvelles données d'août et de septembre 2025, qui seront déterminées par la suite, permettra de réaliser une comparaison plus fine entre l'intégrité écologique de 2020 et 2025.

Par ailleurs, les travaux de restauration du marais de Sacy ne sont pas totalement terminés. Le reméandrage du canal de la Frette et la fermeture des fossés de drainage sont prévus fin 2025. Ces travaux ont pour objectifs de rétablir le fonctionnement hydraulique du canal et d'orienter l'eau initialement présente dans les fossés de drainage vers la partie Nord du marais (maintien des niveaux d'eau le plus tard possible) (DECODTS, comm. pers., 2025). Avec ce type de restauration, il pourrait être possible d'avoir davantage d'espèces de syrphes préférant les milieux aquatiques. Aucune littérature scientifique ne semble avoir traité le sujet de l'impact d'une restauration hydraulique sur le cortège de syrphes. Il pourrait donc être intéressant de mener une étude comparative du cortège de syrphes qui intègre à la fois les données des périodes avant le 29 avril et après le 28 juillet, et à la fois la finalité des travaux de restauration.

De plus, afin d'évaluer le succès de la restauration écologique, il est préférable d'attendre quelques années après la finalisation des travaux afin que les habitats se soient « cicatrisés » et que la communauté de syrphes s'installe en fonction du développement des habitats. C'est ce qu'indique Decoin et al. (2021) dans une étude diachronique *StN* : l'étude a été planifiée trois ans après les travaux de restauration et les auteurs indiquent que cette étude est venue trop tôt (DECOIN *et al.*, 2021). Les habitats n'ont pas eu le temps d'évoluer et les espèces de syrphes à une seule génération par an n'ont pas le temps d'apparaître dans cet intervalle de temps. Ainsi, l'étude sur les marais de Sacy a également été planifiée un peu trop tôt par rapport à la finalité des travaux de restauration : les habitats et les espèces de syrphes à une seule génération n'ont pas eu le temps d'apparaître un an après les travaux. Leite et al. (2013) indiquent qu'il est nécessaire d'attendre au moins 10 ans pour évaluer le succès d'une restauration.

La méthode *Syrph the Net* s'avère être une méthode efficace car elle utilise l'écologie des espèces de syrphes mais elle est peu éthique car elle sacrifie une quantité d'individus. Toutefois, dans cette étude sur le marais de Sacy, il y a eu seulement 0,07% d'espèces de syrphes qui n'ont pas été capturées par les tentes Malaise. Ce faible pourcentage permet d'avoir des résultats fiables car plus de 99% des espèces de syrphes ont été capturées sur le site d'étude.

D'autres méthodes moins léthales existent. Par exemple, étudier la couverture végétale d'une tourbière permet de mesurer le rétablissement du niveau d'eau (cette caractéristique pourrait être comparée aux traits de vie « sol saturé en eau » et « plantes aquatiques » des syrphes) (ROCHEFORT *et al.*, 2008; BONNETT *et al.*, 2011). Les plantes typiques ou dominantes des tourbières sont considérées comme des indicateurs biologiques permettant d'évaluer l'état de la tourbière après des travaux de restauration (BONNETT *et al.*, 2011). D'autres plantes, comme celles du genre *Salix* ou *Phragmite*, indiquent un enrichissement en nutriments de la tourbière. L'abondance, la richesse spécifique, la couverture végétale et la biomasse peuvent être étudiées par la méthode des quadrats ou des transects puis comparées à l'état initial (BONNETT *et al.*, 2011). Cette méthode peut parfois s'avérer complexe étant donné que la végétation dans les tourbières est très dense mais les analyses statistiques peuvent être robustes si plusieurs réplicats sont réalisés.

Une autre méthode utilise les oiseaux pour évaluer l'état de conservation des tourbières (BONNETT *et al.*, 2011). Les tourbières attirent des oiseaux menacés des zones humides, des oiseaux qui sont les premiers dans la chaîne alimentaire, qui sont sensibles aux perturbations et aux polluants. Ils peuvent donc être de bons indicateurs quant à la qualité de la tourbière. Leurs populations changent rapidement après des actions de déboisement et d'ouverture de milieu. Les variations de l'abondance des espèces de chaque oiseau et de la structure de la communauté sont nécessairement étudiées par la méthode des transects (BONNETT *et al.*, 2011). Des points d'écoute pendant 5 à 10 minutes sont également recommandés mais les espèces d'oiseaux très sensibles à la perturbation de l'habitat (dû aux mouvements de l'humain lorsqu'il se déplace dans le milieu) peuvent ne pas être détectés. Plusieurs passages sont nécessaires afin de détecter les espèces hivernantes, migratrices et nicheuses sur le site (BONNETT *et al.*, 2011).

Ces méthodes doivent donc nécessiter une bonne connaissance sur la flore et sur la reconnaissance des espèces d'oiseaux aux chants et à la vue.

Outre les méthodes qui utilisent la faune ou la flore, mesurer les paramètres physicochimiques de l'eau (nitrate, phosphate, pH, etc.) peut également donner des indications sur l'état de conservation de la tourbière (BONNETT *et al.*, 2011). Elle peut notamment donner des précisions sur l'origine d'un potentiel changement d'une communauté. Cependant, cette méthode peut être coûteuse (équipement) et réservée aux spécialistes pour l'analyse des données (BONNETT *et al.*, 2011).

Ainsi, la méthode *Syrph the Net* peut être complétée par une autre méthode qui est moins léthale pour la biodiversité.

## 5.6 Transformation écologique et sociétale

Ce sujet et cette étude s'inscrivent dans les objectifs du développement durable proposés par l'ONU (ORGANISATION DES NATIONS UNIES, 2020). En effet, ils peuvent être associés à :

- L'ODD 3 « Bonne santé et bien-être » : Le futur chemin actuellement en construction offrira un parcours pédagogique aux visiteurs curieux de découvrir un autre endroit du marais de Sacy. Cette promenade pourra permettre aux visiteurs de se ressourcer et de contribuer à leur bien-être car les tourbières sont vecteurs de services culturels donnant une sensation de loisirs (KIMMEL et MANDER, 2010).
- L'ODD 6 « Eau propre et assainissement » : Les tourbières stockent 10% de l'eau douce de la planète (TRIPLET, 2025). Les restaurer est donc un élément majeur pour éviter une pollution de l'eau dans les tourbières (AGENDA 2030, 2025).
- L'ODD 12 « Consommation et production responsables » : Aujourd'hui, l'extraction de la tourbe et la culture agricole dans le marais de Sacy ne sont plus des activités exercées (DECODTS, 2021). Ces deux activités sont des facteurs responsables augmentant le CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère qui contribuent à l'augmentation des gaz à effet de serre (RENOU-WILSON *et al.*, 2022). Etant donné qu'elles ne sont plus exercées, le marais de Sacy contribue à une consommation responsable pour la planète.
- L'ODD 13 « Mesures relatives à la lutte contre les changements climatiques »: Le maintien des tourbières sur Terre est essentiel pour atténuer le changement climatique. En effet, les tourbières stockent à l'échelle mondiale environ 30% de carbone (un des gaz responsable de l'effet de serre) (LI *et al.*, 2018). Maintenir le niveau d'eau dans les tourbières permet des conditions d'anaérobie, ce qui amène au stockage de carbone (MURSYID *et al.*, 2025).
- L'ODD 14 « Vie aquatique » : Les travaux de restauration effectués sur le marais de Sacy permettent une amélioration de la biodiversité associée au milieu aquatique. En effet, davantage d'espèces de syrphes liées aux zones humides ont été observées depuis les travaux de restauration. De plus, le déboisement semble avoir permis le développement des plantes aquatiques dans les habitats bas-marais alcalins et saulaies marécageuses. Ainsi, la biodiversité aquatique dans le marais de Sacy semble s'être améliorée.

Par conséquent, la thématique sur les tourbières permet de répondre à certains objectifs proposés par l'ONU pour contribuer au bien-être des humains et protéger la Terre.

## CONCLUSION

L'objectif de cette étude était d'évaluer l'état de conservation d'une tourbière après la réalisation de travaux de restauration. Le site d'étude choisi s'est porté sur le marais de Sacy, qui représente la plus vaste tourbière de l'Oise et qui bénéficie de travaux de restauration (déboisements, rognages des souches et fauchages) depuis les cinq dernières années.

L'évolution de l'état de conservation du marais de Sacy est encourageante. Les tests statistiques effectués sur l'abondance et la richesse spécifique des syrphes n'ont pas montré de différence significative avant et après les travaux de restauration. En revanche, la structure de la communauté de syrphes est modifiée selon l'année 2020 et 2025 et selon les tentes. La composition des espèces de syrphes en 2025 est davantage associée aux espèces préférant les milieux humides. Cela donne des premières informations sur les caractéristiques écologiques qui composent le paysage. Trois traits de vie des syrphes liés aux milieux humides (plantes aquatiques, sol saturé en eau et tourbe) et un lié au milieu forestier (arbres) ont été testés statistiquement afin de montrer par les traits de vie des syrphes si des différences sont constatées dans le paysage. Seul le trait « tourbe » n'a pas montré de différence significative entre 2020 et 2025. Les traits « plantes aquatiques » et « sol saturé en eau » ont augmenté significativement après les travaux de restauration et le trait « arbres » a diminué significativement. Cela indique donc que le paysage a été modifié de manière positive et est en adéquation avec la nature des travaux de restauration.

De plus, l'état de conservation du marais de Sacy a également été évaluée par le logiciel *StN* avant et après les travaux de restauration, puis complété par des tests statistiques. Les intégrités écologiques globales et pour chaque habitat ont été calculées pour 2020 et 2025. Les intégrités écologiques globales du marais et des habitats restent stables par rapport à 2020, alors que celles concernant les traits de vie des syrphes « plantes aquatiques » et/ou « sol saturé en eau » augmentent significativement pour l'ensemble du marais, pour l'habitat des bas-marais alcalins et pour l'habitat des saulaies marécageuses. Des dysfonctionnements subsistent, notamment pour l'élément « tourbe ». Malgré ces dysfonctionnements, les travaux de restauration ont permis une amélioration de certaines caractéristiques du marais de Sacy et de ses habitats humides.

Par conséquent, l'état de conservation des milieux humides du marais de Sacy semble s'améliorer grâce aux travaux de restauration effectués depuis 2020. En revanche, ces derniers ne se sont pas encore finalisés : le reméandrage du canal de la Frette est prévu pour fin 2025. Une étude complémentaire pourrait être réalisée afin d'évaluer l'ensemble des travaux de restauration effectué sur le marais de Sacy. De plus, il serait préférable d'attendre quelques années (10 ans selon les études) pour évaluer complètement le succès de la restauration écologique. Ainsi, il s'agira de savoir si le marais de Sacy est écologiquement fonctionnel et s'il continue de s'améliorer après plusieurs années à la suite des travaux de restauration.

## LISTE DES REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABBADIE, L.**, 2020. Ecosystèmes. *In* : Encyclopædia Universalis [En ligne]. Date de consultation : 26/08/2025. Disponible sur : <<https://www-universalis-edu-com.unilasalle.idm.oclc.org/encyclopedie/ecosystemes>>.
- AGENDA 2030**, 2025. ODD6 - Garantir l'accès de tous à l'eau et à l'assainissement et assurer une gestion durable des ressources en eau. *In* : L'Agenda 2030 en France [En ligne]. Date de consultation : 22/09/2025. Disponible sur : <<https://www.agenda-2030.fr/17-objectifs-de-developpement-durable/article/odd6-garantir-l-acces-de-tous-a-l-eau-et-a-l-assainissement-et-assurer-une>>.
- ANDRIESSE, J.P.**, 1988. Nature and management of tropical peat soils. Rome : Food and Agriculture Organization of the United Nations. 165 p. ISBN 978-92-5-102657-1.
- ATKINSON, J., BRUDVIG, L.A., MALLEEN-COOPER, M., NAKAGAWA, S., MOLES, A.T., BONSER, S.P.**, 2022. Terrestrial ecosystem restoration increases biodiversity and reduces its variability, but not to reference levels: A global meta-analysis (T CROWTHER, Éd.). *Ecology Letters*, volume 25, n° 7. p. 1725-1737. DOI : 10.1111/ele.14025
- BAERT, J.M., EISENHAEUER, N., JANSSEN, C.R., DE LAENDER, F.**, 2018. Biodiversity effects on ecosystem functioning respond unimodally to environmental stress (J KNOPS, Éd.). *Ecology Letters*, volume 21, n° 8. p. 1191-1199. DOI : 10.1111/ele.13088
- BANKS-LEITE, C., EWERS, R.M., FOLKARD-TAPP, H., FRASER, A.**, 2020. Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. *One Earth*, volume 3, n° 6. p. 672-676. DOI : 10.1016/j.oneear.2020.11.016
- BARTSCH, H.**, 2009a. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna: Diptera: Syrphidae: Syrphinae. DH 53a: Tvåvingar. Uppsala : ArtDatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet. 406 p. ISBN 978-91-88506-50-4.
- BARTSCH, H.**, 2009b. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna: Diptera: Syrphidae: Eristalinae & Microdontinae. DH 53b: Tvåvingar. Uppsala : ArtDatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet. 478 p. ISBN 978-91-88506-50-4.
- BAUCON, A., TRÜMPER, S., MORELLI, C., NETO DE CARVALHO, C., KUSTATSCHER, E.**, 2025. Can habitat disturbance promote biodiversity? Disturbance ecology of an alluvial fan deposited in the caldera of the Bolzano supervolcano (Gocciadoro: Trento, Italy). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, volume 664, p. 112785. DOI : 10.1016/j.palaeo.2025.112785
- BELLARD, C., MARINO, C., COURCHAMP, F.**, 2022. Ranking threats to biodiversity and why it doesn't matter. *Nature Communications*, volume 13, n° 1. p. 2616. DOI : 10.1038/s41467-022-30339-y
- BERQUER, A.**, 2024. Le pâturage en tourbière alcaline : État de l'art. Boves : Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France, Life Anthropofens. Chapitre 1.1 : 10-12. 52 p. Disponible sur : <[https://ressources-doc.cen-hautsdefrance.org/getfile.php?file=/2/document\\_prive/12350/1/2025/05/15/A1747318209SD\\_LifeAnthropofens\\_CENHDF\\_2024\\_FairePaturerLesTourbieresAlcalinesEntreGestionConservatoireEtImpacts.pdf](https://ressources-doc.cen-hautsdefrance.org/getfile.php?file=/2/document_prive/12350/1/2025/05/15/A1747318209SD_LifeAnthropofens_CENHDF_2024_FairePaturerLesTourbieresAlcalinesEntreGestionConservatoireEtImpacts.pdf)>.
- BERQUER, A., DECULTOT, C., CAPOULADE, J.**, 2025. Fiche des services écosystémiques des sites du Life Anthropofens et des marais de Sacy. [En ligne] Date de consultation : 03/09/2025. Disponible sur : <<https://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.25109.64487>>. DOI : 10.13140/RG.2.2.25109.64487
- BERQUER, A., LEVRAULT, S., CASTELLI, M., ALDERWEIRELD, F., ANDRE, A., ANTOINE, P., BRASSEUR, B., CAPOULADE, J., CZERNIAK, L., DECULTOT, C., FRANCOIS, 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 [En ligne]. Boves. 52 p. Disponible sur : <[https://www.life-anthropofens.fr/media/qnpkushq/hydro\\_web.pdf](https://www.life-anthropofens.fr/media/qnpkushq/hydro_web.pdf)>.
- BERRY, R.**, 1998. SYRPHID FLIES Diptera: Syrphidae Syrphus spp., Allograpta spp. Insects and Mites of Economic Importance in the Northwest, p. 221.
- BIJKERK, E., REGAN, S., JOHNSTON, P.M., COXON, C., GILL, L.W.**, 2022. The challenge of developing ecohydrological metrics for vegetation communities in calcareous fen wetland systems. *Frontiers in Earth Science*, volume 10, p. 917233. DOI : 10.3389/feart.2022.917233
- BLACKBURN, T.M., BELLARD, C., RICCIARDI, A.**, 2019. Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, volume 17, n° 4. p. 203-207. DOI : 10.1002/fee.2020
- BLACKBURN, T.M., PYSEK, P., BACHER, S., CARLTON, J.T., DUNCAN, R.P., JAROSIK, V., WILSON, J.R.U., RICHARDSON, D.M.**, 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, volume 26, n° 7. p. 333-339. DOI : 10.1016/j.tree.2011.03.023
- BONN, A., ALLOTT, T., EVANS, M., JOOSTEN, H., STONEMAN, R.**, 2016. Peatland restoration and ecosystem services: science, policy, and practice [En ligne]. Cambridge : Cambridge university press. ISBN 978-1-107-02518-9. Disponible sur : <<https://books.google.fr/books?id=cW9NDAAAQBAJ&printsec=copyright&hl=fr#v=onepage&q&f=false>>.
- BONNETT, S.A.F., ROSS, S., LINSTED, C., MALTBY, E.**, 2011. A review of techniques for monitoring the success of peatland restoration. Disponible sur : <<https://publications.naturalengland.org.uk/file/84005>>.
- BOT, S., VAN DE MEUTTER, F.**, 2024. Hoverflies of Britain and North-West Europe: A Photographic Guide. London : Bloomsbury Publishing Plc. 1 p. ISBN 978-1-399-40245-3.
- BROWN, E.D., WILLIAMS, B.K.**, 2016. Ecological integrity assessment as a metric of biodiversity: are we measuring what we say we are? *Biodiversity and Conservation*, volume 25, n° 6. p. 1011-1035. DOI : 10.1007/s10531-016-1111-0
- BYNUM, N.**, 2018. 6: Species Diversity. *In* : Biology LibreTexts [En ligne]. Date de consultation : 27/08/2025. Disponible sur : <[https://bio.libretexts.org/Bookshelves/Ecology/Biodiversity\\_\(Bynum\)/6%3A\\_Species\\_Diversity](https://bio.libretexts.org/Bookshelves/Ecology/Biodiversity_(Bynum)/6%3A_Species_Diversity)>.
- CARON, N., CHEYREZY, T.**, 2021. Le genre Dolomedes (Araneidae : Pisauridae) dans les tourbières alcalines de Sacy (Oise) : état des connaissances, préconisations pour la gestion de leurs habitats et perspectives. *In* : ResearchGate [En ligne]. Date de consultation : 07/07/2025. Disponible sur : <[https://www.researchgate.net/publication/371755167\\_Le\\_genre\\_Dolomedes\\_Araneidae\\_Pisauridae\\_dans\\_les\\_tourbieres\\_alcalines\\_de\\_Sacy\\_Oise\\_etat\\_des\\_connaissances\\_preconisations\\_pour\\_la\\_gestion\\_de\\_leurs\\_habitats\\_et\\_perspectives](https://www.researchgate.net/publication/371755167_Le_genre_Dolomedes_Araneidae_Pisauridae_dans_les_tourbieres_alcalines_de_Sacy_Oise_etat_des_connaissances_preconisations_pour_la_gestion_de_leurs_habitats_et_perspectives)>.
- CEBALLOS, G., EHRLICH, P.R., BARNOSKY, A.D., GARCIA, A., PRINGLE, R.M., PALMER, T.M.**, 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, volume 1, n° 5. p. e1400253. DOI : 10.1126/sciadv.1400253
- CENTRE DE RESSOURCES NATURA 2000**, 2025. Programme Life [En ligne]. Date de consultation : 26/03/2025. Disponible sur : <<https://www.natura2000.fr/programme-life>>.
- CHAO, A., MA, K.H., HSIEH, T.C.**, 2016. iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. *In* : iNext [En ligne]. Disponible sur : <<https://chao.shinyapps.io/SpadeR/>>.
- CHAO, A., MA, K.H., HSIEH, T.C., CHIU, C.H.**, 2015. Online Program SpadeR (Species-richness Prediction And Diversity Estimation in R). *In* : SpadeR [En ligne]. Disponible sur : <<https://chao.shinyapps.io/SpadeR/>>.

