

Rapport de stage de fin d'études

Master Gestion des Habitats et des Bassins Versants (GHBV)

à l'Université de Rennes 1

Mise en place du suivi éco-hydrologique sur des tourbières basses alcalines dans le cadre du projet LIFE Anthropofens

rédigé par **Nora ABOT**

au **Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France**

encadré par **Jérémy LEBRUN**, responsable de programmes de conservation au Conservatoire
d'Espaces Naturels des Hauts-de-France

et par **Simon CHOLLET**, UM CNRS 6553 – Ecosystème-Biodiversité-Evolution (ECOBIO)

soutenu le 14 Septembre 2020



Table des matières

Table des matières	
Remerciements	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Avant-propos	
Présentation de l'organisme d'accueil	
Introduction	1
1 Contexte de l'étude.....	3
1.1 Les tourbières alcalines	3
1.1.1 Répartition géographique et formation en France.....	3
1.1.2 Fonctions écologiques	3
1.1.3 Exploitation et menaces	4
1.1.4 Protection des tourbières	5
1.2 Le LIFE Anthropofens.....	5
1.2.1 Objectifs	5
1.2.2 Les actions de restauration	6
1.2.3 Les suivis.....	7
1.3 L'habitat 7230 « tourbières basses alcalines »	7
1.3.1 Définitions.....	7
1.3.2 Dynamique successionnelle	8
1.3.3 Une approche multidisciplinaire : l'éco-hydrologie.....	8
1.4 Problématique et objectifs de l'étude	10
1.4.1 Travaux prévus et impacts pré-identifiés (hypothèses de travail).....	10
1.4.2 Questions et objectifs de l'étude	10
1.4.3 Activités et résultats attendus	11
2 Matériel et méthodes	12
2.1 Protocole expérimental	12
2.2 Plan d'échantillonnage	13
2.3 Paramètres mesurés	13
2.4 Analyse des résultats	15
2.4.1 Transformation des données brutes.....	15
2.4.2 Méthodes d'analyses des données.....	15
2.4.2.1 Robustesse du plan BACI	15
2.4.2.2 Potentiels de restauration par secteur « traitement ».....	16

2.4.2.3	Adéquation des actions de restauration avec les potentiels	17
3	Résultats	18
3.1	Robustesse du plan BACI.....	18
3.1.1	Analyses sur les variables environnementales	18
3.1.2	Analyses sur les relevés botaniques	19
3.2	Potentiels de restauration par secteur « traitement »	20
3.2.1	Espèces cibles de l'habitat 7230.....	20
3.2.2	Profondeur du premier horizon histique.....	20
3.2.3	Conditions hydrologiques	21
3.3	Adéquation des actions de restauration	21
4	Discussion	22
4.1	Robustesse du plan d'échantillonnage BACI	22
4.2	Réflexion sur les potentiels de restauration	23
4.2.1	Réflexions générales	23
4.2.2	Exemples	24
4.3	Adéquation des actions de restaurations.....	26
4.3.1	Réflexions générales	26
4.3.2	Exemples	27
4.4	Discussion du protocole : faisabilité, limites et améliorations	28
4.4.1	Paramètres suivis et variables choisies.....	28
4.4.2	Biais, limites et améliorations	28
4.4.3	Proposition d'analyses à réaliser en 2025	29
	Conclusion.....	30
	Bibliographie	31
	Annexes	36
	Résumé	
	Abstract	

Remerciements

Je voudrais avant tout remercier mon maître de stage, Jérémy Lebrun, pour m'avoir permis de réaliser ce stage, et de m'avoir suivi et encouragée durant ces 6 mois passés au Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France. Merci pour les sorties botaniques qui m'ont beaucoup appris, les nombreuses discussions autour des tourbières alcalines et les connaissances sur les sites et le projet LIFE. Merci pour ces longues conversations au téléphone durant le confinement qui m'ont permises de m'imprégner du stage, même à distance. Merci enfin pour les relectures et les conseils qui m'ont permis de rédiger ce rapport.

Mes remerciements vont également à Guillaume Gaudin, qui m'a accompagné durant les deux mois de terrain et qui m'a fait énormément progresser sur de nombreux aspects de détermination. Merci pour ta bonne humeur, tes chutes mémorables dans les tremblants et tous les jours que tu as passé sur le terrain avec moi.

Je remercie aussi Antoine Gazaix, pour la conception du plan d'échantillonnage, la phase de terrain et la relecture, et dont ses connaissances et son aide sur les analyses statistiques m'ont permis d'affiner mes réflexions.

Mes remerciements à Simon Chollet, d'avoir été mon correspondant universitaire pour ce stage, ainsi que tous les enseignants du Master GHBV, et particulièrement Gabrielle Thiebaut pour sa disponibilité cette dernière année.

Merci également à toute l'équipe du projet LIFE, Matthieu James, Hélène Louis, et aussi Jérémy Hummel, qui a dépensé du temps et de l'énergie pour la fabrication des 108 piézomètres. Merci pour l'intégration totale au sein de l'équipe et les réunions régulières même durant la crise sanitaire. Je remercie chaleureusement mon amie stagiaire Meriem Methlouthi, pour sa bonne humeur en toute circonstance et son soutien durant la dernière ligne droite de rédaction de nos rapports de stage respectifs, ainsi que toute l'équipe de stagiaires.

Mes sincères remerciements vont aussi à tous les membres de l'antenne Somme du Conservatoire, pour leur accueil, leur bienveillance et l'ambiance de travail agréable et détendue. Je remercie particulièrement Marie Héraude et Gratien Testud de m'avoir accueilli dans leur bureau et pour leur aide en SIG et informatique et leur bonne humeur.

Je remercie également tous les partenaires du projet que j'ai pu rencontrer durant ces 6 mois, pour leurs échanges constructifs et le temps consacré à mon suivi.

Merci à tous mes camarades de promotion de Master, et particulièrement Irène pour son soutien et ses conseils en statistiques, Yann pour ses conférences et articles, Andreo pour ses anecdotes incroyables, Nico pour ses conseils de lecture et Kévin pour ses musiques entraînantes.

Enfin, merci à ma famille et amis qui m'ont toujours soutenu et montré de l'intérêt durant toutes ces années d'études dans l'environnement.

Liste des figures

Figure 1: Marais tourbeux sur la Somme (Eclusier-Vaux,80)	3
Figure 2: Réseau des sites Natura 2000 concernés par le projet LIFE Anthropofens.....	6
Figure 3: Tourbière basse alcaline, forme à basses herbes (Mareuil-Caubert, 80).	8
Figure 4: Concept de l'écohydrologie (Grootjans et al., 1996).	9
Figure 5: Régime hydrologique cible pour l'association <i>Schoenus nigricans</i> - <i>Juncus subnodulosus</i> (Whiteman et al., 2004)	9
Figure 6: Schéma du plan d'échantillonnage du protocole sur un secteur de travaux.....	13
Figure 7: Graphique des individus de l'ACP sur les données abiotiques avec une représentation par secteur (en haut) et par modalité de gestion (en bas).....	18
Figure 8: Graphique des variables de l'ACP sur les données abiotiques.....	18
Figure 9: MPC de l'EIV pour l'humidité selon les modalités des traitements et des contrôles	19
Figure 10: Dendrogramme de dissimilarité floristique sur l'ensemble des relevés (en rouge: groupes significativement différents; en vert: les contrôles "C"; en bleu: les contrôles "C_hydro")	19
Figure 11: Proportion d'espèces cibles « 7230 » selon les sites et les traitements (à gauche avec soutien des niveaux d'eau ; à droite sans soutien des niveaux d'eau).	20
Figure 12: Profondeur de l'horizon histique le plus proche sur 100 cm de profil pédologique selon les sites et les traitements (à gauche avec soutien des niveaux d'eau ; à droite sans soutien des niveaux d'eau).	20
Figure 13 : MPC de l'EIV selon les sites et les traitements (à gauche avec soutien des niveaux d'eau ; à droite sans soutien des niveaux d'eau).....	21
Figure 14: Proportion d'espèces cibles selon les traitements de restauration	21
Figure 15: MPC de l'EIV (critère hydrologique) selon les traitements de restauration.....	22
Figure 16: Profondeur d'apparition du premier horizon histique selon les traitements de restauration.	22
Figure 17: Profil de sol à Blangy (0-62: Hf; 62-100: detritus gyttja).....	25
Figure 18: Site de Mareuil-Caubert: partie Est du polygone plutôt sèche (en haut); partie Ouest en eau (à droite).	25

Liste des tableaux

Tableau 1: Habitats cibles du LIFE et surfaces concernées (Lebrun et Meunier, 2019).....	6
Tableau 2: Modalités de gestions suivies, des contrôles associés et abréviations.	12
Tableau 3: Sites choisis pour le plan d'échantillonnage du protocole.....	13
Tableau 4: Paramètres relevés sur le terrain.	14

Avant-propos

Ce stage m'a permis d'acquérir un grand nombre de connaissances sur les tourbières alcalines, tant sur la botanique que leurs fonctionnements complexes. La diversité des spécialités au Conservatoire a été pour moi une occasion de développer mes connaissances en ornithologie, phytosociologie, gestion des espaces naturels, restauration écologique, concertation avec différents acteurs, ...

Etant totalement intégrée au sein de l'équipe du LIFE, j'ai pu participer aux réunions d'équipe bimensuelles, ce qui m'a permis d'acquérir des connaissances sur les procédures de marchés publics, comme les CCTP, les BPU, la mise en concurrence des entreprises, les suivis des travaux, les procédures IOTA et les déclarations d'espèces protégées, ... Les aspects financiers ont été également abordés, avec la répartition du budget, le coût des opérations ou encore les différents financeurs, ainsi que les exigences de l'Europe sur les objectifs du projet.

Globalement, l'impact de la crise sanitaire du Covid-19 sur mon stage a été modéré. Cela s'est tout d'abord illustré par l'impossibilité de visiter les sites du projet LIFE Anthropofens avant la mise en place du protocole, ce qui rendait compliqué de se projeter dans sa conception durant le confinement.

Le retour au bureau a été pour moi un soulagement et m'a permis d'échanger avec toute l'équipe du Conservatoire, ainsi que les nombreux partenaires impliqués dans le projet.

Le protocole, initialement construit sous la forme « BACI paired design » (Before-After-Control-Impact) en faisant des paires de secteur « contrôle » + secteur « traitement », a dû être simplifié à un type BACI pour des contraintes de temps. En effet, ma période de terrain initialement prévue devait s'étendre de mai à juillet ; à la suite des événements, elle s'est déroulée du 9 juin au 22 juillet, ce qui ne laissait pas le temps d'échantillonner tous les secteurs « contrôle » appareillés aux secteurs travaux.

La pose des piézomètres a également été impactée par les événements. Initialement, ils auraient dû être posés en même temps que les relevés botaniques et pédologiques, afin d'avoir au moins une donnée de la hauteur de nappe pour les mois de juin, juillet et août. Or ils n'ont été fabriqués que mi-juillet, obligeant à repasser sur chaque site et perdant la donnée de juin et juillet.

Présentation de l'organisme d'accueil

Le Conservatoire d'espaces naturels (CEN) de Hauts-de-France est une association née de la fusion des deux CEN Picardie (1989) et Nord-Pas-de-Calais (1994) depuis le 20 juin 2020, suite à la loi NOTRe du 7 août 2015 qui porte la nouvelle organisation territoriale de la République. Cette association à but non lucratif est reconnue d'intérêt général grâce à ses actions de conservation de la biodiversité et de valorisation du patrimoine naturel des Hauts-de-France.

Le Conservatoire appartient à un réseau national, la Fédération des Conservatoire d'espaces naturels, qui existe depuis 1988 et qui regroupe les 29 CEN de France, gestionnaires en 2019 de 17 8052 ha répartis sur 3 442 sites. C'est la première organisation non gouvernementale de France dans la préservation des espaces naturels. Les missions communes aux Conservatoires de France sont :

- **Connaître** les milieux naturels et l'Histoire des paysages, en recensant, étudiant et identifiant les sites naturels remarquables et en proposant des plans d'actions favorables à la conservation de la biodiversité ;
- **Protéger**, en acquérant la maîtrise foncière ou d'usage des sites naturels gérés et en travaillant en association avec les acteurs locaux comme les collectivités territoriales, propriétaires, agriculteurs, forestiers, naturalistes, ...) ;
- **Gérer** en collaboration avec les acteurs des sites, pour permettre une gestion écologique des sites par les méthodes d'entretien régulier, la restauration, le pâturage ou la fauche ;
- **Valoriser** la pérennité du patrimoine naturel par le biais de la sensibilisation du public sur les sites, mais également avec l'organisation d'animations ou l'édition de publications qui permettent de valoriser le patrimoine et les actions menées par le Conservatoire.
- **Animer et Accompagner** les politiques publiques.

Au 20 juin 2020, le CEN Hauts-de-France gère ainsi 488 sites naturels répartis sur 16 423 ha parmi lesquels on peut citer des coteaux calcaires, des prairies alluviales, des étangs, tourbières ou marais. Il regroupe désormais 97 salariés, faisant de cette nouvelle association le deuxième plus important Conservatoire d'espaces naturels de France.

Etant une association, elle fédère plus de 1800 citoyens adhérents, avec un Conseil d'Administration qui en est l'organe décisionnaire. Ce dernier est composé de 15 membres issus de la société civile qui sont élus tous les ans par l'Assemblée Générale. Il prend les décisions politiques et oriente en fonction les actions du Conservatoire. Parmi les membres du Conseil d'Administration, un vote est fait afin de choisir les membres du Bureau.

Depuis près de 30 ans, le Conservatoire a acquis une grande expérience en matière de gestion des tourbières et a su adapter ses modes opératoires pour répondre aux défis posés par la conservation de ces écosystèmes. Il a également développé une bonne expérience des programmes et fonds européens (LIFE, FEDER, FEADER) en tant que coordinateur ou bénéficiaire associé.

Introduction

Les tourbières sont un type spécifique de zone humide, dont la surface mondiale est estimée à 4,23 millions de km², soit 2,84 % des terres émergées (Xu *et al.*, 2018). Une **tourbière** est caractérisée tout d'abord par un bilan hydrique positif, c'est-à-dire que les apports en eau (précipitations ou eaux souterraines) sont supérieurs aux pertes (évaporation, transpiration, écoulement vers l'aval ou le sous-sol) (Manneville *et al.*, 1999). Cela se traduit par un sol saturé en permanence par une eau stagnante ou très peu mobile, limitant la présence d'oxygène nécessaire au métabolisme des microorganismes (bactéries et champignons), ces derniers étant les acteurs de la dégradation de la matière organique (Crassous et Karas, 2007). Dans ces conditions anaérobies, la matière organique ne peut se minéraliser, ou dans des proportions très faibles ; le dépôt formé composé d'au moins 30% de carbone (soit 50% de matière organique) est dénommé tourbe (Laplace-Dolonde, 1994). Il existe une grande variété de types de tourbières à travers le monde, qui peuvent être classées selon divers critères : le pH du milieu permet d'opposer les tourbières acides à sphaignes (pH entre 3 et 5,5) et les tourbières alcalines, ou bas-marais calcaires (pH entre 5,5 et 8) ("**Pôle-relais Tourbières**", *en ligne*). Ces derniers sont particulièrement bien représentés dans les Hauts-de-France et constituent la cible du projet LIFE Anthropofens. En effet, la partie picarde abrite parmi les plus importantes surfaces de milieux humides tourbeux de France et d'Europe du Nord-Ouest (Lebrun *et al.*, 2014). Ainsi, ce mémoire traitera uniquement des tourbières alcalines et plus particulièrement **l'habitat d'intérêt communautaire "tourbières basses alcalines" (code UE 7230)**.

Dans la Convention de Ramsar, les tourbières ont été identifiées comme le type de zone humide le plus important en tant que support de biodiversité (Bonn *et al.*, 2016). En effet, parmi les espèces végétales protégées en France, 39 d'entre-elles, soit 9%, sont spécifiques aux histosols liés aux tourbières (Baize et Girard, 2009 ; ("**Pôle-relais Tourbières**", *en ligne*). Parmi elles, *Schoenus nigricans* est une espèce formatrice de tourbe, soit turfigène. Du côté de la faune, certaines espèces sont thyrophotolérantes, c'est-à-dire qu'elles peuvent se reproduire dans des tourbières mais également dans d'autres habitats abritant leur optimum écologique (Gobat *et al.*, 2004) ; certaines sont inscrites sur les listes rouges mondiales des espèces menacées de l'UICN (*Dolomedes plantarius*) ou d'autres sur l'annexe II de la Directive "Habitats" (*Liparis loeselii*). Dans leur fonctionnement optimal, les tourbières présentent des fonctions écologiques essentielles : la régulation des flux hydriques via le soutien d'étiage ou l'écrêtage des pics de crues, ou encore la séquestration du carbone dans la tourbe,... (Cubizolle, 2019).

Actuellement, il est estimé que la moitié des 200 000 ha de tourbières présentes en France en 1945 a aujourd'hui disparu (**Pôle relais tourbières**, *en ligne*) et celles restantes présentent de nombreux dysfonctionnements, notamment causés par des modifications hydrologiques comme l'action du drainage ou de l'exploitation de la tourbe, l'assèchement et l'évolution vers des écosystèmes souvent boisés et qui ne présentent plus leurs attributs biologiques caractéristiques. De plus, elles sont exposées à des menaces actives comme l'eutrophisation des eaux due aux apports agricoles à l'échelle du bassin versant et celle des sols résultant de la minéralisation de la matière organique de la tourbe asséchée suite au drainage. Ces altérations ont modifié leurs conditions biochimiques spécifiques, leur fonctionnement et donc les espèces végétales et animales inféodées à ces milieux. En 2020, 89% des surfaces d'habitats tourbeux en France sont classées en état de conservation défavorable par l'INPN (Bernard, 2020).

Pour essayer de remettre dans un état proche de son état d'origine cet écosystème dégradé par des actions anthropiques, des actions de restauration sont mises en place, définies comme « une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème » ([Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, 2004](#)). C'est dans ce cadre qu'en 1992, l'Union européenne crée l'un des principaux outils financiers de sa politique environnementale en faveur de la conservation de la nature : L'Instrument Financier pour l'Environnement, ou LIFE. Parmi les types de LIFE, les LIFE Nature participent spécifiquement au financement de projets de restauration en cohérence avec le réseau Natura 2000 et soutiennent l'application des directives européennes "Oiseaux" et "Habitats, Faune, Flore" (DHFF). En 2009 au Pays de Galles et en Grande-Bretagne, le projet "*the Anglesey and Llyn Fens Life +*" proposait à l'époque la plus grande restauration de tourbières alcalines en Europe ([Natural Resources Wales, 2012](#)). Par la suite, le programme LIFE "*Tourbières du Jura*" visait à réhabiliter 60 tourbières du massif jurassien franc-comtois entre 2014 et 2020 ([LIFE tourbières du Jura, en ligne](#)). C'est dans ce contexte que le CEN Hauts-de-France et 8 autres structures bénéficiaires se sont associés pour mettre en place le projet "**LIFE nature Anthropofens**" dans le but de restaurer les conditions permettant d'améliorer l'état de conservation des marais tourbeux sur 480 ha sur 13 sites Natura 2000 dans les Hauts-de-France et en Wallonie (Annexe 1). Il se déroule sur une période de 6 ans de novembre 2019 à décembre 2025, avec un budget total de 18,7 millions d'euros financé à 60% par l'Europe. ([Lebrun et Meunier, 2019](#)).

Afin de juger de l'efficacité des actions de restauration et de l'atteinte des objectifs fixés dans ce projet, des suivis doivent être mis en place tout au long de la période d'intervention. L'action D2.2 "suivis phyto-écologiques" s'intègre dans ce volet et a pour but d'évaluer les processus et fonctions écologiques des tourbières à l'aide d'indicateurs reposant sur l'approche **éco-hydrologique** ([Hannah et al., 2004](#)). Elle permet d'évaluer la réponse des écosystèmes à des modifications hydriques et est adaptée pour l'étude et le suivi des restaurations en tourbières ([Grootjans et al., 1996](#); [Krause et al., 2007](#); [Wierda et al., 1997](#)).

Ce stage s'inscrit donc dans la **conception, la validation et l'ajustement du protocole de suivi "éco-hydrologique"** qui vise à évaluer l'efficacité des actions de restauration. Il a été choisi de mettre en place un protocole de type BACI (Before-After-Control-Impact), répondant à certaines exigences sur le plan d'échantillonnage. De plus, la phase de terrain découlant de ce protocole va permettre d'obtenir des connaissances plus fines sur les sites ; il est pertinent de vérifier la cohérence entre le potentiel de restauration de chaque site avec les actions de gestion envisagées. Ces deux axes de réflexion amènent à la problématique générale :

Le plan d'échantillonnage du protocole BACI, plus précisément le choix des secteurs « contrôle », est-il pertinent pour évaluer l'impact des actions de restauration des habitats herbacés ? Les actions de gestion prévues sont-elles en adéquation avec le potentiel de restauration de chaque secteur « traitement » ?
--

L'objectif est d'élaborer et de tester le protocole de suivi pour caractériser l'état initial avant restauration. Un plan expérimental et un effort d'échantillonnage sera identifié, le protocole sera testé sur les sites choisis ; des analyses statistiques seront menées pour juger la fiabilité du protocole, et l'adéquation des mesures de gestion aux potentiels de chaque site. Un ajustement des sites ou des variables de suivis pourra être envisagé par la suite. Enfin, le protocole sera formalisé afin qu'il puisse être reproduit dans 5 ans pour l'évaluation post-restauration.

1 Contexte de l'étude

1.1 Les tourbières alcalines

1.1.1 Répartition géographique et formation en France

Il est estimé que les tourbières alcalines recouvrent 26% de l'ensemble des zones humides et 42% des tourbières, ce qui équivaut à une surface mondiale de 1,5 millions de km² (Joosten et Clarke, 2002; Ramsar Convention and Secretariat, 2013). Elles sont réparties à travers l'hémisphère Nord, et particulièrement en Amérique du Nord, Russie, Scandinavie et Europe Centrale (Lamers et al., 2015). En France, elles sont retrouvées principalement dans les régions calcaires, en montagne (Jura, Alpes, Pyrénées) mais aussi en plaine comme dans le Bassin sédimentaire Parisien (Gaudillat et al., 2002). Depuis le début de l'Holocène, soit près de 10 000

ans, les fleuves picards ont subis des remblaiements ou des effondrements alluviaux importants, permettant à des bras de s'isoler du réseau hydrographique. Le courant pratiquement nul favorise la stagnation des eaux et des débris organiques, et donc le développement d'herbiers aquatiques formateurs de tourbe: c'est le processus de turfigénèse des tourbières des vallées du tiers Nord de la France (Crassous et Karas, 2007,



Figure 1: Marais tourbeux sur la Somme (Eclusier-Vaux,80)

Figure 1: . De plus, l'omniprésence des assises géologiques calcaires et des nappes d'eau souterraines sont primordiales pour la rétention de l'eau et la composition chimique alcaline (Baize et Girard, 2009). Les oscillations climatiques peuvent occasionner l'arrêt de la formation des histosols, qui a pu reprendre ultérieurement comme lors du petit âge glaciaire du 16^{ème} au 19^{ème} siècle. Enfin, le climat a un rôle fondamental dans la formation des tourbières, qui allie précipitations importantes et températures relativement basses, limitant l'évapotranspiration (qui est inférieure à 550 mm en Picardie, (Crassous et Karas, 2007)) et donc les pertes en eaux. Ces conditions spécifiques permettent la formation d'un matériau secondaire : la tourbe, qui contient entre 20 et 30% de carbone. Lorsque une tourbe contient plus de 40% de fibres végétales avec des végétaux identifiables, on parle de tourbe fibrique ; entre 10 et 40%, c'est une tourbe mésique ; enfin, moins de 10% correspond à une tourbe saprique, où les végétaux ne sont pas identifiables (Clément et al., 2020; Laplace-Dolonde, 1994). Le terme de tourbière alcaline équivaut en anglais aux « rich fens », qui fait référence aux tourbières minérotrophes riches en bases, due à la forte concentration en cations (calcium et magnésium) et pauvres en nutriments (oligo-mésotrophes) (Menichino, 2015).

