

Stocks de carbone dans les prairies des marais littoraux atlantiques en fonction des végétations, du niveau d'eau et de la gestion agricole



Enora CHAUVIN

Maître de stage : Servane Lemauiel-Lavenant, équipe EcoPEPS « Ecologie des Prairies : des Services Ecosystémiques aux Processus », UMR INRAE - UNICAEN EVA « Ecophysiologie Végétale Agronomie et Nutriments NCS »

Enseignante référente : Caroline Petitjean

Stage réalisé du 4 mars au 26 juillet 2024

Photographie de couverture : prairie à Brouage, le 31 mai 2024, avec au premier plan, une belle mésophile, et en arrière-plan, une baisse hygrophile. E. Chauvin.

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier ma maître de stage, Servane Lemauiel-Lavenant, pour son accompagnement et ses précieux conseils qui m'ont permis de progresser efficacement sur tous les aspects de mon stage (écologie, botanique, statistiques...). Les discussions que nous avons pu avoir tout au long de ces cinq mois auront été très enrichissantes pour moi. Merci de m'avoir fait découvrir les prairies de marais et de m'avoir initiée à l'écologie fonctionnelle et au stockage de carbone dans les sols !

Un grand merci à Nina Taillois, la stagiaire de la stagiaire, pour sa motivation et son aide précieuse. Merci d'avoir mis toute ton énergie pour faire de belles carottes (et les sortir !), d'avoir fait preuve de patience pour venir à bout des tris de sols, et d'avoir été aussi curieuse en botanique. Merci également d'avoir pleinement pris part au projet, c'était un réel plaisir de travailler avec toi dans la bonne humeur pendant trois semaines !

Je remercie également la direction de l'UMR EVA, Philippe Laîné et Philippe Etienne, de m'avoir accueillie pendant ces cinq mois, ainsi que l'ensemble des membres du laboratoire pour m'avoir permis d'évoluer dans une ambiance de travail agréable. Merci à tous ceux qui sont venus m'aider en salle récolte, et notamment Magali et Josiane, ainsi que Véronique, Mona et Juliette pour les tris de sols. Merci à Sophie pour ton efficacité pour toute la partie administrative.

Je tiens aussi à remercier l'équipe de Platin', Emmanuelle, Fanny et Déborah (ma super partenaire de micropesées !) pour toutes les analyses réalisées.

Merci à toutes les personnes extérieures à l'UMR EVA sans qui ce stage n'aurait pas été possible, à commencer par Lilia Mzali et Anne Farruggia, référentes du projet MAVI. Merci également à toute l'équipe de l'Unité expérimentale de Saint Laurent de la Prée pour leur accueil chaleureux, et particulièrement à Vincent Boutifard qui a tout organisé à la perfection pour préparer notre arrivée et nous a accompagnées sur le terrain pour nos premières parcelles (malgré la pluie !). Merci à Faustine Oudin et Victor Turpaud-Fizzala d'avoir pris le temps de répondre à mes questions.

Merci également à mon enseignante référente, Caroline Petitjean, pour son suivi durant mon stage.

Enfin, merci à tous les stagiaires et doctorants que j'ai rencontrés au labo, pour les pauses café/thé/chocolat chaud et les sorties en dehors du travail. Et merci aux membres du bureau des doctorants pour la bonne ambiance qui y règne !

Et pour finir, merci au craquettement des cigognes d'avoir enchanté nos journées sur le terrain !

Table des matières

Remerciements	2
Liste des abréviations	4
Tables des figures	5
Table des tableaux.....	6
Introduction.....	7
Matériel et méthodes.....	12
1. Présentation de la zone d'étude	12
1.2. Histoire géologique	12
1.3. Aménagements des marais par l'Homme	13
1.4. Caractéristiques pédologiques	16
1.5. Climat.....	17
1.6. La gestion de l'eau dans les marais étudiés	18
1.7. Des communautés végétales influencées par l'hydromorphie et la salinité	19
1.8. Choix du positionnement des placettes.....	21
1.9. Gestion agricole des parcelles étudiées	24
1.10. Statuts de protection.....	25
2. Protocole mis en œuvre	27
2.1. Récolte des données sur le terrain.....	27
2.2. Relevés de végétation	29
2.3. Etude des traits fonctionnels.....	30
2.4. Analyses de teneurs en carbone du sol : SOM, SOC, HWC.....	30
2.5. Traitements statistiques.....	32
Résultats	33
1. Données floristiques.....	33
2. Profils de sols.....	35
3. Teneurs en matière organique du sol	37
4. Teneurs en carbone organique (SOC) et carbone labile (HWC)	38
5. Traits fonctionnels	38
Discussion	39
Conclusion et perspectives.....	41
Références bibliographiques	42
Annexe.....	47
Résumé.....	48

Liste des abréviations

C : Carbone

_{cwm}LNC : Community Weighted Mean Leaf Nitrogen Content

_{cwm}SLA : Community Weighted Mean Specific Leaf Area

F : Feuchtzahl, indice d'humidité d'Ellenberg

HWC : Hot-Water extractable Carbon, carbone soluble extrait à l'eau chaude

LNC : Leaf Nitrogen Content, teneur en azote des feuilles

MO : Matière Organique

N : Azote

PAC : Politique Agricole Commune

PNR : Parc Naturel Régional

RNR : Réserve Naturelle Régionale

S : Salz, indice de salinité d'Ellenberg

SIC : Soil Inorganic Carbon, carbone minéral du sol

SOC : Soil Organic Carbon, carbone organique du sol

SOM : Soil Organic Matter, matière organique du sol

STC : Soil Total Carbon, carbone total du sol

SLA : Specific Leaf Area, surface spécifique foliaire

TETRAE : Transition en Territoires de l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement

ZNIEFF : Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique floristique et faunistique

Tables des figures

Figure 1 : Représentation simplifiée du cycle du C en prairie permanente. Les flèches noires et rouges symbolisent respectivement les entrées et les sorties de C dans le sol (Tasset, 2018).....	8
Figure 2 : Carte localisant les marais littoraux atlantiques (d'après Corlay, 1986) ; les trois marais étudiés sont encadrés en couleur	12
Figure 3 : Etendue du golfe des Pictons vers 4500 av. J.-C. (source : Médiathèque du Parc interrégional du Marais poitevin)	13
Figure 4 : Schéma du fonctionnement hydraulique d'un marais, exemple du Marais Poitevin, d'après Bouzillé (1992)	14
Figure 5 : Carte illustrant le modèle baisses-belles dans le marais de Brouage	15
Figure 6 : Représentation schématique des principales formes de marais rencontrées dans le marais de Rochefort.....	16
Figure 7 : Représentation schématique des relations sol-eau dans les marais argileux non drainés fin juin (Kernéis et al., 2007)	17
Figure 8 : Température et pluviométrie mensuelles à Saint Laurent de la Prée, données Météo France	18
Figure 9 : Cartes illustrant la répartition de la gestion de l'eau par différents acteurs pour chaque casier hydraulique sur les marais de a) Saint Laurent de la Prée et b) la Vacherie	19
Figure 10 : Cartes illustrant les variations de relief au sein des parcelles étudiées a) à la Vacherie et b) à Saint Laurent de la Prée	19
Figure 11 : Schéma du modèle biologique d'organisation spatiale des prairies communales, figure extraite de Loucougaray (2003), d'après Bouzillé (1992) et Tournade (1993)	20
Figure 12 : Carte illustrant le positionnement des placettes à La Vacherie	21
Figure 13 : Carte illustrant le positionnement des placettes à Saint Laurent de la Prée.....	22
Figure 14 : Positionnement des placettes selon un gradient topographique sur le marais de Brouage a) carte en vue aérienne et b) représentation schématique suivant le modèle « baisses – belles »	23
Figure 15 : Statuts de protection et connaissances des territoires a) du Marais Poitevin et b) des marais de Rochefort et de Brouage	27
Figure 16 : Schéma illustrant les différents relevés effectués sur une placette.....	28
Figure 17 : Exemple de positionnement d'une placette, à Brouage. Les piquets rouges correspondent au début de chacun des quadrats de végétation.	29
Figure 18 : Carrotière (à gauche) et tarière (à droite) utilisées sur le terrain.....	29
Figure 19 : Exemple de délimitation des quadrats sur lesquels sont réalisés les relevés de végétation et le prélèvement des limbes pour les traits fonctionnels	29
Figure 20 : Photographie du planimètre utilisé pour mesurer les surfaces foliaires	30
Figure 21 : A) Four à moufle et B) échantillons avant (à gauche) et après (à droite) passage au four à moufle..	31
Figure 22 : Préparation des échantillons pour l'analyse du C labile (HWC) : A) bain-marie à 80°C puis B) centrifugation puis C) filtration et enfin D) séchage sur Chromosorb	32
Figure 23 : Représentation des espèces (A) et des relevés (B) dans l'espace défini par les deux premiers axes de l'ACP cumulant 18,7% de l'inertie. Les coefficients d'Ellenberg pour la salinité (S) et pour l'humidité édaphique (F) ont été ajoutés en tant que variables illustratives (vecteurs en pointillés bleus).	33
Figure 24 : Représentation des espèces (A) et des relevés (B) de l'ACP avec les végétations hygrophiles et mésohygrophiles, dans l'espace défini par les dimensions 1 et 2 cumulant 25,42% de l'inertie	34
Figure 25 : Schémas des profils pédologiques réalisés sur les 15 placettes	36
Figure 26 : Teneurs en matière organique des 15 premiers centimètres du sol (SOM : Soil Organic Matter) exprimées en pourcentage de sol sec sur les 15 placettes étudiées, calculées à partir de cinq réplicats. Jaune : végétations mésophiles ; vert : végétations mésohygrophiles ; bleu : végétations hygrophiles. Les lettres correspondent aux résultats de comparaison de moyennes. Deux moyennes ne partageant pas de lettre commune sont significativement différentes à $p < 0,05$	37
Figure 27 : Représentation des teneurs en matière organique des sols (SOM) en fonction du SLA des communautés végétales (c_{wmSLA}). Jaune : végétations mésophiles ; vert : végétations mésohygrophiles ; bleu : végétations hygrophiles. Les barres d'erreur représentent les erreurs standard.	38

Table des tableaux

<i>Tableau I : Synthèse des caractéristiques de chaque placette</i>	<i>23</i>
<i>Tableau II : Récapitulatif des mesures agroenvironnementales et climatiques mises en place sur les parcelles étudiées. F : prairie fauchée ; P : prairie pâturée</i>	<i>25</i>
<i>Tableau III : Récapitulatif des différents statuts de protection sur les parcelles étudiées.....</i>	<i>26</i>
<i>Tableau IV : Correspondance des noms complets des espèces végétales avec les codes utilisés dans les ACP</i>	<i>33</i>

Introduction

Les prairies de marais constituent des agroécosystèmes clés fournissant aux territoires et sociétés humaines des services écosystémiques variés. Selon le Millennium Ecosystem Assessment (2005), les services écosystémiques se répartissent en quatre catégories : services de support, d’approvisionnement, de régulation et services culturels.