- CHARMAN, D.J.**, 2009. Peat and Peatlands. *In*: Encyclopedia of Inland Waters. Elsevier. p. 541-548.
- CHEMLI, A.**, 2017. Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du MontTremblant. Université de Montréal. 111 p. Date de consultation : 21/04/2025. Disponible sur : <<https://umontreal.scholaris.ca/server/api/core/bitstreams/62ef926d-f312-4849-9bde-8d21501afc46/content>>.
- CHEVE, J.**, 2024. Tester la méthodologie d'une adaptation au bioindicateur d'Intégrité-Sténoécie du peuplement d'Hétérocères pour améliorer son utilisation en boisement alluvial. Institut Agro Rennes-Angers. 51 p. Date de consultation : 21/04/2025. Disponible sur : <[https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04835836v1/file/2024\\_Chev%C3%A9\\_Joanna\\_GE.pdf](https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04835836v1/file/2024_Chev%C3%A9_Joanna_GE.pdf)>.
- CLARE, D.S., GARCIA, C., BOLAM, S.G.**, 2024. Ecosystem functioning during biodiversity loss and recovery. *Oikos*, volume 2024, n° 9. p. e10154. DOI : 10.1111/oik.10154
- CLAUDE, J., VANAPPELGHEM, C.**, 2017. Syrph the Net : une méthode d'évaluation mesurant l'impact de la gestion d'espaces naturels testée par un réseau de gestionnaires. *In*: Les invertébrés dans la -conservation et la gestion des espaces naturels : Actes du colloque de Toulouse du 13 au 16 mai 2015. Muséum national d'Histoire naturelle. p. 105-110.
- CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL BAILLEUL**, 2024. Glossaire des termes scientifiques utilisés par le CBN de Bailleul. *In* : Conservatoire botanique national Bailleul [En ligne]. Date de consultation : 28/08/2025. Disponible sur : <<https://www.cbnbl.org/glossaire-termes-scientifiques-utilises-cbn-bailleul>>.
- CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL BREST**, 2017. Glossaire. *In* : CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL BREST [En ligne]. Date de consultation : 27/08/2025. Disponible sur : <<https://www.cbnbrest.fr/observatoire-milieux/boite-a-outils/determination-milieux/guide-zh-pdl/glossaire-guide-zh-pdl>>.
- CONSERVATOIRE D'ESPACES NATURELS DES HAUTS-DE-FRANCE**, 2025. Cartes QGis du marais de Sacy (localisation, travaux et habitats).
- CORREA, J.**, 2019. Syrphidae: A Guide to Natural History and Identification of Common Genera in Santa Cruz County. Santa Cruz : University of California. 42 p. Date de consultation : 02/07/2025. Disponible sur : <<https://randallmorganinitiative.ucsc.edu/data-and-research/images/correa-syrphidguide.pdf>>.
- CREVECOEUR, M.**, 2022. Les plantes aquatiques : les hydrophytes & les héliophytes. *In* : Université de Genève [En ligne]. Date de consultation : 27/08/2025. Disponible sur : <<https://www.unige.ch/sciences/biologie/bioveg/crevecoeur/organes/hydrophytes/>>.
- DASHTI, H., CHEN, M., SMITH, W.K., ZHAO, K., MOORE, D.J.P.**, 2024. Ecosystems Disturbance Recovery: What It Was or What It Could Have Been? *Geophysical Research Letters*, volume 51, n° 17. p. e2024GL109219. DOI : 10.1029/2024GL109219
- DE GROOT, R., BRANDER, L., VAN DER PLOEG, S., COSTANZA, R., BERNARD, F., BRAAT, L., CHRISTIE, M., CROSSMAN, N., GHERMANDI, A., HEIN, L., HUSSAIN, S., KUMAR, P., MCVITTIE, A., PORTELA, R., RODRIGUEZ, L.C., TEN BRINK, P., VAN BEUKERING, P.**, 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, volume 1, n° 1. p. 50-61. DOI : 10.1016/j.ecoser.2012.07.005
- DECODTS, H.**, 2021. Les propriétés départementales des Marais de Sacy. Date de consultation : 21/04/2025. Disponible sur : <[https://www.cen-hautsdefrance.org/sites/default/files/fichiers/guide\\_a5\\_sacy\\_brochure\\_bd\\_.pdf](https://www.cen-hautsdefrance.org/sites/default/files/fichiers/guide_a5_sacy_brochure_bd_.pdf)>.
- DECODTS, H., PENCOAT-JONES, A.**, 2020. Propriétés départementales des Marais de Sacy (Oise) - Plan de gestion 2021-2030. Tome 2. Conservatoire d'espaces naturels des Hauts-de-France. 75 p. Disponible sur : <<https://ressources-doc.cen->

hautsdefrance.org/getfile.php?file=/2/document\_prive/10406/1/2022/06/07/A1654593215SD\_SA  
CY\_DEPT\_PD\_G\_2021\_2030\_Tome\_2.pdf>.

- DECOIN, R., GENS, H., CLAUDE, J., TISSOT, B.,** 2021. Bilan et retour d'expériences des études « Syrph the Net » dans le cadre du Programme LIFE Tourbière du Jura. Les amis de la réserve naturelle du lac de Remoray, Labergement Sainte Marie. 24 p. Disponible sur : <[https://www.researchgate.net/publication/364997123\\_Bilan\\_et\\_retour\\_d'experiences\\_des\\_etudes\\_Syrph\\_the\\_Net\\_dans\\_le\\_cadre\\_du\\_Programme\\_LIFE\\_Tourbiere\\_du\\_Jura#pdf](https://www.researchgate.net/publication/364997123_Bilan_et_retour_d'experiences_des_etudes_Syrph_the_Net_dans_le_cadre_du_Programme_LIFE_Tourbiere_du_Jura#pdf)>.
- DEEKSHA, SHUKLA, A.K.,** 2022. Ecosystem Services: A Systematic Literature Review and Future Dimension in Freshwater Ecosystems. Applied Sciences, volume 12, n° 17. p. 8518. DOI : 10.3390/app12178518
- DIAZ, S., SETTELE, J., BRONDIZIO, E.S., NGO, H.T., GUEZE, M., AGARD, J., ARNETH, A., BALVANERA, P., BRAUMAN, A., BUTCHART, S.H.M., CHAN, K.M.A., GARIBALDI, L.A., ICHII, K., LIU, J., SUBRAMANIAN, S.M., MIDGLEY, G.F., MILOSLAVICH, P., MOLNAR, Z., OBURA, D., PFAFF, A., POLASKY, S., PURVIS, A., RAZZAQUE, J., REYERS, B., ROY CHOWDHURY, R., SHIN, Y.J., VISSEREN-HAMAKERS, I.J., WILLIS, K.J., ZAYAS, C.N.,** 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Germany : IBPES. 59 p. Date de consultation : 08/05/2025. Disponible sur : <[https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/2020-02/ipbes\\_global\\_assessment\\_report\\_summary\\_for\\_policymakers\\_fr.pdf](https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/2020-02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_fr.pdf)>.
- DINESEN, L., HAHN, P.,** 2019. Draft Ramsar Technical Report on peatland restoration and rewetting methodologies in Northern bogs. Switzerland. 54 p. Date de consultation : 25/06/2025. Disponible sur : <[https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/strp22\\_7.2\\_draft\\_rtr\\_peatland\\_restoration\\_e.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/strp22_7.2_draft_rtr_peatland_restoration_e.pdf)>.
- DIRECTION DEPARTEMENTALE DES EQUIPEMENTS DE L'OISE,** 2005. Atlas des paysages de l'Oise. Date de consultation : 19/07/2025. Disponible sur : <[https://www.oise.gouv.fr/contenu/telechargement/11541/73861/file/Annexe\\_7\\_atlas-paysages-Oise-allege.pdf](https://www.oise.gouv.fr/contenu/telechargement/11541/73861/file/Annexe_7_atlas-paysages-Oise-allege.pdf)>.
- DJELLAB, S., MEBARKIA, N., NEFFAR, S., CHENCHOUNI, H.,** 2019. Diversity and phenology of hoverflies (Diptera: Syrphidae) in pine forests (*Pinus halepensis* Miller) of Algeria. Journal of Asia-Pacific Entomology, volume 22, n° 3. p. 766-777. DOI : 10.1016/j.aspen.2019.05.012
- DOUGLAS, D., JONES, P., CROSER, I., DIACK, I., LITTLEWOOD, N.,** 2019. Peatland biodiversity. 50 p. Date de consultation : 08/06/2025. Disponible sur : <<https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/2019-11/COIMON~1.PDF>>.
- DUNHAM, A., LACARELLA, J.C., HUNTER, K.L., DAVIES, S.C., DUDAS, S., GALE, K.S.P., RUBIDGE, E., ARCHER, S.K.,** 2024. Conserving ecosystem integrity: Ecological theory as a guide for marine protected area monitoring. Ecological Applications, volume 34, n° 6. p. e3005. DOI : 10.1002/eap.3005
- DUNN, L., LEQUERICA, M., REID, C.R., LATTY, T.,** 2020. Dual ecosystem services of syrphid flies (Diptera: Syrphidae): pollinators and biological control agents. Pest Management Science, volume 76, n° 6. p. 1973-1979. DOI : 10.1002/ps.5807
- EDWARDS, D.P., CERULLO, G.R.,** 2024. Biodiversity is central for restoration. Current Biology, volume 34, n° 9. p. R371-R379. DOI : 10.1016/j.cub.2024.02.032
- ELO, M., PENTTINEN, J., KOTIAHO, J.S.,** 2015. The effect of peatland drainage and restoration on Odonata species richness and abundance. BMC Ecology, volume 15, n° 1. p. 11. DOI : 10.1186/s12898-015-0042-z
- EPICOCO, C., VIRY, D.,** 2015. État de conservation des habitats tourbeux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Rapport d'étude. Paris : Service du patrimoine naturel,

Muséum National d'Histoire Naturelle / Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques. Rapport SPN 2015-57. 76 p. Date de consultation : 28/06/2025. Disponible sur : <[https://inpn.mnhn.fr/docs/N2000\\_EC/SPN-2015-57-Methodologie\\_d\\_evaluation\\_E\\_C\\_tourbieres.pdf](https://inpn.mnhn.fr/docs/N2000_EC/SPN-2015-57-Methodologie_d_evaluation_E_C_tourbieres.pdf)>.

**EUROPEAN COMMISSION**, 2020. Peatlands for LIFE [En ligne]. LU : Publications Office. ISBN 978-92-9202-906-7. Date de consultation : 03/06/2025. Disponible sur : <<https://data.europa.eu/doi/10.2826/619188>>.

**EVANGELISTA DE OLIVEIRA, R., LEX ENGEL, V., DE PAULA LOIOLA, P., FERNANDO DUARTE DE MORAES, L., DE SOUZA VISMARA, E.**, 2021. Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, volume 127, p. 107652. DOI : 10.1016/j.ecolind.2021.107652

**FAHRIG, L.**, 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, volume 34, n° 1. p. 487-515. DOI : 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

**FEDERATION DES CONSERVATOIRES D'ESPACES NATURELS**, 2022. Les différents types de tourbières. In : Pôle-Relais Tourbières [En ligne]. Date de consultation : 26/03/2025. Disponible sur : <<https://www.pole-tourbieres.org/quest-ce-qu'une-tourbiere/les-differents-types-de-tourbieres/>>.