1.1.2 Fonctions écologiques

Lorsqu'ils sont en bon état, les systèmes tourbeux assurent une multitude de fonctions écologiques. Parmi elles il peut être cité, et non exhaustivement, des fonctions **biologiques et chimiques**: ces milieux spécifiques de par leur hydrologie importante, leur oligotrophie ou les différents stades d'évolution, sont des habitats privilégiés : un endroit stratégique pour les oiseaux ou encore un lieu de refuge pour de nombreux invertébrés (Bernard, 2020). Les

histosols sont des filtres qui contribuent au maintien de la qualité de l'eau, jouant un rôle de filtre physique qui piège les éléments toxiques et assurent la rétention des éléments en suspension. Ce filtre biologique permet aussi la dégradation biochimique des nitrates et des phosphates à l'origine de l'eutrophisation des eaux (Baize et Girard, 2009). Les tourbières présentent également des fonctions **hydrologiques et physiques**, de par leur caractère gorgé d'eau qui permet le soutien d'étiage, l'écrêtement de crues ou la recharge des nappes souterraines. Elles jouent également un rôle essentiel dans le stockage du carbone dans la tourbe, ce qui a un effet sur la réduction de l'effet de serre.

1.1.3 Exploitation et menaces

Malgré leur valeur patrimoniale et leurs multiples fonctions bénéficiaires pour l'Homme, les tourbières ont subies durant de nombreuses décennies d'importantes dégradations découlant des activités humaines. Jusqu'au milieu du XIX^{ème} siècle, les tourbières étaient majoritairement exploitées par les populations locales de façon artisanale et respectueuse de l'écosystème, avec une prise en compte du caractère renouvelable des ressources fournies que sont la tourbe, le fourrage, le gibier, la pâture,... (Sajaloli, 1994; Westhoff, 1972). Mais dès le début du XX^{ème} siècle, qui apporta notamment la mécanisation agricole, ces activités traditionnelles ont progressivement été réduites. De plus, la généralisation du charbon a permis la diminution de l'utilisation de la tourbe comme combustible. A la fin de la Seconde Guerre Mondiale, les zones tourbeuses furent abandonnées ou bien détruites sous l'action du drainage dans le but les assécher et permettre des pratiques agricoles ou la construction de grands aménagements.

L'utilisation intensive des tourbières peut se décliner en diverses actions. Tout d'abord l'**exploitation industrielle de tourbe**, qui anciennement servait de combustible, puis comme base de terreau (Neau, 1976). Les marais de la Souche (02) et son usine industrielle furent le lieu de l'exploitation de plus de 10 000 tonnes de tourbe sèche durant les années 1920; cette tourbière accueillit le congrès national de la tourbe en 1927, puis international l'année suivante (Sajaloli, 1994). Aujourd'hui, les traces de cette exploitation sont encore visibles avec les nombreux étangs qui quadrillent cette zone tourbeuse, et qui ont drastiquement modifiés l'hydrologie et la tourbification de cet endroit. En effet, la **création de plans d'eau** est également une menace de ces milieux, entraînant une artificialisation des berges si il y un développement des **activités de loisirs** (Wolejko et al., 2018). La multiplicité des usages dans les marais tourbeux peuvent aussi générer des conflits d'intérêt autour de la gestion des niveaux d'eau et impacter les tourbières du fait de modes de gestion répondant à des objectifs incompatibles avec leur fonctionnement (par exemple dans les marais de la Souche, (Sajaloli, 1994). La Révolution Industrielle d'après-guerre a également entraîné une **intensification des pratiques agricoles**, avec une mécanisation importante et l'utilisation croissante de fertilisants et produits phytosanitaires: en Picardie en 2011, 61 % des sols sont labourés et 76% sont des terres agricoles (Lebrun et Meunier, 2019). Ce changement radical a provoqué une dégradation de la qualité de l'eau qui alimente directement les tourbières ; une eau eutrophe va modifier les conditions physico-chimiques de la tourbe et donc les espèces végétales se développant dessus. Les tourbières sont des milieux qui se prêtent assez mal à l'agriculture intensive ; cependant, de très nombreux sites ont été asséchés par des dispositifs de **drainage**, modifiant alors l'hydrologie du site. Dans les marais de Sacy, les cartes de Cassini montrent des dispositifs de fossés drainants datant de plus de 400 ans. L'abaissement de la nappe induit un assèchement et une minéralisation de la matière organique tourbeuse, entraînant une augmentation des

nutriments et une perte la fonction de stockage de carbone dans le sol. Cette minéralisation conduit à un tassement du sol de la tourbière : au marais Vernier (27), entre 35 et 70 cm d'altimétrie ont été perdus en 30 ans (Crassous et Karas, 2007). Cela coupe également l'approvisionnement en eau riche calcaire à la précieuse végétation des marais alcalins qui disparaît alors (Bart et al., 2020), au profit d'espèces méso-eutrophes plus communes (Birch et al., 2015). Cependant, les résultats sont très aléatoires selon les sites, et beaucoup d'entre eux furent abandonnés par la suite par manque de rendement (Crassous et Karas, 2007).

L'**abandon des pratiques traditionnelles** est un facteur supplémentaire qui va accélérer la dynamique végétale des tourbières exploitées, déjà modifiée par le drainage et l'eutrophisation. En effet, la dynamique évolutive anciennement contrôlée par l'exploitation des parcelles et l'exportation de la biomasse (fauche, coupe ou pâturage) va s'accélérer et laisser les successions écologiques se mettre en place. Les stades pionniers herbacés, abritant les bryophytes typiques de tourbières alcalines et maintenus ouverts par les actions précédentes, sont remplacés par les stades fermés de grandes hélophytes (le Roseau commun *Phragmites australis*, le Marisque *Cladium mariscus*), de fourrés ou de bois tourbeux avec une tendance à homogénéiser le paysage (McBride et al., 2011). Les conditions abiotiques de la tourbière se modifient et les plantes typiques disparaissent au profit d'espèces plus compétitrices. Ces processus sont au centre de la problématique de ce stage.

1.1.4 Protection des tourbières

Afin de pallier ces causes de dégradation, plusieurs protections ont été mises en place afin de protéger les zones humides. A l'échelle internationale, la **Convention de Ramsar** fût signée en 1971 pour la reconnaissance, la conservation et l'utilisation durable des zones humides, dans un cadre de dégradation et de disparition général de ces milieux. En Europe, le réseau **Natura 2000**, issu des Directives européennes Oiseaux de 1979 et Habitats-Faune-Flore de 1992 (DDHF), est un outil fondamental de la politique de préservation de la biodiversité, où les sites visent à une meilleure prise en compte des enjeux de biodiversité dans les activités humaines. En 2017, la France comptait près de 1 800 sites répartis sur 13% du territoire métropolitain (Natura 2000, en ligne). La DHFF de 1992 liste au sein de son Annexe I les types d'habitats naturels d'intérêt communautaire (Gaudillat et al., 2002). Chaque habitat est identifié par un code et un intitulé, qui sont repris dans un manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne qui est la référence pour la définition des habitats d'intérêt communautaire. En France, les Cahiers d'habitats (Gaudillat et al., 2002) en sont la transposition au niveau national. Ils ont pour vocation première d'aider les rédacteurs des "documents d'objectifs" pour la gestion propre à chaque site Natura 2000.

1.2 Le LIFE Anthropofens

1.2.1 Objectifs

Le réseau Natura 2000 des Hauts-de-France et de Wallonie regroupe de nombreux milieux tourbeux dont l'histoire propre à chacun des sites permet d'avoir un éventail d'états dans la dynamique successionnelle des tourbières, allant des stades pionniers à ceux matures forestiers. Les sites concernés par le LIFE Anthropofens sont présentés sur la Figure 2, les sites en noir étant ceux concernés par le suivi éco-hydrologique. Les codes Natura 2000 sont présentés sur la cartographie en Annexe 1.

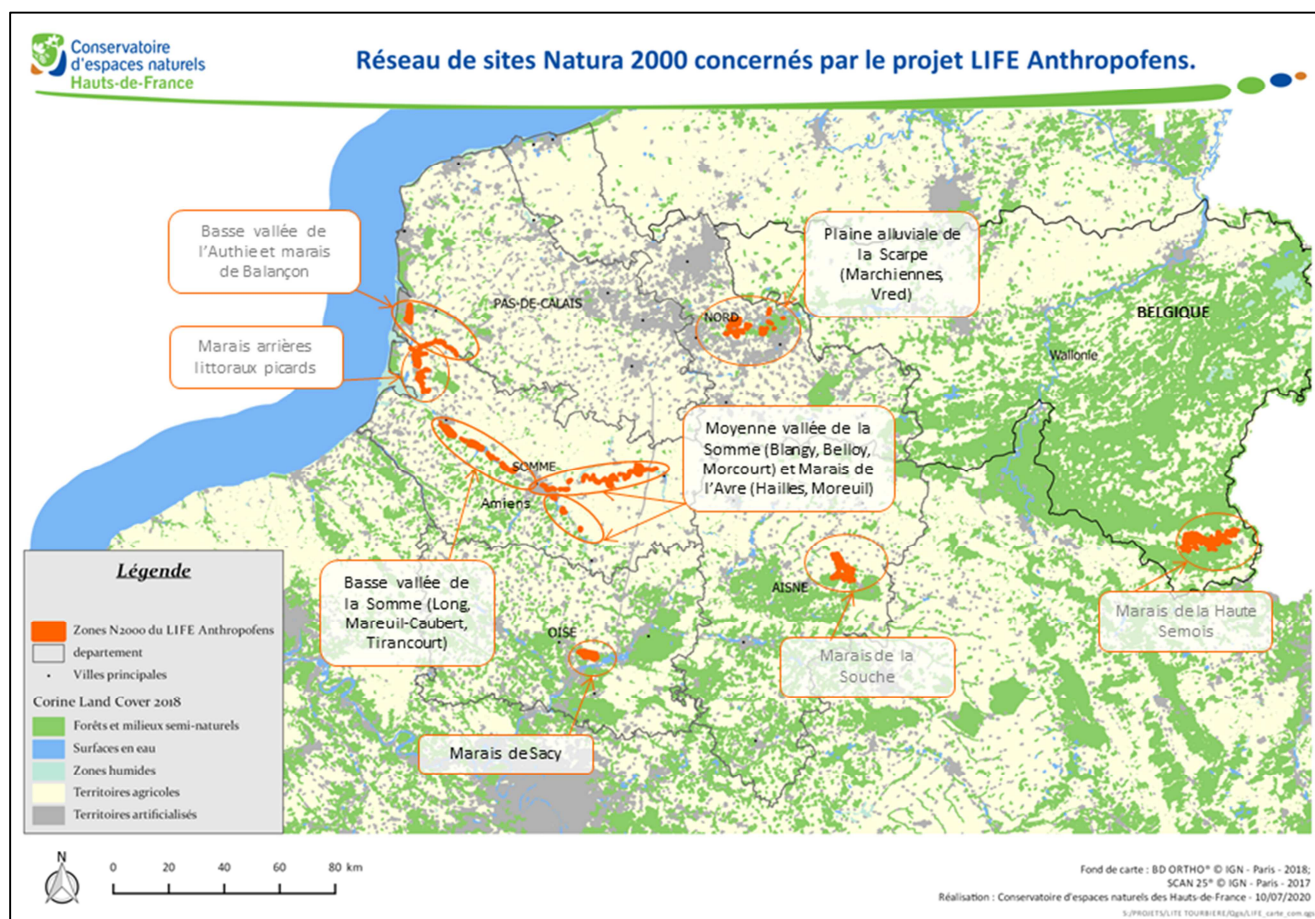


Figure 2: Réseau des sites Natura 2000 concernés par le projet LIFE Anthropofens.

Au sein de ces sites tourbeux, 6 habitats d'intérêt communautaire sont la cible directe du projet (Tableau 1):

Tableau 1: Habitats cibles du LIFE et surfaces concernées (Lebrun et Meunier, 2019).

Code	Nom	Surface sur sites Natura 2000 HDF (ha)	Objectif surface restaurée LIFE (ha)
7230	Tourbières basses alcalines	702	276
7210*	Marais à <i>Cladium mariscus</i>	223	96
7140	Tourbières en transition	79	21
6410	Prairies paratourbeuses	114	56
91D0*	Tourbières boisées	52	3
91E0*	Forêts alluviales sur tourbe	793	31
Total		1963	483

1.2.2 Les actions de restauration

Pour arriver aux objectifs fixés, 9 types d'actions de restauration sont programmées. Compte tenu de l'ampleur du projet, il ne sera développé que les 2 actions concernées par ce mémoire :

Action C6 : Restauration mécanique d'habitats tourbeux herbacés.

- C6.1 : Restauration de milieux ouverts envahis par les ligneux. Il s'agit de pratiquer une coupe sur les ligneux, suivie d'un traitement des souches par essouchage afin de limiter les repousses rencontrées lors d'une simple coupe. Les rémanents sont exportés hors du site.

- **C6.3 : Remise à jour d’horizons tourbeux favorables à la reconstitution des bas-marais pionniers.** En complément et à la suite de l’action C6.1, ces travaux consistent à enlever l’épaisseur de tourbe minéralisée à l’aide d’un godet lisse monté sur une pelle mécanique. La profondeur sera évaluée au mieux avant les travaux par des levées topographiques et des sondages pédologiques. Le matériau extrait sera exporté hors du site ou réutilisé sur site pour le comblement des fossés de drainage.

Action C1 : Restauration hydrologique des tourbières par soutien des niveaux d’eau. Cette action vise principalement au comblement des fossés de drainage et à la pose d’équipements de régulation des niveaux d’eau afin de gérer ces derniers en fonction des optimums des habitats cibles et pour maintenir leur stabilité.

1.2.3 Les suivis

Les suivis scientifiques vont permettre de suivre et mesurer les effets à court et long termes des travaux de restauration, dans le but de comparer la situation au début du projet avec les effets induits par les travaux de restauration pratiqués dans le cadre du LIFE. 5 axes de suivis, allant de la végétation, du pâturage aux pollinisateurs, sont développés. L’un porte sur l’évaluation des actions de restaurations de fonctionnalité éco-hydrologiques. Cette partie inclut un « **suivi éco-hydrologique** », complétant l’approche descriptive de l’état de conservation des habitats par le CBNBL. Il est basé sur les processus écologiques dominants sur les tourbières basses alcalines et est la cible de ce mémoire.

1.3 L’habitat 7230 « tourbières basses alcalines »

Les tourbières basses alcalines sont l’habitat cible principal du projet LIFE Anthropofens. De plus, au sein du domaine biogéographique atlantique recouvrant les Hauts-de-France, sont l’état de conservation en 2020 est « défavorable mauvais » (Clément *et al.*, 2020). C’est pourquoi le suivi sera centré sur cet habitat.

1.3.1 Définitions

Les tourbières basses alcalines sont des bas-marais, c’est-à-dire des marais détrempés jusqu’à sa surface par affleurement de la nappe (Manneville *et al.*, 1999). On parle aussi de tourbières « plates » par opposition aux tourbières bombées acides, ou tourbières hautes.

Dans les Cahiers d’Habitats Natura 2000, l’habitat 7230 “tourbières basses alcalines” est défini comme des “zones humides occupées pour la plupart, ou largement, par des communautés de petites laïches et mousses brunes productrices de tourbe, développées sur des sols gorgés d’eau en permanence, avec un apport d’eau soligène ou topogène riche en bases, pauvre en nutriments, souvent calcaire, et avec une nappe d’eau au niveau du sol, ou légèrement au-dessous ou en dessus.” (Gaudillat *et al.*, 2002).

D’un point de vue phytosociologique, il est reconnu dans les Cahiers d’habitats 2 alliances, dont celle des communautés atlantiques planitiales pour les Hauts-de-France : *Hydrocotylo vulgaris-Schoenion nigricantis*. Elle regroupe les principales associations végétales suivantes : *Cirso dissecti-Schoenetum nigricantis*, *Hydrocotylo vulgaris-Juncetum subnodulosi*, *Anagallido tenella – Eleocharitetum quinqueflorae*. L’association *Thelypterido palustris – Phragmitetum australis* est également reconnue comme indicatrice d’une tourbière basse alcaline. Ces définitions serviront à identifier les espèces cibles de l’habitat 7230.

1.3.2 Dynamique successionnelle

L'évolution dynamique des marais tourbeux de Picardie passe par différents stades selon que la dynamique est primaire ou secondaire d'une part, et selon qu'elle débute à partir d'un substrat en place (paludification) ou par le comblement d'un milieu aquatique (atterrissement). Le premier est le stade pionnier, avec la colonisation du plan d'eau ou de la dépression d'eau stagnante par des herbiers d'hydrophytes flottants, et des berges par des *Carex* (laïches), *Menyanthes trifoliata* (trèfle d'eau) ou encore des bryophytes (*Campylium stellatum*, *Bryum pseudotriquetrum*,...) (Gaudillat *et al.*, 2002). Par la suite, la première forme de l'habitat 7230 se met en place : "**bas marais à petites herbes**", avec comme végétation relativement stable : *Hydrocotylo vulgaris* - *Juncetum subnodulosi* (Figure 3). Par dynamique progressive, cette forme "basse" peut, sur des sites humides et non gérés, prendre une deuxième forme de l'habitat 7230, dite de "**bas marais à hautes herbes**". Elle est alors sous la forme d'une roselière turficole dominée par *Phragmites australis* et *Thelypteris palustris* qui constituerait la forme initiale des bas marais à basses herbes en contexte de tourbière issue d'un atterrissement sur tremblant (Sarneel, 2010 ; Westhoff, 1972). Par la suite et sur les deux formes de l'habitat, les espèces pionnières disparaissent progressivement et le fond se comble de tourbe. Pour les communautés situées dans des zones où un drainage et une fertilisation ont été mis en place (milieu plus "prairial", UE 6410 « prairies paratourbeuses »), une absence d'entretien conduit à l'évolution vers une mégaphorbiaie hygrophile (UE 6430). Cette dynamique peut se poursuivre avec une progression des formations ligneuses constituées de divers saules (*Salix cinerea*, *S. atrocinerea*, *S. caprea*), *Frangula alnus* et plus lentement *Alnus glutinosa*. Des bryophytes relictuelles de bas-marais anciennement présentes peuvent se maintenir dans cet habitat boisé (*Fissidens adianthoides*, *Ctenidium molluscum*) révélant ainsi le potentiel de retour de végétations de tourbières alcalines après restauration (Messean, 2017). Ces dynamiques sont au cœur des hypothèses et des postulats faits dans les identifications d'actions de restauration et de la mise en place du suivi éco-hydrologique.



Figure 3: Tourbière basse alcaline, forme à basses herbes (Mareuil-Caubert, 80).

1.3.3 Une approche multidisciplinaire : l'éco-hydrologie

Pour de comprendre le fonctionnement d'une tourbière, il faut mettre relation les connaissances issues des sciences hydrologiques, hydrauliques, géomorphologiques et écologiques : l'approche éco-hydrologique résultante permet d'étudier la réponse du biote à des variations hydrologiques dans des systèmes palustres, ou des tourbières dans le cas présent (Dunbar et Acreman, 2001; Grootjans *et al.*, 1996). Cette discipline récente datant de 1995 a suscité de nombreuses définitions et reste actuellement peu explorée (Hannah *et al.*, 2004). Il est souligné dans de nombreux documents que le facteur principal déterminant la formation et la stabilité des tourbières alcalines sont des conditions hydrologiques adaptées, et des variations entraînent des modifications de l'assemblage des communautés animales et végétales (Wheeler *et al.*, 2004; Wierda *et al.*, 1997; Wołejko *et al.*, 2018). En effet, la composition et la richesse

spécifique des communautés sont principalement gouvernées par le pH de l'eau et par les gradients hydrologiques (Hájek *et al.*, 2020).

Le concept d'éco-hydrologie repris par Grootjans *et al.*, 1996 et Hoek et Berendse, 2005 (Figure 4) suit une structure hiérarchisée. Chaque compartiment, du matériau parent jusqu'à l'humus du sol, est associé à la composition chimique de l'eau et va avoir une influence sur les processus chimiques conditionnant la distribution des plantes. Il y a donc des relations étroites et complexes entre le flux et la qualité des différents apports d'eau souterraine, la fertilité du sol, la diversité végétale et la répartition des communautés. Ces

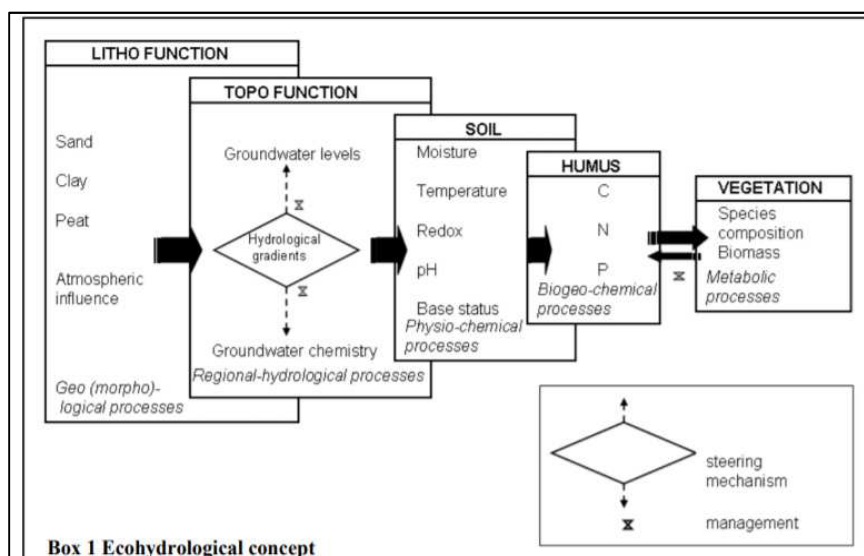


Figure 4: Concept de l'écohydrologie (Grootjans *et al.*, 1996).

relations éco-hydrologiques ne s'appliquent que si l'impact humain n'est pas trop important ; c'est pourquoi l'objectif de la restauration hydrologique est de revenir à ces conditions initiales, et donc retrouver les communautés végétales associées.

Dans le cas des tourbières basses alcalines, Whiteman *et al.*, en 2004 permettent une avancée dans la traduction des impacts hydrologiques en effets écologiques. Ce graphique indique les niveaux d'eau optimaux pour l'association *Schoenus nigricans* – *Juncus subnodulosus* (M13 dans la classification anglaise) dans la tourbière de Great Cressingham au Sud-Est du Royaume-Uni, illustrant ainsi le lien étroit entre hydrologie et préférences écologiques des espèces végétales (Figure 5).