Les prairies de marais offrent de nombreux services de **support**, elles accueillent une biodiversité animale et végétale remarquable, notamment des espèces végétales tolérantes aux inondations et dans certains cas à la présence de sel, et des oiseaux limicoles (Bouzillé *et al.*, 2001; Durant *et al.*, 2008; Lemauvriel-Lavenant & Sabatier, 2017). Parmi les services d’**approvisionnement**, les prairies de marais produisent du fourrage destiné à l’alimentation des troupeaux d’élevage (Tasset, 2018; Pacé & Bonis, 2022). Les prairies humides offrent des services de **régulation**, en jouant un rôle de tampon hydrique permettant un contrôle des inondations (Maltby & Acreman, 2011) et une atténuation des sécheresses (Bullock & Acreman, 2003; Wu *et al.*, 2023). A l’échelle mondiale, les zones humides sont considérées comme de véritables filtres qui améliorent la qualité de l’eau en prévenant les risques de pollution (Maltby & Acreman, 2011). Les marais participent ainsi à la réduction de la teneur en nitrate dans les eaux circulantes, grâce à un prélèvement efficace du nitrate par la végétation et à une saturation en eau du sol favorisant les processus de dénitrification (Bonis *et al.*, 2008; Martínez-Espinosa *et al.*, 2021). Par ailleurs, en tant que prairies permanentes, les prairies de marais participent de façon importante au stockage de carbone puisque leurs sols présentent des teneurs en carbone organique plus élevées que les sols cultivés et forestiers (Martin *et al.*, 2011; Huguenin-Elie *et al.*, 2019). Enfin, les prairies de marais fournissent des services **culturels** puisqu’elles façonnent les paysages, supports d’un tourisme basé sur la nature et fondé sur des activités telles que la randonnée, la chasse ou encore la pêche (Gearey, 2024).

Dans un écosystème prairial, le carbone entre via la fixation du CO₂ atmosphérique lors de la photosynthèse (Figure 1). Il est utilisé pour la croissance des organes aériens, exportés en partie lors de la fauche ou du pâturage, et des organes souterrains, et est par la suite incorporé dans le sol sous forme de litière et de composés organiques rhizodéposés. Le carbone est décomposé plus ou moins rapidement par les micro-organismes du sol, et rejeté vers l’atmosphère via la respiration sous forme de CO₂ (Soussana *et al.*, 2004). En prairie humide, les conditions d’anoxie limitent la biomasse et la diversité microbienne et de ce fait la respiration de ce carbone par les micro-organismes (Boye *et al.*, 2017). Or le stockage de carbone dans un système dépend du bilan entre les entrées et les sorties de C. Les conditions anoxiques ralentissent la sortie de carbone de l’écosystème et favorisent un bilan positif donc le stockage de carbone dans les sols (Mitra *et al.*, 2005; Kayranli *et al.*, 2010).

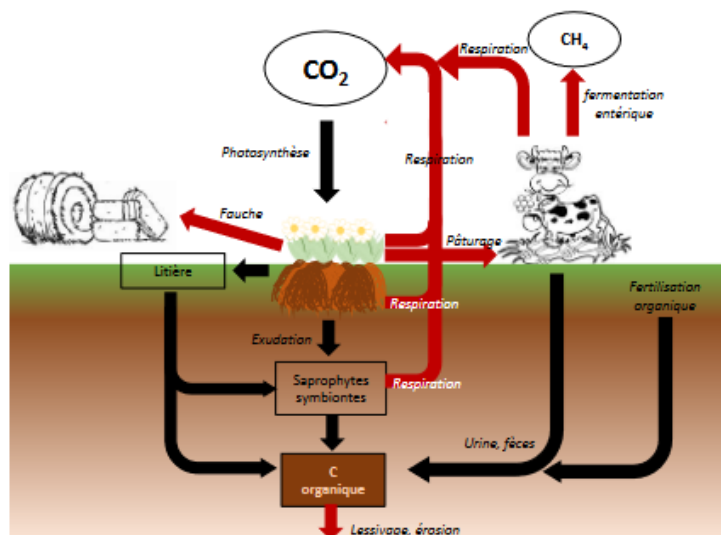


Figure 1 : Représentation simplifiée du cycle du C en prairie permanente. Les flèches noires et rouges symbolisent respectivement les entrées et les sorties de C dans le sol (Tasset, 2018).

La **matière organique du sol** (SOM : Soil Organic Matter) correspond à l'ensemble des composés organiques à différents stades de décomposition, incluant des polysaccharides, de la lignine, des composés aliphatiques, des tanins, des lipides, des protéines ainsi que des acides aminés (Stockmann *et al.*, 2013). Elle provient de la litière issue des parties aériennes et souterraines de la végétation, ainsi que de la biomasse microbienne et de la faune du sol.

La matière organique est composée en partie de carbone, teneur généralement estimée à 58% (Stockmann *et al.*, 2013). Ce **carbone organique du sol** (SOC : Soil Organic Carbon) est réparti en différents pools selon la vitesse de minéralisation de la matière organique. Le **carbone labile** est minéralisé rapidement et a un temps de résidence moyen de quelques années voire dizaines d'années (Cao *et al.*, 2017). Il a donc un rôle clé dans les flux de CO₂ du sol vers l'atmosphère. La fraction labile du carbone du sol peut être analysée par différentes approches, et notamment par une extraction à l'eau chaude (HWC : Hot-Water extractable C). Cette fraction correspond au carbone labile qui est présent dans la solution du sol ou faiblement adsorbé. Ce carbone a été digéré par les microorganismes du sol, ou est issu des exsudats et lysats racinaires (Leinweber *et al.*, 1995). Contrairement au carbone labile, le carbone récalcitrant est minéralisé lentement et son temps de résidence est de l'ordre de la centaine voire du millier d'années (Cao *et al.*, 2017). Le carbone récalcitrant est issu de molécules à structure irrégulière, masse moléculaire élevée et/ou à structure aromatique. Il est protégé par des processus physico-chimiques stabilisateurs tels que (i) l'inaccessibilité spatiale du C aux microorganismes, en raison notamment de son enfermement au sein d'agrégats ou (ii) l'adsorption sur des surfaces minérales via des ions métalliques (Fe³⁺, Al³⁺, Mg²⁺, Ca²⁺), formant des complexes argilo-humiques (Lützow *et al.*, 2006). Ce pool de carbone récalcitrant est responsable de la stabilisation à long terme du carbone dans les sols.

Le cycle du carbone dans la prairie est lié à son fonctionnement et dépend à la fois de l'activité photosynthétique et de la qualité des tissus végétaux qui seront incorporés au sol via la litière. La communauté végétale peut être analysée par sa composition floristique mais aussi fonctionnelle. Les **traits fonctionnels** sont des caractéristiques morpho-physio-phénologiques qui affectent les performances de la plante, c'est-à-dire sa croissance, sa reproduction ou sa survie (Violle *et al.*, 2007).

Les traits fonctionnels sont ainsi liés à des fonctions intrinsèques de la plante. Par exemple, le **SLA** (*Specific Leaf Area*, ou surface spécifique foliaire) est un bon indicateur des capacités photosynthétiques de la plante et de son potentiel de croissance (Wright *et al.*, 2004). Le **LNC** (*Leaf Nitrogen Content*, ou teneur en azote des limbes) est également corrélé aux capacités photosynthétiques de la plante (Wright *et al.*, 2004). SLA et LNC sont positivement corrélés entre eux. Deux stratégies opposées ont été mises en évidence sur la base de ces traits foliaires par Wright *et al.* (2004) : d'une part, des espèces à fort SLA et fort LNC sont dites « exploitatives », et d'autre part des espèces à faible SLA et faible LNC sont dites « conservatives ». Les espèces exploitatives optimisent leur surface foliaire photosynthétique et ont donc des tissus moins résistants, elles ont une croissance et une assimilation des ressources rapides. Au contraire, les espèces conservatives présentent des faibles vitesses de croissance et optimisent la conservation des ressources, grâce à leurs tissus résistants et à longue durée de vie. Les traits foliaires, mesurés à l'échelle des individus des différentes espèces peuvent être extrapolés à l'échelle de la communauté en pondérant les traits des espèces par leur proportion dans la communauté végétale pour obtenir des cwm traits (community weighted mean traits).