**FEDERATION DES CONSERVATOIRES D'ESPACES NATURELS, POLE-RELAIS TOURBIERE, LE BOURSICOT, N.**, 2024. Infographie : Tourbières alcalines. Date de consultation : 26/03/2025. Disponible sur : <<https://reseau-cen-doc.org/Default/doc/SYRACUSE/92462/infographie-tourbieres-alcalines>>.

**GARIBALDI, L.A., ODDI, F.J., MIGUEZ, F.E., BARTOMEUS, I., ORR, M.C., JOBBAGY, E.G., KREMEN, C., SCHULTE, L.A., HUGHES, A.C., BAGNATO, C., ABRAMSON, G., BRIDGEWATER, P., CARELLA, D.G., DIAZ, S., DICKS, L.V., ELLIS, E.C., GOLDENBERG, M., HUAYLLAH, C.A., KUPERMAN, M., LOCKE, H., MEHRABI, Z., SANTIBANEZ, F., ZHU, C.**, 2021. Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, volume 14, n° 2. p. e12773. DOI : 10.1111/conl.12773

**GAUDET, S.**, 2024. Liste des diptères Syrphidae de l'Eure et de la Seine-Maritime: Point d'avancement 2024. Parc naturel régional des Boucles de la Seine Normandie. 252 p. Date de consultation : 20/07/2025. Disponible sur : <[https://www.researchgate.net/publication/379515549\\_Liste\\_des\\_dipteres\\_Syrphidae\\_de\\_l'Eure\\_et\\_de\\_la\\_Seine-Maritime\\_Point\\_d'avancement\\_2024](https://www.researchgate.net/publication/379515549_Liste_des_dipteres_Syrphidae_de_l'Eure_et_de_la_Seine-Maritime_Point_d'avancement_2024)>.

**GAÜZERE, P., DOULCIER, G., DEVICTOR, V., KEFI, S.**, 2019. A framework for estimating species-specific contributions to community indicators. *Ecological Indicators*, volume 99, p. 74-82. DOI : 10.1016/j.ecolind.2018.11.069

**GAY, A.**, 2020. Etude du peuplement de Syrphidae par la méthode Syrph the Net dans les marais de Sacy (Oise-60) dans le cadre du projet LIFE Anthropofens. Université de Bretagne Occidentale. 51 p.

**GAZAIX, A.**, 2021. Etude du fonctionnement éco-hydrologique de 8 tourbières des Hauts-de-France et de Wallonie. Disponible sur : <<https://www.life-anthropofens.fr/media/nozbe2sq/etudesechohydro.pdf>>.

**GAZAIX, A., BERQUER, A.**, 2024. Protocole d'évaluation de l'évolution des cladiaies - LIFE Anthropofens. Disponible sur : <[https://www.life-anthropofens.fr/media/tk4c3vz2/d2-2\\_life\\_cladiaies.pdf](https://www.life-anthropofens.fr/media/tk4c3vz2/d2-2_life_cladiaies.pdf)>.

**GBIF SECRETARIAT**, 2023. Lejops (Lejops) vittatus (Meigen, 1822). In : GBIF Backbone Taxonomy [En ligne]. Date de consultation : 02/09/2025. Disponible sur : <<https://doi.org/10.15468/39omei>>.

**GKOUMA, M.**, 2024. Geomorphology. In: Encyclopedia of Archaeology (Second Edition). Elsevier. p. 620-630.

- GROSS, M.**, 2023. Powerful peatlands. *Current Biology*, volume 33, n° 21. p. R1127-R1129. DOI : 10.1016/j.cub.2023.10.025
- HA, M., MORROW, M., ALGIERS, K.**, 2024. 5.3.2: Threats to Biodiversity. *In: Botany*.
- HAAPELETOH, T.O., VASANDER, H., JAUHAINEN, S., TAHVANAINEN, T., KOTIAHO, J.S.**, 2011. The Effects of Peatland Restoration on Water-Table Depth, Elemental Concentrations, and Vegetation: 10 Years of Changes. *Restoration Ecology*, volume 19, n° 5. p. 587-598. DOI : 10.1111/j.1526-100X.2010.00704.x
- HAJEK, M., HORSÁK, M., HAJKOVA, P., DITE, D.**, 2006. Habitat diversity of central European fens in relation to environmental gradients and an effort to standardise fen terminology in ecological studies. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, volume 8, n° 2. p. 97-114. DOI : 10.1016/j.ppees.2006.08.002
- HAJKOVA, P., HORSÁKOVÁ, V., PETERKA, T., JANECEK, Š., GALVÁNEK, D., DITE, D., HORNÍK, J., HORSÁK, M., HAJEK, M.**, 2022. Conservation and restoration of Central European fens by mowing: A consensus from 20 years of experimental work. *Science of The Total Environment*, volume 846, p. 157293. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2022.157293
- HALLMANN, C.A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., HOFLAND, N., SCHWAN, H., STENMANS, W., MÜLLER, A., SUMSER, H., HÖRREN, T., GOULSON, D., DE KROON, H.**, 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas (EG LAMB, Éd.). *PLOS ONE*, volume 12, n° 10. p. e0185809. DOI : 10.1371/journal.pone.0185809
- HANSEN, A.J., NOBLE, B.P., VENEROS, J., EAST, A., GOETZ, S.J., SUPPLES, C., WATSON, J.E.M., JANTZ, P.A., PILLARY, R., JETZ, W., FERRIER, S., GRANTHAM, H.S., EVANS, T.D., ERVIN, J., VENTER, O., VIRNIG, A.L.S.**, 2021. Toward monitoring forest ecosystem integrity within the post-2020 Global Biodiversity Framework. *Conservation Letters*, volume 14, n° 4. p. e12822. DOI : 10.1111/conl.12822
- HANY, A.**, 2023. Evaluation de l'état des milieux par l'étude des communautés de syrphes et la comparaison diachronique d'études Syrph the Net. Rennes : Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement. 68 p.
- HEINRICH-BÖLL-STIFTUNG, THE SUCCOW STIFTUNG, BUND, UN GLOBAL PEATLAND INITIATIVE**, 2023. Peatland Atlas 2023. Date de consultation : 30/05/2025. Disponible sur : <[https://eu.boell.org/sites/default/files/2023-09/peatlandatlas2023\\_web\\_20230914.pdf](https://eu.boell.org/sites/default/files/2023-09/peatlandatlas2023_web_20230914.pdf)>.
- HILL, S.L.L., HARRISSON, M.L.K., MANEY, C., FAJARDO, J., HARRIS, M., ASH, N., BEDFORD, J., DANKS, F.S., GUARAS, D., HUGHES, J., JONES, M., MASON, T., BURGESS, N.**, 2022. The Ecosystem Integrity Index: a novel measure of terrestrial ecosystem integrity. Date de consultation : 01/07/2025. Disponible sur : <<http://biorxiv.org/lookup/doi/10.1101/2022.08.21.504707>>.
- HILL, B.H., JICHA, T.M., LEHTO, L.L.P., ELONEN, C.M., SEBESTYEN, S.D., KOLKA, R.K.**, 2016. Comparisons of soil nitrogen mass balances for an ombrotrophic bog and a minerotrophic fen in northern Minnesota. *Science of The Total Environment*, volume 550, p. 880-892. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2016.01.178
- HOUCK, M.M.**, 2013. Forensic Classification of Evidence. *In: Encyclopedia of Forensic Sciences*. Elsevier. p. 318-321.
- HUBER, L.**, 2010. Categories and Concepts: Language-Related Competences in Non-Linguistic Species. *Encyclopedia of Animal Behavior*, 261-266 Date de consultation : 03/08/2024. Disponible sur : <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780080453378000966>>.
- INTERNATIONAL PEATLAND SOCIETY**, 2025. Types of peatlands [En ligne]. Date de consultation : 07/06/2025. Disponible sur : <<https://peatlands.org/peatlands/types-of-peatlands/>>.

- INVENTAIRE NATIONAL DU PATRIMOINE NATUREL**, 2025. INPN - FSD Natura 2000 - FR2200378 - Marais de Sacy-le-Grand - Description [En ligne]. Date de consultation : 21/04/2025. Disponible sur : <<https://inpn.mnhn.fr/site/natura2000/FR2200378>>.
- IPAMAC**, 2024. Guide pratique de l'éclairage des locaux professionnels & habitations. 34 p. Date de consultation : 09/05/2025. Disponible sur : <<https://ipamac.fr>>.
- JACKSON, H.B., FAHRIG, L.**, 2013. Habitat Loss and Fragmentation. *In*: Encyclopedia of Biodiversity. Canada : Elsevier. p. 50-58.
- JASZCZUK, I., JABLONSKA, E., KOZUB, Ł., TANNEBERGER, F., AGGENBACH, C., SEEBER, E., VAN DIGGELEN, R., KREYLING, J., SILVENNOINEN, H.M., KOTOWSKI, W.**, 2024. Peat formation potential of temperate fens increases with hydrological stability. *Science of The Total Environment*, volume 947, p. 174617. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2024.174617
- JEAN, A., DOR, C., MAILLET-MEZERAY**, 2011. Synthèse bibliographique sur l'écologie des Syrphidae. 28 p. Date de consultation : 05/07/2025. Disponible sur : <[https://rd-agri.fr/external\\_data/arvalis/BDC\\_110601\\_ETUD\\_SyntheseBiblioEcologieSyrphidae.pdf](https://rd-agri.fr/external_data/arvalis/BDC_110601_ETUD_SyntheseBiblioEcologieSyrphidae.pdf)>.
- JOOSTEN, H.**, 2021a. Global guidelines for peatland rewetting and restoration. Switzerland. 11. 77 p. Date de consultation : 30/05/2025. Disponible sur : <[https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/rtr11\\_peatland\\_rewetting\\_restoration\\_e.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/rtr11_peatland_rewetting_restoration_e.pdf)>.
- JOOSTEN, H.**, 2021b. Practical peatland restoration. Switzerland. 11. 12 p. Date de consultation : 25/06/2025. Disponible sur : <[https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/bn11\\_practical\\_peatland\\_restoration\\_e.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/bn11_practical_peatland_restoration_e.pdf)>.
- JOOSTEN, H., CLARKE, D.**, 2002. Wise use of mires and peatlands: background and principles including a framework for decision-making [En ligne]. Totnes : Internat. Mire Conservation Group [u.a.]. 304 p. ISBN 978-951-97744-8-0. Date de consultation : 08/06/2025. Disponible sur : <[https://www.researchgate.net/publication/293563126\\_Wise\\_use\\_of\\_mires\\_Background\\_and\\_principles](https://www.researchgate.net/publication/293563126_Wise_use_of_mires_Background_and_principles)>.
- KALHORI, A., WILLE, C., GOTTSCHALK, P., LI, Z., HASHEMI, J., KEMPER, K., SACHS, T.**, 2024. Temporally dynamic carbon dioxide and methane emission factors for rewetted peatlands. *Communications Earth & Environment*, volume 5, n° 1. p. 62. DOI : 10.1038/s43247-024-01226-9
- KHAN, A.S., GUENE-NANCHEN, M., ROCHEFORT, L.**, 2025. Unfolding a peatland's story: Assessing the restoration outcomes and driving factors from a disturbed minerotrophic peatland in Eastern Canada. *Ecological Engineering*, volume 212, p. 107496. DOI : 10.1016/j.ecoleng.2024.107496
- KIMMEL, K., MANDER, Ü.**, 2010. Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, volume 34, n° 4. p. 491-514. DOI : 10.1177/0309133310365595
- KUIPERS, K.J.J., HILBERS, J.P., GARCIA-ULLOA, J., GRAAE, B.J., MAY, R., VERONES, F., HUIJBREGTS, M.A.J., SCHIPPER, A.M.**, 2021. Habitat fragmentation amplifies threats from habitat loss to mammal diversity across the world's terrestrial ecoregions. *One Earth*, volume 4, n° 10. p. 1505-1513. DOI : 10.1016/j.oneear.2021.09.005
- KUMARI, R., A, D., BHATNAGAR, S.**, 2021. Biodiversity Loss: Threats and Conservation Strategies. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research*, [En ligne] volume 68, n° 1. Date de consultation : 25/05/2025. Disponible sur : <<https://globalresearchonline.net/journalcontents/v68-1/37.pdf>>. DOI : 10.47583/ijpsrr.2021.v68i01.037
- LAMERS, L.P.M., VILE, M.A., GROOTJANS, A.P., ACREMAN, M.C., VAN DIGGELEN, R., EVANS, M.G., RICHARDSON, C.J., ROCHEFORT, L., KOUIJMAN, A.M., ROELOFS, J.G.M., SMOLDERS,**

- A.J.P.**, 2015. Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, volume 90, n° 1. p. 182-203. DOI : 10.1111/brv.12102
- LAURANCE, W.F., SAYER, J., CASSMAN, K.G.**, 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution*, volume 29, n° 2. p. 107-116. DOI : 10.1016/j.tree.2013.12.001
- LEAVEY, A., TAYLOR, C.H., SYMONDS, M.R.E., GILBERT, F., READER, T.**, 2021. Mapping the evolution of accurate Batesian mimicry of social wasps in hoverflies. *Evolution*, volume 75, n° 11. p. 2802-2815. DOI : 10.1111/evo.14336
- LEITE, M. DE S., TAMBOSI, L.R., ROMITELLI, I., METZGER, J.P.**, 2013. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review. *Natureza & Conservação*, volume 11, n° 2. p. 108-118. DOI : 10.4322/natcon.2013.019
- LI, C., GRAYSON, R., HOLDEN, J., LI, P.**, 2018. Erosion in peatlands: Recent research progress and future directions. *Earth-Science Reviews*, volume 185, p. 870-886. DOI : 10.1016/j.earscirev.2018.08.005
- LI, H., WYCKHUYS, K.A.G., WU, K.**, 2023. Hoverflies provide pollination and biological pest control in greenhouse-grown horticultural crops. *Frontiers in Plant Science*, volume 14, p. 1118388. DOI : 10.3389/fpls.2023.1118388
- LIANG, L.**, 2019. Phenology. *In: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. p. B9780124095489118000.
- LINDSAY, R.**, 2018. Peatland Classification. *In: FINLAYSON, C.M., EVERARD, M., IRVINE, K., MCINNES, R.J., MIDDLETON, B.A., VAN DAM, A.A., DAVIDSON, N.C.* The Wetland Book. Dordrecht : Springer Netherlands. p. 1515-1528.
- LINDSAY, R.**, 2020. Peatland Training Programme. Date de consultation : 30/05/2025. Disponible sur : <<https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/2020-12/Peatland%20Training%20Programme%20-%20Part%201.pdf>>.
- LINDSAY, R., ANDERSEN, R.**, 2016. Peat. *In: FINLAYSON, C.M., MILTON, G.R., PRENTICE, R.C., DAVIDSON, N.C.* The Wetland Book. Dordrecht : Springer Netherlands. p. 1-6.
- LIPTON, D., CARTER, S.L., PETERSON, J., CROZIER, L.G., FOGARTY, M., GAICHAS, S., HYDE, K.J.W., MORELLI, T.L., MORISETTE, J., MOUSTAHFID, H., MUNOZ, R., POUDEL, R., RUBENSTEIN, M., STAUDINGER, M.D., STOCK, C.A., THOMPSON, L.M., WAPLES, R., WEISKOPF, S.R., WELTZIN, J.F.**, 2018. Chapter 7 : Ecosystems, Ecosystem Services, and Biodiversity. Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: The Fourth National Climate Assessment, Volume II. U.S. Global Change Research Program. Date de consultation : 27/05/2025. Disponible sur : <<https://nca2018.globalchange.gov/chapter/7/>>.
- LOISEL, J., GALLEGOS-SALA, A.**, 2022. Ecological resilience of restored peatlands to climate change. *Communications Earth & Environment*, volume 3, n° 1. p. 208. DOI : 10.1038/s43247-022-00547-x
- LOPEZ-PINOT, D.**, 2010. Les tourbières alcalines à liparis de Loesel: habitats, espèces, sites, gestion. Vourles : Conservatoire Rhône-Alpes des espaces naturels. ISBN 978-2-908010-64-0.
- MACE, G.M., NORRIS, K., FITTER, A.H.**, 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, volume 27, n° 1. p. 19-26. DOI : 10.1016/j.tree.2011.08.006
- MALHI, Y., FRANKLIN, J., SEDDON, N., SOLAN, M., TURNER, M.G., FIELD, C.B., KNOWLTON, N.**, 2020. Climate change and ecosystems: threats, opportunities and solutions. *Philosophical*

Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, volume 375, n° 1794. p. 20190104. DOI : 10.1098/rstb.2019.0104

**MANNEVILLE, O.**, 2025. Peatlands and marshes, remarkable wetlands. *In* : Encyclopedia of the Environment [En ligne]. Date de consultation : 30/05/2025. Disponible sur : <<https://www.encyclopedie-environnement.org/en/life/peatlands-and-marshes-remarkable-wetlands/>>.