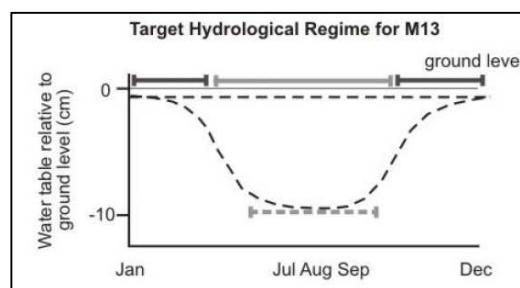


Figure 5: Régime hydrologique cible pour l'association *Schoenus nigricans* - *Juncus subnodulosus* (Whiteman *et al.*, 2004)

Le guide éco-hydrologique pour les communautés végétales de zones humides (Wheeler *et al.*, 2004) indique des valeurs plus larges pour cette même association, bien qu'elles soient indicatives pour l'Est de l'Angleterre et à adapter localement : ils varient de – 38,6 cm à 5 cm. Ces valeurs permettent ainsi d'avoir une idée des préférences écologiques des végétations de tourbières alcalines, et donc d'adapter les restaurations en fonction. L'association *Phragmites australis* – *Peucedanum palustre*, l'équivalent anglo-saxon de *Thelypterido palustris* – *Phragmitetum australis* (7230 « Hautes herbes »), supporte des variations de niveaux d'eau plus grandes (-78,40 à 3,80 cm). Une exondation trop longue durant la période estivale va diminuer les espèces spécifiques, de même qu'une inondation trop longue au printemps est défavorable aux espèces de roselière.

1.4 Problématique et objectifs de l'étude

1.4.1 Travaux prévus et impacts pré-identifiés (hypothèses de travail)

Les sites ciblés par le suivi sont tous dans un état avancé de colonisation par les végétations forestières et pré-forestières, ce qui, comme vu précédemment, reflète plusieurs dysfonctionnements et induit des conditions défavorables à l'habitat 7230. C'est pourquoi des actions de restauration d'habitats tourbeux sont mises en place, qui sont le déboisement, l'essouchage, ou le décapage, avec ou sans soutien des niveaux d'eau (1.2.2. Les actions de restauration). Elles auront des impacts sur le compartiment biotique de la végétation, et ceux abiotiques du sol et de l'hydrologie. Un travail d'identification de ces impacts a été réalisé en travail préparatoire et servent de postulats de base et est présenté en Annexe 2.

Les actions de restauration ont pour but, dans le cas de cette étude, de favoriser les espèces végétales spécifiques des tourbières basses alcalines, de par le rétablissement de leurs conditions écologiques optimales et en favorisant la compétition interspécifique (luminosité importante, engorgement de l'horizon de surface, peu de litière, présence de tourbe).

1.4.2 Questions et objectifs de l'étude

Dans ce contexte, les impacts pré-identifiés des actions de restauration servent de base à l'élaboration du protocole de suivi. Il va en découler le choix d'un plan expérimental à partir du programme de travaux du projet Anthropofens, qui va permettre un échantillonnage en fonction des habitats-cibles et des questions qui se posent en termes d'évaluation du succès des restaurations d'habitats. Au stade de mise en place du protocole, il est essentiel de vérifier que les secteurs choisis sont pertinents et en adéquation avec le plan expérimental. C'est dans cette vision que s'inscrit ce travail, dans un but d'évaluer la cohérence des secteurs sur un sous-ensemble de sites et de vérifier que les secteurs correspondent aux attentes d'un modèle de suivi de type Before-After-Control-Impact (BACI).

L'objectif est donc de valider ou d'ajuster le protocole éco-hydrologique selon les résultats obtenus lors de cette phase de test. En effet, évaluer l'avant/après restauration ne sera possible qu'en 2025, l'année 2020 servant d'état initial.

Pour que le protocole BACI soit robuste, **il est nécessaire que les sites « contrôle » et « traitement » soient les plus similaires possibles** ; en effet, les secteurs « C » sont des zones témoins sur lesquelles la restauration appliquée sur le secteur traité est absente, et donc où tous les autres paramètres sont identiques. S'ils ne le sont pas, il ne sera pas possible de conclure à une quelconque évaluation des travaux de restauration. Cette affirmation est le premier axe de ce stage, dont découle la question suivante :

Le plan d'échantillonnage du protocole BACI, plus précisément le choix des secteurs « contrôle », est-il pertinent pour évaluer l'impact des actions de restauration des habitats herbacés ?

Il est attendu que les secteurs « contrôle » et « traitement » soient, au début du protocole, les plus similaires possibles sur des aspects écologiques et abiotiques. L'étude se centrera sur la caractérisation des espèces végétales, avec une intégration des données pédologiques et hydrologiques, essentielles à la compréhension de la structure des communautés végétales.

La réalisation de ce protocole va amener à l'acquisition de connaissances plus fines des sites à restaurer, d'un point de vue abiotique et botanique ; il se pose alors la question du potentiel de restauration, c'est-à-dire la probabilité de réussite de la restauration des tourbières basses alcalines.

Les secteurs « traitement » ont-ils tous un potentiel de restauration avéré ? Si oui, sur la base de quel(s) paramètre(s) ?

Il est attendu que les secteurs « T » aient au moins une des conditions favorables au retour à des tourbières basses alcalines, sur les aspects botaniques, édaphique et hydrologique.

A la vue des axes d'études précédents, il est pertinent d'évaluer l'adéquation des actions de restauration au potentiel de restauration de chaque site :

Les actions de gestion sont-elles en adéquation avec les potentiels de restauration des secteurs « traitement » ?

Il est attendu que l'importance des actions de restauration (travaux « lourds » / travaux « légers ») soit corrélée avec le potentiel de restauration des secteurs. De même, il est attendu que les actions de soutien des niveaux d'eau soient prévues sur les secteurs ayant des déficits hydrologiques.

Les résultats de cette étude pourraient éventuellement amener à des ajustements des opérations de travaux ou des actions de restauration, de façon à améliorer la probabilité d'atteindre les objectifs du projet LIFE Anthropofens, tout en inspirant la conception de projets similaires.

1.4.3 Activités et résultats attendus

- Obtenir des connaissances plus fines des sites, d'un point de vue abiotique et botanique ;
- Participer à la conception du protocole du suivi éco-hydrologique et l'appliquer ;
- Valider ou ajuster le protocole et plan d'échantillonnage BACI ;
- Rédiger une méthodologie claire de façon à la reproduire post-restauration (2025) ;
- Valider le potentiel de restauration des sites, et les actions de restauration programmées.

2 Matériel et méthodes

Le protocole éco-hydrologique suivant est confectionné de façon à comprendre les processus issus de l'effet des actions de restauration de déboisement, associées ou non à du décapage, dans le cadre du projet LIFE.

2.1 Protocole expérimental

Il est choisi d'appliquer un plan expérimental de type "BACI", pour « Before - After - Control- Impact » en anglais. Il consiste à faire une mesure avant et après intervention, sur le secteur « traitement », mais aussi sur un secteur « contrôle ». C'est l'un des protocoles qui ressort les plus complets et robustes (Christie *et al.*, 2019). Il permet d'avoir une comparaison spatiale et temporelle, ce qui est essentiel car les interactions écologiques nécessaires au développement de l'habitat cible peut prendre des années à se mettre en place, et dépend de facteurs environnementaux opérant à des échelles bien au-delà des frontières et de la durée du projet (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine *et al.*, 2017).

Chaque polygone de travaux est un secteur, défini comme « une zone où la restauration est uniforme, c'est-à-dire qu'elle a été effectuée au même moment, avec le même matériel, selon la même méthode et sur un site homogène (en matière de drainage, topographie, de composition de la tourbe,...) » (Groupe de recherche en écologie des tourbières, 2016).

Chaque secteur « traitement » est concerné par des actions de restauration regroupées selon les modalités suivantes (Tableau 2) :

Tableau 2: Modalités de gestions suivies, des contrôles associés et abréviations.

Soutien des niveaux d'eau	Abréviation	Traitement	Abréviation	Nombre de placette
Non	T	déboisement	deb	18
		décapage	dec	18
	C	contrôle	C	18
Oui	T_hydro	déboisement	deb_hydro	12
		décapage	dec_hydro	24
	C_hydro	contrôle	C_hydro	18

Les secteurs "contrôle" sont des zones « témoins » sur lesquelles la restauration appliquée sur le secteur traité est absente, et donc où l'on assume que tous les autres paramètres sont identiques. Cela permet d'isoler l'effet des travaux de réouverture des milieux. (Sordello *et al.*, 2019). Les secteurs contrôles « C » doivent donc être des zones de non gestion durant au moins 5 ans, ou aucune action de réouverture ne doit être faite. Ils serviront de contrôle pour tous les traitements évalués. Comme la **gestion hydraulique** est intégrée dans le plan d'échantillonnage (« hydro »), il est essentiel de faire également des contrôles sur des zones qui seront impactées par le soutien des niveaux d'eau : les secteurs « C_hydro ». Si cela n'est pas fait, il ne sera pas possible d'attribuer la réussite des travaux à la réouverture du milieu ou à la rehausse des niveaux d'eau. Ces contrôles serviront uniquement à l'évaluation des travaux « hydro ».

2.2 Plan d'échantillonnage

Tableau 3: Sites choisis pour le plan d'échantillonnage du protocole.

L'échantillonnage des sites suit une méthode dirigée (Sordello *et al.*, 2019) : 11 sites sont retenus pour des raisons des habitats actuels (boisements), des habitats cibles (centrés sur du 7230) et dans un souci d'avoir les deux types de travaux de restauration d'habitats tourbeux (Tableau 3: Sites choisis pour le plan d'échantillonnage du protocole.). Ils sont localisés dans la Figure 2 de la partie contexte. Cela permet de multiplier les sites pour limiter l'influence des facteurs confondants.

Traitement	Soutien des niveaux d'eau	Pas de soutien des niveaux d'eau
Déboisement	Belloy	Long
	Vred Est	Sacy
	Tirancourt	Marchiennes
Déboisement/décapage	Blangy Tronville	Mareuil Caubert – Les Quarante
	Morcourt	Hailles
	Vred Ouest	-
	Moreuil	
Contrôle	Belloy	Long
	Blangy Tronville	Sacy
	Vred	Marchiennes

Chaque secteur est échantillonné une fois sur la période de juin à juillet 2020. Au sein de chaque secteur, deux transects de 16 m sont associés chacun à 3 placettes, soit un total de 6 placettes par secteur. Pour les placer, un point est fixé aléatoirement à l'aide la fonction « Points aléatoires à l'intérieur des polygones » de Qgis version 3.6.2 (points rouges, Figure 6) et tiré dans l'une des directions selon les faisabilités du terrain. Les transects sont géoréférencés par GPS.

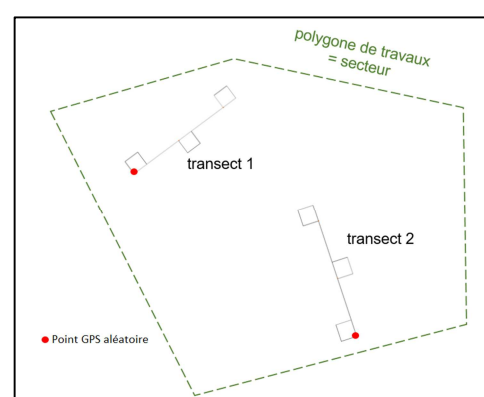


Figure 6: Schéma du plan d'échantillonnage du protocole sur un secteur de travaux.

La méthode de suivi scientifique par quadrats est préconisée lorsque l'on souhaite appréhender, en plus des variations de la composition floristique, les mécanismes spatiaux de la dynamique à des échelles fines. Cette pratique a été appliqué dans le cadre du LIFE « Tourbières Jura » sur la tourbière des Douillons en 2018 dans le cadre d'un suivi de la végétation vasculaire et des bryophytes après des travaux de restauration hydrologique (Hugonnot et Pépin, 2018). La taille des placettes est fixée à 2*2m, s'inspirant de nombreux suivis d'évaluation de restauration (Hugonnot et Pépin, 2018; Kotowski *et al.*, 1998; McBride *et al.*, 2011). Uniquement pour le recensement des bryophytes, une placette de 1*1m subdivisée 16 sous-placettes de 0.25*0.25m est utilisée (Annexe 3).

2.3 Paramètres mesurés

Les paramètres mesurés sont choisis de façon à évaluer l'impact des travaux de restauration sur chacune des certaines des grandes composantes du système écologique des tourbières alcalines : végétation, sol, et hydrologie (Bouzillé, 2007). Les études ou suivis qui associent des données botaniques à des paramètres environnementaux *in situ* comme le pH du sol ou sa composition, restent très rares (Hájek *et al.*, 2020). Ils sont présentés dans le Tableau 4 ci-dessous :

Tableau 4: Paramètres relevés sur le terrain.

Compartiment	Paramètre	Modalité/ Unité	Détail/Méthode
Sol	Substrat à nu	% de recouvrement	
	Recouvrement de litière graminéoïde	% de recouvrement	Litière graminéoïde (<i>Poaceae</i> et <i>Cyperaceae</i>)
	Recouvrement de litière forestière	% de recouvrement	Litière forestière (feuilles, brindilles, bois)
	Type d'horizon pédologique	A, An, Ha, Hf, Hm, Hs, G	Description du profil pédologique sur 100 cm + aide avec Von Post (Baize et Girard, 2009; Michelot, 2005) + photos
	Epaisseur de l'horizon pédologique	cm	
	Type de dépôt sédimentaire	Detritus gyttja, Algal gyttja, Clay gyttja	Caractérisation des gyttjas selon Schulz <i>et al.</i> , 2019
	Epaisseur de l'horizon sédimentaire	cm	
	pH	Unité pH	pH-mètre SoilStick 2105, FieldScout
Eau	Profondeur de la nappe	cm	Piézomètre en PVC de Ø50 mm (Forum des Marais Atlantiques, 2014), 100 cm pour capter le niveau de saturation permanent (Laplace-Dolonde, 1994) Sonde piézométrique lumineuse KL 010, Kabellichtlot. 1 mesure/mois juillet à novembre et en février/ mars (McBride <i>et al.</i> , 2011)
Flore vasculaire	% recouvrement strate herbacée	% total de recouvrement	
	Composition de la strate herbacée	Nom espèce	liste exhaustive de toutes les espèces présentes + Coefficient de Braun-Blanquet (+, 1, 2, 3, 4, 5)
	Taille moyenne de la strate herbacée	cm	Pose d'une plaque de PP alvéolé à chaque coin et au centre de la placette (Bonis, 2008)
	% de recouvrement strate arborée	% total de recouvrement	
	Composition de la strate arborée	Nom espèce	liste exhaustive de toutes les espèces présentes + Coefficient de Braun-Blanquet (+, 1, 2, 3, 4, 5)
Végétation bryophytique	% de recouvrement bryophytes	% de recouvrement	Toutes espèces confondues
	Présence d'espèces spécifiques	Espèces tourbières alcalines : <i>Campylium</i> sp., <i>Bryum pseudotriquetrum</i> , <i>Fissidens adianthoides</i> , <i>Calliergonella cuspidata</i> . Espèces forestières : <i>Kindbergia praelonga</i> , <i>Rhizomnium punctatum</i> , <i>Plagionium undulatum</i> , <i>Climacium dendroides</i> .	Présence/ absence sur 16 quadras de 625 cm ² au centre de la placette (Hauguel <i>et al.</i> , 2020; Messean, 2017) Le nombre de sous-placettes occupées par une espèce est utilisé comme sa fréquence (Hájková <i>et al.</i> , 2009).

Un protocole détaillé « étape par étape » est disponible en Annexe 3, ainsi que le matériel nécessaire au suivi et la feuille d'inventaire (Annexe 4).

2.4 Analyse des résultats

2.4.1 Transformation des données brutes

Une fois les données récoltées, l'ensemble des relevés sont saisis sur la base de données du CEN Hauts-de-France. Les coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet sont convertis en pourcentage moyen de recouvrement, selon les recouvrements moyens donnés par Gillet *et al.*, dans le *Guide d'utilisation de Phytobase 8* (2010). Ensuite, de façon à homogénéiser les relevés entre eux et à les rendre comparables, l'ensemble de ces pourcentages de recouvrement sont transformés en recouvrements relatifs grâce à une pondération des pourcentages de recouvrement par le recouvrement total herbacé par relevé (Mauchamp, 2014). Les fréquences des bryophytes sont transformées en pourcentage d'abondance. Les épaisseurs d'horizons de même type sont additionnées de façon à obtenir une épaisseur cumulée par horizon sur 100 cm.

2.4.2 Méthodes d'analyses des données

L'ensemble des analyses statistiques est effectué à l'aide du logiciel R i386 4.0.2, et les packages FactoMineR, vegan, ade4, car, betapart, JLutils, ainsi que Microsoft Excel 2010. L'analyse des données se décompose en plusieurs étapes, visant à répondre aux questions posées (cf. « Problématiques et objectifs de l'étude »).

2.4.2.1 Robustesse du plan BACI

Le plan d'échantillonnage du protocole BACI, plus précisément le choix des secteurs « contrôle », est-il pertinent pour évaluer l'impact des actions de restauration des habitats herbacés ?

Il est supposé que les secteurs « contrôles » soient le plus similaires possible aux secteurs « traitement » d'un point de vue :

1) Des conditions environnementales

Dans une démarche de statistiques exploratoires, une Analyse en Composantes Principales (ACP) normée est réalisée sur les données édaphiques. Cependant, l'unique donnée de niveau de nappe n'est pas représentative de l'hydrologie annuelle des sites, surtout cette année qui est très sèche. C'est pourquoi une mesure indirecte de l'hydrologie à travers la flore est utilisée pour avoir des données abiotiques : l'Ecological Indicator Values (EIV) (Hájek *et al.*, 2020). Basé sur la dernière édition de l'indicateur d'Ellenberg (Ellenberg et Leuschner, 2010), cet indicateur donne la tolérance à l'humidité de près de 2555 mousses et plantes vasculaires des zones humides européennes et des prairies associées. L'EIV de chaque espèce est donc attribué aux espèces recensées par la méthode de la Moyenne Pondérée sur la Communauté (MPC). La MPC correspond à une valeur moyenne pour chaque trait étudié à l'échelle de la communauté (Bumb, 2012). Cet indice est calculé à partir des valeurs de traits de chaque espèce, pondérées par leur abondance relative au sein de la placette, ce qui permet de synthétiser les valeurs de traits entre espèces d'un secteur.

$$MPC_i = \sum_{i=1}^s p_i \times trait_i$$

Où s est le nombre d'espèces de la placette, p_i est l'abondance relative de l'espèce i et $trait_i$ est la valeur du trait de l'espèce i .

Un graphique des individus avec des ellipses de confiance permet de visualiser les groupes éventuels et identifier de possibles dissimilarités entre les grands groupes de secteurs traitement (T), traitement hydro (T_hydro), contrôle (C), et contrôle hydro (C_hydro) (Tableau 2). Afin de vérifier les observations précédentes, les variables les plus représentatives sont sélectionnées et traitées avec des tests de différences. La normalité des données est vérifiée avec les tests de Shapiro et de Bartlett, et une ANOVA sera appliquée. Le cas contraire, le test de Kruskal-Wallis sera utilisé. Cette démarche sera la même pour la suite des analyses.

2) De la composition des communautés floristiques

L'indice de Jaccard est utilisé pour cette partie, car il permet de comparer la similarité et la diversité floristique entre des échantillons. Il consiste à diviser le nombre de relevés similaires par le nombre de relevés distincts dans les secteurs, à partir d'un tableau d'absence/présence des espèces. Il est reconnu pour ne pas prendre en compte les doubles zéros. Dans R, l'indice qui est calculé avec la fonction *vegdist()* est une distance D_j , complémentaire à l'indice de similarité de Jaccard.

$$d_J(A, B) = 1 - J(A, B) = \frac{|A \cup B| - |A \cap B|}{|A \cup B|}$$

Afin d'identifier de potentiels groupes, une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est appliquée : elle regroupe les relevés les plus proches sous forme d'un dendrogramme, dont la longueur des branches représente leur pourcentage de similarité. Après une analyse de l'inertie des branches, la partition optimale est identifiée (fonction *best.cutree*) et des clusters sont appliqués au dendrogramme de façon à identifier les groupes potentiels. Ensuite, il est vérifié qu'il y a un secteur « C » et « C_hydro » dans chaque groupe.

En complément de cet indice et , une ACP est faite sur les données de recouvrement relatif des espèces vasculaires après une transformation de Hellinger, ce qui permet de ne pas tenir compte des doubles zéros (Buttler et Gillet, 2008). Comme elle n'est qu'illustrative pour la suite des analyses, la démarche et les sorties graphiques sont présentées en Annexe 8.

2.4.2.2 Potentiels de restauration par secteur « traitement »

a. Les espèces végétales actuellement en place permettent-elles la régénération des communautés cibles ?

Il est supposé que tous les secteurs « traitement » abritent au moins une espèce cible des tourbières basses alcalines (H0). Pour définir les espèces cibles, les données des espèces typiques des cahiers d'habitats Natura 2000 (Gaudillat *et al.*, 2002) ont été ajoutées à celles du Guide de Végétation des Zones Humides du CBN de Bailleul (François *et al.*, 2012). La liste des espèces cibles est disponible en Annexe 5. Parmi les espèces totales d'un relevé, la proportion d'espèces cibles présentes est calculée.

b. Les conditions pédologiques sont-elles favorables au retour des habitats cibles turficoles ?

Les tourbières sont définies par la présence de tourbe, un dépôt ne se formant qu'en cas de bilan hydrique et de matières organiques positifs. De plus, les espèces végétales sont dépendantes des conditions du sol pour se développer. C'est pourquoi il est important de s'intéresser à la profondeur d'apparition du premier horizon histique sur les secteurs « traitement ». En effet, la présence de tourbe en surface indique une saturation maximale du sol en eau et sera favorable au retour des espèces cibles des tourbières basses alcalines. Il est supposé qu'un horizon histique est présent à moins de 50 cm de la surface. Afin de valider cette hypothèse, une répartition des apparitions de l'horizon histique le plus proche est représentée sous forme de boxplots.

c. Les conditions hydrologiques sont-elles favorables au retour d'un bon fonctionnement des habitats cibles hygrophiles ?

Les MPC de l'EIV sont préférées à l'unique profondeur de nappe qui n'est pas représentative des conditions hydrologiques annuelles. Il est supposé que les valeurs de MPC de l'EIV soient supérieures ou égales 8, qui est la valeur indicatrice intermédiaire entre un sol humide et un sol gorgé d'eau dans le référentiel Ellenberg (Hill *et al.*, 1999).

2.4.2.3 Adéquation des actions de restauration avec les potentiels

Les actions de restauration ont été mises en place en fonction des potentiels de restauration de chaque secteur et des objectifs du projet LIFE. Afin de vérifier l'adéquation de ces actions de gestion, Afin de vérifier l'adéquation entre les actions de gestion et le potentiel de restauration de chaque secteur, les 3 variables identifiées précédemment (la proportion d'espèces cibles pour la végétation, la profondeur d'apparition du premier horizon histique pour la pédologie et la MPC pour l'hydrologie) sont reprises et traitées avec des tests de différences de moyennes afin de savoir s'il existe bien des différences selon les traitements appliqués, soit : **dec, deb, dec_hydro, deb_hydro** (Tableau 2). La normalité des données est vérifiée et les tests appropriés appliqués.