La **gestion agricole** des prairies est susceptible d'impacter le stockage de carbone dans le sol ainsi que la diversité des communautés végétales via différents leviers. Gilmullina *et al.* (2020) ont montré qu'un régime de pâturage, en comparaison à un régime de fauche, favorise le stockage de carbone dans le sol. En effet, en cas de pâturage, les entrées de carbone, à la fois issu de la litière végétale et des rejets animaux (fèces), sont plus importantes et plus diversifiées, ce qui assure une plus grande disponibilité de substrats pour les micro-organismes du sol et favorise la formation de produits microbiens contribuant au stockage de C. Par ailleurs, comme l'intensité de prélèvement par les animaux varie dans l'espace, le pâturage est à l'origine d'une mosaïque de patchs de végétation, différant par leur composition floristique. Cela induit une hétérogénéité spatiale de la végétation à l'échelle de la parcelle, et favorise la diversité floristique (Marion *et al.*, 2010; Gaujour *et al.*, 2012). Il faut toutefois noter que l'effet du pâturage sur la diversité végétale dépend de l'**intensité des perturbations**. Une faible intensité de pâturage est caractérisée (i) par une faible défoliation réduisant la compétition pour la lumière (Grace & Jutila, 1999) et (ii) par un faible piétinement créant des ouvertures favorables au recrutement de nouvelles espèces (Bullock *et al.*, 1994; Lavorel *et al.*, 1994; Vítová *et al.*, 2017). Au contraire, une forte intensité de pâturage élimine les espèces intolérantes au pâturage et réduit la diversité végétale. Ainsi, la diversité végétale est maximale pour des niveaux de perturbation intermédiaires (Grime, 1973; Gao & Carmel, 2020). L'intensité de la perturbation affecte également la diversité fonctionnelle. Louault *et al.* (2005) ont montré qu'une intensification de la défoliation favorise les espèces exploitatives, à hauteur importante, surface foliaire (SLA) et contenu en azote dans les feuilles (LNC) élevés. Ces espèces sont à l'origine d'une litière à faible ratio C:N et faible teneur en lignine, qui est donc rapidement décomposée par les bactéries du sol (Soussana & Lemaire, 2014). Par conséquent, en contexte tempéré, les sorties de C vers l'atmosphère augmentent et donc le stockage de carbone dans les sols diminue avec l'intensité de la défoliation (Abdalla *et al.*, 2018).

La composition des communautés végétales est gouvernée par des filtres environnementaux qui sélectionnent des espèces adaptées à un habitat particulier (Díaz *et al.*, 1998). En conditions humides, la saturation en eau du sol induit des conditions anoxiques dans la rhizosphère qui sélectionnent des espèces tolérantes à ce stress. Ces espèces adaptées à l'inondation dominent les zones topographiques basses, longuement inondées, tandis qu'elles sont concurrencées par des espèces plus généralistes dans les zones plus élevées et rarement inondées (Kotowski *et al.*, 2006).

Certains traits fonctionnels peuvent prédire les variations de richesse spécifique selon un gradient d'inondation (Violle *et al.*, 2011). Ces auteurs ont montré, dans le Marais Poitevin, qu'à l'échelle de la communauté, SLA augmente avec la hauteur maximale de l'eau au moment de l'inondation. Un SLA plus élevé permet de meilleurs échanges gazeux en cas de submersion et ainsi une plus grande capacité à résister aux inondations (Mommer *et al.*, 2006). Par ailleurs, dans un environnement humide, la compétition pour la lumière surpasse la compétition pour l'acquisition de l'eau du sol, ce qui sélectionne des espèces à hauteur importante (de Bello *et al.*, 2012). Ainsi, la **gestion hydraulique** des prairies de marais, en jouant sur la durée d'inondation, est susceptible d'affecter la composition des communautés ainsi que ses caractéristiques fonctionnelles.

La conservation des prairies de marais et des services qu'elles rendent ne peut se faire sans une préservation de l'activité d'élevage extensif (Lemauviel-Lavenant & Sabatier, 2017). Le pâturage et/ou la fauche constituent des perturbations régulières empêchant l'installation de ligneux et permettant ainsi de maintenir ces milieux ouverts. Cependant, ces habitats sont menacés dans toute l'Europe, soit du fait de l'intensification de l'usage des sols, par exemple retournement des prairies au profit de cultures céréalières, soit de la déprise agricole (Poschlod *et al.*, 2005; Henle *et al.*, 2008). En effet, la submersion hivernale ainsi que la faible portance du sol contraignent leur exploitation, incitant les agriculteurs à abandonner ces parcelles ou à les drainer. D'autre part, ces écosystèmes sont particulièrement vulnérables au changement climatique. A l'échelle mondiale, l'augmentation des températures, les variations saisonnières des précipitations et la fréquence plus importante des événements extrêmes, sécheresses et inondations, menacent d'altérer le régime hydraulique et les communautés végétales des prairies de marais (Joyce *et al.*, 2016). Les différents acteurs de ces espaces, c'est-à-dire les éleveurs, les agriculteurs céréaliers et ceux irrigant leurs cultures, les naturalistes ou encore les chasseurs, ont des attentes différentes vis-à-vis de la gestion de l'eau, parfois sources de tensions. Dans les marais littoraux atlantiques, les éleveurs demandent un niveau d'eau suffisamment élevé en été, ce qui est en accord avec les attentes des naturalistes puisqu'une inondation prolongée des « baisses », les zones de topographie plus faible, est favorable à la nidification des oiseaux d'eau. Cependant, certains agriculteurs ont recours à l'irrigation et les chasseurs prélèvent de l'eau dans le réseau pour maintenir le niveau d'eau de leurs tonnes, ce qui pourrait entrer en conflit avec les éleveurs et les naturalistes dans un contexte de diminution de la ressource en eau (Kernéis *et al.*, 2007). C'est pour répondre à ce défi de maintenir des marais vivants, où cohabitent « les hommes et leurs activités, les plantes et les animaux spécifiques de cet écosystème » (www.tetrae.fr/les-projets/mavi) que le projet TETRAE (Transition en Territoires de l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement), INRAE - Région Nouvelle Aquitaine « MAVI » a été lancé.

Le projet MAVI s'ancre dans le territoire des marais littoraux atlantiques, et plus précisément sur les marais de Brouage, de Rochefort, et sur le Marais Poitevin. Il vise à répondre à trois objectifs scientifiques principaux (www.tetrae.fr/les-projets/mavi) :

- (i) Produire des connaissances sur les interactions entre biodiversité et séquestration du carbone, dans un contexte de réduction de la ressource hydrique ;
- (ii) Co-concevoir des pratiques agro-pastorales et de gestion durable de l'eau qui favorisent la biodiversité et le stockage de carbone tout en pérennisant l'activité d'élevage ;

- (iii) Comprendre les conditions de pérennisation des circuits courts et de proximité et leur durabilité.

MAVI est un projet de Recherche-Action, pour la partie recherche il regroupe neuf équipes scientifiques : UE DSLP (INRAE), Laboratoire Littoral Environnement et Sociétés LIENSs (Université de La Rochelle), Feed and Food (Bordeaux Sciences Agro), UMR GEOLAB (CNRS – Université de Clermont-Ferrand), UMR EVA (INRAE – Université de Caen Normandie), UMR Agronomie (INRAE – AgroParisTech – Université Paris Saclay), UMR SADAPT (INRAE – AgroParisTech), UR EABX (INRAE), et UMR SAS (INRAE – Institut Agro).

Ce stage s'inscrit dans le cadre du volet de recherche 1 du projet MAVI, qui vise à évaluer et suivre l'évolution de la biodiversité et de la dynamique du carbone, sous l'effet de différentes stratégies de gestion de l'eau. Ce volet de recherche est centré sur la production de connaissances biotechniques.

L'objectif de ce stage est d'analyser l'effet du facteur immersion et de la gestion agricole sur le stockage de carbone et l'accueil de la biodiversité végétale, deux services écosystémiques rendus par les prairies des marais littoraux atlantiques. Pour cela, 15 parcelles ont été sélectionnées selon une gamme de conditions hydriques variées. Des analyses de teneurs en C (SOM, SOC et HWC) ont été menées à partir d'échantillons de sol prélevés sur ces 15 parcelles, et des relevés floristiques ont été réalisés sur le terrain. Des limbes ont également été prélevés sur les parcelles afin d'étudier la composition fonctionnelle des communautés (SLA et LNC). L'effet des conditions d'inondation sur la végétation est étudié d'une part sur la composition des communautés végétales, et d'autre part, sur leurs caractéristiques fonctionnelles. Enfin, ce travail a pour objectif l'étude de l'effet de l'intensité de l'hydromorphie et de la gestion agricole en régime de fauche ou pâturage sur les teneurs en matière organique des sols.

Matériel et méthodes

1. Présentation de la zone d'étude

Avec une superficie d'environ 205 000 ha, les marais littoraux atlantiques s'étendent de l'estuaire de la Vilaine à la Gironde et représentent 70% de la superficie totale des zones humides côtières en France (Corlay, 1986). La zone d'étude est composée de trois marais littoraux atlantiques, répartis sur les départements de la Vendée et de la Charente Maritime (Figure 2) :

- le marais de La Vacherie, situé dans le marais Poitevin ;
- le marais de Saint Laurent de la Prée, appartenant aux marais de Rochefort ;
- le marais de Brouage

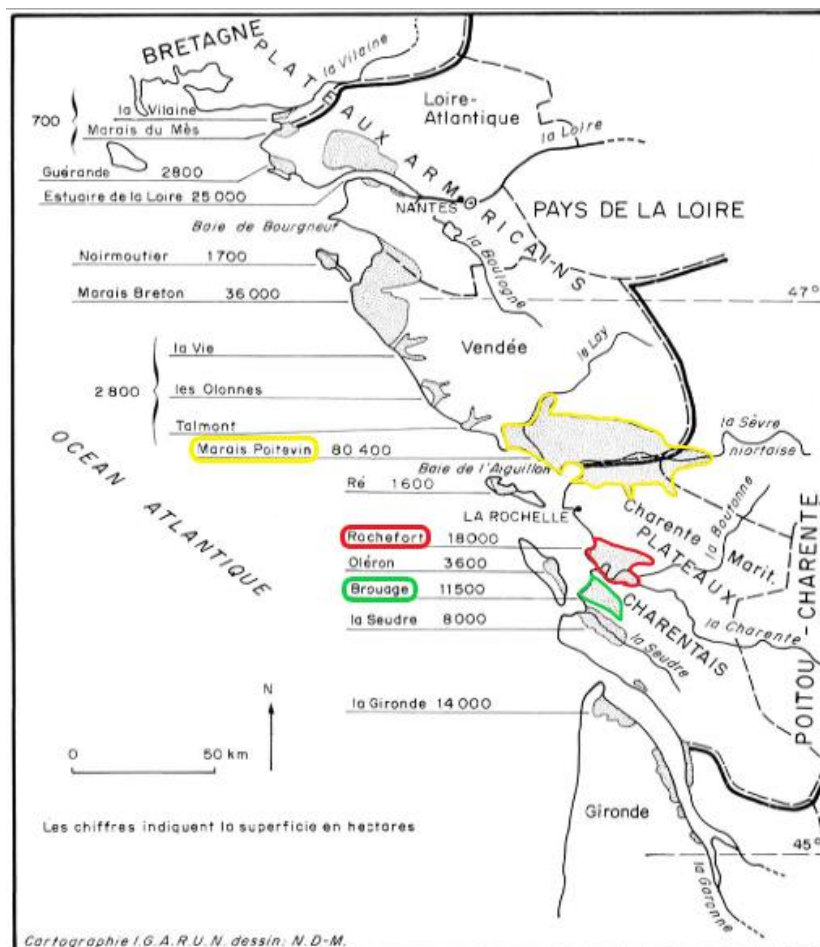


Figure 2 : Carte localisant les marais littoraux atlantiques (d'après Corlay, 1986) ; les trois marais étudiés sont encadrés en couleur