**MARCHES MOSSES BOGLIFE**, 2025. Tree removal on peatbogs. *The Meres and Mosses* Date de consultation : 22/08/2025. Disponible sur : <<https://themeressandmosses.co.uk/why-we-need-to-remove-trees-on-the-marches-mosses/>>.

**MARCON, E.**, 2025. Mesures de la biodiversité. 310 p. Disponible sur : <<https://ericmarcon.github.io/MesuresBioDiv2/MesuresBD.pdf>>.

**MARCOS-GARCIA, M.Á., GARCIA-LOPEZ, A., ZUMBAGO, M.A., ROTHERAY, G.E.**, 2012. Sampling Methods for Assessing Syrphid Biodiversity (Diptera: Syrphidae) in Tropical Forests. *Environmental Entomology*, volume 41, n° 6. p. 1544-1552. DOI : 10.1603/EN12215

**MAUZ, I., GRANJOU, C.**, 2010. La construction de la biodiversité comme problème politique et scientifique, premiers résultats d'une enquête en cours: *Sciences Eaux & Territoires*, volume Numéro 3, n° 3. p. 10-13. DOI : 10.3917/set.003.0010

**MAXWELL, S.L., FULLER, R.A., BROOKS, T.M., WATSON, J.E.M.**, 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, volume 536, n° 7615. p. 143-145. DOI : 10.1038/536143a

**MCDONOUGH, L.K., SANTOS, I.R., ANDERSEN, M.S., O'CARROLL, D.M., RUTLIDGE, H., MEREDITH, K., OUDONE, P., BRIDGEMAN, J., GODDY, D.C., SORENSEN, J.P.R., LAPWORTH, D.J., MACDONALD, A.M., WARD, J., BAKER, A.**, 2020. Changes in global groundwater organic carbon driven by climate change and urbanization. *Nature Communications*, volume 11, n° 1. p. 1279. DOI : 10.1038/s41467-020-14946-1

**METEO FRANCE**, 2025. Données climatologiques de base - mensuelles. *In* : Météo data gouv [En ligne]. Date de consultation : 17/08/2025. Disponible sur : <<https://meteo.data.gouv.fr/datasets/6569b3d7d193b4daf2b43edc>>.

**MINASNY, B., BERGLUND, Ö., CONNOLLY, J., HEDLEY, C., DE VRIES, F., GIMONA, A., KEMPEN, B., KIDD, D., LILJA, H., MALONE, B., MCBRATNEY, A., ROUDIER, P., O'ROURKE, S., RUDIYANTO, PADARIAN, J., POGGIO, L., TEN CATEN, A., THOMPSON, D., TUVE, C., WIDYATMANTI, W.**, 2019. Digital mapping of peatlands – A critical review. *Earth-Science Reviews*, volume 196, p. 102870. DOI : 10.1016/j.earscirev.2019.05.014

**MINAYEVA, T., BRAGG, O., CHEREDNICHENKO, O., COUWENBERG, J., VAN DUINEN, G.A., GIESEN, W., GROOTJANS, A.P., GRUNDLING, P., NIKOLAEV, V., VAN DER SCHAAF, S.**, 2008. Peatlands and biodiversity. *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change*, [En ligne] Disponible sur : <[https://www.researchgate.net/publication/293206397\\_Peatlands\\_and\\_biodiversity](https://www.researchgate.net/publication/293206397_Peatlands_and_biodiversity)>.

**MINAYEVA, T.Yu., SIRIN, A.A.**, 2012. Peatland biodiversity and climate change. *Biology Bulletin Reviews*, volume 2, n° 2. p. 164-175. DOI : 10.1134/S207908641202003X

**MINGUEZ, J., MAILLET, G., CLAUDE, J.**, 2022. Diagnostic écologique de la Tourbière du Grand Lemps (38) par l'étude du peuplement de Syrphes. p. 28. DOI : 10.13140/RG.2.2.36759.04002

**MINISTRY OF ENVIRONMENT AND FORESTRY, INTERNATIONAL TROPICAL PEATLANDS CENTER, BADAN RESTORASI GAMBUT, CIFOR**, 2020. Exploring criteria and indicators for tropical peatland restoration. Date de consultation : 28/06/2025. Disponible sur : <<https://www2.cifor.org/wp-content/uploads/sites/23/2020/08/MMS447%20Concept%20Note%20TOR%20Webinar%20-%20TROPICAL%20PEATLAND%20RESTORATION%2008.pdf>>.

- MOORE, P.D.**, 1989. The ecology of peat-forming processes: a review. *International Journal of Coal Geology*, volume 12, n° 1-4. p. 89-103. DOI : 10.1016/0166-5162(89)90048-7
- MOQUET, L., LAURENT, E., BACCHETTA, R., JACQUEMART, A.**, 2018. Conservation of hoverflies (Diptera, Syrphidae) requires complementary resources at the landscape and local scales (R DIDHAM et F GILBERT, Éd.). *Insect Conservation and Diversity*, volume 11, n° 1. p. 72-87. DOI : 10.1111/icad.12245
- MORANDEAU, D., MEIGNIEN, P.**, 2010. Liens entre biodiversité, fonctions et services. Disponible sur : <[https://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0066/Temis-0066664/Point\\_51.pdf](https://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0066/Temis-0066664/Point_51.pdf)>.
- MORI, A.S., ISBELL, F.**, 2024. Untangling the threads of conservation: A closer look at restoration and preservation. *Journal of Applied Ecology*, volume 61, n° 2. p. 215-222. DOI : 10.1111/1365-2664.14552
- MULLER, F.**, 2018. Strategies for peatland conservation in France - a review of progress. *Mires and Peat*, n° 21. p. 1-13. DOI : 10.19189/MaP.2016.OMB.218
- MURSYID, H., RAMADHAN, R., IRAWAN, A., SADONO, R., SUSILA PUTRA, E.T., SURYANTO, P.**, 2025. A global development and dynamics of peatland restoration: a bibliometric analysis. *Ecological Indicators*, volume 177, p. 113724. DOI : 10.1016/j.ecolind.2025.113724
- NADERLOO, M., PASHAEI RAD, S.**, 2014. Diversity of Hoverfly (Diptera: Syrphidae) Communities in Different Habitat Types in Zanjan Province, Iran. *ISRN Zoology*, volume 2014, p. 1-5. DOI : 10.1155/2014/162343
- NAESLUND, M., INGHE, O., BASILLE, M., BODY, G., MANDON, C., VIHERVAARA, P.**, 2023. Shared goals and priorities for biodiversity indicators in Biodiversa+. 39 p. Date de consultation : 28/06/2025. Disponible sur : <[https://www.biodiversa.eu/wp-content/uploads/2023/12/D2.7\\_Shared-goals-and-priorities-biodiversity-indicators.pdf](https://www.biodiversa.eu/wp-content/uploads/2023/12/D2.7_Shared-goals-and-priorities-biodiversity-indicators.pdf)>.
- NAGELEISEN, L.M., BOUGET, C.**, 2009. L'étude des insectes en forêt : méthodes et techniques, éléments essentiels pour une standardisation. Synthèse des réflexions menées par le groupe de travail « Inventaires Entomologiques en Forêt » (Inv.Ent.For.). Office National des Forêts. 144 p. Date de consultation : 21/04/2024. Disponible sur : <[https://biodiversite.educagri.fr/files/LEtudeDesInsectesEnForetMethodesEtTec\\_fichier\\_onf\\_dossierforestier\\_19\\_2009.pdf](https://biodiversite.educagri.fr/files/LEtudeDesInsectesEnForetMethodesEtTec_fichier_onf_dossierforestier_19_2009.pdf)>.
- NATIONAL BIODIVERSITY DATA CENTRE**, 2024. Syrph the Net» All-Ireland Pollinator Plan. *In* : Pollinators [En ligne]. Date de consultation : 19/07/2025. Disponible sur : <<https://pollinators.ie/record-pollinators/hoverflies/syrph-the-net/>>.
- NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM**, 2015. Peatland Restoration - An introduction. Date de consultation : 22/06/2025. Disponible sur : <[https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/files/An%20Introduction%20to%20Restoration%20Techniques\\_booklet.pdf](https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/files/An%20Introduction%20to%20Restoration%20Techniques_booklet.pdf)>.
- NATIONAL COMMITTEE UNITED KINGDOM**, 2018. UK Peatland strategy. Date de consultation : 21/06/2025. Disponible sur : <[https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/2019-07/2018\\_UK%20Peatland%20Strategy\\_DIGITAL\\_1.pdf](https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/2019-07/2018_UK%20Peatland%20Strategy_DIGITAL_1.pdf)>.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (US) COMMITTEE ON NONECONOMIC AND ECONOMIC VALUE OF BIODIVERSITY**, 1999. What is Biodiversity? - Perspectives on Biodiversity [En ligne]. Date de consultation : 03/08/2024. Disponible sur : <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK224405/>>.
- NOREIKA, N., KOTZE, D.J., LOUKOLA, O.J., SORMUNEN, N., VUORI, A., PÄIVINEN, J., PENTTINEN, J., PUNTTILA, P., KOTIAHO, J.S.**, 2016. Specialist butterflies benefit most from the ecological

restoration of mires. *Biological Conservation*, volume 196, p. 103-114. DOI : 10.1016/j.biocon.2016.02.014

**O'CONNOR, R.S., KUNIN, W.E., GARRATT, M.P.D., POTTS, S.G., ROY, H.E., ANDREWS, C., JONES, C.M., PEYTON, J.M., SAVAGE, J., HARVEY, M.C., MORRIS, R.K.A., ROBERTS, S.P.M., WRIGHT, I., VANBERGEN, A.J., CARVELL, C.**, 2019. Monitoring insect pollinators and flower visitation: The effectiveness and feasibility of different survey methods (L CARVALHEIRO, Éd.). *Methods in Ecology and Evolution*, volume 10, n° 12. p. 2129-2140. DOI : 10.1111/2041-210X.13292

**OKSANEN, J., SIMPSON, G., GUILLAUME BLANCHET, F., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P., O'HARA, R.B., SOLYMOS, P., HENRYE STEVEN, M.H., SZOEC, E., WAGNER, H., BARBOUR, M., BEDWARD, M., BOLKER, B., BORCARD, D., CARVALHO, M., CHIRICO, M., DE CACERES, M., DURAND, S., EVANGELISTA, H., FITZJOHN, R., FRIENDLY, M., FURNEAUX, B., HANNIGAN, G., HILL, M., LAHTI, L., MCGLINN, D., OUELLETTE, M.-H., CUNHA, E., SMITH, T., STIER, A., TER BRAAK, C., WEEDON, J.**, 2022. *vegan*: an R package for community ecologists. *In* : GitHub [En ligne]. Disponible sur : <<https://github.com/vegandevs/vegan>>.

**OLEI, S.**, 2023a. L'espace naturel sensible (ENS). *In* : CEREMA [En ligne]. Date de consultation : 27/08/2025. Disponible sur : <<https://outil2amenagement.cerema.fr/outils/lespace-naturel-sensible-ens>>.

**OLEI, S.**, 2023b. La zone humide d'importance internationale (sites Ramsar). *In* : CEREMA [En ligne]. Date de consultation : 30/08/2025. Disponible sur : <<https://outil2amenagement.cerema.fr/outils/la-zone-humide-dimportance-internationale-sites-ramsar>>.

**ORGANISATION DES NATIONS UNIES**, 2020. Objectifs de développement durable [En ligne]. Date de consultation : 22/09/2025. Disponible sur : <<https://www.un.org/sustainabledevelopment/fr/objectifs-de-developpement-durable/>>.

**PAGE, S., GRAHAM, L., HOSCILO, A., LIMIN, S.**, 2008. Vegetation restoration on degraded tropical peatlands: opportunities and barriers. *Tropical peatlands*, p. 237-239.

**PASCHE, S., BOURGUIGNON, Y., MARTIN, P., MOMBRIAL, F., PRUNIER, P.**, 2017. Saulaies buissonnantes marécageuses [En ligne]. Date de consultation : 23/08/2025. Disponible sur : <<https://www.patrimoine-vert-geneve.ch/milieus-naturels/liste/vegetations-arborees-et-arbustives/saulaies-buissonnantes/saulaies-0>>.

**PEREIRA, H.M., MARTINS, I.S., ROSA, I.M.D., KIM, H., LEADLEY, P., POPP, A., VAN VUUREN, D.P., HURTT, G., QUOSS, L., ARNETH, A., BAISERO, D., BAKKENES, M., CHAPLIN-KRAMER, R., CHINI, L., DI MARCO, M., FERRIER, S., FUJIMORI, S., GUERRA, C.A., HARFOOT, M., HARWOOD, T.D., HASEGAWA, T., HAVERD, V., HAVLIK, P., HELLWEG, S., HILBERS, J.P., HILL, S.L.L., HIRATA, A., HOSKINS, A.J., HUMPENÖDER, F., JANSE, J.H., JETZ, W., JOHNSON, J.A., KRAUSE, A., LECLERE, D., MATSUI, T., MEIJER, J.R., MEROW, C., OBERSTEINER, M., OHASHI, H., DE PALMA, A., POULTER, B., PURVIS, A., QUESADA, B., RONDININI, C., SCHIPPER, A.M., SETTELE, J., SHARP, R., STEHFEST, E., STRASSBURG, B.B.N., TAKAHASHI, K., TALLUTO, M.V., THUILLER, W., TITEUX, N., VISCONTI, P., WARE, C., WOLF, F., ALKEMADE, R.**, 2024. Global trends and scenarios for terrestrial biodiversity and ecosystem services from 1900 to 2050. *Science*, volume 384, n° 6694. p. 458-465. DOI : 10.1126/science.adn3441

**PETREMAND, G., CASTELLA, E., FISLER, L., PATTHEY, P.**, 2024. Etablissement d'indicateurs de l'évolution de la biodiversité urbaine dans le canton de Vaud: adaptation de la méthode Syrph the Net (Diptera, Syrphidae). *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles*, volume 103, p. 15-37.

**PISEK, P., BLACKBURN, T., GARCIA-BERTHOU, E., PERGLOVA, I., RABITSCH, W.**, 2017. Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services (M Vilà et PE Hulme, Éd.) [En ligne]. Cham : Springer

International Publishing. ISBN 978-3-319-45119-0. Date de consultation : 09/05/2025. Disponible sur : <<http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-45121-3>>.