La première hypothèse est que la proportion d'espèces cibles est plus faible sur les secteurs où les actions de restauration sont les plus légères (déboisement simple). L'hypothèse nulle est qu'il n'existe pas de différence entre les proportions d'espèces cibles.

La seconde hypothèse est que la profondeur d'apparition du premier horizon tourbeux est plus faible sur les sites qui ne seront pas décapés (déboisement simple). L'hypothèse nulle est qu'il n'existe pas de différence entre les profondeurs d'apparition du premier horizon histique entre zone décapée et zone déboisée.

La troisième hypothèse est que les secteurs avec des actions de soutien des niveaux d'eau sont ceux où les rabattements de nappe sont les plus importants avec des MPC de l'EIV plus faibles que ceux où il n'y a pas d'action de soutien de niveaux d'eau. L'hypothèse nulle est qu'il n'existe pas de différence entre les MPC.

3 Résultats

La phase de terrain s'est déroulée du 9 juin 2020 au 22 juillet 2020. Au total, 108 placettes ont été relevées, pour un total de 18 polygones (6 « décapage », 6 « déboisement » et 6 « contrôle »). Compte tenu des contraintes liées à la crise sanitaire Covid-19, la pose des piézomètres n'a pas pu être faite en même temps que les relevés de végétation et de sol, mais du 17 au 23 juillet 2020, avec le relevé des profondeurs de nappe le 4 août. La liste des 114 espèces floristiques relevées est disponible en Annexe 6. Chaque placette et transect sont géoréférencés dans un SIG (Qgis version 2.14.1). De façon à illustrer l'échantillonnage mis en place pour ce suivi, une cartographie du site de Blangy-Tronville est disponible en Annexe 7.

3.1 Robustesse du plan BACI

3.1.1 Analyses sur les variables environnementales

Les résultats de l'ACP sur les conditions environnementales sont présentés en Figure 8. Les pourcentages d'inertie associés aux premiers axes sont respectivement de 21.62% et 14.36%. Sur le plan factoriel, les variables de la profondeur de l'horizon H (coefficient de corrélation de 0,8), l'épaisseur d'horizon A, le recouvrement de la litière forestière, la profondeur de la nappe, (partie positive) et la MPC de l'EIV (partie négative) contribuent le plus à l'axe 1. Pour l'axe 2, ce sont les variables d'épaisseur cumulée des horizons réductiques (Gr), histiques totaux (h_tot), et le pH à 100 cm.

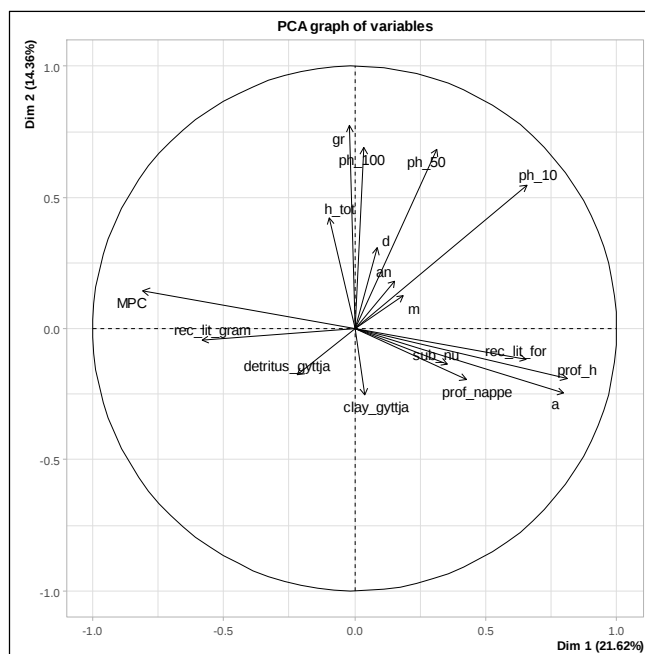


Figure 8: Graphique des variables de l'ACP sur les données abiotiques.

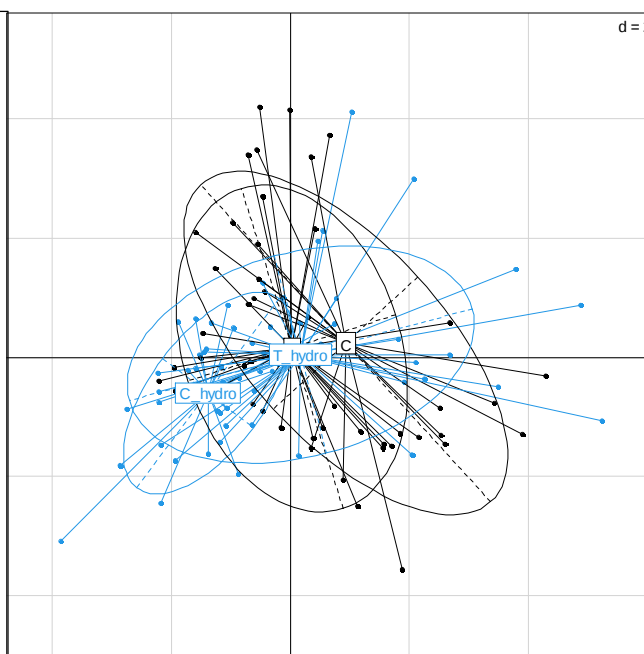


Figure 7: Graphique des individus de l'ACP sur les données abiotiques avec une représentation par secteur (en haut) et par modalité de gestion (en bas).

La profondeur de l'horizon histique et la MPC sont corrélées négativement et sont les plus explicatives de l'axe 1 : elles sont donc sélectionnées pour la suite des analyses.

En appliquant une représentation selon les modalités du plan BACI (T, T_hydro, C et C_hydro) sur le graphique des individus, aucun traitement ne se distingue des autres (Figure 7).

Pour vérifier cette observation, des comparaisons sont faites sur les variables les plus explicatives. La première est la MPC de l'EIV pour l'humidité (Figure 9). Après un test de Kruskal-Wallis, des différences significatives sont trouvées (pvalue =0,0095) entre C_hydro/C (pvalue=0,032) et T_hydro/C_hydro (pvalue posthoc Nemenyi=0,027).

Pour la profondeur de l'horizon histique, il n'y a pas de différence significative (pvalue Kruskal-Wallis =0,07 - représentation graphique en Annexe 9).

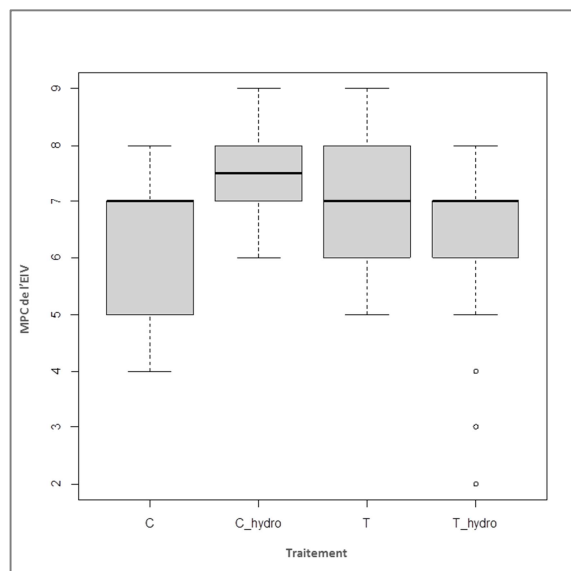


Figure 9: MPC de l'EIV pour l'humidité selon les modalités des traitements et des contrôles

3.1.2 Analyses sur les relevés botaniques

L'indice de Jaccard est calculé et représenté sous la forme d'un dendrogramme après une CAH (Figure 10). La partition optimale (*best.clustree*) indique 3 groupes distincts (en rouge). Les secteurs « C » sont représentés en vert et « C_hydro » en bleu.

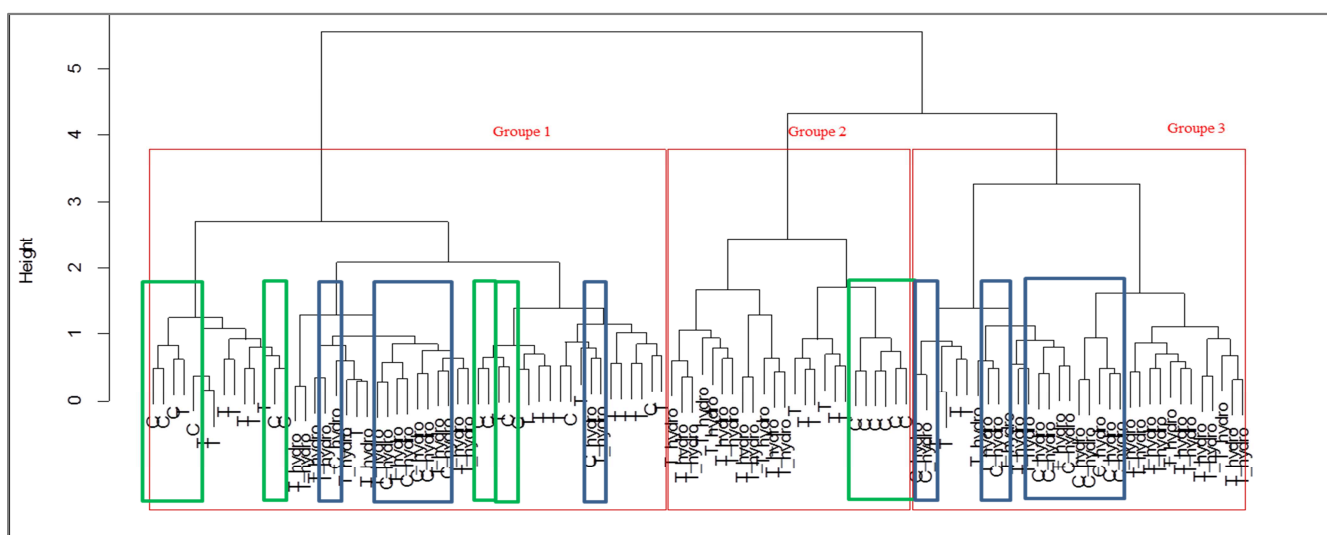


Figure 10: Dendrogramme de dissimilarité floristique sur l'ensemble des relevés (en rouge: groupes significativement différents; en vert: les contrôles "C"; en bleu: les contrôles "C_hydro")

Le premier groupe respecte bien les conditions et regroupe au moins un secteur « C » et un « C_hydro ». Cependant, le groupe 2 n'a pas de secteur « C_hydro » et le groupe 3 n'a pas de secteur « C ». Avec une représentation par site (Annexe 10), il est identifié que ce sont les sites de Morcourt, Moreuil et Long (groupe 2) qui n'ont pas de « C_hydro » associé, et le groupe 3 avec Blangy, Belloy, Tirancourt, Mareuil qui n'ont pas de « C ».

En complément de l'analyse de dissimilarité sur la composition floristique, les résultats obtenus sur les recouvrements relatifs des espèces les plus fréquentes (Annexe 8) montrent que les différences entre les placettes sont liées principalement à un gradient qui oppose les plantes des sols à engorgement temporaire (*Rubus caesius*, *Filipendula ulmaria*, *Equisetum palustre*, ou encore *Glechoma hederacea*) aux plantes adaptées à un engorgement permanent (*Hydrocotyle vulgaris*, *Equisetum fluviatile*, *Mentha aquatica*, ou *Ranunculus lingua*).

3.2 Potentiels de restauration par secteur « traitement »

3.2.1 Espèces cibles de l'habitat 7230

Les proportions d'espèces cibles de l'habitat 7230 (basses herbes et hautes herbes), pour la modalité « soutien des niveaux d'eau » sont représentées dans la Figure 11 ci-dessous :

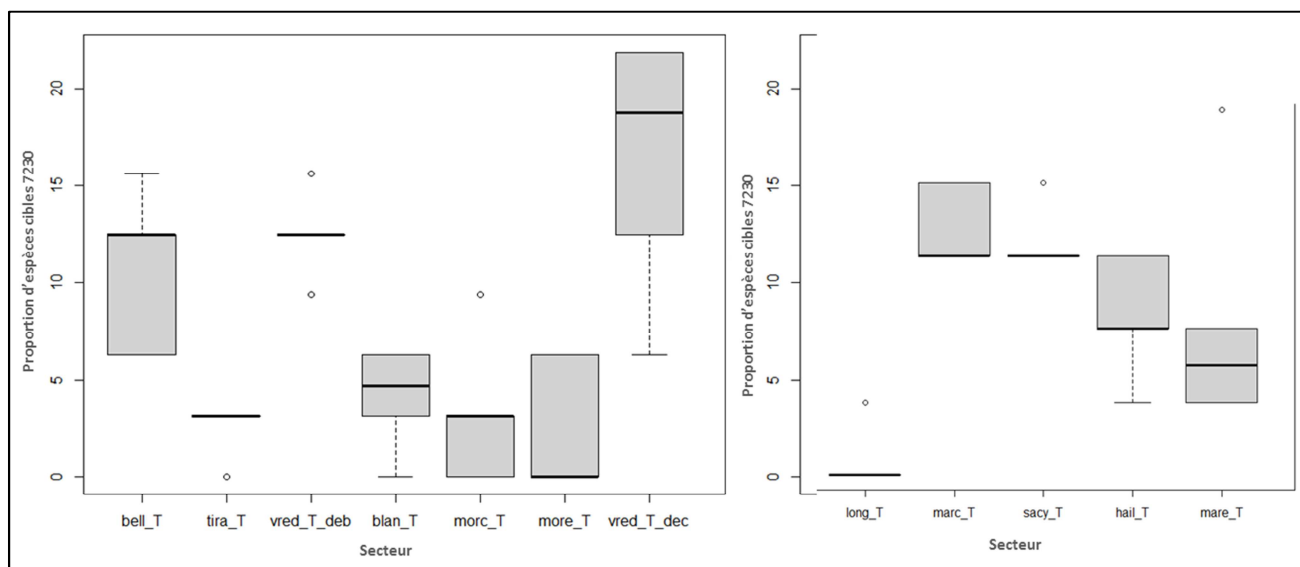


Figure 11: Proportion d'espèces cibles « 7230 » selon les sites et les traitements (à gauche avec soutien des niveaux d'eau ; à droite sans soutien des niveaux d'eau).

Les proportions sont comprises entre 0 et 21% au maximum. Le site de Vred, tous traitements confondus, présente les proportions d'espèces cibles les plus importantes, entre 12 et 21%, suivi de Belloy avec 14%. Les sites de Marchiennes et Sacy se distinguent avec une moyenne de 11% d'espèces cibles, pouvant aller jusqu'à 13% pour Marchiennes. Moreuil et Morcourt ont respectivement une moyenne de 2% et 3%. Le site de Long n'abrite aucune espèce cible des tourbières basses alcalines.

3.2.2 Profondeur du premier horizon histique

Les profondeurs des premiers horizons histiques varient entre 0 cm (à la surface) et 44 cm (Figure 12).

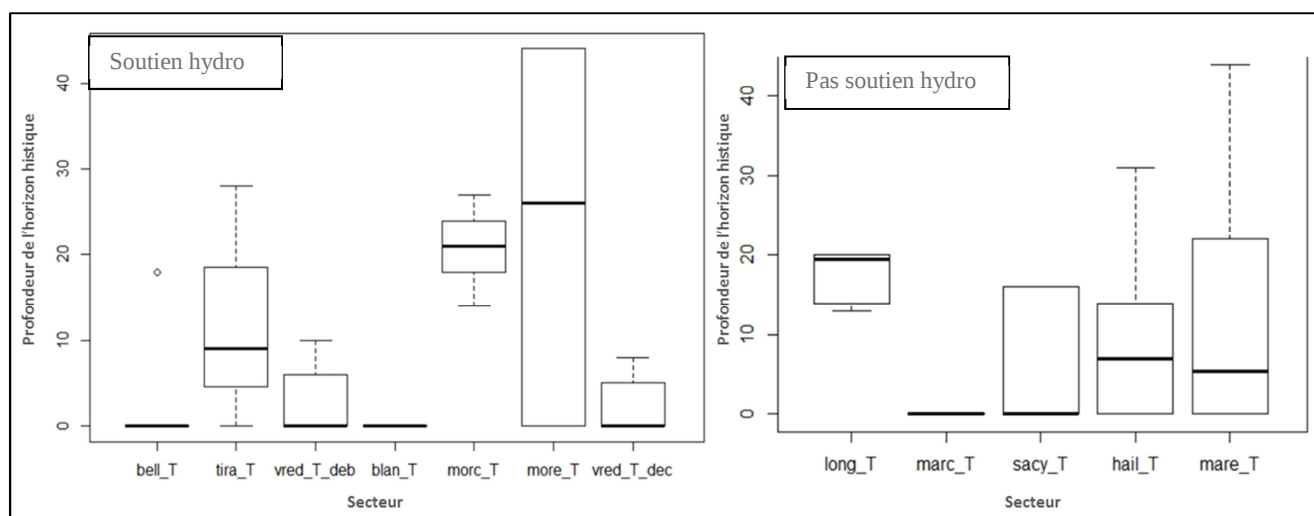


Figure 12: Profondeur de l'horizon histique le plus proche sur 100 cm de profil pédologique selon les sites et les traitements (à gauche avec soutien des niveaux d'eau ; à droite sans soutien des niveaux d'eau).

Les sites de Belloy, Blangy et Vred et Marchiennes présentent de la tourbe en surface, tandis qu'à Tirancourt, Sacy, Hailles et Mareuil elle se situe entre 0 et 20 cm. Moreuil se distingue avec une grande variabilité, avec des profondeurs variant entre 0 et 44 cm. Enfin, la tourbe à Morcourt et à Long apparaît autour de 20 cm.

3.2.3 Conditions hydrologiques

Les MPC de l'EIV sont représentés ci-dessous (Figure 13). Les profondeurs de nappe sont présentées en Annexe 11.

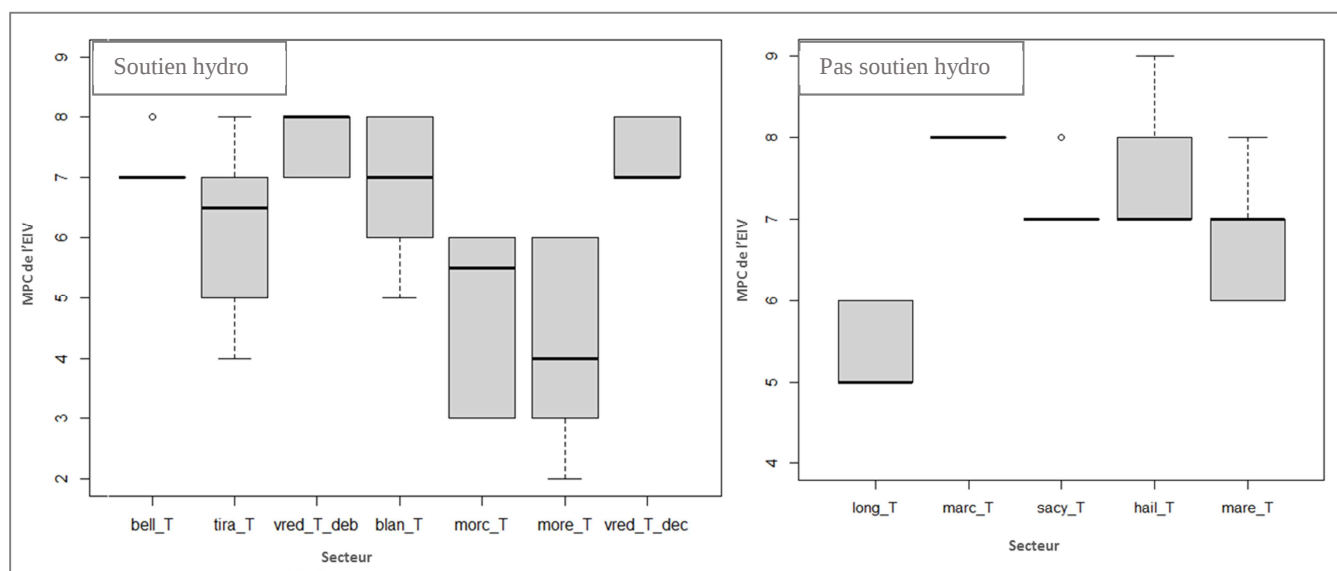


Figure 13 : MPC de l'EIV selon les sites et les traitements (à gauche avec soutien des niveaux d'eau ; à droite sans soutien des niveaux d'eau).

Les MPC de Marchiennes et Vred_dec sont les plus importantes (8), suivies par Belloy, Blangy, Vred_dec, Sacy Hailles et Mareuil qui varient peu autour de 7. Le site de Long présente 50% de ses MPC à 5, avec un maximum à 6. Moreuil présente une grande variabilité au sein de son secteur, avec les valeurs les plus faibles allant de 3 à 6, comme à Morcourt bien que sa médiane soit plus élevée.

3.3 Adéquation des actions de restauration

Afin de vérifier l'adéquation des actions de restauration prévues et valider les hypothèses de travail (cf. partie 2.4.2.3), les indicateurs étudiés précédemment sont représentés en fonction des 4 modalités de travaux.

Pour l'indicateur « proportion d'espèces cibles », la distribution normale n'est pas respectée : un test de Kruskal-Wallis est appliqué et il n'indique pas de différence significative entre les 4 modalités de traitement (pvalue=0.3) (Figure 14).

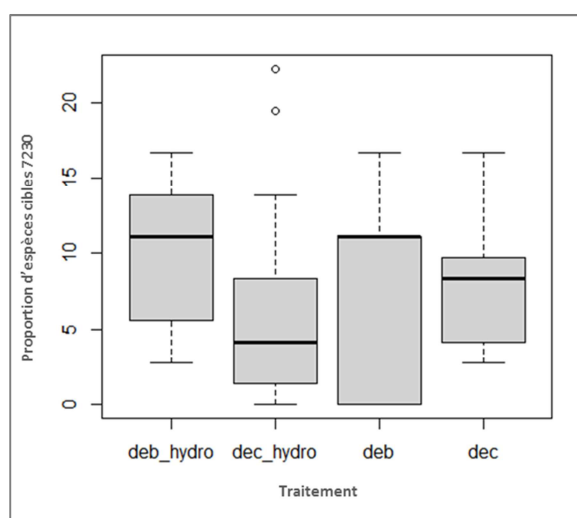


Figure 14: Proportion d'espèces cibles selon les traitements de restauration

Pour l'indicateur « profondeur de l'horizon histique », les données ne suivent pas de loi normale : un test de Kruskal-Wallis est appliqué et il n'indique pas de différence significative entre les 4 modalités de traitement (pvalue=0,1) (Figure 15).

Pour les MPC de l'EIV selon le critère hydrologique, les données ne suivent pas non plus de loi normale. Le test de Kruskal-Wallis n'indique pas de différence significative entre les MPC selon les 4 modalités de travaux (pvalue=0,06) (Fig.16).

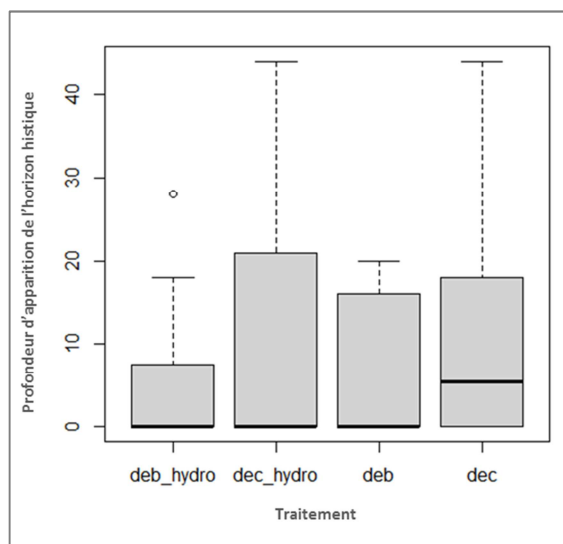


Figure 15: Profondeur d'apparition du premier horizon histique selon les traitements de restauration.