1.2. Histoire géologique

Lors de la transgression flandrienne du début de l'Holocène, l'actuel marais Poitevin était recouvert par le golfe marin des Pictons, et les marais de Rochefort et de Brouage par le golfe marin des Santons (Jambu & Nijs, 1966; Kernéis *et al.*, 2007). Le golfe des Pictons a atteint sa dernière avancée vers 4500 avant J.-C. (Figure 3), avant d'être comblé progressivement par deux apports de sédiments, l'un d'origine marine et l'autre d'origine fluviale. C'est au Moyen-Age qu'il a été complètement isolé par la formation d'une succession de cordons dunaires (Talbot-Marsac & Bakka-

Lagarde, 1999). L'évolution du golfe marin des Santons, plus petit que le golfe des Pictons, est moins documentée, mais il a vraisemblablement été comblé de la même manière.

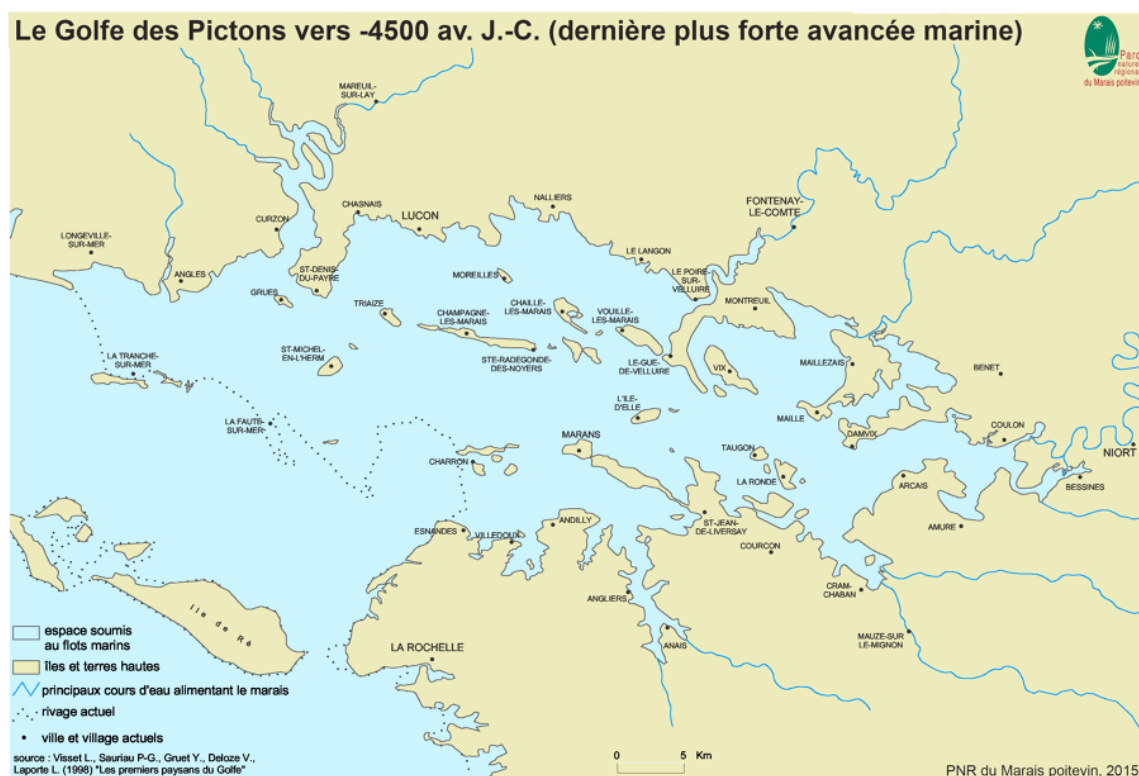


Figure 3 : Etendue du golfe des Pictons vers 4500 av. J.-C. (source : Médiathèque du Parc interrégional du Marais poitevin)

1.3. Aménagements des marais par l'Homme

Les trois marais étudiés ont été progressivement aménagés par l'Homme et sont le résultat de plusieurs phases de travaux, qui ont commencé à partir du Moyen-Age.

Le marais Poitevin

L'aménagement du marais Poitevin a débuté au X^e siècle, sous l'impulsion de moines. Ceux-ci ont mené des travaux de dessèchements, visant à gagner des terres sur les prés salés (Bouzillé, 1992). Des digues ont été construites pour séparer les parcelles de la mer d'une part et du bassin versant d'autre part, délimitant les premiers casiers hydrauliques, c'est-à-dire des unités de marais homogènes dans leur gestion de l'eau (Figure 4). Des réseaux de canaux et fossés ont été créés pour permettre la circulation de l'eau au sein d'un casier hydraulique et relier les différents casiers hydrauliques entre eux. En hiver, les portes à flots qui empêchent l'entrée de l'eau de mer sont ouvertes à marée basse afin de permettre l'évacuation des eaux de pluie excédentaires. En été, elles sont toujours fermées pour maintenir un certain niveau d'eau dans les fossés. La délimitation de casiers hydrauliques a progressivement progressé vers l'intérieur des terres, formant le territoire des **marais desséchés**. Ces marais sont aussi qualifiés de marais plats, le seul relief étant lié à la présence de « baisses » issues des anciens chenaux naturels du golfe des Pictons.

Les digues des marais desséchés limitent l'écoulement des eaux en provenance du bassin versant vers la mer. Ces eaux se répandent donc en amont des marais desséchés, dans une zone où s'étalent les crues. Ce territoire, inondable par les eaux du bassin versant, est qualifié de **marais mouillé** (ou « Venise verte »). A partir du XIX^{ème} siècle, sous Napoléon, des fossés et canaux ont été aménagés pour faciliter l'écoulement des eaux.

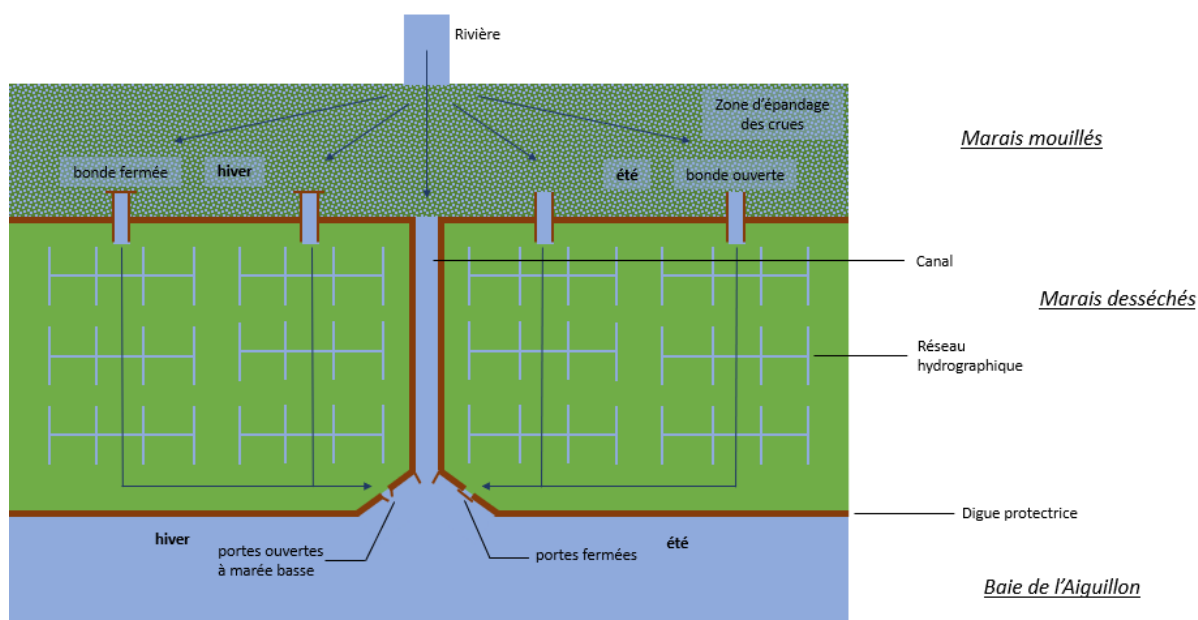


Figure 4 : Schéma du fonctionnement hydraulique d'un marais, exemple du Marais Poitevin, d'après Bouzillé (1992)

Aujourd'hui, les marais desséchés sont principalement utilisés pour l'élevage (bovin et équin) souvent extensif sur les prairies permanentes. Les fossés, en plus de permettre la circulation de l'eau dans les prairies, servent de clôture et d'abreuvoir pour les animaux. Des cultures (blé, colza, maïs, tournesol) sont également mises en place sur les terres les plus drainées du marais desséché. Le marais mouillé est aujourd'hui occupé par des boisements humides (populiculture notamment) ainsi que par l'élevage extensif.