**PRINCE, K., ROUVEYROL, P., PELLISSIER, V., TOUROULT, J., JIGUET, F.,** 2021. Long-term effectiveness of Natura 2000 network to protect biodiversity: A hint of optimism for common birds. *Biological Conservation*, volume 253, p. 108871. DOI : 10.1016/j.biocon.2020.108871

**R CORE TEAM,** 2025. The R Project for Statistical Computing. *In* : R Project [En ligne]. Disponible sur : <<https://www.r-project.org/>>.

**RANDS, M.R.W., ADAMS, W.M., BENNUN, L., BUTCHART, S.H.M., CLEMENTS, A., COOMES, D., ENTWISTLE, A., HODGE, I., KAPOS, V., SCHARLEMANN, J.P.W., SUTHERLAND, W.J., VIRA, B.,** 2010. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. *Science*, volume 329, n° 5997. p. 1298-1303. DOI : 10.1126/science.1189138

**RASANEN, A., ALBRECHT, E., ANNALA, M., ARO, L., LAINE, A.M., MAANAVILJA, L., MUSTAJOKI, J., RONKANEN, A.-K., SILVAN, N., TARVAINEN, O., TOLVANEN, A.,** 2023. After-use of peat extraction sites – A systematic review of biodiversity, climate, hydrological and social impacts. *Science of The Total Environment*, volume 882, p. 163583. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2023.163583

**RENOU-WILSON, F., BYRNE, K.A., RAYMOND, R., PREMROV, A., RIONDATO, E., SAUNDERS, M., WALZ, K., WILSON, D.,** 2022. Peatland properties influencing greenhouse gas emissions and removal (AUGER Project) (2015-CCRP-MS.30). Johnstown Castle, Co. Wexford, Ireland : Environmental Protection Agency. 1 p. ISBN 978-1-80009-026-2.

**RENOU-WILSON, F., MOSER, G., FALLON, D., FARRELL, C.A., MÜLLER, C., WILSON, D.,** 2019. Rewetting degraded peatlands for climate and biodiversity benefits: Results from two raised bogs. *Ecological Engineering*, volume 127, p. 547-560. DOI : 10.1016/j.ecoleng.2018.02.014

**REZA, M.,** 2014. Importance and Considerations for the development of a composite Index of Ecological Integrity for ecological management. *International journal of Ecology*, volume 28, n° 2. p. 32-48.

**ROCHE, P.K., CAMPAGNE, C.S.,** 2017. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, volume 29, p. 63-68. DOI : 10.1016/j.cosust.2017.12.009

**ROCHEFORT, L., ISSELIN-NONDEDEU, F., POULIN, M.,** 2008. Comparing monitoring methodologies for assessing restoration success in peatlands. *Peatland after-used*, p. 428-431.

**RODRIGUEZ-GASOL, N., ALINS, G., VERONESI, E.R., WRATTEN, S.,** 2020. The ecology of predatory hoverflies as ecosystem-service providers in agricultural systems. *Biological Control*, volume 151, p. 104405. DOI : 10.1016/j.biocontrol.2020.104405

**ROXBURGH, T., ELLIS, K., ANDREW JOHNSON, J., BALDOS, U.L., HERTEL, T., NOOTENBOOM, C.,** 2020. *Global Futures: Assessing the global economic impacts of environmental change to support policy making. Summary report.* 32 p. Date de consultation : 24/05/2025. Disponible sur : <<https://www.wwf.org.uk/globalfutures>>.

**ROY, H.E., PAUCHARD, A., STOETT, P., RENARD TRUONG, T.,** 2024. IPBES Invasive Alien Species Assessment: Full report. Zenodo. Date de consultation : 09/05/2025. Disponible sur : <<https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.7430682>>.

**RUIZ-JAEN, M.C., MITCHELL AIDE, T.,** 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology*, volume 13, n° 3. p. 569-577. DOI : 10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x

**SACCHI, C.F.,** 2009. MILIEU, écologie. *In* : *Encyclopædia Universalis* [En ligne]. Date de consultation : 27/08/2025. Disponible sur : <<https://www-universalis-edu-com.unilasalle.idm.oclc.org/encyclopedie/milieu-ecologie>>.

- SALMON, V.G., BRICE, D.J., BRIDGHAM, S., CHILDS, J., GRAHAM, J., GRIFFITHS, N.A., HOMOCKEL, K., IVERSEN, C.M., JICHA, T.M., KOLKA, R.K., KOSTKA, J.E., MALHOTRA, A., NORBY, R.J., PHILLIPS, J.R., RICCIUTO, D., SCHADT, C.W., SEBESTYEN, S.D., SHI, X., WALKER, A.P., WARREN, J.M., WESTON, D.J., YANG, X., HANSON, P.J., 2021.** Nitrogen and phosphorus cycling in an ombrotrophic peatland: a benchmark for assessing change. *Plant and Soil*, volume 466, n° 1-2. p. 649-674. DOI : 10.1007/s11104-021-05065-x
- SARASWAT, K., 2025.** Pollen Viability, Definition, Factors, and Importance for NEET Exam. *In* : PW [En ligne]. Date de consultation : 05/07/2025. Disponible sur : <<https://www.pw.live/neet/exams/pollen-viability>>.
- SAVARY, J., 2019.** Diagnostic écologique du Bois des Dames (Bruay-la-Buissière, 62) par la méthode Syrph the Net. Conservatoire d'espaces naturels Nord - Pas-de-Calais. 46 p. Date de consultation : 15/07/2025. Disponible sur : <[https://www.researchgate.net/publication/358211535\\_Diagnostic\\_ecologique\\_du\\_Bois\\_des\\_Dames\\_Bruay-la-Buissiere\\_62\\_par\\_la\\_methode\\_Syrph\\_the\\_Net](https://www.researchgate.net/publication/358211535_Diagnostic_ecologique_du_Bois_des_Dames_Bruay-la-Buissiere_62_par_la_methode_Syrph_the_Net)>.
- SCHLICHT, D., SWENDEL, A., SWENDEL, S., 2009.** Meta-analysis of survey data to assess trends of prairie butterflies in Minnesota, USA during 1979–2005. *Journal of Insect Conservation*, volume 13, n° 4. p. 429-447. DOI : 10.1007/s10841-008-9192-z
- SIGALA, K., REIZOPOULOU, S., BASSET, A., NICOLAIDOU, A., 2012.** Functional diversity in three Mediterranean transitional water ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, volume 110, p. 202-209. DOI : 10.1016/j.ecss.2012.06.002
- SINGH, R., VERMA, A.K., PRAKASH, S., 2023.** The web of life: Role of pollution in biodiversity decline. *International Journal of Fauna and Biological Studies*, volume 10, n° 3. p. 49-52. DOI : 10.22271/23940522.2023.v10.i3a.1003
- SKVARLA, M.J., LARSON, J.L., FISHER, J.R., DOWLING, A.P.G., 2021.** A Review of Terrestrial and Canopy Malaise Traps (GVP REDDY, Éd.). *Annals of the Entomological Society of America*, volume 114, n° 1. p. 27-47. DOI : 10.1093/aesa/saaa044
- SMITH, V.H., 2009.** Eutrophication. *In*: *Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier. p. 61-73.
- SOMMAGGIO, D., 1999.** Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, volume 74, n° 1-3. p. 343-356. DOI : 10.1016/S0167-8809(99)00042-0
- SOMMAGGIO, D., BURGIO, G., 2014.** The use of Syrphidae as functional bioindicator to compare vineyards with different managements. *Bulletin of Insectology*, volume 67, n° 1. p. 147-156.
- SORDELLO, R., RATEL, O., FLAMERIE DE LACHAPPELLE, F., LEGER, C., DAMBRY, A., VANPEENE, S., 2020.** Evidence of the impact of noise pollution on biodiversity: a systematic map. *Environmental Evidence*, volume 9, n° 1. p. 20. DOI : 10.1186/s13750-020-00202-y
- SOUZA, A.C. DE, PREVEDELLO, J.A., 2020.** The importance of protected areas for overexploited plants: Evidence from a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, volume 243, p. 108482. DOI : 10.1016/j.biocon.2020.108482
- SPEIGHT, M.C.D., 2008.** Database of Irish Syrphidae (Diptera). *Irish Wildlife Manuals*, n° 36. p. 344.
- SPEIGHT, M.C.D., CASTELLA, E., 2020.** StN Database: Content and Glossary of terms, 2020. Dublin. 98 p.
- SPEIGHT, M.C.D., CASTELLA, E., SARTHOU, J.P., 2020.** StN 2020. Syrph the Net on CD,
- STEHR, F.W., 2009.** Pupa and Puparium. *In*: *Encyclopedia of Insects*. Elsevier. p. 862-863.

- STROBL, K.**, 2019. Evaluating restoration success of rewetted peatlands: Recovery potential, temporal dynamics and comparison of monitoring approaches. r Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München. 79 p.
- TANNEBERGER, F., MOEN, A., BARTHELMES, A., LEWIS, E., MILES, L., SIRIN, A., TEGETMEYER, C., JOOSTEN, H.**, 2021. Mires in Europe—Regional Diversity, Condition and Protection. Diversity, volume 13, n° 8. p. 381. DOI : 10.3390/d13080381
- TANNEBERGER, F., TEGETMEYER, C., BUSSE, S., BARTHELMES, A., SHUMKA, S., MOLES MARINE, A., JENDEREDJIAN, K., STEINER, G.M., ESSL, F., ETZOLD, J., MENDES, C., KOZULIN, A., FRANKARD, P., MILANOVIC, D., GANEVA, A., APOSTOLOVA, I., ALEGRO, A., DELIPETROU, P., NAVRATILOVA, J., RISAGER, M., LELVITS, A., FOSAA, A.M., TUOMINEN, S., MULLER, F., BAKURADZE, T., SOMMER, T., CHRISTANIS, K., SZURDOKI, E., OSKARSSON, H., BRINK, S.H., CONNOLLY, J., BRAGAZZA, L., MARTINELLI, G., ALEKSANS, O., PRIEDE, A., SUNGAILA, D., MELOVSKI, L., BELOUS, T., SAVELJIC, D., DE VRIES, F., MOEN, A., DEMBEK, W., MATEUS, J., HANGANU, J., SIRIN, A., MARKINA, A., NAPREENKO, M., LAZAREVIC, P., SEFFEROVA STANOVA, V., SKOBERNE, P., HERAS PEREZ, P., PONTEVEDRA-POMBAL, X., LONNSTAD, J., KÜCHLER, M., WÜST-GALLEY, C., KIRCA, S., MYKYTIUK, O., LINDSAY, R., JOOSTEN, H.**, 2017. The peatland map of Europe. Mires and Peat, n° 19. p. 1-17. DOI : 10.19189/MaP.2016.OMB.264
- TARIGAN, S., ZAMANI, N.P., BUCHORI, D., KINSENG, R., SUHARNOTO, Y., SIREGAR, I.Z.**, 2021. Peatlands Are More Beneficial if Conserved and Restored than Drained for Monoculture Crops. Frontiers in Environmental Science, volume 9, p. 749279. DOI : 10.3389/fenvs.2021.749279
- TAYLOR, N.G., SUTHERLAND, W.J.**, 2020. Peatland Conservation. What Works in Conservation 2020, p. 367-430.
- THE CONVENTION ON WETLANDS**, 2025. Guiding peatland restoration for climate and biodiversity action [En ligne]. Date de consultation : 26/03/2025. Disponible sur : <<https://www.ramsar.org/guiding-peatland-restoration-climate-biodiversity-action#:~:text=Restoring%20lost%20peatlands%20by%20rewetting,initiate%20long%2Dterm%20biodiversity%20restoration.>>.
- THE PARLIAMENTARY OFFICE OF SCIENCE AND TECHNOLOGY**, 2021. Effective Biodiversity Indicators. n° 644. p. 7.
- THOM, T., HANLON, A., LINDSAY, R., RICHARDS, J., STONEMAN, R., BROOKS, S.**, 2019. Conserving bogs - The management handbook. 2017 p. Date de consultation : 25/06/2025. Disponible sur : <<https://www.iucn-uk-peatlandprogramme.org/sites/default/files/header-images/Resources/Conserving%20Bogs%20The%20Management%20Handbook%202nd%20Edition.pdf>>.
- TOP, D.**, 2025. Compilation des espèces de syrphes de Picardie. Disponible sur : <Non publié>.
- TRIPLET, P.**, 2025. Dictionnaire encyclopédique de la diversité biologique et de la conservation de la nature [En ligne]. Date de consultation : 26/03/2025. Disponible sur : <<https://www.bonobosworld.org/fr/glossaire>>.
- TURPEAU, E., HULLE, M., CHAUBET, B.**, 2023. Aphidiphage. *In* : INRAE [En ligne]. Date de consultation : 27/08/2025. Disponible sur : <<https://encyclopedie-pucerons.hub.inrae.fr/qu-est-ce-qu-un-puceron/glossaire/aphidiphage>>.
- TURPEAU, E., HULLE, M., CHAUBET, B.**, 2024. Diptera : Syrphidae. *In* : INRAE [En ligne]. Date de consultation : 04/07/2025. Disponible sur : <<https://encyclopedie-pucerons.hub.inrae.fr/fiche-especes/predateurs-insectes/diptera-syrphidae>>.