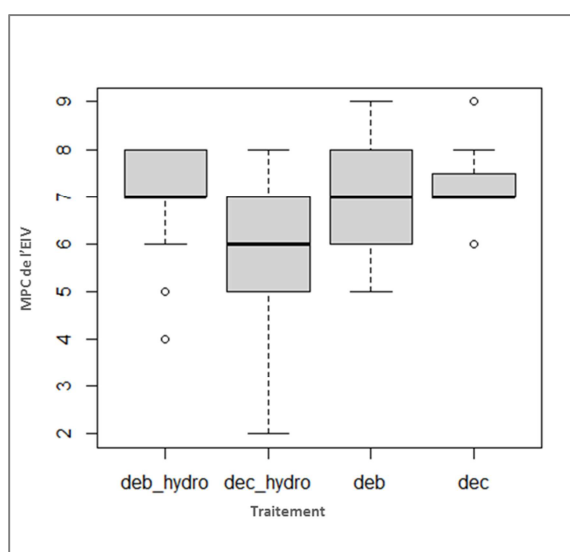


Figure 16: MPC de l'EIV (critère hydrologique) selon les traitements de restauration.

4 Discussion

4.1 Robustesse du plan d'échantillonnage BACI

L'ACP sur les variables environnementales ne montre pas de différences marquées entre les groupes « contrôle » et « traitement » du plan BACI (Figure 7). Cela s'explique par le fait qu'il existe une forte hétérogénéité sur les conditions édaphiques entre les sites d'un même traitement. En effet, les contextes locaux sont spécifiques à chaque site, additionné de la large répartition géographique du projet. Cette affirmation est issue des observations de terrain, et va être confirmée lors de la seconde partie des analyses.

Malgré les faibles différences de l'ACP, l'étude spécifique de la MPC (Figure 9) indique de la variabilité liée à l'hydrologie. Les tests de comparaison de moyenne indiquent des différences significatives entre le groupe « C_hydro » et « C » et entre « C_hydro » et « T_hydro ». En analysant la représentation graphique de la MPC (Figure 9), il est mis en évidence que le groupe « C_hydro » ne présente pas une grande variabilité dans ses valeurs (Q1=7 ; Q3=8). Il faudrait donc **au moins un autre secteur « C_hydro »** avec une MPC d'au maximum 6 afin d'avoir une gamme de milieux plus hétérogènes sur le plan hydrologique.

L'analyse de la dissimilarité floristique présente 3 groupes différents (Figure 10). Les groupes 2 et 3 ne présentent pas les deux types de contrôle (« C » et « C_hydro »). Pour avoir un échantillonnage adapté au plan BACI, il faudrait réaliser au moins un **contrôle « C_hydro » sur le site de Moreuil ou de Morcourt**, de façon à avoir une composition floristique identique au sein du groupe 2. Toutefois, suite à la phase de terrain, il a été mis en évidence que le transect 2 de Moreuil était dans une zone très sèche faite de remblais : il n'est pas assuré que les travaux se fassent sur cette partie du site et une nouvelle zone devrait être redéfinie. Il peut donc être suggéré de faire le contrôle sur le site de Morcourt, où la zone de travaux est fixe. De plus, Morcourt présente une MPC de 5, permettant de couvrir le défaut mis en évidence dans le paragraphe ci-dessus. De la même façon, il faudrait faire un **contrôle « C » sur le site de Mareuil-Caubert** car c'est le seul dans le groupe 3 à ne pas avoir de soutien des niveaux d'eau. Si ce n'est pas rectifié, dans la future analyse BACI dans 5 ans, il ne sera pas possible de comparer une évolution des variables si au départ les deux secteurs « traitement » et « contrôle » ne sont pas semblables ; il ne sera alors pas possible d'attribuer les changements au succès (ou à l'échec) des actions de restauration.

Dans les deux cas, il est difficile de trouver de nouveaux contrôles sur des zones qui restent en non gestion durant 6 ans, et sur lesquelles le CEN a les autorisations d'accès. Une solution serait de trouver des secteurs hors périmètre d'action du LIFE au sein des sites Natura 2000.

4.2 Réflexion sur les potentiels de restauration

4.2.1 Réflexions générales

Tous les sites ont un horizon histique à moins de 50 cm de la surface, validant l'hypothèse associée (cf. partie 2.4.2.2) et les potentiels de restauration sur cet indicateur. D'un point de vue éco-hydrologique, cela signifie que le sol des sites permet une rétention de l'eau dans la tourbe. Il faudrait cependant s'intéresser plus précisément aux types d'horizons histiques (fibrique, mésique et saprique) pour permettre une analyse plus fine de la dynamique de la tourbe sur les sites (formation, dégradation, minéralisation,...).

Concernant le paramètre hydrologique, les MPC de l'EIV sont très variables selon les sites, allant de 2 (sol sec pendant un certain temps) à 9 (sols saturés en eau et anoxiques) (Hill *et al.*, 1999). Cela s'explique par une grande hétérogénéité au sein des polygones de travaux, ce qui ne permet pas de valider l'hypothèse que tous les sites aient une MPC d'au moins 8.

La question du faible nombre d'espèces indicatrices de l'habitat 7230 présentes sur les sites (7 sur 36) amène à la question du pool d'espèces cibles présentes sur la vallée de la Somme. En effet, la liste utilisée (Annexe 5) inclut les espèces pour l'ensemble de l'Europe. Le Guide de détermination de la végétation du Nord-Ouest de la France (Catteau, 2020) met en évidence que les relevés de l'association *Hydrocotylo vulgaris* - *Schoenenion nigricantis* en Hauts-de-France sont déjà appauvris de nombreuses espèces cibles du 7230 (*Eleocharis quinqueflora*, *Triglochin palustris*, *Schoenus nigricantis*, ...). De la même façon, selon 21 relevés de 2013 de la vallée de la Somme (données internes), cette même association sur des tourbières basses alcalines en bon état de conservation a seulement 14 des 34 espèces de la liste des Cahiers d'habitats. Actuellement sur les sites à restaurer, il y a donc déjà la moitié de ces espèces, ce qui laisse espérer qu'à moyen terme, les 7 autres espèces puissent les coloniser et s'y implanter.

Pour avoir une vision à court terme, il est nécessaire de réfléchir à une échelle plus fine. Le nombre moyen d'espèces cibles par relevé des tourbières en bon état en vallée de la Somme est 4,47, comparé à 2,76 pour les secteurs à restaurer, avec certains aucune espèce cible. Le potentiel de restauration est donc faible à court terme, il faudra surveiller les premières espèces qui recolonisent pour identifier la dynamique et appliquer une éventuelle gestion derrière.

Il faut également s'intéresser aux espèces retrouvées: *Phragmites australis*, *Thelypteris palustris*, *Thysselinum palustre*, *Juncus subnodulosus*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Lathyrus palustris*, *Lysimachia vulgaris* et *Calamagrostis canescens*. Ce sont essentiellement des espèces de la forme haute, indiquant un milieu plus évolué dans la dynamique successionale et souvent plus eutrophe (partie Contexte 1.3.2). Cela indique donc que le potentiel de restauration de la forme basse à court et moyen terme est assez restreint avec les espèces actuellement présentes.

Il se pose alors la question du potentiel de la banque de graines du sol. La majorité est concentrée dans les 25 premiers cm de sol avec une meilleure abondance dans les 5-10 premiers cm; il semble donc peu probable que des semences viables puissent se conserver dans la tourbe au-delà d'une trentaine de cm (Dupieux, 1998). De plus, seulement une petite des espèces de tourbières peuvent se régénérer depuis la banque de graines du sol, et dans un laps de temps de quelques années seulement (Klimkowska et al., 2010). Dans des zones humides avec un niveau d'eau assez élevé, la banque de graines est assez éphémère : il faut alors compter sur la dissémination des plantes alentours. Par exemple, les spores de *T. palustris*, les graines des *Carex* se dispersent sur une grande distance par anémochorie ou hydrochorie, puis germent facilement si l'humidité est suffisante. La vallée de la Somme étant un important corridor hydrologique, cela est encourageant pour une bonne dispersion des graines par hydrochorie sur les nombreuses zones tourbeuses. Aussi, les graines des espèces hydrophiles de tourbières alcalines flottent plus longtemps et coulent plus lentement que celles des espèces de milieux tourbeux plus secs, ce qui leur confère un caractère de dispersion plus élevé (Van den Broek et al., 2005). *P. australis* s'établit via les graines sur de nouveaux territoires, puis se propage latéralement par rhizomes et stolons à l'échelle locale (Albert, 2016).

D'un point de vue fonctionnalité des tourbières, le caractère hydrologique reste déterminant. Effectivement, même si les communautés cibles ne sont pas présentes, la saturation en eau ne permet pas la dégradation de la matière organique et le processus de turfigénèse peut se faire. Dans le cas d'une roselière à *P.australis* et *T.palustris*, les espèces turficoles sont peu présentes mais les conditions hydrologiques sont encore satisfaisantes, avec une inondation quasi-permanente du marais. Les fonctionnalités comme le soutien d'étiage, l'écêtement de crues, la recharge des nappes souterraines ou le stockage de carbone sont préservées.

4.2.2 Exemples

Long : C'est le site où la dynamique de boisement est la plus avancée, avec des arbres bien développés comme *Alnus glutinosa*, *Quercus sp.*, *Betula pubescens*, *Salix sp.*, et beaucoup de buissons de *Crataegus monogyna* ou *Prunus spinosa* (Annexe 8). Les plantes herbacées associées aux boisements sont présentes, comme *Cirsium arvense*, *Scrofularia auriculata*, *Urtica dioica*, mais aucune espèce cible. La MPC de l'EIV est cohérente et se situe entre 5 et 6, indicatrice d'un sol frais d'humidité moyenne, mais ce qui est assez éloignée de la valeur optimale de 8. L'horizon superficiel est organo-minéral sur plus de 20 cm, suivi de tourbe méso-saprique, traduisant la descente importante de la nappe en Aout (40 cm, Annexe 11) sur une trop

longue période (observation à confirmer par les données piézométriques annuelles). Le potentiel de restauration de l'habitat 7230 est quasi nul sur ce site, tout au moins pour sa forme sur tourbe.

Blangy : Le potentiel de restauration pour la forme basse y est avéré, avec un horizon 50% du profil formé de tourbe fibrique en surface (Figure 17). La MPC moyenne est de 7, indiquant un milieu humide toute l'année, indiqué par la présence de *T. palustris* et *L. vulgaris*. Une forte colonisation de *C. acutiformis* est à signaler dans le sous étage de la végétation, qui peut limiter le potentiel de restauration car c'est une espèce très compétitrice. Il faut noter la présence d'une population importante de *Liparis loeselii* à proximité du secteur (1200 pieds en 2019) associé à de nombreuses espèces cibles des tourbières basses alcalines comme *H. vulgaris*, *J. subnodulosus*, *P. australis*, *Dactylorhiza incartata*, ...

Moreuil : Les profondeurs d'apparition de l'horizon histique sont très variables sur ce site, expliqué par la présence de remblais sur certaines parties du polygone. Les communautés végétales associées y sont donc très hétérogènes, ce qui explique pourquoi dans le dendrogramme de dissimilarité floristique (Figure 10) elles se distinguent des autres secteurs. Cela est confirmé par les valeurs de MPC qui sont très faibles, allant de 2 à 6 et caractérisant le milieu avec un sol très sec à frais (Figure 13). Il faut également noter l'absence d'espèces cibles ; le potentiel de recolonisation semble faible. La colonisation pourrait venir de la parcelle voisine, déboisée en 2016 et où *T. palustris*, *P. australis* et *J. subnodulosus* sont présents.

Vred : L'ensemble des secteurs travaux est caractérisé par une roselière dense de *P. australis* et *T. palustris*, ainsi qu'un horizon H de surface (Figure 12). Les MPC des communautés végétales sont entre 7 et 8, indiquant un engorgement important du sol toute l'année qui ne permet pas la dégradation de la matière organique (Figure 13). Il faut cependant noter un niveau de nappe très bas en août (entre 40 et 90 cm), expliqué par les pluviométries estivales faibles ces dernières années. En effet, les gestionnaires du site alertent sur l'assèchement du site depuis les cinq dernières années. De plus depuis 1950, il y a eu une baisse générale de la nappe à cause de l'exploitation de la tourbière et qui a modifié le fonctionnement du complexe (Goubet et Duhayon, 2017). Des espèces cibles sont présentes, comme *Lathyrus palustris*, *J. subnodulosus*, *T. palustris* ou *T. palustre*. Les indicateurs sont donc favorables au retour d'un habitat cible de tourbière basse alcaline.

Mareuil-Caubert: Le secteur est très hétérogène topographiquement, induisant des différences hydrologiques (Figure 18). Cependant, la fluctuation de la nappe est modérée car les MPC sont comprises entre 6 et 8, traduisant des communautés végétales se développant sur des sols constamment humides. La proportion d'horizons histiques traduit la capacité du sol à retenir l'eau (Baize et Girard, 2009); sur Mareuil, les 20 cm d'horizon fibrique sur le profil traduit



Figure 17: Profil de sol à Blangy (0-62: Hf; 62-100: detritus gyttja)



Figure 18: Site de Mareuil-Caubert: partie Est du polygone plutôt sèche (en haut); partie Ouest en eau (à droite).

une bonne rétention de l'eau avec peu de dégradation de la matière organique. Ces observations sont corrélées avec la composition végétale faite de *P. australis*, *T. palustris*, *T. palustre* mais aussi *J. subnodulosus* et *L. vulgaris*, pouvant laisser espérer le retour d'une communauté de basses herbes de tourbières. À noter également la présence de *Cladium mariscus*; la restauration pourrait potentiellement permettre le retour d'une cladiaie en bordure de l'étang, habitat d'intérêt communautaire prioritaire 7210*.

Sacy : Le polygone de travaux présente un gradient topographique, la partie Sud étant très en eau et formée de tremblants. La tourbe est à moins de 15 cm, comme la hauteur de la nappe. Les conditions sont satisfaisantes et permettent la forte croissance *P. australis* et *T. palustris*, *L. vulgaris*, ... La zone adjacente qui a servi de contrôle est une roselière turficole très dense, le potentiel de restauration d'une forme haute de l'habitat est donc très favorable. La partie Sud semble avoir un niveau d'eau affleurant toute l'année, ce qui est encourageant pour le retour d'une forme à basses herbes, dont des espèces cibles sont présentes à proximité du polygone.

4.3 Adéquation des actions de restaurations

L'hypothèse de départ est qu'il existe des différences significatives entre les conditions abiotiques et biotiques des groupes selon les 4 modalités de traitement. Or les indicateurs sélectionnés (proportion d'espèces cibles ; profondeur de l'horizon H ; profondeur de la nappe) n'ont pas permis de montrer de différence (cf. partie 3.3). Cela peut s'expliquer par :

- 1) les indicateurs ne sont pas adaptés pour montrer des différences entre les modalités. Or ce sont ceux qui participent le plus à la formation des axes de l'ACP (Figure 8).
- 2) les secteurs au sein des modalités de traitement (mais aussi les placettes au sein des secteurs, (cf. partie 4.2) sont très hétérogènes : en prenant exemple de la modalité "dec_hydro", les profondeurs d'apparition de l'horizon H entre les sites de Blangy, Morcourt, Moreuil et Vred varient de 0 à 90 cm (Figure 12). L'hypothèse d'une trop grande hétérogénéité des sites au sein des modalités semble donc plus probable.

Comme il n'y a pas de différences significatives entre les modalités de traitements selon indicateurs choisis, les hypothèses de travail sont rejetées (Partie 3.2 Méthodes d'analyses des données). Il est donc choisi de faire une réflexion générale, illustrée par des exemples.

4.3.1 Réflexions générales

Il n'est pas possible de prévoir précisément l'impact des travaux de soutien des niveaux d'eau sur les sites. Ces actions vont tenter de soutenir les niveaux en période d'étiage, empêchant alors la nappe de s'abaisser en dessous de 80 cm pour garantir une hydromorphie permanente (Laplace-Dolonde, 1994). Des niveaux bas en saison sèche dès la mi-juillet ne sont pas dommageables, bien que la situation optimale pour la formation de tourbe est de +/- 30 cm par rapport au niveau du sol (Crassous et Karas, 2007).

Le décapage est une gestion lourde, avec destruction totale de la végétation et de la structure du sol. Si il est conséquent (plus de 20 cm), il ne permettra pas l'expression de la banque de graines (cf. partie 4.2.1). Pour tenter de palier au déficit d'espèces cibles. Sinon, des coupes de foin issues de tourbières en bon état de conservation peuvent être dispersées sur des secteurs décapés : près de 70% des espèces de la parcelle source peuvent se voir s'établir sur la parcelle cible, même après 200 ans de drainage et d'agriculture (Middleton *et al.*, 2006). Cette technique permet l'apparition de nouvelles espèces même 4 ans après le transfert de foin (Klimkowska *et*

al., 2010). A l'inverse, la période d'intervention devra se faire en dehors de la phase de libération des graines d'espèces indésirables qui pourraient être favorisées par la mise à nu du substrat (molinie, bourdaine,...), ou d'espèces exotiques envahissantes (Aster lancéolée, Impatience du Cap (CBNBI, 2016)). Enfin les meilleurs succès de colonisation par les espèces cibles (*H. vulgaris*, *C. davalliana*,...) sont rencontrés lorsque l'humidité des placettes est prolongée, voire permanente.

Sur l'ensemble de sites, la gestion des rejets de ligneux devra être suivie très régulièrement, avec si besoin la mise en place de coupe, fauche ou pâturage les années suivant la réouverture.

Dans 5 ans, les surfaces restaurées seront au mieux des roselières à *P. australis* et *T. palustris*, forme haute de l'habitat qui est, selon les cahiers d'habitats Natura 2000 (Gaudillat et al., 2002), une forme dégradée des tourbières basses alcalines. Cette temporalité a été intégrée dans le projet LIFE, qui mentionne qu'il vise à restaurer les conditions permettant d'améliorer l'état de conservation des tourbières: à terme et en contrôlant les espèces dynamiques et compétitives comme *P. australis*, une forme basse méso-eutrophe peut être favorisée et pérennisée par une fauche avec exportation annuelle ou biannuelle. En effet, les roselières ont les conditions hydrologiques permettant une bonne fonctionnalité de tourbières alcalines, seulement avec un niveau trophique plus élevé. Cependant, une régénération à un état oligotrophe n'est pas envisageable si une amélioration de la qualité de l'eau (actuellement eutrophe) n'est pas amorcée; or c'est une variable sur laquelle aucun gestionnaire de site n'a la main.

4.3.2 Exemples

Long (déboisement): Les indicateurs sur ce site suggèrent une restauration lourde, avec un décapage sur au moins 20 cm, associé à un soutien des niveaux d'eau. Or, seul du déboisement est prévu, et le CEN n'a pas aujourd'hui la pleine maîtrise des niveaux d'eau du fait du trop grand nombre d'acteurs sur ce marais. L'assèchement avancé ne permettra pas d'éradiquer les ligneux après l'essouchage. Avec les restaurations prévues actuellement, l'objectif de restaurer du bas marais alcalins *Hydrocotylo vulgaris-Juncetum subnodulosi*, même la forme pâturée *Caricetum viridulo-Lepidocarpaceae* semble difficilement atteignable. L'habitat visé peut basculer en un autre habitat cible du LIFE, comme une prairie paratourbeuse (6410) qui est l'évolution dégradée du bas marais après drainage et enrichissement trophique du milieu. Si aucune de ces solutions sont envisageables, il serait préférable de ne pas réaliser les actions sur ce site, et utiliser le budget prévu sur un site avec plus de potentiel.

Blangy (décapage hydro): Un léger étrépage (10 cm) permettra d'enlever l'excès de nutriments et limiter la colonisation de *C. acutiformis*, tout en laissant la banque de graines. En effet, de nombreux nutriments (spécialement N, P et K) sont concentrés dans les 4 cm superficiels du sol (Jacquemart et De Sloover, 2008). Le soutien du niveau de la nappe permettra d'atteindre une nappe affleurante ou sous-affleurante (-30 cm maximum) même en période estivale, favorable à la forme basse des tourbières basses alcalines. Les actions de restauration permettront, à moyen terme, de retrouver la forme *Hydrocotylo vulgaris -Juncetum subnodulosi*.

Moreuil (décapage hydro): Afin d'espérer atteindre l'horizon histique, le décapage devra se faire sur 50 cm sur certaines zones. Dans ces conditions, la banque de graines ne sera plus viable. L'hydrologie est très défavorable sur ce site, justifiant les travaux les plus lourds.

Cependant, au vu du potentiel de restauration du site, il n'est pas assuré que les travaux seuls permettent le retour d'une tourbière alcaline. Ce site peut être choisi pour l'ajout de coupes de foin, permettant la recolonisation des espèces cibles.

Vred (déboisement hydro) : Sur la parcelle à décaper, le décapage devra être superficiel (5-10 cm) pour ne pas enlever les graines des espèces cibles présentes mais permettre d'approcher la tourbe et la nappe, rehaussée en été par la restauration du seuil. Cette restauration permettra de rajeunir l'habitat cible, qui est une roselière à *T. palustris*. L'essouchage sur le secteur à déboiser permettra également d'atteindre l'objectif de la forme haute de l'habitat de tourbières alcalines, mais un décapage permettrait de rajeunir la roselière et rehausser le niveau relatif de l'eau (Crassous et Karas, 2007). La restauration du seuil va permettre de retenir plus longtemps les eaux de la tourbière en période d'étiage ; si les épisodes de sécheresse s'intensifient, ce bénéfice pourrait ne pas être suffisant pour maintenir la formation de tourbe.

Mareuil-Caubert (décapage) : La prospection de terrain a permis de redéfinir le polygone de travaux en excluant un boisement d'*Alnus glutinosa* au Sud-Est, habitat de tourbières boisées (91D0*). Seule la partie Ouest du polygone nécessite un décapage sur une dizaine de centimètres (Figure 18). Les travaux sont en adéquation avec le potentiel de restauration du site et devraient permettre de restaurer la forme basse de l'habitat 7230.

Sacy (déboisement) : Le déboisement est suffisant pour espérer parvenir à l'objectif de 7230. La partie nord du polygone, plus sèche, pourrait être sujette à la formation d'une cariçaie de *C. paniculata*, comme sur la bande adjacente déboisée en 2012. Une action de fauche permettra de ralentir cette dynamique et exporter l'excès de nutriments (Birch et al., 2015).

4.4 Discussion du protocole : faisabilité, limites et améliorations

4.4.1 Paramètres suivis et variables choisies

L'attribution des coefficients de Braun-Blanquet reste subjective sur des surfaces de 4m²; cependant, dans un souci de répétabilité et de reprise du protocole par un autre observateur dans 5 ans, il a été retenu face à l'estimation de pourcentages en valeur absolue. Cependant, il serait pertinent de rajouter deux sous-classes (2.a ; 2.b) afin d'affiner les relevés (Barkman et al., 1986). En effet, le coefficient 2 correspond à des pourcentages entre 5% et 25%, ce qui est très étendu et n'est pas adapté pour une comparaison dans le temps. De plus, il serait intéressant de refaire la méthodologie du dendrogramme avec un autre indice de description des communautés. D'autres analyses pourront être menées sur l'indice de Shannon, ou la richesse spécifique.