Le marais de Brouage

L'histoire du marais de Brouage est marquée par l'exploitation du sel. Dès le IX^{ème} siècle, des bassins ainsi que des bossis, talus séparant les bassins, et des canaux ont été aménagés en bordure du continent, formant les premières salines (Regrain, 1977). De nouvelles salines ont progressivement été créées à la suite des précédentes, étendant la zone de production de sel vers la mer. La production de sel a atteint son apogée aux XIV^{ème} et XV^{ème} siècles, avant d'être progressivement abandonnée à partir du XVII^{ème} siècle car les salines étaient devenues insalubres, en raison du développement d'insectes vecteurs de maladies comme le paludisme.

A partir du début du XIX^{ème} siècle, des travaux d'assainissement ont été menés et les anciennes parcelles salicoles ont été converties en prairies pour l'élevage extensif. Les prairies des anciens marais salants sont ainsi marquées par un microrelief variable, composé de dépressions

inondables, appelées « baisses », suivies de pentes puis de replats, ou « belles ». Une baisse sur deux est connectée au fossé et est donc en permanence alimentée par l'eau du fossé (Figure 3Figure 5).

Ces anciens marais issus de l'activité salicole sont qualifiés de **marais gâts**.

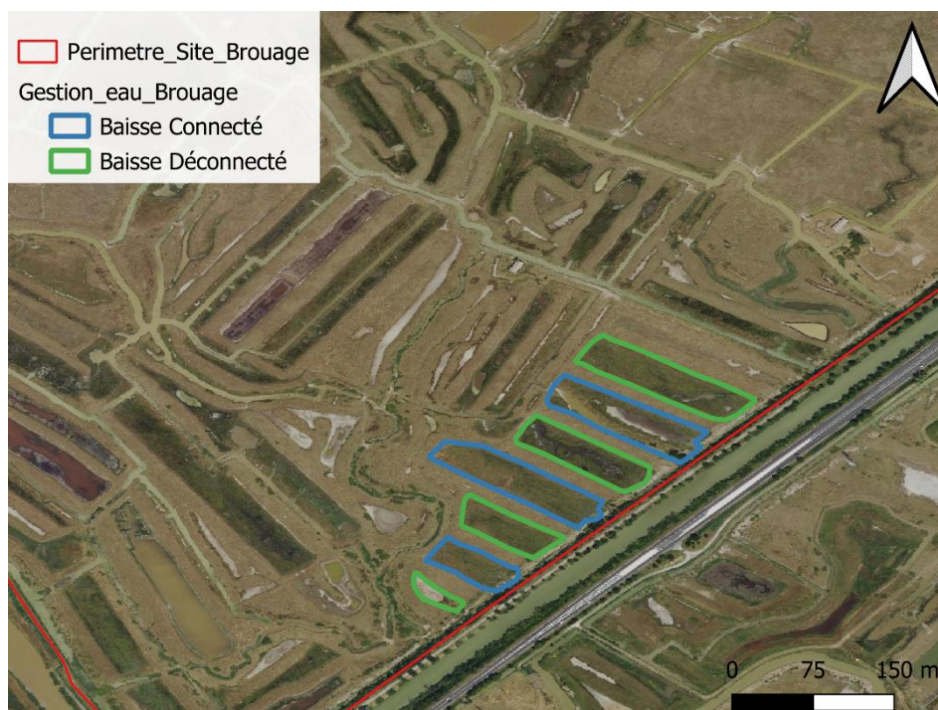


Figure 5 : Carte illustrant le modèle baisses-belles dans le marais de Brouage

Le marais de Rochefort

Le marais de Rochefort représente un cas intermédiaire entre le marais de Brouage et le marais Poitevin. En effet, on y rencontre d'anciens marais salants (ou marais gâts) dont certains ont été nivelés, mais aussi des marais desséchés et quelques marais mouillés (Figure 6). Les parcelles étudiées à Saint Laurent de la Prée se situent dans un marais desséché. Une première phase de travaux de dessèchement a eu lieu aux XI^{ème} et XII^{ème} siècles par des moines, avant d'être abandonnée. Les travaux ont repris au début du XVII^{ème} siècle, avec la construction de digues et canaux pour encadrer la circulation de l'eau. Au début du XVIII^{ème} siècle, la quasi-totalité du marais de Rochefort était asséchée.

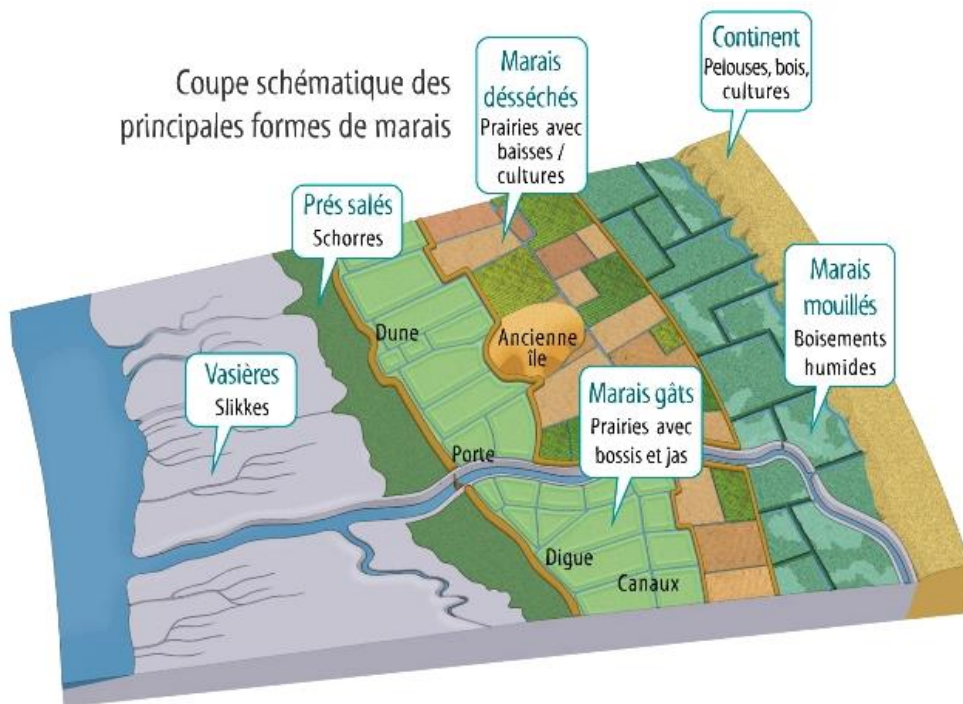


Figure 6 : Représentation schématique des principales formes de marais rencontrées dans le marais de Rochefort (<https://maraisderochefort.n2000.fr/marais-de-rochefort/pourquoi-le-marais-de-rochefort/historique-et-typologie>)

1.4. Caractéristiques pédologiques

Lors de l'occupation de l'actuel marais Poitevin par le golfe des Pictons, des alluvions argileuses fluvio-marines ont été déposées : le **bri**. Ce dépôt est composé d'argiles (40 à 70 %) et de limons, avec une fraction sableuse très faible (<8 %) (Bernard, 2006). Le bri constitue le substrat des marais desséchés, dans la zone centrale du marais Poitevin. Les marais mouillés, situés en périphérie du marais Poitevin, se différencient des marais desséchés par la nature de leurs sols. En effet, à la suite du retrait de la mer, ils ont été recouverts par une végétation marécageuse, à l'origine de l'accumulation de tourbe plus ou moins importante (Jambu & Nijs, 1966). Le marais de la Vacherie se situe dans l'ensemble des marais desséchés et est caractérisé par un sol argileux.

Les marais de Rochefort et de Brouage sont également caractérisés par des sols argileux développés sur le bri déposé lors du comblement du golfe des Santons (Bernard, 2006).

Comme le bri a une forte teneur en argile, il est très compact et peu perméable à l'eau (Jambu & Nijs, 1966). Les sols argileux sont ainsi caractérisés par leur capacité à se gorger d'eau et devenir imperméables lorsqu'ils sont saturés (Kernéis *et al.*, 2007). La profondeur de la nappe d'eau fluctue au cours du temps et est marquée par la profondeur d'apparition du **gley**, horizon gris-bleuâtre. Cette couleur s'explique par la présence de fer ferreux, sous forme réduite en raison des conditions anoxiques. La saturation en eau du sol limite l'enracinement des plantes, ainsi la profondeur de la nappe détermine la profondeur d'enracinement (Kernéis *et al.*, 2007) (Figure 7).

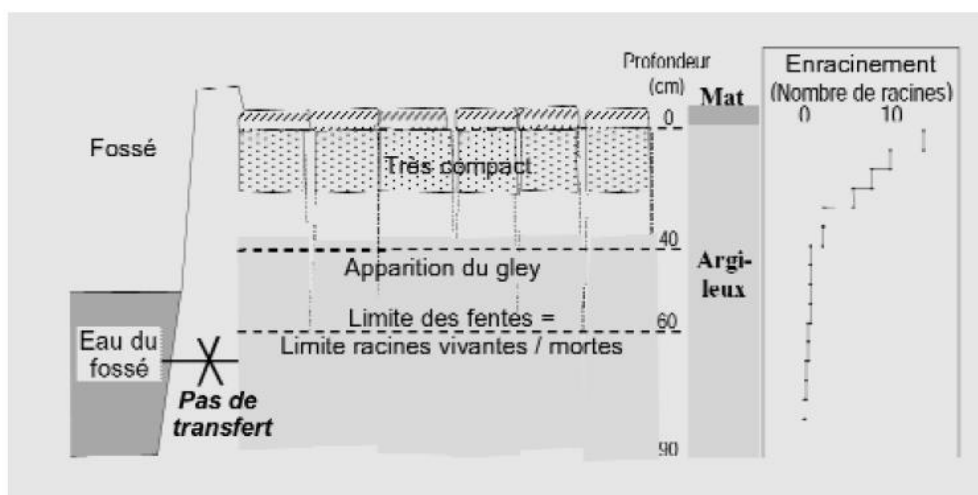


Figure 7 : Représentation schématique des relations sol-eau dans les marais argileux non drainés fin juin (Kernéis et al., 2007)

La salinité du sol varie selon les marais étudiés. Le marais de Brouage recevait encore de l'eau salée au début du XIX^{ème} siècle, et garde la trace des nombreux marais salants (Bouzillé, 1992). De l'eau douce à saumâtre circule dans le réseau de fossés. Les relevés effectués par Bouzillé (1992) mettent en évidence la présence de groupements de végétation méso-saumâtres dans une bonne partie du marais de Brouage, témoignant d'une influence halophile. Au contraire, dans le marais Poitevin, les anciens marais salants sont rares et abandonnés depuis très longtemps. L'eau circulant dans les fossés est douce. Bouzillé (1992) a décrit des groupements prairiaux méso-saumâtres dans la partie occidentale, mais aussi des groupements oligo-saumâtre dans la zone centrale où se situe le site de la Vacherie et doux dans la partie orientale, caractérisés par une salinité moindre. En ce qui concerne le marais de Rochefort, comme il résulte à la fois d'anciens marais salants et de phases de poldérisation, il se caractérise par des secteurs méso-saumâtres et oligo-saumâtres souvent imbriqués (Bouzillé, 1992).