- UHLER, J., HAASE, P., HOFFMANN, L., HOTHORN, T., SCHMIDL, J., STOLL, S., WELTI, E.A.R., BUSE, J., MÜLLER, J.**, 2022. A comparison of different Malaise trap types. *Insect Conservation and Diversity*, volume 15, n° 6. p. 666-672. DOI : 10.1111/icad.12604
- UNITED NATIONS**, 2006. Article 2. Use of Terms. *In* : The Convention on Biological Diversity [En ligne]. Date de consultation : 13/09/2024. Disponible sur : <<https://www.cbd.int/convention/articles/default.shtml?a=cbd-02>>.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME**, 2021. Ecosystem Restoration for People, Nature and Climate: Becoming #GenerationRestoration. Erscheinungsort nicht ermittelbar : United Nations. 1 p. ISBN 978-92-807-3864-3.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME**, 2022. Global Peatlands Assessment: The State of the World's Peatlands - Evidence for Action toward the Conservation, Restoration, and Sustainable Management of Peatlands [En ligne]. United Nations Environment Programme. ISBN 978-92-807-3991-6. Date de consultation : 26/03/2025. Disponible sur : <<https://wedocs.unep.org/20.500.11822/41222>>.
- VAN KLINK, R., BOWLER, D.E., GONGALSKY, K.B., SHEN, M., SWENGEL, S.R., CHASE, J.M.**, 2024. Disproportionate declines of formerly abundant species underlie insect loss. *Nature*, volume 628, n° 8007. p. 359-364. DOI : 10.1038/s41586-023-06861-4
- VAN VEEN, M.P.**, 2004. Hoverflies of northwest europe: identification keys to the syrphidae. Utrecht : KNNV Uitg. 247 p. ISBN 978-90-5011-199-7.
- VANAPPELGHEM, C., VANDEWEGHE, R., DEBAIVE, N., CLAUDE, J., DUSSAIX, C., GARRIGUE, J., GAUDET, S., LANGLOIS, D., MAILLET, G., SARTHOU, V., SARTHOU, J.P., SOISSONS, A., SPEIGHT, M., TISSOT, B., TOP, D., TOURDIAT, S., VALLET, A.**, 2020. Guide technique de mise en œuvre d'une étude Syrph the Net : Retours d'expérience de l' Atelier du groupe inter-réseaux Syrphes. *In* : ResearchGate [En ligne]. Date de consultation : 26/03/2025. Disponible sur : <[https://www.researchgate.net/publication/344556593\\_Guide\\_technique\\_de\\_mise\\_en\\_oeuvre\\_d'une\\_etude\\_Syrph\\_the\\_Net\\_Retours\\_d'experience\\_de\\_l'\\_Atelier\\_du\\_groupe\\_inter-reseaux\\_Syrphes](https://www.researchgate.net/publication/344556593_Guide_technique_de_mise_en_oeuvre_d'une_etude_Syrph_the_Net_Retours_d'experience_de_l'_Atelier_du_groupe_inter-reseaux_Syrphes)>.
- VAUGHN, K.J., PORENSKY, L.M., WILKERSON, M.L., BALACHOWSKI, J., PEFFER, E., RIGINOS, C., YOUNG, T.P.**, 2010. Restoration Ecology. *ResearchGate*, volume 3, n° 10. p. 66.
- VITT, D.H.**, 2013. Peatlands. *In*: Encyclopedia of Ecology. Elsevier. p. 557-566.
- WALLERT, S.**, 2013. Does ecosystem stability depend on biodiversity? Date de consultation : 22/04/2025. Disponible sur : <[https://fse.studenttheses.ub.rug.nl/11309/1/Does\\_Ecosystem\\_Stability\\_Depen\\_1.pdf](https://fse.studenttheses.ub.rug.nl/11309/1/Does_Ecosystem_Stability_Depen_1.pdf)>.
- WANG, Z., WANG, T., ZHANG, X., WANG, J., YANG, Y., SUN, Y., GUO, X., WU, Q., NEPOVIMOVA, E., WATSON, A.E., KUCA, K.**, 2024. Biodiversity conservation in the context of climate change: Facing challenges and management strategies. *Science of The Total Environment*, volume 937, p. 173377. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2024.173377
- WATMOUGH, S., GILBERT-PARKES, S., BASILIKO, N., LAMIT, L.J., LILLESKOV, E.A., ANDERSEN, R., DEL AGUILA-PASQUEL, J., ARTZ, R.E., BENSCOTER, B.W., BORKEN, W., BRAGAZZA, L., BRANDT, S.M., BRÄUER, S.L., CARSON, M.A., CHEN, X., CHIMNER, R.A., CLARKSON, B.R., COBB, A.R., ENRIQUEZ, A.S., FARMER, J., GROVER, S.P., HARVEY, C.F., HARRIS, L.I., HAZARD, C., HOYT, A.M., HRIBLJAN, J., JAUHIAINEN, J., JUUTINEN, S., KANE, E.S., KNORR, K.-H., KOLKA, R., KÖNÖNEN, M., LAINE, A.M., LARMOLA, T., LEVASSEUR, P.A., MCCALLEY, C.K., MCLAUGHLIN, J., MOORE, T.R., MYKYTCZUK, N., NORMAND, A.E., RICH, V., ROBINSON, B., RUPP, D.L., RUTHERFORD, J., SCHADT, C.W., SMITH, D.S., SPIERS, G., TEDERSOO, L., THU, P.Q., TRETTIN, C.C., TUUTTILA, E.-S., TURETSKY, M., URBANOVA, Z., VARNER, R.K., WALDROP, M.P., WANG, M., WANG, Z., WARREN, M., WIEDERMANN, M.M., WILLIAMS, S.T., YAVITT, J.B., YU, Z.-G., ZAHN, G.**, 2022. Variation in carbon and nitrogen

- concentrations among peatland categories at the global scale (DB LEWIS, Éd.). PLOS ONE, volume 17, n° 11. p. e0275149. DOI : 10.1371/journal.pone.0275149
- WATTS, C.H., CLARKSON, B.R., DIDHAM, R.K.**, 2008. Rapid beetle community convergence following experimental habitat restoration in a mined peat bog. *Biological Conservation*, volume 141, n° 2. p. 568-579. DOI : 10.1016/j.biocon.2007.12.008
- WEISKOPF, S.R., RUBENSTEIN, M.A., CROZIER, L.G., GAICHAS, S., GRIFFIS, R., HALOFSKY, J.E., HYDE, K.J.W., MORELLI, T.L., MORISETTE, J.T., MUNOZ, R.C., PERSHING, A.J., PETERSON, D.L., POUDEL, R., STAUDINGER, M.D., SUTTON-GRIER, A.E., THOMPSON, L., VOSE, J., WELTZIN, J.F., WHYTE, K.P.**, 2020. Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Science of The Total Environment*, volume 733, p. 137782. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.137782
- WILSON, A., GOWNARIS, N.**, 2024. 22.4: How many species are there? *In* : LibreTexts Biology [En ligne]. Date de consultation : 27/08/2025. Disponible sur : <[https://bio.libretexts.org/Courses/Gettysburg\\_College/01%3A\\_Ecology\\_for\\_All/22%3A\\_Biodiversity/22.04%3A\\_How\\_many\\_species\\_are\\_there](https://bio.libretexts.org/Courses/Gettysburg_College/01%3A_Ecology_for_All/22%3A_Biodiversity/22.04%3A_How_many_species_are_there)>.
- WILSON, J., PRIMACK, R.**, 2019. 10. Conserving Ecosystems. *In*: WILSON, J.W., PRIMACK, R.B. *Conservation Biology in Sub-Saharan Africa*. Cambridge, UK : Open Book Publishers. p. 327-376.
- WORLD WIDE FUND FOR NATURE**, 2016. Planète Vivante 2016 - Risque et résilience dans l'Anthropocène. Suisse. 146 p. Date de consultation : 08/05/2024. Disponible sur : <[https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2017-07/161027\\_rapport\\_planete\\_vivante.pdf](https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2017-07/161027_rapport_planete_vivante.pdf)>.
- WORTLEY, L., HERO, J., HOWES, M.**, 2013. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology*, volume 21, n° 5. p. 537-543. DOI : 10.1111/rec.12028
- WOTTON, K.R., GAO, B., MENZ, M.H.M., MORRIS, R.K.A., BALL, S.G., LIM, K.S., REYNOLDS, D.R., HU, G., CHAPMAN, J.W.**, 2019. Mass Seasonal Migrations of Hoverflies Provide Extensive Pollination and Crop Protection Services. *Current Biology*, volume 29, n° 13. p. 2167-2173.e5. DOI : 10.1016/j.cub.2019.05.036
- WRAGE-MÖNNIG, N., LEINWEBER, P.**, 2020. Understanding the Ecology of Restored Fen Peatlands for Protection and Sustainable Use. *Soil Systems*, volume 4, n° 2. p. 24. DOI : 10.3390/soilsystems4020024
- YUAN, R., ZHANG, N., ZHANG, Q.**, 2024. The impact of habitat loss and fragmentation on biodiversity in global protected areas. *Science of The Total Environment*, volume 931, p. 173004. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2024.173004
- ZAK, J.C., WILLIG, M.R.**, 2004. FUNGAL BIODIVERSITY PATTERNS. *In*: *Biodiversity of Fungi*. Elsevier. p. 59-75.
- ZANIN, J.**, 2024. Étude de la diversité spécifique des syrphes dans les coupes à blanc de la forêt boréale du Québec le long d'un gradient de latitude. Université de Liège. 67 p. Date de consultation : 06/07/2025. Disponible sur : <[https://matheo.uliege.be/bitstream/2268.2/21372/5/TFE\\_ZANIN\\_Juliette.pdf](https://matheo.uliege.be/bitstream/2268.2/21372/5/TFE_ZANIN_Juliette.pdf)>.
- ZHANG, Y., WANG, Z., LU, Y., ZUO, L.**, 2022. Editorial: Biodiversity, ecosystem functions and services: Interrelationship with environmental and human health. *Frontiers in Ecology and Evolution*, volume 10, p. 1086408. DOI : 10.3389/fevo.2022.1086408

## ANNEXE A : Cartes des travaux réalisés depuis 2020 sur le marais de Sacy

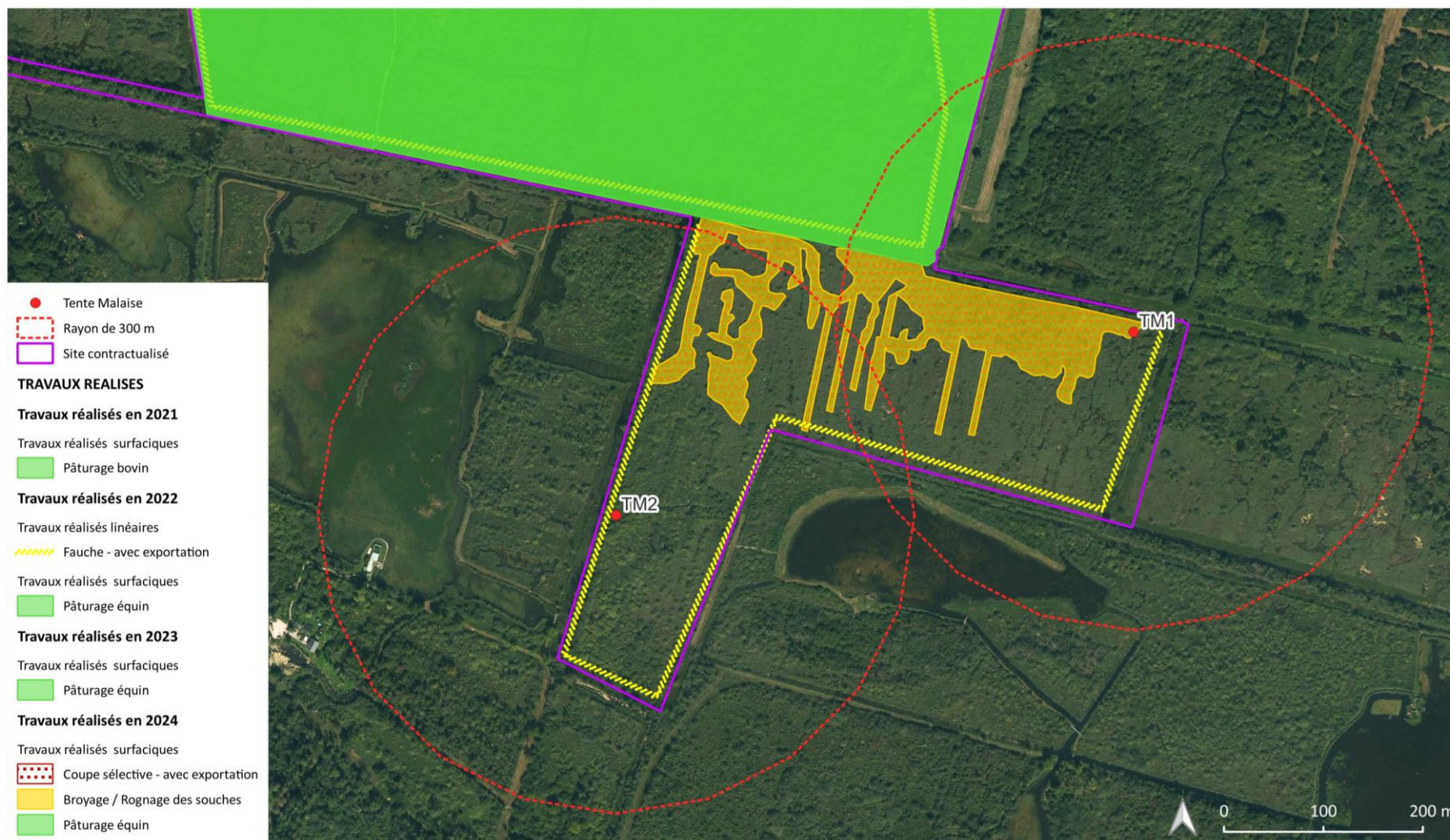


Figure A-1 : Emprise des travaux réalisés depuis 2020 sur le marais Ouest (TM1 et TM2) (réalisé d'après (CONSERVATOIRE D'ESPACES NATURELS DES HAUTS-DE-FRANCE, 2025)

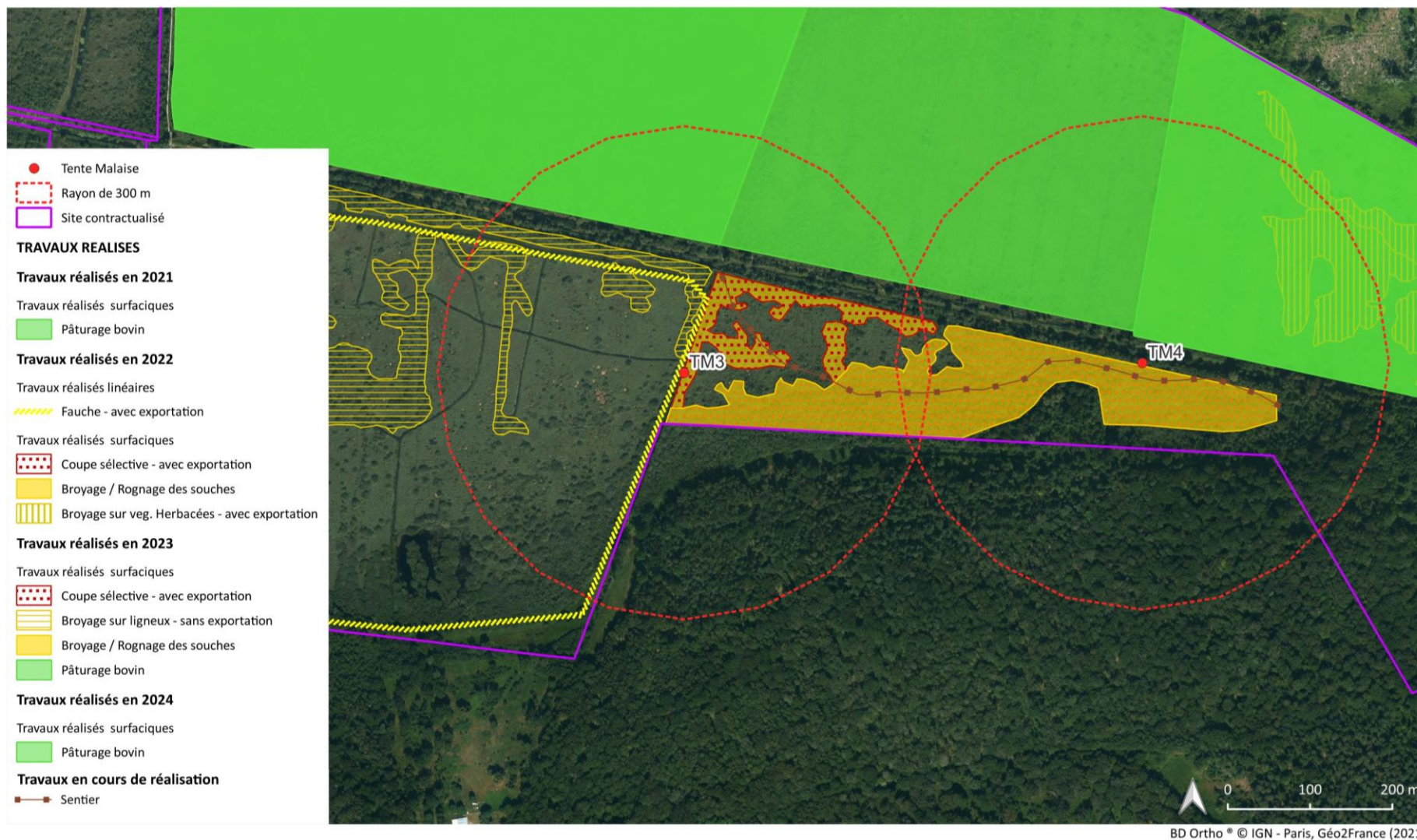


Figure A-2 : Emprise des travaux réalisés depuis 2020 sur le marais Est (TM3 et TM4) (réalisé d'après (CONSERVATOIRE D'ESPACES NATURELS DES HAUTS-DE-FRANCE, 2025)

## ANNEXE B : Protocole d'installation d'une tente Malaise

### Fonctionnement d'une tente Malaise

Ce piège se présente sous la forme d'une tente avec une toile verticale en son centre. En haut de cette tente, un trou dans le tissu accueille un dispositif rempli d'alcool qui permet de collecter les insectes volants qui sont interceptés par la toile centrale (c'est pour cette raison que la tente Malaise est qualifiée de piège à interception) (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Les insectes interceptés par la toile centrale montent en suivant la lumière du soleil (héliotropisme) et se retrouvent piégés dans le dispositif de collecte (cf. Figure B-1).