Les analyses sur les données pédologiques portaient, initialement, sur l'épaisseur cumulée des horizons au sein du profil de 100 cm. Or un profil avec 50 cm de tourbe en surface et un autre en profondeur ne se différencient pas avec cette variable. Dans un contexte d'évaluation des actions de restauration, il sera plus pertinent de se baser uniquement les épaisseurs cumulées des 50 premiers cm : en effet, les actions de décapage ne se feront pas en dessous de cette profondeur et les plantes turficoles nécessitent de la tourbe en surface.

4.4.2 Biais, limites et améliorations

La récolte des données sur le terrain nécessite le transport de beaucoup de matériel, mobilisant au moins deux personnes, ajouté aux questions de sécurité sur les radeaux flottants (« tremblants ») qui sont des zones instables sous une poche d'eau. C'est donc un suivi long et coûteux en personnel. L'échantillonnage avec les points aléatoires ont permis de minimiser le

biais du choix de l'emplacement des placettes, obligeant à aller dans des zones parfois difficiles d'accès.

Il serait pertinent d'intégrer des relevés de référence dans le plan d'échantillonnage, et réaliser un protocole BARCI. Des tourbières basses alcalines en bon état de conservation sont présentes sur les sites du CEN, elles pourraient servir de sites « référence ». Étant des milieux avec une dynamique lente si les conditions abiotiques sont stables (François, Prey *et al.*, 2012), ce n'est pas un problème de renouveler une campagne de relevés en 2021 ou 2022 pour compléter le jeu de données. Si cela n'est pas envisageable, des relevés de référence peuvent être intégrés aux analyses. L'EVA (European Vegetation Archive) est une base de données de plus de 1 million de relevés en Europe (Chytrý *et al.*, 2016), avec le Global index of Vegetation Plot Database (GIVD) (Dengler *et al.*, 2011). En 2017, Peterka *et al.* ont utilisé cet outil pour proposer une classification harmonisée des tourbières en Europe. Il restera à intégrer les variations locales des communautés végétales des tourbières alcalines en Hauts-de-France, qui sont souvent lissées par une vision majoritairement nord ou centrale-européenne (Angiolini *et al.*, 2017).

4.4.3 Proposition d'analyses à réaliser en 2025

Les données des bryophytes n'ont pas été traitées cette année car leurs fréquences d'apparition sont faibles ; il sera surtout intéressant d'étudier l'évolution des fréquences d'apparition des espèces avant/après restauration, où il est attendu que les espèces forestières disparaissent au profit d'espèces cibles des tourbières alcalines.

Une approche par grands groupes floristiques est un moyen de voir l'évolution globale du milieu avant/après restauration. Si les actions de restauration sont efficaces, il est attendu de voir augmenter les proportions des bryophytes, des Cypéracées, et une diminution des ligneux et plantes compétitives. L'étude des traits fonctionnels associés permettront de montrer la réponse de la végétation aux modifications des facteurs environnementaux par les actions de restauration.

Les piézomètres étant placés pour une année hydrologique, des mesures seront faites d'août à novembre (étiage), puis en février et mars (hautes eaux). Cela permettra d'avoir les hauteurs minimales et maximales, mais également la fluctuation, le temps de recharge et de décharge de la nappe. Ces données pourront être comparées avec les profils de sol et les compositions floristiques pour mettre en évidence d'éventuels liens éco-hydrologiques à l'échelle du site. Enfin, les données pourraient être comparées avec des valeurs de référence citées dans les grands guides de restauration de tourbières alcalines (Gaudillat *et al.*, 2002; Wheeler *et al.*, 2004; Wierda *et al.*, 1997).

Si l'intégration de relevés de référence est concluante, la comparaison de la composition floristique entre 2020, 2025 et la référence permettra d'analyser la dynamique végétale après une perturbation volontaire, et contrôler que la trajectoire prise est celle désirée. De plus, il est attendu que les relevés post-travaux abritent plus d'espèces cibles que ceux avant restauration.

Enfin, au vu des temps de réponses des écosystèmes aux actions de restauration, mais également du temps d'émergence des espèces de tourbières alcalines, il est essentiel d'étendre le suivi éco-hydrologique (mais aussi l'ensemble des suivis du LIFE) sur au moins 10 ans après la fin du projet.

Conclusion

Suivre l'impact des activités humaines sur l'environnement est fondamentale pour comprendre comment conserver efficacement la biodiversité. La complexité des écosystèmes, incluant de nombreuses sources de variations spatiotemporelles et variables confondantes, a catalysé de nombreuses recherches sur les meilleures façons de concevoir des analyses d'impact. L'une d'entre elle est le protocole BACI, qui nécessite un plan d'échantillonnage robuste et représentatif du suivi. Les analyses sur la robustesse du plan a mis en évidence certaines modifications à prendre en compte : il faut réaliser au moins **deux secteurs « contrôle » supplémentaires**, l'un sans influence des travaux de rehausse des niveaux d'eau et l'autre avec.

Ce stage a permis d'obtenir des **connaissances plus fines des sites** et de leurs potentiels de restauration. Les données pédologiques vont être d'une grande aide pour la justesse des profondeurs de décapage, couplées aux données piézométriques essentielles à la compréhension du système. Les potentiels de restauration des sites sont variables, montrant une grande hétérogénéité dans les conditions abiotiques et les compositions végétales. Les **actions de restauration ne sont pas toujours adaptées aux caractéristiques de chaque site**, des propositions sont donc faites.

Dans 5 ans, la plupart des sites abriteront la forme haute des tourbières basses alcalines, la roselière à *P.australis* et *T. palustris*. Seulement quelques sites (Blangy, Belloy) pourront être restauré sous la forme basse *Hydrocotylo vulgaris* – *Juncetum subnodulosi*, en post LIFE avec des actions de gestion adaptées (fauche, pâturage). Enfin sur d'autres, comme celui de Long, la dynamique trop avancée du boisement et la simple coupe des ligneux envisagée ne permettra pas la restauration d'une tourbière alcaline fonctionnelle. Il faudrait donc changer l'objectif dès à présent en un autre habitat cible du projet (ex: 6410, si les conditions stationnelles sont bonnes et les espèces cibles présentes), proposer une restauration plus lourde ou annuler les travaux sur ce site et reporter la dépense sur un autre site afin d'optimiser ainsi l'utilisation du budget du projet.

La reproduction de ce protocole dans 5 ans permettra d'évaluer les actions de gestion, avec des diagnostics qui seront affinés par les études éco-hydrologiques ou les relevés topographiques prévus dans le LIFE. À court terme, les actions de restauration vont permettre la modification des stocks d'eau qui vont rétablir les conditions hydrologiques favorables à l'implantation de la végétation cible et turficole. À long terme, le phénomène de turfigénese va se rétablir en ayant un impact positif sur les stocks de carbone (Lamers *et al.*, 2002).

Au cours des prochaines années, l'un des enjeux majeurs dans la protection des tourbières, mais des zones humides en général, est une **gestion adaptée et durable de l'eau**, souterraine dans le cas des Hauts-de-France. Dans le département de la Somme, la nappe de la craie a été prélevée de 94 milliers de m³ en 2018 principalement pour l'alimentation en eau potable (50%) et les industries (21%) (BNPE -Eau France, *en ligne*). Entre 2013 et 2018, les prélèvements de l'agriculture sont passés de 20 à 30%, fait de l'irrigation demandée par l'industrie agro-alimentaire. Cette problématique devra être intégrée dans un contexte de changement climatique, avec une hausse des températures et une baisse de la pluviométrie estivale, amenant à des niveaux de nappe à l'été de plus en plus bas défavorables aux zones tourbeuses.

Bibliographie

- Angiolini, C., Viciani, D., Bonari, G., Lastrucci, L., 2017. Habitat conservation prioritization: A floristic approach applied to a Mediterranean wetland network. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 151, 598–612.
- Baize, D., Girard, M.-C., 2009. Référentiel pédologique, AFES. ed, Savoir-faire. Quae.
- Barkman, J.J., Moravec, J., Rauschert, S., 1986. Code de nomenclature phytosociologique. *Vegetation* 174–195.
- Bart, D., Booth, E., Loheide, S.P., Bernthal, T., 2020. Impacts of groundwater extraction on calcareous fen floristic quality. *Journal of Environmental Quality*. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20059>
- Bernard, G., 2020. Comment agir pour la biodiversité?
- Birch, K.S., Guest, J.E., Shepherd, S., Milner, P., Jones, P.S., Hanson, J., 2015. Responses of rich-fen Annex I and related habitats to restauration and management undertaken as part of the Anglesey & Llyn Fens LIFE Project. Final report of the Anglesey & Llyn Fens LIFE Project: Technical report N.7.
- BNPE -Eau France, n.d. Données sur les prélèvements en eau dans la Somme [WWW Document]. BNPE -Eau France. URL <https://bnpe.eaufrance.fr/acces-donnees/codeDepartement/80/annee/2018/typedeau/SOUT>
- Bonis, A. (Ed.), 2008. Actualité de la recherche en écologie des communautés végétales. Actes du quatrième colloque ECOVEG. Rennes, 12-14 mars 2008., TEc&DOC. ed. Lavoisier.
- Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., Stoneman, R., 2016. Peatland restoration and ecosystem services: an introduction, in: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., Stoneman, R. (Eds.), *Peatland Restoration and Ecosystem Services*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1–16. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177788.002>
- Bouzillé, J.-B., 2007. Gestion des habitats naturels et biodiversité. Concepts, méthodes et démarches., Lavoisier. ed. Tec& doc.
- Bumb, I., 2012. Effets de la composition fonctionnelle de communautés de prairie subalpine sur la production primaire et la qualité des fourrages 52.
- Buttler, A., Gillet, F., 2008. Master SIE - Notes du cours Ecologie numérique.
- Catteau, E., 2020. Végétation du Nord-Ouest de la France - Guide de détermination. Conservatoire Botanique National de Bailleul.
- CBNBL, 2016. Plantes exotiques envahissantes du nord-ouest de la France. Les Asters américains.
- Christie, A.P., Amano, T., Martin, P.A., Shackelford, G.E., Simmons, B.I., Sutherland, W.J., 2019. Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *J Appl Ecol* 56, 2742–2754.
- Chytrý, M., Hennekens, S.M., Jiménez-Alfaro, B., Knollová, I., Dengler, J., Jansen, F., Landucci, F., Schaminée, J.H.J., Ačić, S., Agrillo, E., Ambarlı, D., Angelini, P., Apostolova, I., Attorre, F., Berg, C., Bergmeier, E., Biurrun, I., Botta-Dukát, Z., Brisse, H., Campos, J.A., Carlón, L., Čarni, A., Casella, L., Csiky, J., Čušterevska, R., Dajić Stevanović, Z., Danihelka, J., De Bie, E., de Ruffray, P., De Sanctis, M., Dickoré, W.B., Dimopoulos, P., Dubyna, D., Dziuba, T., Ejmaes, R., Ermakov, N., Ewald, J., Fanelli, G., Fernández-González, F., FitzPatrick, Ú., Font, X., García-

- Mijangos, I., Gavilán, R.G., Golub, V., Guarino, R., Haveman, R., Indreica, A., Işık Gürsoy, D., Jandt, U., Janssen, J.A.M., Jiroušek, M., Kački, Z., Kavgaç, A., Kleikamp, M., Kolomiychuk, V., Krstivojević Ćuk, M., Krstonošić, D., Kuzemko, A., Lenoir, J., Lysenko, T., Marcenò, C., Martynenko, V., Michalcová, D., Moeslund, J.E., Onyshchenko, V., Pedashenko, H., Pérez-Haase, A., Peterka, T., Prokhorov, V., Rašomavičius, V., Rodríguez-Rojo, M.P., Rodwell, J.S., Rogova, T., Ruprecht, E., Rūsiņa, S., Seidler, G., Šibík, J., Šilc, U., Škvorc, Ž., Sopotlieva, D., Stančić, Z., Svenning, J.-C., Swacha, G., Tsiripidis, I., Turtureanu, P.D., Uğurlu, E., Uogintas, D., Valachovič, M., Vashenyak, Y., Vassilev, K., Venanzoni, R., Virtanen, R., Weekes, L., Willner, W., Wohlgemuth, T., Yamalov, S., 2016. European Vegetation Archive (EVA): an integrated database of European vegetation plots. *Appl Veg Sci* 19, 173–180.
- Clément, H., Reich, M., Mistarz, M., Garcin, J., 2020. Evaluation de l'état de conservation des bas-marais calcaires d'intérêt communautaire. Cahiers d'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000. Version 1. UMS Patrinat - OFB/CNRS/MNHN 183.
- Crassous, C., Karas, F., 2007. Guide de gestion des tourbières et marais alcalins des vallées alluviales de France septentrionale. Pôle-relais tourbières, Besançon.
- Cubizolle, H., 2019. Les tourbières et la tourbe. Géographie, hydro-écologie, usages et gestion conservatoire. Editions Lavoisier.
- Dengler, J., Jansen, F., Glöckler, F., Peet, R.K., De Cáceres, M., Chytrý, M., Ewald, J., Oldeland, J., Lopez-Gonzalez, G., Finckh, M., Mucina, L., Rodwell, J.S., Schaminée, J.H.J., Spencer, N., 2011. The Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD): a new resource for vegetation science: Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD). *Journal of Vegetation Science* 22, 582–597.
- Dunbar, M.J., Acreman, M.C., 2001. Applied hydro-ecological science for the twenty-first century.
- Ellenberg, H., Leuschner, C., 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.
- Forum des Marais Atlantiques, 2014. Fiche technique - Réalisation et mise en place de piézomètres artisanaux.
- François, R., Prey, T., Hauguel, J.-C., 2012. Guide des végétations des zones humides de Picardie. Centre régional de phytosociologie, Bailleul.
- Gaudillat, V., Bardat, J., Documentation Française (Eds.), 2002. Habitats humides: la documentation française, Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. La Documentation française, Paris.
- Gillet, F., 2010. Guide d'utilisation de Phytobase 8, base de données phytosociologiques.
- Gobat, J.-M., Aragno, M., Matthey, W., 2004. The Living Soil: Fundamentals of Soil Science and Soil Biology. Science Publishers.
- Goubet, P., Duhayon, G., 2017. Diagnostic fonctionnel du complexe tourbeux de la Réserve naturelle régionale de la Tourbière de Vred (Nord) 75.
- Grootjans, A., Van Wirdum, G., Kemmers, R., Van Diggelen, R., 1996. Ecohydrology in The Netherlands: principles of an application-driven interdisciplinary. *Acta Botanica Neerlandica* 45, 491–516.
- Grootjans, A.P., Fresco, L.F.M., Leeuw, C.C., Schipper, P.C., 1996. Degeneration of species-rich *Calthion palustris* hay meadows; some considerations on the community concept. *Journal of Vegetation Science* 7, 185–194.

- Groupe de recherche en écologie des tourbières, 2016. Restauration des tourbières minérotrophes: État des connaissances 2015. Groupe de recherche en écologie des tourbières, Université Laval, Québec.
- Hájek, M., Dítě, D., Horsáková, V., Mikulášková, E., Peterka, T., Navrátilová, J., Jiménez-Alfaro, B., Hájková, P., Tichý, L., Horsák, M., 2020. Towards the pan-European bioindication system: Assessing and testing updated hydrological indicator values for vascular plants and bryophytes in mires. *Ecological Indicators* 116, 106527.
- Hájková, P., Hájek, M., Kintrová, K., 2009. How can we effectively restore species richness and natural composition of a *Molinia*-invaded fen? *Journal of Applied Ecology* 46, 417–425.
- Hannah, D.M., Wood, P.J., Sadler, J.P., 2004. Ecohydrology and hydroecology: A new paradigm? *Hydrol. Process.* 18, 3439–3445.
- Hauguel, J.-C., Messean, A., Lebrun, J., Caron, N., Gazaix, A., Gaudin, G., Abot, N., 2020. Bryophytes pour méthode D2.2 -ANTHROPOFENS.
- Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., Bunce, R.G.H., 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- Hoek, D. van der, Berendse, F., 2005. The effectiveness of restoration measures in species-rich fen meadows = [De effectiviteit van herstelmaatregelen in blauwgraslanden.
- Hugonnot, V., Celle, J., Pépin, F., 2017. Mousses et hépatiques de France. Manuel d'identification des espèces communes., 2nd ed. Biotope, Mèze.
- Hugonnot, V., Pépin, F., 2018. Suivi de la végétation vasculaire et des bryophytes après travaux de restauration hydrologique - Torubières des Douillons (Nanchez - 39). Année n+1 - 2018.
- Jacquemart, A.-L., De Sloover, J.R., 2008. Effets de l'étrépage pour la restauration de landes tourbeuses en haute belge. *Acta Botanica Gallica* 155, 133–141.
- Joosten, H., Clarke, D., 2002. Wise use of mires and peatlands: background and principles including a framework for decision-making. International Peat Society ; International Mire Conservation Group, Jyväskylä] : [Greifswald.
- Klimkowska, A., Kotowski, W., Van Diggelen, R., Grootjans, A.P., Dzierża, P., Brzezińska, K., 2010. Vegetation Re-development After Fen Meadow Restoration by Topsoil Removal and Hay Transfer. *Restoration Ecology* 18, 924–933.
- Kotowski, W., Van Diggelen, R., Kleinke, J., 1998. Behaviour of wetland plant species along a moisture gradient in two geographically distant areas. *Acta Bot. Neerl.* 47 (3) p.337-349.
- Krause, S., Heathwaite, A.L., Miller, F., Hulme, P., Crowe, A., 2007. Groundwater-Dependent Wetlands in the UK and Ireland: Controls, Functioning and Assessing the Likelihood of Damage from Human Activities. *Water Resour Manage* 21, 2015–2025.
- Lambinon, J., Verloove, F., 2012. Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines., 6ème édition. ed. Jardin Botanique national de Belgique, Meise.
- Lamers, L.P.M., Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M., 2002. The restoration of fens in the Netherlands, in: Nienhuis, P.H., Gulati, R.D. (Eds.), *Ecological Restoration of Aquatic and Semi-Aquatic Ecosystems in the Netherlands (NW Europe)*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 107–130. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1335-1_6
- Lamers, L.P.M., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G.M., Smolders, A.J.P.,

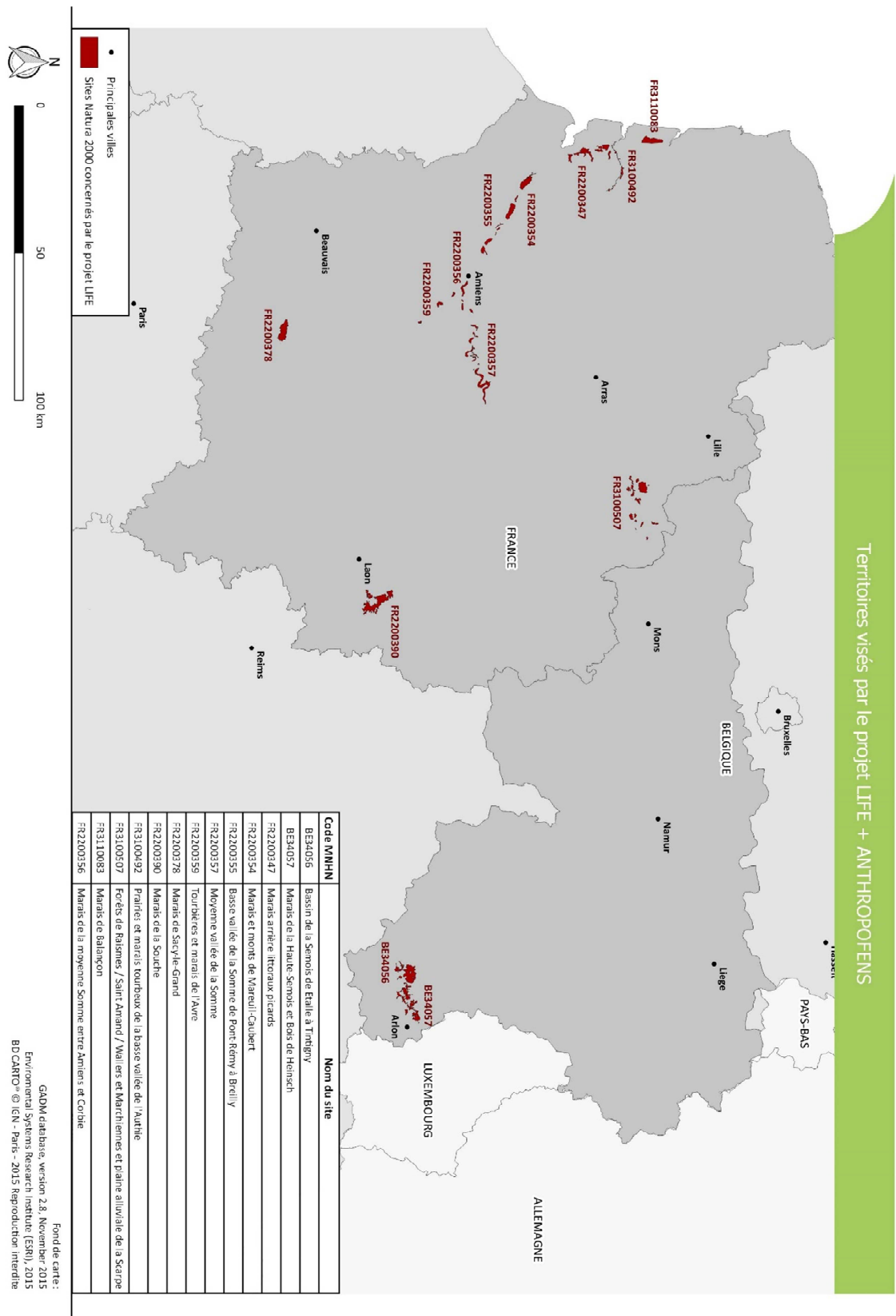
2015. Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biol Rev* 90, 182–203.
- Laplace-Dolonde, A., 1994. L’histosol, descripteur privilégié du marais tourbeux (Histosol, as the major descriptor of peatland). *bagf* 71, 294–306.
- Lebrun, J., Francois, R., Coulombel, R., 2014. Inventaire et cartographie des tourbières en Picardie - Phase 1: méthodologie et premier test en moyenne vallée de la Somme.
- Lebrun, J., Meunier, F., 2019. Projet LIFE Nature ANTHROPOFENS - Full Proposal-CONFIDENTIEL.
- LIFE tourbières du Jura, n.d. Les programmes LIFE [WWW Document]. LIFE tourbières du Jura. URL <http://www.life-tourbieres-jura.fr/programmes-life-rubrique.html>
- Manneville, O., Vergne, V., Villepoux, O., Groupe d’étude des tourbières, 1999. Le monde des tourbières et des marais, Première édition. ed. Delachaux et Niestlé.
- Mauchamp, L., 2014. Biodiversité et gestion des écosystèmes prairiaux en Franche-Comté. Université de Franche-Comté.
- McBride, A., Diack, I., Droy, N., Hamill, B., Jones, P., Schutten, J., Skinner, A., Street, M., Scottish Natural Heritage (Eds.), 2011. The fen management handbook. SNH, Perth.
- Menichino, N.M., 2015. The effects of restoration on biodiversity, water quality and greenhouse gas fluxes in a rich fen peatland. School of Biological Sciences, Bangor University.
- Messean, A., 2017. Etude de la bryoflore indicatrice de l’état de conservation des bas-marais alcalins sur les sites du Conservatoire, dans le département de l’Aisne - Etat initial 10 p.
- Michelot, J.-L., 2005. Caractérisation des zones humides. Cahier thématique.
- Middleton, B., van Diggelen, R., Jensen, K., 2006. Seed dispersal in fens. *Applied Vegetation Science* 9, 279–284.
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2017. Effective Monitoring to Evaluate Ecological Restoration in the Gulf of Mexico. National Academies Press, Washington, D.C. <https://doi.org/10.17226/23476>
- Natura 2000, n.d. Qu’est ce que Natura 2000? [WWW Document]. Natura 2000. URL <http://www.natura2000.fr/natura-2000/qu-est-ce-que-natura-2000> (accessed 5.10.20).
- Natural Resources Wales, 2012. Anglesey and Llwyn Fen LIFE Project.
- Neau, G., 1976. Les tourbes françaises.
- Peterka, T., Hájek, M., Jiroušek, M., Jiménez-Alfaro, B., Aunina, L., Bergamini, A., Dítě, D., Felbaba-Klushyna, L., Graf, U., Hájková, P., Hettenbergerová, E., Ivchenko, T.G., Jansen, F., Koroleva, N.E., Lapshina, E.D., Lazarević, P.M., Moen, A., Napreenko, M.G., Pawlikowski, P., Plesková, Z., Sekulová, L., Smagin, V.A., Tahvanainen, T., Thiele, A., Biță-Nicolae, C., Biurrun, I., Brisse, H., Čušterevska, R., De Bie, E., Ewald, J., FitzPatrick, Ú., Font, X., Jandt, U., Kački, Z., Kuzemko, A., Landucci, F., Moeslund, J.E., Pérez-Haase, A., Rašomavičius, V., Rodwell, J.S., Schaminée, J.H.J., Šilc, U., Stančić, Z., Chytrý, M., 2017. Formalized classification of European fen vegetation at the alliance level. *Appl Veg Sci* 20, 124–142.