Par ailleurs, la **salinité** des sols peut varier au sein d'une prairie, selon la position topographique. Elle tend à augmenter avec la profondeur dans le profil : l'infiltration de l'eau de pluie est à l'origine d'une percolation des sels en profondeur et donc d'une désalinisation de la surface (Tournade & Bouzillé, 1995; Amiaud et al., 1998).

1.5. Climat

Le climat des marais littoraux atlantiques est de type océanique. A Saint Laurent de la Prée, la pluviométrie annuelle est de 779 mm (données Météo France, moyenne de 1965 à 2023) et la température moyenne de 13,2°C (données Météo France, moyenne de 2006 à 2023) (Figure 8). Le climat est marqué par un **bilan hydrique excédentaire en hiver**, ainsi que par une **sécheresse estivale** (Kernéis et al., 2007).

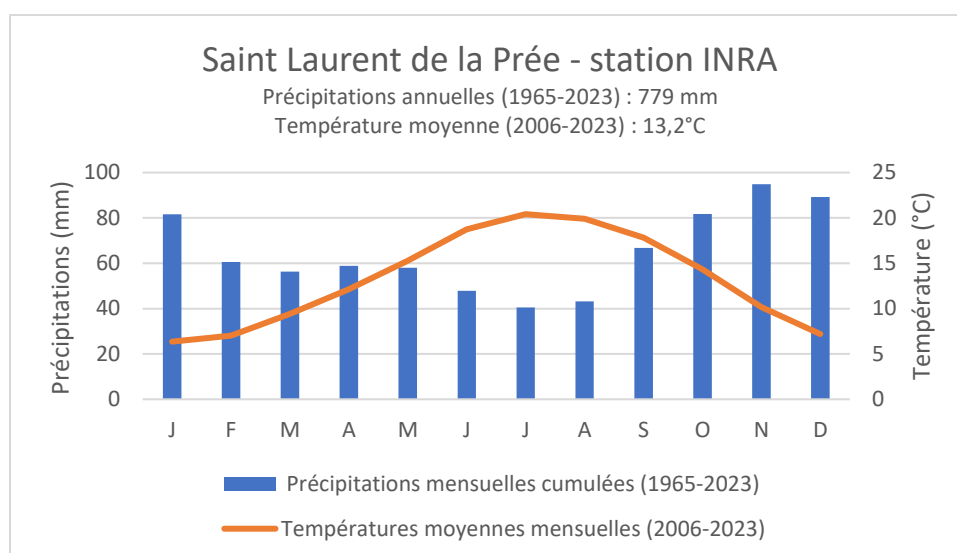


Figure 8 : Température et pluviométrie mensuelles à Saint Laurent de la Prée, données Météo France

1.6. La gestion de l'eau dans les marais étudiés

La gestion de l'eau se fait à l'échelle d'un **casier hydraulique**, correspondant à une unité de gestion indépendante. Le niveau d'eau dans les réseaux de fossés est contrôlé grâce à des écluses de vidange ou de remplissage (Kernéis *et al.*, 2007). Les casiers hydrauliques peuvent être gérés par des **syndicats de marais**, regroupant des agriculteurs, propriétaires des terres, des fédérations de chasseurs, ainsi que des associations de protection de la nature et des gestionnaires comme le Conservatoire d'espaces naturels. L'Association Syndicale (AS) du grand syndicat des marais de Brouage-Marennes est responsable de la gestion hydraulique du marais de Brouage. Dans certains cas, les casiers hydrauliques ne sont pas gérés par un syndicat de marais. A Saint-Laurent de la Prée, la station expérimentale INRAE gère un des trois casiers hydrauliques grâce à une vanne à l'entrée du casier, tandis que l'AS des marais de Saint-Laurent de la Prée gère les deux autres (Figure 9). Dans le marais de la Vacherie, la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) et l'Association Syndicale Autorisée (ASA) des marais desséchés de Champagné-les-Marais se partagent les casiers hydrauliques (Figure 9).

Les acteurs ont des **attentes différentes vis-à-vis de la gestion de l'eau** dans les fossés (Kernéis *et al.*, 2007). Ainsi, au printemps les éleveurs sont favorables à un niveau d'eau pas trop élevé permettant le ressuyage des baisses et la pousse de la végétation, tandis que les naturalistes souhaitent que les niveaux soient hauts et que l'inondation des baisses se prolonge le plus tard possible pour accueillir l'avifaune caractéristique de ces prairies naturelles inondables. En été, les éleveurs et les naturalistes demandent tous deux un niveau d'eau suffisamment élevé, ce qui entre en contradiction avec les agriculteurs ayant recours à l'irrigation et les chasseurs qui prélèvent de l'eau pour le remplissage de leurs tonnes. Les casiers hydrauliques d'un même marais étant parfois gérés par différents acteurs, ils peuvent présenter des niveaux d'eau différents. Par exemple, dans le marais de Saint Laurent de la Prée, les niveaux d'eau printaniers sont plus élevés dans le casier géré par la station INRAE que dans ceux gérés par l'AS. De même, dans le marais de la Vacherie, la LPO laisse des niveaux d'eau plus élevés que l'ASA.

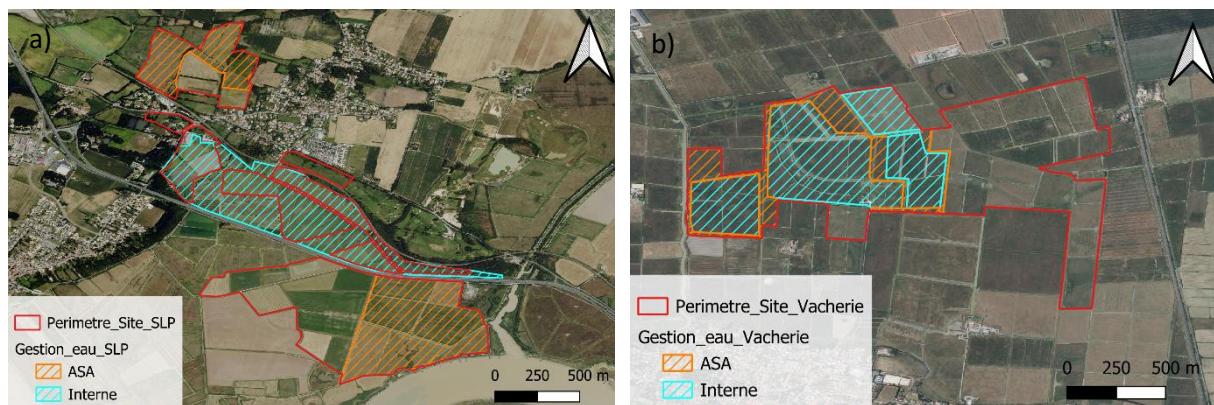


Figure 9 : Cartes illustrant la répartition de la gestion de l'eau par différents acteurs pour chaque casier hydraulique sur les marais de a) Saint Laurent de la Prée et b) la Vacherie

A la gestion hydraulique se superpose le **relief** qui induit des variations d'inondation. Si le marais de Brouage, ancien marais salant, est structuré par une alternance de **baisses** et de **belles** (Figure 5), ce n'est pas le cas des marais de Saint Laurent de la Prée et de la Vacherie, qui sont des **marais plats**. Ils présentent tout de même un relief variable à l'échelle de la parcelle (Figure 10). En effet, on retrouve des **dépressions inondables**, connectées ou non aux fossés, qui correspondent à des baisses. En bordure de parcelle, les **bourrelets** issus du curage des fossés peuvent s'apparenter à des zones de replat. Dans le Marais Poitevin, par exemple, les baisses sont inondées pendant une période pouvant aller de quatre à six mois, tandis que les pentes sont inondées pendant quelques semaines et que les zones de replat ne sont pas inondées (Pacé & Bonis, 2022).

L'inondation des prairies se fait au niveau des baisses par accumulation des eaux de pluie et est donc fortement déterminée par la topographie. Par ailleurs, lorsque le niveau d'eau dans les canaux est particulièrement élevé, ces derniers peuvent déborder sur les prairies adjacentes. Les inondations peuvent donc également être modulées via la gestion anthropique des casiers hydrauliques (Mauchamp *et al.*, 2019).