Plusieurs modèles de tente Malaise existent mais le fonctionnement reste identique.



Figure B-1 : Fonctionnement d'une tente Malaise (les flèches vertes représentent le chemin-type d'un insecte intercepté par la tente Malaise pour finir dans le dispositif de collecte) © E. GAROT (2025)

### Choix de l'emplacement

Le choix de l'emplacement d'une tente Malaise est important afin de maximiser la capture des syrphes. Il est recommandé de placer ce type de piège dans une zone dégagée, avec peu d'obstacle (par exemple, de la végétation dense) et présentant des secteurs favorables aux syrphes (clairières, cours d'eau, plantes à fleurs, etc.) (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). En ce qui concerne l'orientation de la tente, celle-ci doit être positionnée perpendiculairement au couloir de vol des syrphes, qui se trouve entre deux végétations (par exemple, les abords de lisière ou de cours d'eau). Également, le dispositif de collecte des insectes doit être orienté vers le Sud pour que la tente soit toujours exposée au soleil (car les insectes volants suivent la lumière et se retrouvent ainsi piégés).

De plus, les tentes Malaise doivent être positionnées dans les habitats visés pour l'étude *StN* et variés pour capturer une plus grande diversité d'espèces (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Dans le cadre de cette étude, les tentes ont été placées de façon à ce que leur portée inclue les habitats restaurés.

### Mise en place d'une tente Malaise

Une tente Malaise peut être installée dès le mois de mars jusqu'au mois d'octobre (VANAPPELGHEM *et al.*, 2020). Cette durée correspond aux périodes de vol des syrphes et à la croissance de la végétation.

Selon le modèle de la tente Malaise, l'installation d'une tente Malaise diffère. Pour une tente type « Museum Head Type », son installation commence par l'implantation de deux piquets en bois dans le sol suffisamment profondément pour assurer leur stabilité. Le dispositif de collecte des insectes est ensuite

accroché sur le piquet exposé vers le Sud. Par la suite, la tente peut être tendue de chaque côté avec l'aide de cordes et de sardines à enfoncer dans le sol.

Pour une tente type « Bugdorm », les parties antérieure et postérieure sont directement fixées aux arceaux métalliques qui sont ensuite plantés dans le sol. Le dispositif de collecte peut ainsi être accroché sur l'arceau exposé Sud, puis les côtés de la tente sont tendus par des cordes plantées dans le sol par les sardines.

Quel que soit le type de modèle de tente, l'alcool doit être mis dans le dispositif de collecte et un panneau signalant un protocole scientifique en cours est à accrocher afin d'informer le public qui serait amené à regarder l'installation.

Par ailleurs, lors de la récupération des insectes piégés, il est nécessaire de vérifier l'état des tentes ainsi que la hauteur de la végétation. Si cette dernière encombre la tente, il faut la couper (cf. Figure B-2).



Figure B-2 : Tente Malaise avant (a) et après (b) désherbage de la végétation autour de la tente © E. GAROT (2025)

Si trop d'insectes volumineux, types odonates, sont piégés dans les tentes Malaise, ils peuvent « surcharger » le dispositif de collecte, ne permettant plus la collecte des autres insectes. Il est alors possible d'ajouter une grille au niveau du trou d'entrée du dispositif de collecte afin que les odonates ne puissent plus se retrouver piégés. Une grille a ainsi été placée pour la TM3 (cf. Figure B-3).



Figure B-3 : Encombrement du dispositif de collecte par des odonates (a) et mise en place d'une grille au niveau du trou du dispositif (b) © E. GAROT (2025)

De plus, cette grille serait à placer pour limiter la capture accidentelle d'animaux protégés réglementairement (papillons, libellules, etc.). Aucune espèce d'insectes protégées n'est reconnue dans le rayon d'interception des tentes Malaise de l'étude (TOP, comm. pers, 2025).

## ANNEXE C : Dates de récolte des insectes piégés par les tentes Malaise et de campagnes de captures par filet entomologique

Tableau C-1 : Dates de récolte des insectes piégés dans les tentes Malaise

Dates de récolte des insectes
25/03/2025
09/04/2025
29/04/2025
16/05/2025
04/06/2025
23/06/2025
10/07/2025
28/07/2025

Tableau C-2 : Dates de capture des syrphes par filet entomologique

Dates de chasse à vue
02/04/2025
14/05/2025
20/06/2025
17/07/2025

## ANNEXE D : Liste régionale de référence des espèces de syrphes

Tableau D-1 : Liste des espèces de syrphes connues dans les départements de l'Oise, la Somme, l'Aisne, le Val d'Oise, l'Eure et la Seine Maritime utilisée pour la méthode StN

<i>Anasimyia contracta</i>	<i>Cheilosia psilophthalma</i>	<i>Eristalinus aeneus</i>
<i>Anasimyia interpuncta</i>	<i>Cheilosia ranunculi</i>	<i>Eristalinus sepulchralis</i>
<i>Anasimyia lunulata</i>	<i>Cheilosia rufimana</i>	<i>Eristalis abusiva</i>
<i>Anasimyia transfuga</i>	<i>Cheilosia scutellata</i>	<i>Eristalis arbustorum</i>
<i>Baccha elongata</i>	<i>Cheilosia semifasciata</i>	<i>Eristalis horticola</i>
<i>Brachyopa bicolor</i>	<i>Cheilosia soror</i>	<i>Eristalis intricaria</i>
<i>Brachyopa insensilis</i>	<i>Cheilosia urbanus</i>	<i>Eristalis nemorum</i>
<i>Brachyopa pilosa</i>	<i>Cheilosia variabilis</i>	<i>Eristalis pertinax</i>
<i>Brachyopa scutellaris</i>	<i>Cheilosia velutina</i>	<i>Eristalis picea</i>
<i>Brachypalpoides lentus</i>	<i>Cheilosia vernalis</i>	<i>Eristalis similis</i>
<i>Brachypalpus laphriformis</i>	<i>Cheilosia vicina</i>	<i>Eristalis tenax</i>
<i>Brachypalpus valgus</i>	<i>Cheilosia vulpina</i>	<i>Eumerus funeralis</i>
<i>Caliprobola speciosa</i>	<i>Chrysogaster cemiteriorum</i>	<i>Eumerus ornatus</i>
<i>Callicera aurata</i>	<i>Chrysogaster rondanii</i>	<i>Eumerus sogdianus</i>
<i>Ceriana conopsoides</i>	<i>Chrysogaster solstitialis</i>	<i>Eumerus strigatus</i>
<i>Chalcosyrphus eunotus</i>	<i>Chrysogaster virescens</i>	<i>Eumerus tricolor</i>
<i>Chalcosyrphus nemorum</i>	<i>Chrysotoxum arcuatum</i>	<i>Eupeodes bucculatus</i>
<i>Chalcosyrphus piger</i>	<i>Chrysotoxum bicinctum</i>	<i>Eupeodes corollae</i>
<i>Cheilosia albipila</i>	<i>Chrysotoxum cautum</i>	<i>Eupeodes goeldlini</i>
<i>Cheilosia albitarsis</i>	<i>Chrysotoxum elegans</i>	<i>Eupeodes latifasciatus</i>
<i>Cheilosia barbata</i>	<i>Chrysotoxum festivum</i>	<i>Eupeodes luniger</i>
<i>Cheilosia bergenstammi</i>	<i>Chrysotoxum vernale</i>	<i>Eupeodes nitens</i>
<i>Cheilosia caerulescens</i>	<i>Chrysotoxum verralli</i>	<i>Eurimyia lineata</i>
<i>Cheilosia carbonaria</i>	<i>Criorhina asilica</i>	<i>Fagisyrphus cinctus</i>
<i>Cheilosia cf laticornis</i>	<i>Criorhina floccosa</i>	<i>Ferdinandea cuprea</i>
<i>Cheilosia chlorus</i>	<i>Criorhina pachymera</i>	<i>Ferdinandea ruficornis</i>
<i>Cheilosia chrysocomus</i>	<i>Criorhina ranunculi</i>	<i>Helophilus hybridus</i>
<i>Cheilosia cynocephala</i>	<i>Dasysyrphus albostriatus</i>	<i>Helophilus pendulus</i>
<i>Cheilosia fraterna</i>	<i>Dasysyrphus tricinctus</i>	<i>Helophilus trivittatus</i>
<i>Cheilosia gigantea</i>	<i>Dasysyrphus venustus</i>	<i>Heringia heringi</i>
<i>Cheilosia grossa</i>	<i>Didea fasciata</i>	<i>Lapposyrphus lapponicus</i>
<i>Cheilosia illustrata</i>	<i>Didea intermedia</i>	<i>Lejogaster metallina</i>
<i>Cheilosia impressa</i>	<i>Doros profuges</i>	<i>Lejogaster tarsata</i>
<i>Cheilosia latifrons</i>	<i>Epistrophe eligans</i>	<i>Lejops vittatus</i>
<i>Cheilosia longula</i>	<i>Epistrophe flava</i>	<i>Leucozona glaucia</i>
<i>Cheilosia mutabilis</i>	<i>Epistrophe grossulariae</i>	<i>Leucozona lucorum</i>
<i>Cheilosia nebulosa</i>	<i>Epistrophe melanostoma</i>	<i>Mallota fuciformis</i>
<i>Cheilosia nigripes</i>	<i>Epistrophe nitidicollis</i>	<i>Matsumyia berberina</i>
<i>Cheilosia pagana</i>	<i>Epistrophe olgae</i>	<i>Melangyna lasiophthalma</i>
<i>Cheilosia proxima</i>	<i>Episyrphus balteatus</i>	<i>Melangyna umbellatarum</i>

<i>Melanogaster hirtella</i>	<i>Pelecocera tricincta</i>	<i>Sphaerophoria interrupta</i>
<i>Melanogaster nuda</i>	<i>Philhelius dives</i>	<i>Sphaerophoria rueppelli</i>
<i>Melanostoma mellinum</i>	<i>Philhelius laetus</i>	<i>Sphaerophoria scripta</i>
<i>Melanostoma scalare</i>	<i>Philhelius pedisequus</i>	<i>Sphaerophoria taeniata</i>
<i>Meligramma euchroma</i>	<i>Philhelius stackelbergi</i>	<i>Sphegina clunipes</i>
<i>Meligramma guttatum</i>	<i>Pipiza festiva</i>	<i>Sphegina elegans</i>
<i>Meligramma triangulifera</i>	<i>Pipiza luteitarsis</i>	<i>Sphegina sibirica</i>
<i>Meliscaeva auricollis</i>	<i>Pipiza noctiluca</i>	<i>Sphiximorpha subsessilis</i>
<i>Meliscaeva cinctella</i>	<i>Pipiza notata</i>	<i>Spilomyia manicata</i>
<i>Merodon equestris</i>	<i>Pipiza quadrimaculata</i>	<i>Syrpita pipiens</i>
<i>Merodon moenium</i>	<i>Pipizella annulata</i>	<i>Syrphus nitidifrons</i>
<i>Microdon analis</i>	<i>Pipizella viduata</i>	<i>Syrphus ribesii</i>
<i>Microdon devius</i>	<i>Platycheirus albimanus</i>	<i>Syrphus torvus</i>
<i>Microdon mutabilis</i>	<i>Platycheirus ambiguus</i>	<i>Syrphus vitripennis</i>
<i>Microdon myrmicae</i>	<i>Platycheirus angustatus</i>	<i>Temnostoma bombylans</i>
<i>Myathropa florea</i>	<i>Platycheirus clypeatus</i>	<i>Temnostoma vespiforme</i>
<i>Myolepta dubia</i>	<i>Platycheirus europaeus</i>	<i>Trichopsomyia flavitarsis</i>
<i>Myolepta potens</i>	<i>Platycheirus fulviventris</i>	<i>Trichopsomyia lucida</i>
<i>Neoascia interrupta</i>	<i>Platycheirus manicatus</i>	<i>Triglyphus primus</i>
<i>Neoascia meticulosa</i>	<i>Platycheirus occultus</i>	<i>Tropidia fasciata</i>
<i>Neoascia obliqua</i>	<i>Platycheirus peltatus</i>	<i>Tropidia scita</i>
<i>Neoascia podagrica</i>	<i>Platycheirus rosarum</i>	<i>Volucella bombylans</i>
<i>Neoascia tenur</i>	<i>Platycheirus scutatus</i>	<i>Volucella inanis</i>
<i>Neoascia unifasciata</i>	<i>Platycheirus tarsalis</i>	<i>Volucella inflata</i>
<i>Neocnemodon brevidens</i>	<i>Portevinia maculata</i>	<i>Volucella pellucens</i>
<i>Neocnemodon vitripennis</i>	<i>Psarus abdominalis</i>	<i>Volucella zonaria</i>
<i>Orthonevra brevicornis</i>	<i>Psilota atra</i>	<i>Xanthandrus comtus</i>
<i>Orthonevra geniculata</i>	<i>Pyrophaena granditarsa</i>	<i>Xanthogramma citrofasciatum</i>
<i>Orthonevra nobilis</i>	<i>Rhingia borealis</i>	<i>Xylota abiens</i>
<i>Orthonevra plumbago</i>	<i>Rhingia campestris</i>	<i>Xylota florum</i>
<i>Paragus albifrons</i>	<i>Rhingia rostrata</i>	<i>Xylota jakutorum</i>
<i>Paragus bicolor</i>	<i>Riponnensia splendens</i>	<i>Xylota segnisi</i>
<i>Paragus haemorrhous</i>	<i>Scaeva dignota</i>	<i>Xylota sylvarum</i>
<i>Paragus pecchiolii</i>	<i>Scaeva mecogramma</i>	<i>Xylota tarda</i>
<i>Paragus quadrifasciatus</i>	<i>Scaeva pyrastris</i>	<i>Xylota xanthocnema</i>
<i>Parasyrphus annulatus</i>	<i>Scaeva selenitica</i>	
<i>Parasyrphus lineolus</i>	<i>Sericomyia lappona</i>	
<i>Parasyrphus punctulatus</i>	<i>Sericomyia silentis</i>	
<i>Parhelophilus frutetorum</i>	<i>Sericomyia superbiens</i>	
<i>Parhelophilus versicolor</i>	<i>Sphaerophoria batava</i>	