- Pôle relais tourbières, n.d. Pôle relais tourbières, en ligne [WWW Document]. Pôle relais tourbières. URL <https://www.pole-tourbieres.org/a-la-decouverte-des-tourbieres/article/quelles-sont-les-causes-de> (accessed 3.20.20).
- Pôle-relais Tourbières, en ligne [WWW Document], n.d. . pole-relais-tourbières.org. URL <https://www.pole-tourbieres.org/a-la-decouverte-des-tourbieres/article/comment-reconnaitre-les-types-de> (accessed 3.20.20).
- Ramsar Convention, Secretariat, 2013. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6th ed.
- Sajaloli, B., 1994. Histoires d'eau dans le marais de la Souche (Aisne) : le fonctionnement de l'hydrosystème, reflet de l'alternance des cycles d'abandon et d'appropriation? (Water stories in the swamp of Souche (Aisne, France): links between the functioning of the marsh space and the organization of rural societies). Bulletin de l'Association de Géographes Français 71, 250–266.
- Schulz, C., Meier-Uhlherr, R., Luthardt, V., Joosten, H., 2019. A toolkit for field identification and ecohydrological interpretation of peatland deposits in Germany. Mires and Peat 1–20.
- Schulz, Corinna, Meier-Uhlherr, R., Luthardt, V., Joosten, H., 2019. Portraits of peatland deposits (Germany).
- Society for Ecological Restoration International Science, & Policy Working Group, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration.
- Sordello, R., et al., 2019. Les protocoles expérimentaux en écologie. Principaux points clefs.
- Van den Broek, T., Van Diggelen, R., Bobbink, R., 2005. Variation in seed buoyancy of species in wetland ecosystems with different flooding dynamics. Journal of Vegetation Science 16, 579–586.
- Westhoff, v., 1972. L'évolution de la végétation dans les lacs eutrophes et les bas-marais des Pays-Bas, Naturalistes belges. ed.
- Wheeler, B.D., Gowing, D.J.G., Shaw, S.C., Mountford, J.O., Money, R.P., 2004. Ecohydrological Guildelines for Lowland Wetland Plant Communities (Eds. A.W Brooks, P.V Jose, and M.I Whiteman).
- Whiteman, M., José, P., Grout, M., Brooks, A., Quinn, S., Acreman, M., 2004. Local impact assessment of wetlands: from hydrological impact to ecological effects 16 p.
- Wierda, A., Fresco, L.F.M., Grootjans, A.P., Diggelen, R., 1997. Numerical assessment of plant species as indicators of the groundwater regime. Journal of Vegetation Science 8, 707–716.
- Wołejko, L., Stańko, R., Makowska, M., Horabik, D., Bloch-Orłowska, J., Cieślak, E., Kędra, M., Żółkoś, K., Jarzombkowski, F., Gutowska, E., Kotowska, K., Pawlaczyk, P., Bregin, M., Lubuski Klub Przyrodników w Świebodzinie, 2018. Conservation of alkaline fens (7230) in Poland: report from realization of the projects Conservation of alkaline fens (7230) in young-glacial landscape of northern Poland (LIFE11 NAT/PL/423); Conservation of alkaline fens (7230) in southern Poland (LIFE13 NAT/PL/024).
- Xu, J., Morris, P.J., Liu, J., Holden, J., 2018. PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. CATENA 160, 134–140.

Annexes

<i>Annexe 1: Cartographie des sites Natura 2000 concernés pour le projet LIFE Anthropofens.</i>	37
<i>Annexe 2: Tableau de synthèse des impacts des actions de restauration sur les compartiments du sol, de l'hydrologie, de la lumière et de la végétation.</i>	38
<i>Annexe 3: Protocole rédigé étape par étape.</i>	39
<i>Annexe 4: Feuille de terrain.</i>	42
<i>Annexe 5: Liste des espèces cibles de l'habitat 7230 « tourbières basses alcalines » - compilation des cahiers d'habitats Natura 2000 et du Guide des végétations des zones humides de Picardie.</i>	43
<i>Annexe 6: Liste des espèces floristiques relevées en 2020.</i>	44
<i>Annexe 7: Cartographie du plan d'échantillonnage éco-hydrologique du LIFE Anthropofens sur le site de Blangy-Tronville (80).</i>	45
<i>Annexe 8: ACPs sur les données floristiques.</i>	46
<i>Annexe 9: Profondeur d'apparition de l'horizon histique selon les secteurs du plan BACI.</i>	48
<i>Annexe 10: Dendrogramme de dissimilarité floristique avec une représentation par secteur (en rouge: groupes significativement différents; en vert: les contrôles "C"; en bleu: les contrôles "C_hydro").</i>	49
<i>Annexe 11: Profondeur de la nappe selon les sites et les traitements (à gauche avec soutien des niveaux d'eau ; à droite sans soutien).</i>	50

Annexe 1: Cartographie des sites Natura 2000 concernés pour le projet LIFE Anthropofens.



Annexe 2: Tableau de synthèse des impacts des actions de restauration sur les compartiments du sol, de l'hydrologie, de la lumière et de la végétation.

Traitement	Action	Compartiment impacté			
		Sol	Hydrologie	Lumière	Végétation
T1: déboisement et essouchage	suppression des ligneux	Réduction du pourcentage de recouvrement de la litière forestière au profit de la litière graminéoïde ou du sol nu (Birch <i>et al.</i> , 2015).	Arrêt de l'assèchement, évapotranspiration et prélèvements hydriques par les arbres (François <i>et al.</i> , 2012).	Augmentation de la luminosité au sol	Favorisation des espèces photophiles. Diminution des espèces forestières.
	essouchage	Diversification de la hauteur du sol et création de microtopographie par apparition de gouilles et de buttes (Crassous et Karas, 2007).	Variations des conditions hydriques et topographiques à la surface du sol, mosaïque de micro-biotopes et de niches écologiques (François <i>et al.</i> , 2012).	-	Diversification des espèces végétales via la variabilité des niches écologiques
T2: Déboisement, essouchage et décapage	Remise à jour d'horizons tourbeux sur une même hauteur	Homogénéisation du sol à une hauteur fixe, ne permettant pas l'expression de microtopographie.	Abaissement du niveau du sol à celui proche de la nappe (Crassous et Karas, 2007)	-	Favorisation des espèces pionnières tourbeuses (<i>Anagallis tenella</i> , <i>Eleocharis quiqueflora</i> , bryophytes, etc)
	Retrait de la strate herbacée et de la couche de tourbe minéralisée	Augmentation de la surface de sol nu Remise en surface de tourbe non minéralisée	-	Remise en lumière favorable à la germination des plantes pionnières (Birch <i>et al.</i> , 2015)	Remise en surface des espèces pionnières en dormance
Soutien des niveaux d'eau	Remontée du niveau la nappe pour qu'elle soit affleurante ou sub-affleurante	Diminution de la minéralisation/dégradation de la tourbe, donc des horizons sapriques HS au profit de ceux fibriques HF et mésiques HM (Baize et Girard, 2009).	Engorgement du sol sur une plus longue période et sur une épaisseur plus importante (McBride <i>et al.</i> , 2011)	-	Favorisation des espèces hygrophiles (<i>Juncus subnodulosus</i> , <i>Hydrocotyle vulgaris</i> ,...)



Guide « étape par étape » pour le protocole éco-hydrologique du LIFE Anthropofens.

Ce protocole éco-hydrologique est confectionné de façon à comprendre les processus issus de l'effet des actions de restauration des tourbières basses alcalines (habitat 7230), dans le cadre du projet LIFE Anthropofens. Les modalités de gestion sont du déboisement, associé ou non à un décapage, avec ou sans soutien des niveaux d'eau. Des secteurs « Contrôle » sont également échantillonnés de façon à appliquer un plan d'échantillonnage BACI (Before-After-Control-Impact).

Chaque polygone de travaux est échantillonné par 6 placettes, réparties sur deux transects distincts positionnés aléatoirement.

Ce document présente ainsi la démarche à suivre pour réaliser un transect de 3 placettes sur le terrain. Le temps moyen de réalisation est de **2h par transect**, soit 4h par polygone de travaux.

Matériel nécessaire pour un transect:

- 6 jalons provisoires au minimum, ou 6 tasseaux de bois.
- Quadra de 1*1m, séparé en 16 sous-placettes.
- Décamètre
- Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions Voisines ([Lambinon et Verloove, 2012](#))
- Plaque en polypropylène alvéolaire de 27*23 cm.
- Guide d'identification des mousses et bryophytes ([Hugonnot et al., 2017](#))
- Loupe 10x.
- 3 piézomètres de 1m de profondeur (1/placette). Manuel de fabrication ([Forum des Marais Atlantiques, 2014](#))
- Sonde piézométrique lumineuse KL 010, Kabellichtlot
- pH-mètre SoilStick 2105, FieldScout + Eau distillée
- Carottier russe (préleveur à lame pivotante), Eijkelkamp.
- Appareil photo
- GPS Garmin Etrex 22x
- Feuilles de terrain (1/placette)

Etape	Procédure
1 : localisation du transect	Localiser le point aléatoire dans le polygone de travaux, et tracer un transect de 16 m dans le sens voulu (représentativité du site, faisabilité). Matérialiser par des jalons les placettes de 2*2m tous les 5 m (voir schéma page suivante) et relever les points GPS aux deux extrémités et au centre du transect. Pour le suivi post restauration, localiser le transect avec les points GPS et les jalons.
2 : description de la placette	Prendre une photo de la placette et de la strate arborée depuis le transect. Relever en % de recouvrement le substrat à nu, la litière graminéoïde, la litière forestière, la strate herbacée, muscinale, et arborée. Relever la hauteur moyenne de la végétation aux 4 coins de la placette et au centre en posant une plaque sur la végétation.
3 : relevé floristique	Lister toutes les espèces herbacées présentes au sein de la placette et leur attribuer un coefficient d'abondance/dominance de Braun-Blanquet: + : <5 individus ou <1% du recouvrement total ; 1 : 1-5% ; 2 : 5-25% ; 3 : 25-50% ; 4 : 50-75% ; 5 : 75-100%. Renouveler l'opération pour la strate arborée.
4 : relevé des bryophytes	Au centre de la placette (ou sur une zone représentative de la placette), placer un quadra de 1*1m subdivisé en 16 sous-placettes de 0,25*0,25 m (schéma page suivante). Pour chaque sous-placette, relever la présence des espèces suivantes : <i>Campylium sp.</i> , <i>Bryum pseudotriquetrum</i> , <i>Fissidens adianthoides</i> , <i>Calliergonella cuspidata</i> , <i>Kindbergia praelonga</i> , <i>Rhizomnium punctatum</i> , <i>Plagionium undulatum</i> , <i>Climacium dendroides</i> , <i>Mnium hornum</i> . Cela permet d'avoir une fréquence allant de 0 à 16 sur 1 m².
5 : relevé pédologique	Faire un sondage du sol à proximité du coin gauche de la placette sur 1m de profondeur (voir schéma page suivante). Faire des photos du profil.
5.1 : pH	Mesurer le pH du sol à 10 cm, 50 cm et 100 cm.
5.2 : description du profil	Décrire les horizons histiques fibrique (Hf), mésique (Hm), saprique (Hs), assainit (Ha), Anmoor (An) les horizons réductiques (Gr), organo-minéral (A) (Baize et Girard, 2009), et selon Schulz <i>et al.</i> , en 2019, detritus gyttja et clay gyttja. Pour aider à la caractérisation des horizons histiques, utiliser le test de Von Post.
6 : niveau de la nappe	Dans un rayon de 50 cm autour du coin gauche de chaque placette, installer le piézomètre (Forum des Marais Atlantiques, 2014) dans le trou de 1m préalablement réalisé au carottier. Au bout de 6 jours minimum, Relever le niveau de la nappe dans le piézomètre à l'aide de la sonde lumineuse. Faire 1 relevé/mois de juillet à novembre et en février/mars.

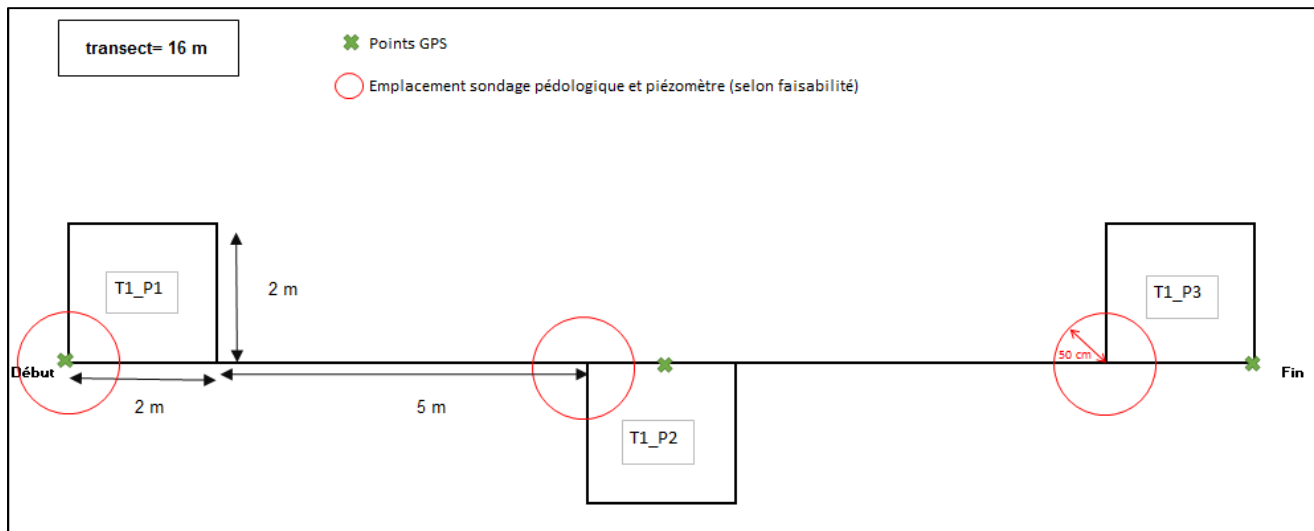


Schéma du transect pour le protocole éco-hydrologique (action D2.2, LIFE Anthropofens)

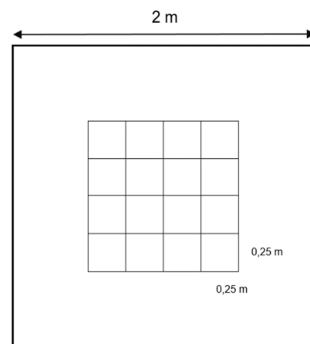


Figure 2: Schéma du sous-échantillonnage pour les bryophytes

Saisi de données.

- Feuille « Correp_placette_sites » : informations sur la placette

CODEPLACETTE : nom du site_traitement ou contrôle_numéro du transect_numéro de la placette (ex : blan_T_T1_P3)

Site_nom : 4 premières lettres_ traitement ou contrôle (ex : blangy, secteur contrôle → blan_C)

- Feuille « Bota+stationnelles » : données botaniques et description de la placette
- Feuille « Pédologie » : description des horizons (type et épaisseur) et somme cumulée par type d'horizon.
- Feuille « Corresp pédo » : abréviation des variables
- Feuille « Hydro » : relevés des niveaux de nappe.
- Feuille « Corresp esp » : correspondance entre les codes d'espèces végétales de la feuille données avec les noms d'espèces de la BDD du CEN.
- Feuille « Corresp champ » : explication des abréviations des variables



Bordereau de relevé éco-hydrologique

Aout 2020

Date		traitement/contrôle		Schéma transect	
Site		Transect			
ID polygone		Placette			
Point GPS					
				photo placette	
				Photo arbo	

%Substrat à nu		% Litière graminioide		%Litière forestière	
% Herbacée		% bryophytes		Taille moy strate ($\Sigma 5$)	

Espèce	%	Espèce	%	Espèce (arborée)	total	%

Bryophytes	fréquence (0-16)
Calliergonella cuspidata	
Campylium sp.	
Fissidens adianthoides	
Rhizomnium punctatum	
Bryum pseudotriquetrum	
Plagiomnium punctatum	
Kindbergia praelonga	
Climacium dendroides	

Pédologie

pH 10 cm	
pH 50 cm	
pH 100 cm	

Niveau nappe	
--------------	--

Liste des Cahiers d'habitats Natura 2000 (Gaudillat *et al.*, 2002) :

<i>Carex davalliana</i>	<i>Liparis loeselii</i>
<i>Carex viridula</i>	<i>Drosera longifolia</i>
<i>Carex flava</i>	<i>Pinguicula vulgaris</i>
<i>Carex hostiana</i>	<i>Parnassia palustris</i>
<i>Carex pulicaris</i>	<i>Eriophorum latifolium</i>
<i>Schoenus nigricans</i>	<i>Anagallis tenella</i>
<i>Juncus subnodulosus</i>	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>
<i>Epipactis palustris</i>	<i>Cirsium dissectum</i>
<i>Dactylorhiza incartata</i>	<i>Oenanthe lachenalii</i>
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>	<i>Scirpoides holoschoenus</i>
<i>Gymnadenia conopsea</i>	<i>Triglochin palustre</i>
<i>Gymnadenia odoratissima</i>	<i>Eleocharis quinqueflora</i>

Guide des végétations des zones humides de Picardie (espèces supplémentaires) (François *et al.*, 2012) :

Lathyrus palustris
Lysimachia vulgaris
Calamagrostis canescens
Cirsium dissectum
Carex lepidocarpa
Carex panicea

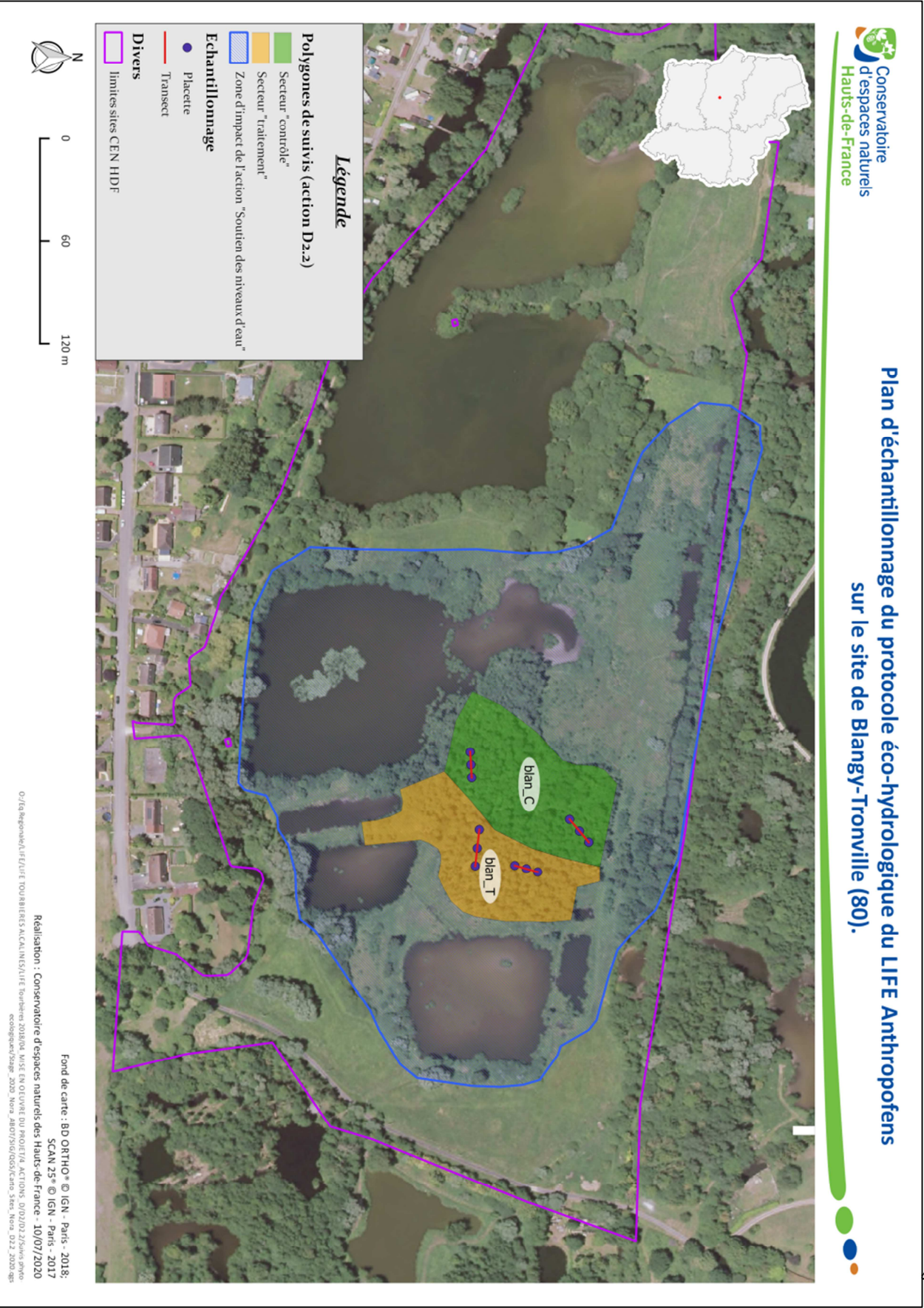
Forme 7230 « Hautes herbes » : *Phragmites australis*, *Thelypteris palustris*, *Peucedanum palustre*.