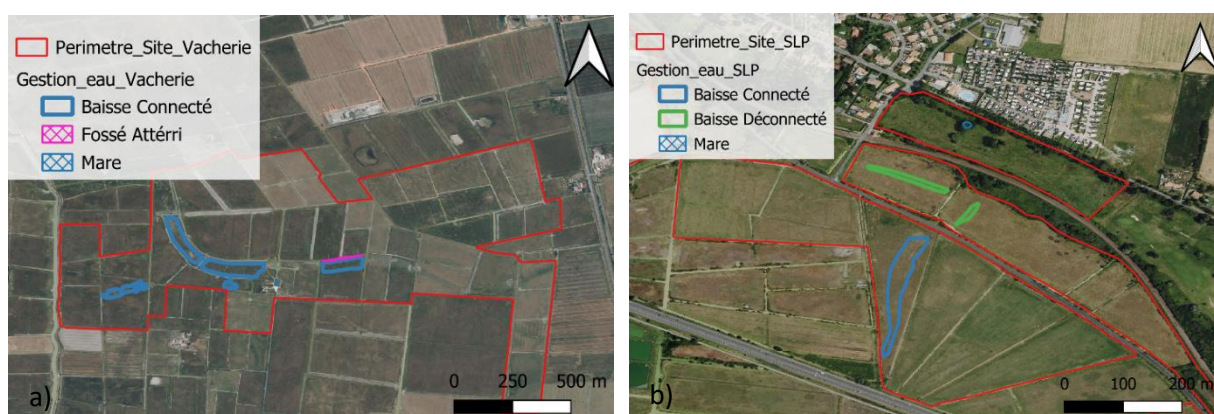


Figure 10 : Cartes illustrant les variations de relief au sein des parcelles étudiées a) à la Vacherie et b) à Saint Laurent de la Prée

1.7. Des communautés végétales influencées par l'hydromorphie et la salinité

La gestion hydraulique dans chaque casier, mais aussi les variations de relief, particulièrement marquées dans les anciens marais salants induisent des variations de durée d'inondation, entraînant une hétérogénéité des communautés végétales (Figure 11). En conséquence, les communautés

végétales peuvent être classées en trois principaux types de groupements (Tournade & Bouzillé, 1995) :

- les **groupements hygrophiles**, situés au niveau des dépressions inondables. Ces groupements présentent de nombreuses espèces sub-aquatiques (*Eleocharis palustris*, *Oenanthe fistulosa*, *Alopecurus geniculatus*, *Ranunculus ophioglossifolius*, *Rorippa amphibia*, *Glyceria fluitans*...) ;
- les **groupements méso-hygrophiles**, localisés sur les pentes. Ces groupements sont caractérisés par des zones à joncacées et cypéracées (*Carex divisa*, *Juncus gerardi*) ainsi que par des zones à végétation rase (*Plantago coronopus*, *Alopecurus bulbosus*, *Hordeum marinum*, *Bellis perennis*) ;
- les **groupements mésophiles** sur les replats, dominés par des poacées (*Cynosurus cristatus*, *Gaudinia fragilis*...).

La déconnection à la mer plus ou moins marquée et les variations de topographie sont également associées à des **variations de salinité du sol**. Dans le marais Poitevin, plusieurs études ont montré que les salinités les plus élevées se rencontrent au niveau des pentes, tandis que les sols des bosses présentent des valeurs intermédiaires de salinité et que les sols des baisses ne sont pas salés (Tournade & Bouzillé, 1995; Pacé & Bonis, 2022). Ceci s'explique par l'importance des processus de lessivage des sels, qui est maximale au niveau des baisses, intermédiaire sur les pentes, tandis que les pentes sont marquées par un très faible lessivage entraînant une faible désalinisation (Figure 11).

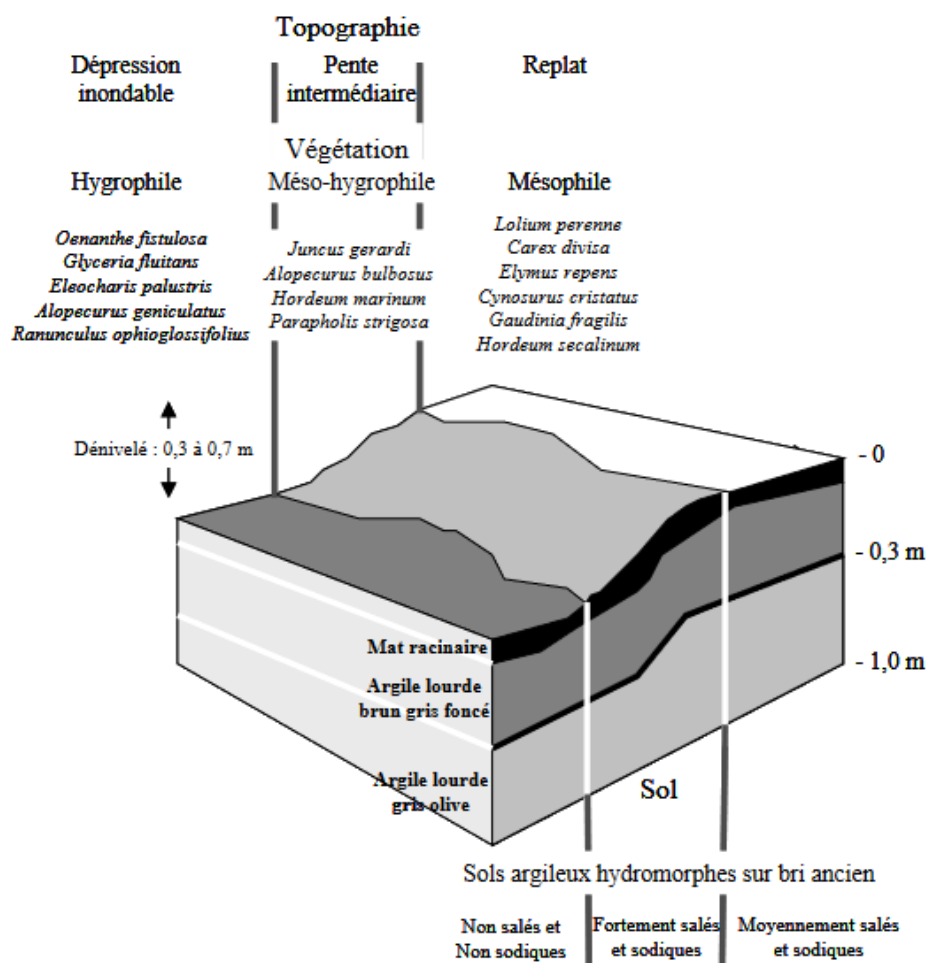


Figure 11 : Schéma du modèle biologique d'organisation spatiale des prairies communales, figure extraite de Loucougaray (2003), d'après Bouzillé (1992) et Tournade (1993)

1.8. Choix du positionnement des placettes

Pour répondre aux objectifs du projet, le choix des parcelles a été fait de façon à pouvoir analyser l'effet de la durée d'immersion et de la gestion agricole sur le stockage de carbone et la biodiversité végétale. 15 parcelles ont été réparties sur les trois sites, soit **cinq parcelles sur chaque marais** (Tableau I). Les choix des parcelles ont été faits collectivement avec les porteurs du projet MAVI, l'UE INRAE St Laurent de la Prée et d'autres partenaires, notamment l'UMR CNRS Geolab de Clermont-Ferrand et le Laboratoire LIENSs de La Rochelle.

Des contraintes supplémentaires ont été prises en compte lors du positionnement des placettes à la Vacherie. En effet, les baisses de ces prairies constituent un important site de nidification de la guifette noire, une des espèces phares de la ZPS Marais Poitevin, d'avril à août. L'accès aux prairies où sont installées les guifettes noires est donc restreint.

La Vacherie

Trois placettes ont été positionnées en **prairie fauchée**, et deux en **prairie pâturée**. Le gradient de durée d'immersion à Saint Laurent de la Prée a été approché par la **distance au fossé** : en bordure de fossé, l'altitude est plus élevée du fait de la présence d'un bourrelet issu du curage du fossé, tandis qu'elle diminue vers le centre de la prairie au niveau de la baisse. Dans la prairie fauchée, une placette est réalisée sur le bourrelet à proximité du fossé, une dans la pente et la troisième sur la baisse connectée. Dans la prairie pâturée, qui présente un relief moins marqué, une placette est réalisée dans la zone mésophile tandis que la deuxième est réalisée au niveau de la baisse hygrophile (Figure 12). Les parcelles sont situées dans des casiers hydrauliques gérés par la LPO. Les baisses sont inondées pendant 8 mois, tandis que les zones de replat le sont pendant 4 à 5 mois.

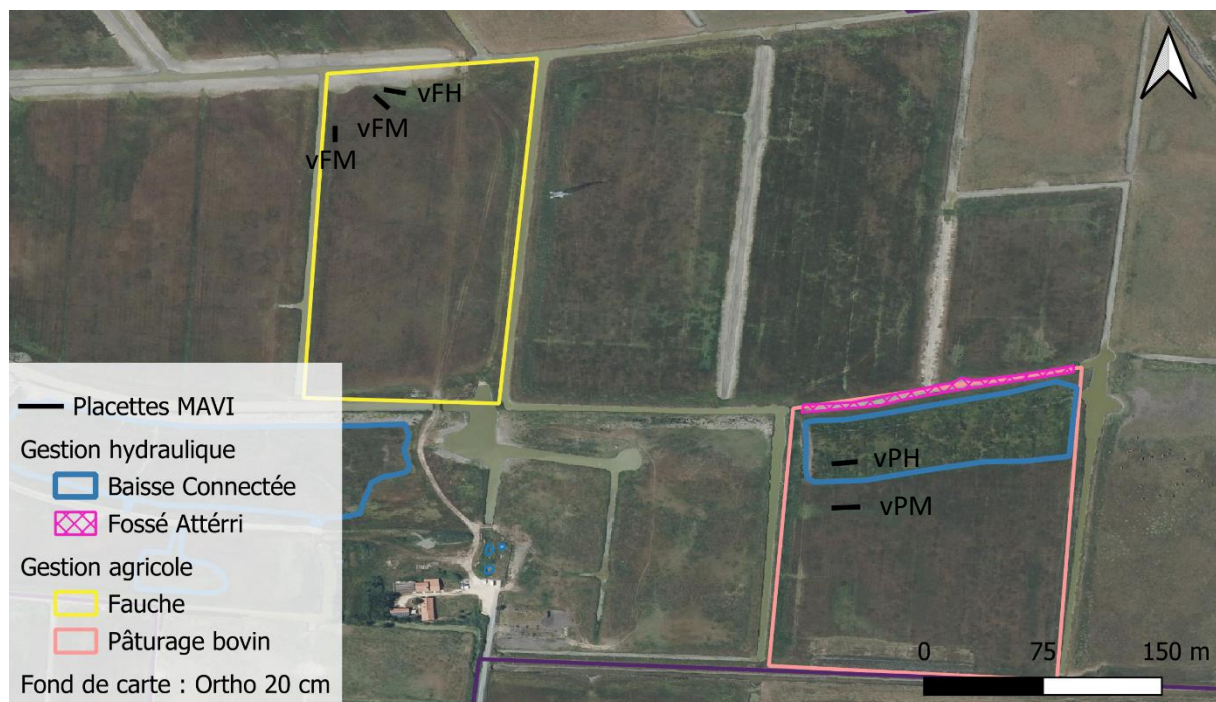


Figure 12 : Carte illustrant le positionnement des placettes à La Vacherie

Saint Laurent de la Prée

Le même raisonnement qu'à La Vacherie a été appliqué pour positionner les placettes à Saint Laurent de la Prée (Figure 13) :