## ANNEXE E : Cartes des habitats inventoriés en 2025 sur le marais de Sacy

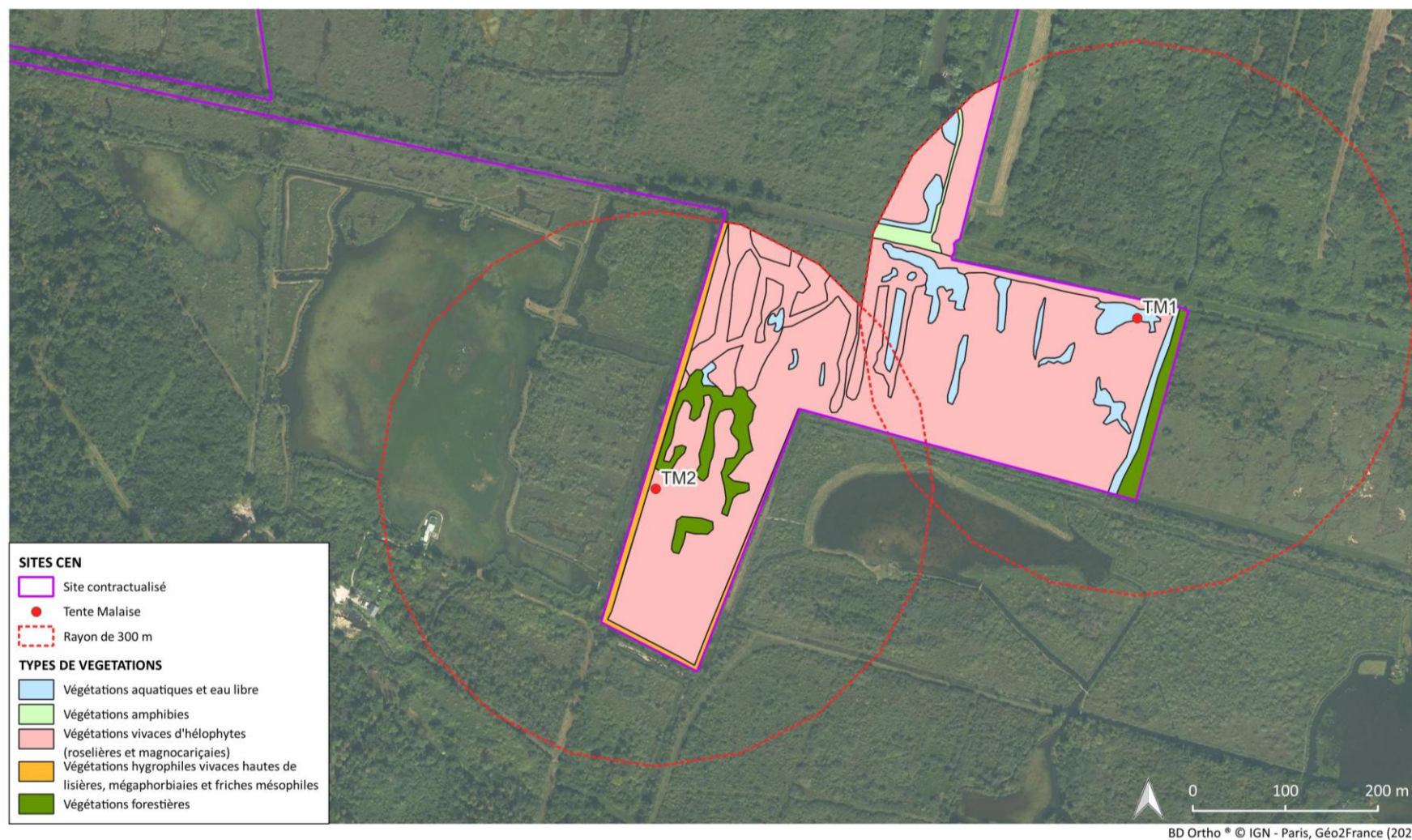


Figure E-1 : Types de végétations inventoriés en 2025 sur le marais Ouest (TM1 et TM2) (réalisé d'après (CONSERVATOIRE D'ESPACES NATURELS DES HAUTS-DE-FRANCE, 2025)

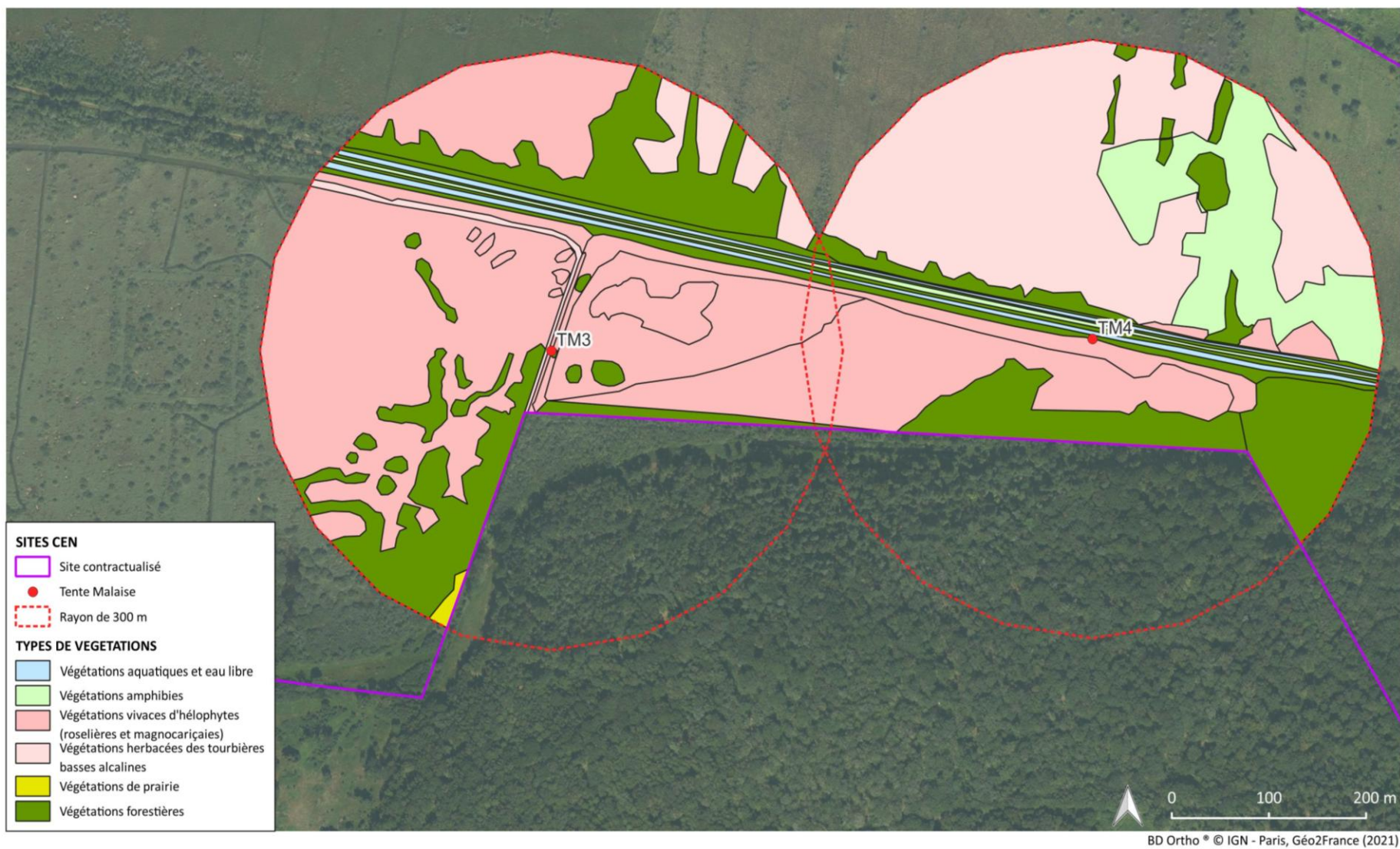


Figure E-2 : Types de végétations inventoriés en 2025 sur le marais Est (TM3 et TM4) (réalisé d'après (CONSERVATOIRE D'ESPACES NATURELS DES HAUTS-DE-FRANCE, 2025)

## ANNEXE F : Liste des espèces de syrphes inventoriées par tentes Malaise et par filet

Tableau F-1 : Liste des espèces de syrphes capturées par tentes Malaise et par filet entre le 29 avril 2025 et le 28 juillet 2025 (en souligné : espèces seulement collectées par les sessions de chasse à vue ; en gras : espèces nouvellement capturées par rapport à 2020 ; en bleu : espèces menacées à l'échelle nationale)

<i>Anasimyia transfuga</i>	<b><i>Neoascia meticulosa</i></b>
<b><i>Baccha elongata</i></b>	<i>Neoascia podagrica</i>
<i>Chalcosyrphus nemorum</i>	<i>Neoascia tenur</i>
<i>Cheilosia chlorus</i>	<i>Neocnemodon</i> sp.
<i>Cheilosia pagana</i>	<i>Orthonevra brevicornis</i>
<i>Cheilosia proxima</i>	<i>Orthonevra geniculata</i>
<b><i>Cheilosia vernalis</i></b>	<i>Paragus pecchiolii</i>
<b><i>Chrysogaster coemiteriorum</i></b>	<i>Paragus</i> sp.
<i>Chrysogaster</i> sp.	<i>Parhelophilus frutetorum</i>
<i>Chrysotoxum elegans</i>	<i>Parhelophilus</i> sp.
<i>Chrysotoxum festivum</i>	<b><i>Parhelophilus versicolor</i></b>
<i>Chrysotoxum verralli</i>	<i>Philhelius dives</i>
<b><i>Dasysyrphus tricinctus</i></b>	<b><i>Philhelius laetus</i></b>
<i>Episyrphus balteatus</i>	<i>Philhelius pedissequus</i>
<i>Eristalinus sepulchralis</i>	<i>Philhelius stackelbergi</i>
<i>Eristalis arbustorum</i>	<i>Pipizella</i> sp.
<b><i>Eristalis intricaria</i></b>	<b><i>Pipizella viduata</i></b>
<i>Eristalis pertinax</i>	<i>Platycheirus albimanus</i>
<b><i>Eristalis picea</i></b>	<b><i>Platycheirus clypeatus</i></b>
<i>Eristalis similis</i>	<i>Platycheirus europaeus</i>
<i>Eumerus</i> sp.	<i>Platycheirus fulviventris</i>
<i>Eumerus strigatus</i>	<i>Platycheirus occultus</i>
<i>Eupeodes corollae</i>	<i>Pyrophaena rosarum</i>
<i>Eupeodes latifasciatus</i>	<i>Rhingia campestris</i>
<i>Eurimyia lineata</i>	<b><i>Riponnensia splendens</i></b>
<i>Ferdinandea cuprea</i>	<i>Scaeva pyrastris</i>
<i>Helophilus pendulus</i>	<i>Sericomyia silentis</i>
<i>Lejogaster metallina</i>	<b><i>Sphaerophoria rueppelli</i></b>
<b><i>Lejogaster tarsata</i></b>	<i>Sphaerophoria scripta</i>
<b><i>Lejops vittatus</i></b>	<i>Sphaerophoria</i> sp.
<i>Matsumyia berberina</i>	<i>Syritta pipiens</i>
<i>Melanostoma mellinum</i>	<i>Syrphus ribesii</i>
<i>Melanostoma scalare</i>	<i>Syrphus vitripennis</i>
<i>Meliscaeva auricollis</i>	<i>Temnostoma bombylans</i>
<i>Merodon equestris</i>	<b><i>Temnostoma vespiforme</i></b>
<i>Microdon analis/major</i>	<i>Trichopsomyia flavitarsis</i>
<b><i>Microdon devius</i></b>	<i>Tropidia scita</i>
<i>Myathropa florea</i>	<i>Xylota florum</i>
<b><i>Neoascia geniculata</i></b>	<i>Xylota segnis</i>
<i>Neoascia interrupta</i>	<i>Xylota sylvarum</i>

## ANNEXE G : Effet du modèle de la tente Malaise et de l'année sur l'abondance des syrphes

D'après la littérature scientifique, le modèle de tente Malaise influence l'abondance de syrphes collectés (SKVARLA *et al.*, 2021).

La Figure G-1 confirme cette phrase : l'abondance des syrphes collecté dans le modèle de TM1 & 4 et dans le modèle 2 & 3 diffère significativement. Il y a une augmentation significative de l'abondance de syrphes collectés dans les tentes Malaise 2 & 3.

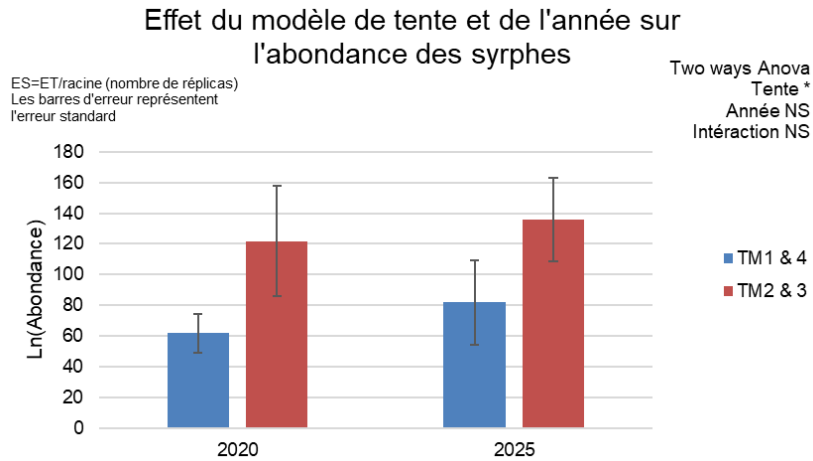


Figure G-1 : Effet du modèle de tente et de l'année sur l'abondance des syrphes ( $p$ -value = 0,025)

## ANNEXE H : Données météorologiques mensuelles d'avril à juillet 2020 et 2025 de la station Margny-lès-Compiègne

La station Margny-lès-Compiègne a été sélectionnée car elle est la station météorologique la plus proche du marais de Sacy (25 km de distance) et ses données sont complètes pour 2020 et 2025 (METEO FRANCE, 2025).

Tableau G-1 : Température moyenne et précipitation moyenne cumulée entre avril et juillet 2020 et 2025

Mois	Année	Température moyenne (en °C)	Précipitation moyenne cumulée (en mm)
Avril	2020	13,3	39,1
Mai	2020	14,5	9,2
Juin	2020	17,5	25,8
Juillet	2020	19	10
Avril	2025	12,7	21,8
Mai	2025	14,9	18,3
Juin	2025	19,8	45,8
Juillet	2025	19,6	129

Entre 2020 et 2025, il n'y a aucune différence significative en ce qui concerne les températures moyennes et les précipitations moyennes cumulées durant les mois de l'étude (p-value T-Test = 0,343 et p-value Wilcoxon = 0,375) (cf. Figure G-1).

### Température moyenne et précipitation moyenne cumulée en fonction de l'année

ES=ET/racine (nombre de réplicats)  
Les barres d'erreur représentent l'erreur standard

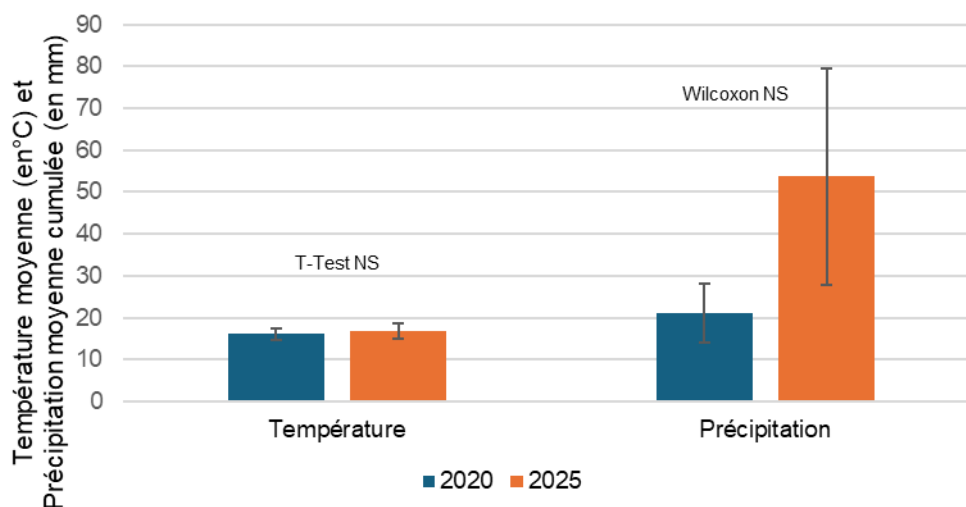


Figure G-1 : T-Test et test de Wilcoxon réalisés respectivement sur les températures moyennes et les précipitations moyennes cumulées sur l'année 2020 et 2025