Bryophytes : *Campylium stellatum/protensum*, *Bryum pseudotriquetrum*, *Fissidens adianthoides*, *Calliergonella cuspidata*.

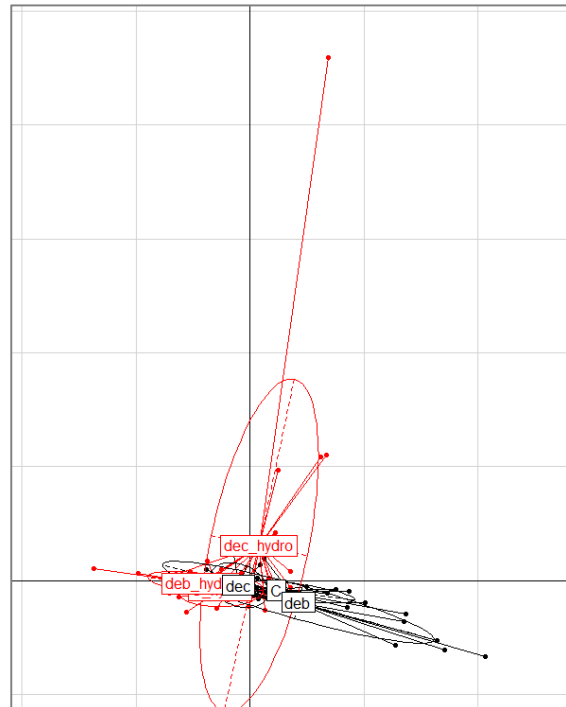
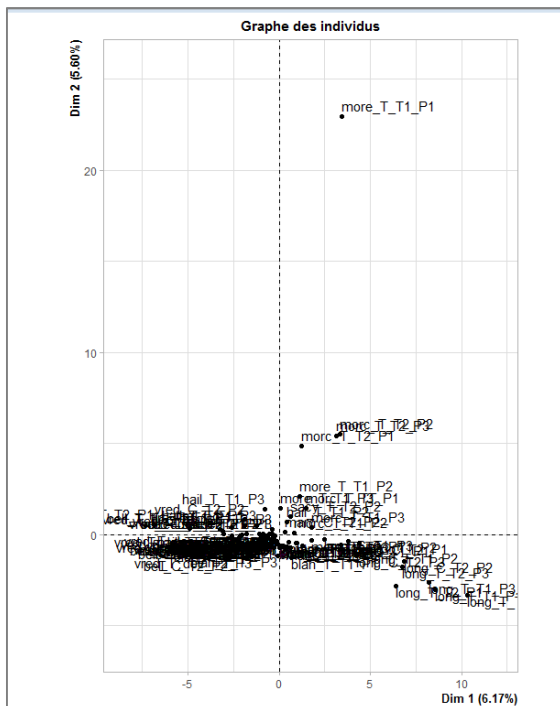
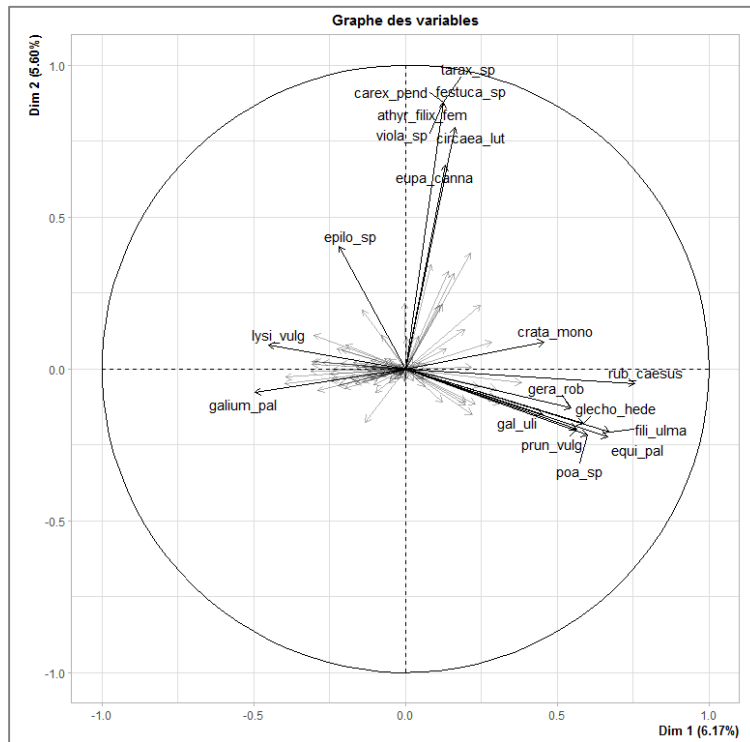
Annexe 6: Liste des espèces floristiques relevées en 2020.

<i>Acer campestre</i>	<i>Glechoma hederacea</i>
<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Hedera helix</i>
<i>Angelica sylvestris</i>	<i>Humulus lupulus</i>
<i>Arum maculatum</i>	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>
<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Hypericum tetrapterum</i>
<i>Berula erecta</i>	<i>Iris pseudacorus</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Juncus subnodulosus</i>
<i>Betula pubescens</i>	<i>Lathyrus palustris</i>
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	<i>Ligustrum vulgare</i>
<i>Calamagrostis canescens</i>	<i>Lycopus europaeus</i>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Lysimachia nummularia</i>
<i>Caltha palustris</i>	<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>Cardamine pratensis</i>	<i>Lythrum salicaria</i>
<i>Carex acutiformis</i>	<i>Mentha aquatica</i>
<i>Carex appropinquata</i>	<i>Mercurialis perennis</i>
<i>Carex elata</i>	<i>Oenanthe crocata</i>
<i>Carex hirta</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>
<i>Carex paniculata</i>	<i>Phragmites australis</i>
<i>Carex pendula</i>	<i>Poa trivialis</i>
<i>Carex pseudocyperus</i>	<i>Populus tremula</i>
<i>Carex riparia</i>	<i>Prunella vulgaris</i>
<i>Carex vesicaria</i>	<i>Prunus avium</i>
<i>Circaea lutetiana</i>	<i>Prunus spinosa</i>
<i>Cirsium arvense</i>	<i>Quercus rubra</i>
<i>Cirsium oleraceum</i>	<i>Ranunculus lingua</i>
<i>Cirsium palustre</i>	<i>Ranunculus repens</i>
<i>Cladium mariscus</i>	<i>Ribes nigrum</i>
<i>Convolvulus sepium</i>	<i>Ribes rubrum</i>
<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Rubus caesius</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Rumex hydrolapathum</i>
<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Salix aurita</i>
<i>Dryopteris cristata</i>	<i>Salix caprea</i>
<i>Dryopteris gr. filix-mas</i>	<i>Salix cinerea</i>
<i>Epilobium hirsutum</i>	<i>Scrophularia auriculata</i>
<i>Epilobium parviflorum</i>	<i>Scutellaria galericulata</i>
<i>Equisetum fluviatile</i>	<i>Sium latifolium</i>
<i>Equisetum palustre</i>	<i>Solanum dulcamara</i>
<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Sonchus palustris</i>
<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Sparganium erectum</i>
<i>Frangula alnus</i>	<i>Stachys palustris</i>
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Symphytum officinale</i>
<i>Galium aparine</i>	<i>Thelypteris palustris</i>
<i>Galium palustre</i>	<i>Thysselinum palustre</i>
<i>Galium uliginosum</i>	<i>Typha angustifolia</i>
<i>Geranium robertianum</i>	<i>Urtica dioica</i>
	<i>Veronica beccabunga</i>
	<i>Viburnum opulus</i>

Annexe 7: Cartographie du plan d'échantillonnage éco-hydrologique du LIFE Anthropofens sur le site de Blangy-Tronville (80).

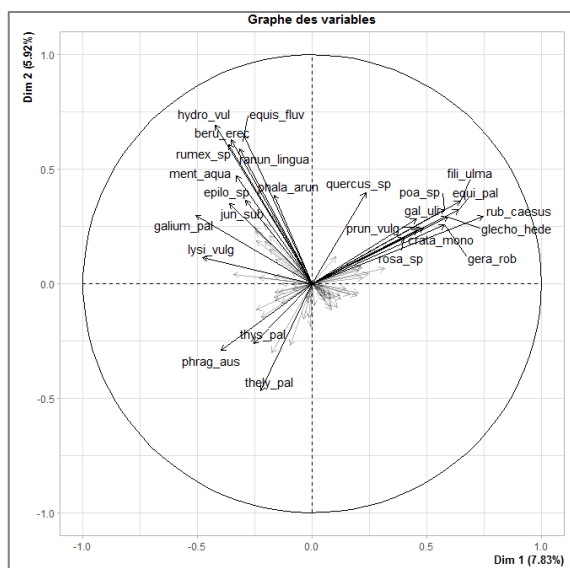


Les ACPs sont représentées après transformation de Hellinger. La première ACP avec toutes les espèces est présentée ci-dessous :

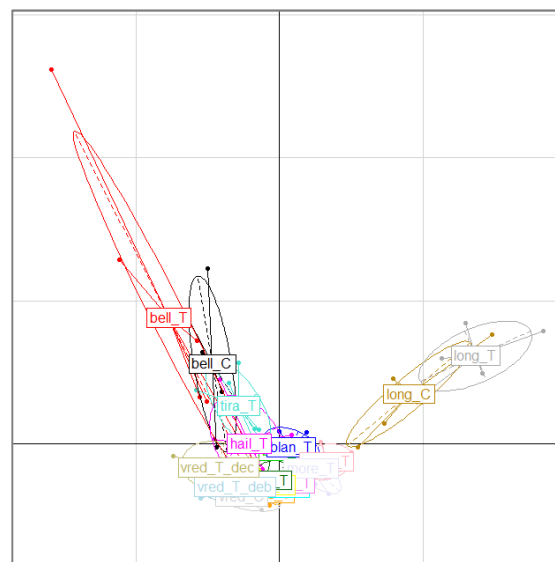


Le graphique des variables montre que l'axe 1 est expliqué par *Carex pendula*, *Festuca sp.*, *Athyrium filix-femina*, *Eupatorium cannabinum*, *Circaea lutetiana*, et l'axe 2 par *Rubus caesius*, *Filipendula ulmaria*, *Poa sp.*, *Equisetum fluviatile*. Ces espèces présentent une occurrence sur seulement 1 relevé, celui de Moreuil. Cette observation est confirmée par le graphique des individus ci-dessous. Il est donc décidé d'appliquer une correction en :

- 1) Enlevant la placette « more_T_T1_P1 », car dès la phase de terrain elle a été identifiée comme aberrante. Les résultats de cette ACP ne sont pas concluants, car bien que les espèces retrouvées uniquement sur la placette « more_T_T1_P1 » sont supprimées, les espèces uniquement retrouvées à Morcourt ressortent également.
- 2) Connaissant la sensibilité des ACP aux espèces rares, les espèces qui apparaissent sur moins de 1 relevé sont supprimées pour cette analyse (20 espèces sur les 116 du tableau d'origine). Cette ACP est donc faite sur 86 espèces végétales.



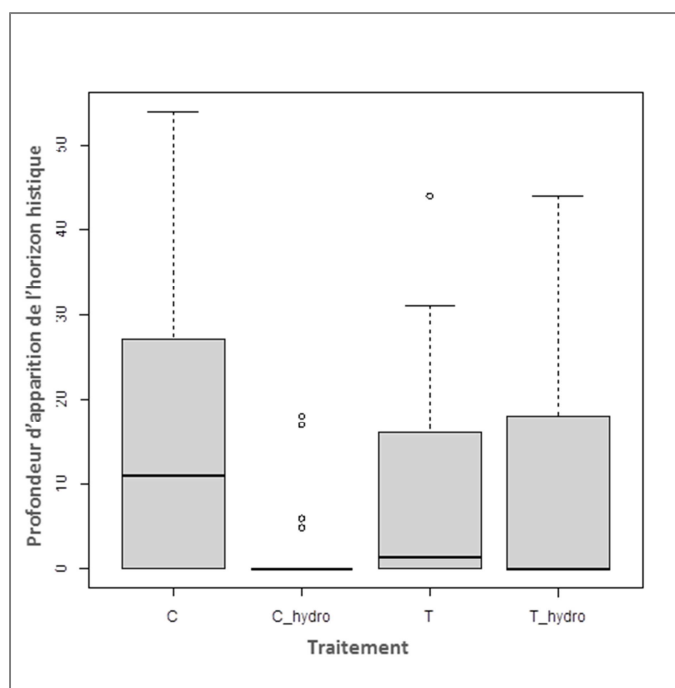
Graphique des variables de l'ACP sur les relevés botaniques (occurrence>1).



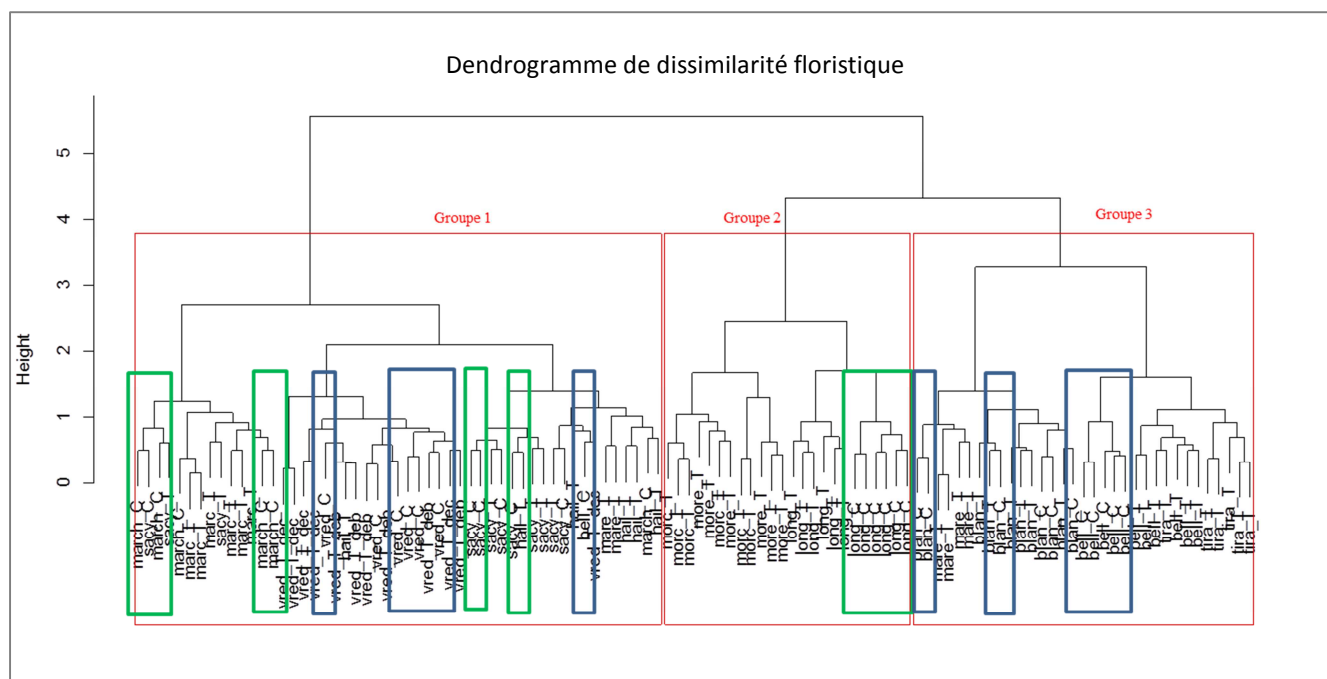
Graphique des individus de l'ACP sur les relevés botaniques (occurrence>1) avec une représentation par secteur (en haut) et par modalité de gestion (en bas).

Le premier axe explique 7,83% et le second 5,92% de l'inertie totale. L'inertie expliquée par chaque axe décroît ensuite très régulièrement (5,39% pour le 3^{ème} axe). Sur le plan factoriel, l'axe 1 oppose les plantes des sols à engorgement temporaire (*Rubus caesius*, *Filipendula ulmaria*, *Equisetum palustre*, ou encore *Glechoma hederacea*) aux plantes adaptées à un engorgement permanent (*Hydrocotyle vulgaris*, *Equisetum fluviatile*, *Mentha aquatica*, ou *Ranunculus lingua*). Le graphique des individus différencie le site de Long le long de l'axe 1 du le site de Belloy sur l'axe 2. Le reste des sites est cependant plus difficile à identifier, s'associant tous plus ou moins aux espèces de 7230 « hautes herbes ».

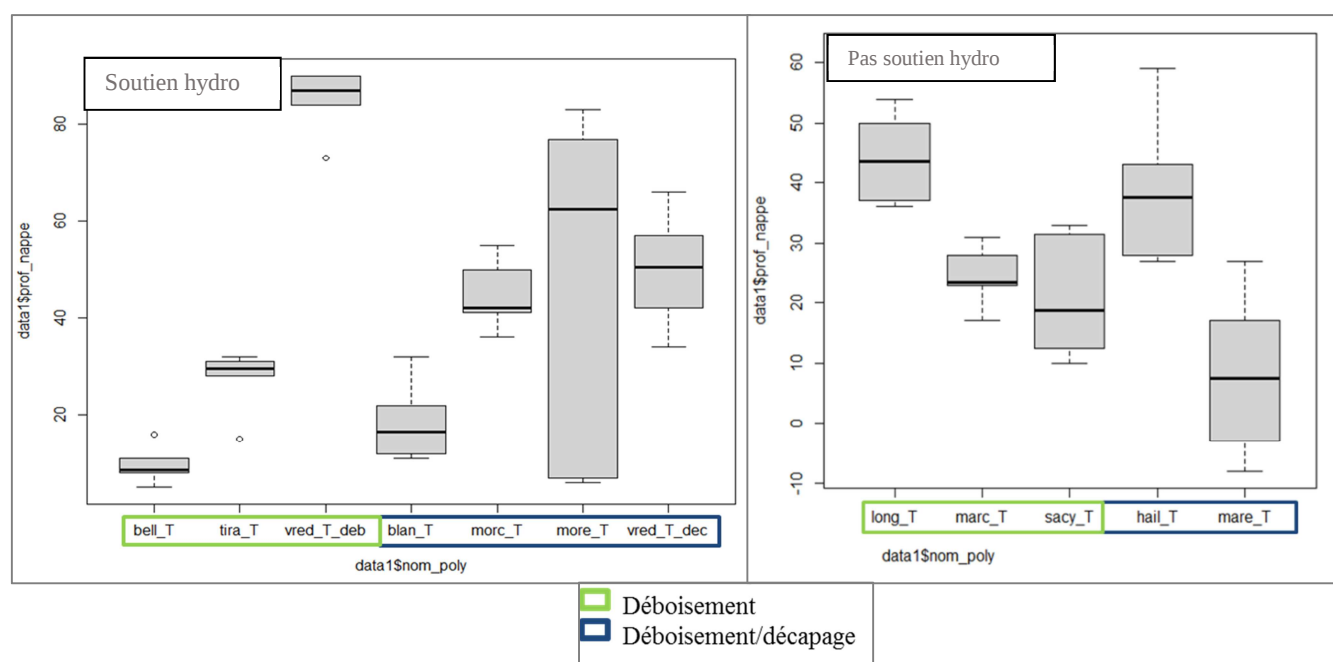
Annexe 9: Profondeur d'apparition de l'horizon histique selon les secteurs du plan BACI.



Annexe 10: Dendrogramme de dissimilarité floristique avec une représentation par secteur (en rouge: groupes significativement différents; en vert: les contrôles "C"; en bleu: les contrôles "C_hydro")



Annexe 11: Profondeur de la nappe selon les sites et les traitements (à gauche avec soutien des niveaux d'eau ; à droite sans soutien)



Les niveaux de nappe pour le mois d'août sont très variables selon les sites, allant de 8 cm au-dessus du sol à 90 cm de profondeur. Mareuil est le seul site qui présente une nappe sub-affleurante sur une partie de son polygone. Le site de Belloy présente une nappe affleurante (10 cm), comme Blangy dont elle se trouve entre 10 et 20 cm. Le secteur à déboiser de Vred à une nappe plus profonde que celui à décapage avec respectivement des profondeurs autour de 90 cm et 50 cm. Morcourt et Long ont une nappe vers 40 cm. Le site de Moreuil présente également sur ce paramètre une grande variabilité (5-80 cm).

Résumé

Les tourbières alcalines représentent un important réservoir de biodiversité, et assurent de nombreuses fonctions écologiques comme la purification de l'eau ou le stockage du carbone. Elles sont dépendantes de bonnes conditions comme une saturation quasi-permanente en eau oligotrophe. Les activités anthropiques des derniers siècles ont profondément modifiées ces conditions, amenant notamment à un assèchement de ces milieux et leur boisement. Le projet LIFE Anthopofens vise à restaurer les conditions qui permettront l'amélioration de 480 ha d'habitats tourbeux sur 13 sites Natura 2000 des Hauts-de-France et de Wallonie. Pour évaluer les restaurations de déboisement ou décapage avec ou sans soutien hydrologique, un suivi écohydrologique suivant un protocole BACI (Before-After-Control-Impact) est mis en place sur les tourbières basses alcalines (UE 7230). Des relevés floristiques, des sondages pédologiques et des poses de piézomètres sont réalisés.

Les résultats montrent que les sites « contrôles » choisis sont pertinents, il faudrait en réaliser au moins deux autres pour un plan d'échantillonnage plus robuste. Les potentiels de restauration ne sont avérés que sur une partie des sites (Blangy, Belloy, Sacy, ...). Les actions de restauration sont globalement adaptées, sauf pour le site de Long où l'objectif de tourbières basses alcalines ne pourra pas être atteint avec le seul déboisement prévu. Dans 5 ans, les sites présenteront un faciès de roselières à *Phragmites australis* et *Thelypteris palustris*, sans assurance de retrouver une forme pionnière à basse herbes par la suite. La gestion mise en place en post-LIFE sera déterminante pour le retour à une forme à basse herbes.

Mots-clés : LIFE ANTHROPOFENS, tourbières basses alcalines (UE 7230), éco-hydrologie, restauration, protocole BACI.

Abstract

Alkaline mires are an important reservoir of biodiversity and perform many ecological functions such as water purification and carbon storage. They are dependent on good conditions such as a quasi-permanent saturation of oligotrophic water. Anthropic activities over the last century have deeply modified these conditions, leading in particular to a drying up of these environments towards afforestation. The LIFE Anthopofens project aims at restoring the conditions that will allow the recovery of 480 ha of peaty habitats on 13 Natura 2000 sites in the Hauts-de-France and Wallonia regions. In order to assess the restoration of tree and top soil removal with or without hydrological management, an ecohydrological monitoring according to a BACI (Before-After-Control-Impact) protocol has been set up on alkaline mires (7230). Floristic and soil surveys are carried out, and piezometers are installed.

The results show that the selected "control" sites are relevant, but at least two supplementary ones should be implemented to improve the sampling design robustness. Restoration potential is only proven on a part of the sites (Blangy, Belloy, Sacy, ...). The overall restoration program is adapted, except for the site of Long where the objective of alkaline mire will not be reached with the only planned tree cutting. In 5 years, sites will present reed-bed with *Phragmites australis* and *Thelypteris palustris*, with no assurance of returning to a short pioneer stage later. The management implemented in post-LIFE will be decisive for the return to a short herbs form.

Key-words : LIFE ANTHROPOFENS, alkaline fens (UE 7230), eco-hydrology, restauration, BACI protocol.