- d'une part, dans une prairie pâturée, trois placettes sont placées selon le gradient de durée d'inondation (fossé – prairie) : une en bordure du fossé (mésophile), une dans la pente (mésohygrophile) et une dans la baisse (hygrophile) ;
- d'autre part, dans une prairie fauchée, deux placettes sont placées selon ce même gradient fossé – prairie : une en bordure du fossé (mésophile) et une au centre de la prairie (mésohygrophile). Les prairies fauchées présentent des variations topographiques moindres, et n'intègrent pas de baisses hygrophiles.

Les prairies étudiées sont toutes les deux situées dans le casier hydraulique géré par l'INRAE. Les replats de la parcelle pâturée sont inondés pendant cinq mois environ, tandis que ceux dans la prairie fauchée sont inondés un mois de moins.

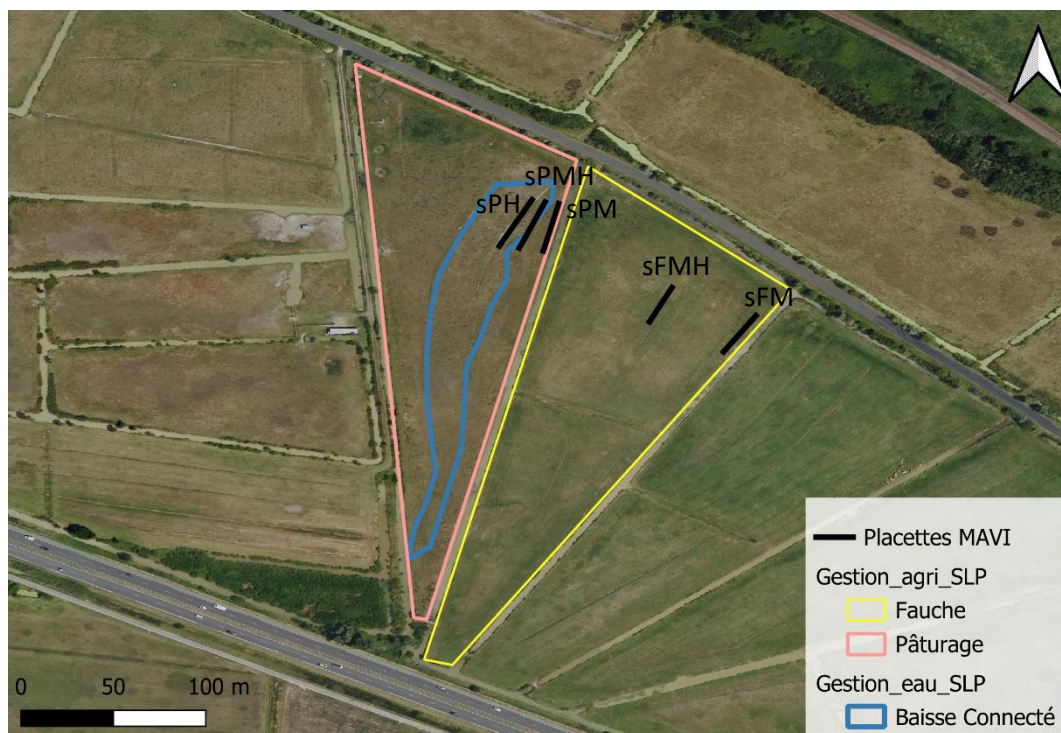


Figure 13 : Carte illustrant le positionnement des placettes à Saint Laurent de la Prée

Brouage

Le marais de Brouage étant marqué par une succession de baisses (connectées et déconnectées) et de belles, le facteur immersion a été approché par la **position topographique** : les placettes au niveau des belles ne sont pas inondées, tandis que celles dans les pentes le sont pendant quelques semaines, et que celles sur les baisses sont inondées plusieurs mois par an. Par ailleurs, les baisses connectées et déconnectées n'étant pas soumises aux mêmes durées d'inondation, elles ne présentent, à priori, pas les mêmes associations végétales. Les cinq placettes sont placées le long du gradient topographique afin d'analyser l'effet de la durée d'immersion (Figure 11Figure 14).

Toutes les placettes étudiées sont pâturées et se situent dans le même casier hydraulique, géré par l'AS du grand syndicat des marais de Brouage-Marennes. Les baisses sont inondées pendant 9 mois, d'octobre à juillet.

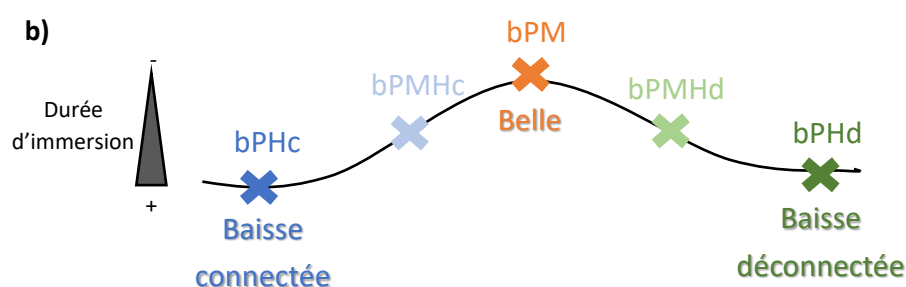
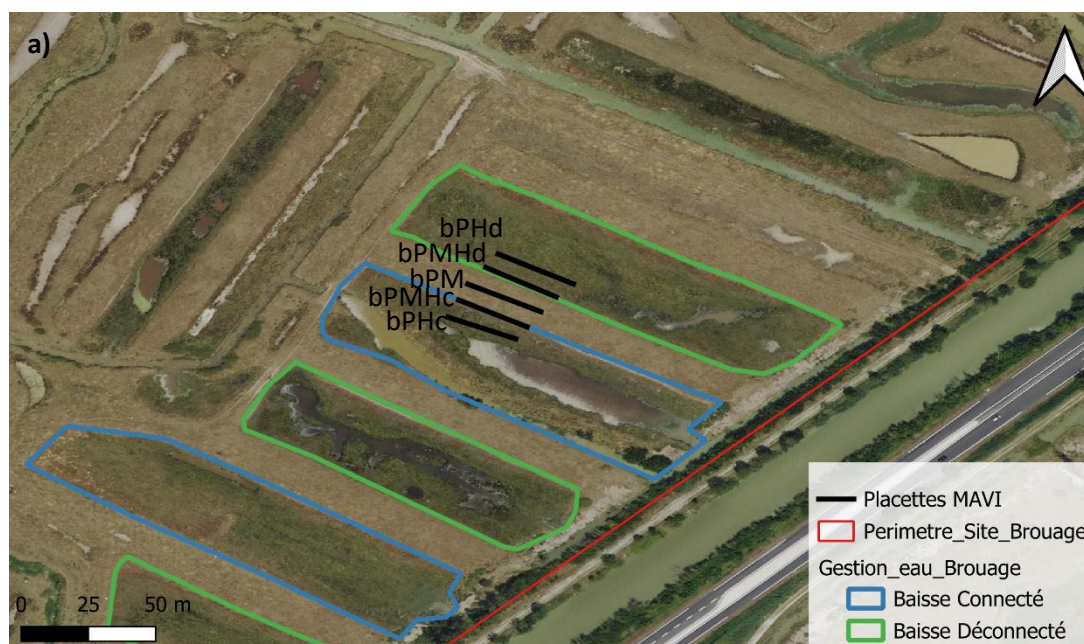


Figure 14 : Positionnement des placettes selon un gradient topographique sur le marais de Brouage a) carte en vue aérienne et b) représentation schématique suivant le modèle « baisses – belles »

Tableau I : Synthèse des caractéristiques de chaque placette

	Id	Gestion hydraulique	Durées d'inondation	Gestion agricole	Gestion agricole
Brouage	bPHd	ASA	Baisses : 8 mois	Pâturage bovin	Baisse déconnectée
	bPMHd				Position intermédiaire
	bPM				Belle
	bPMHc				Position intermédiaire
	bPHc				Baisse connectée
Saint Laurent de la Prée	sPM	INRAE	Replats : 4 mois	Pâturage bovin	Bourrelet à côté d'un fossé
	sPMH				Position intermédiaire
	sPH				Baisse connectée
	sFM		Replats : 5 mois	Fauche + pâturage des regains	Bourrelet à côté d'un fossé
	sFMH				Position intermédiaire
La Vacherie	vPM	LPO	Baisses : 8 mois Replats : 4-5 mois	Pâturage bovin	Bourrelet à côté d'un fossé
	vPH				Baisse connectée
	vFM			Fauche + pâturage des regains	Bourrelet à côté d'un fossé
	vFMH				Position intermédiaire
	vFH				Baisse connectée

1.9. Gestion agricole des parcelles étudiées

Toutes les prairies étudiées sont des prairies semi-naturelles, c'est-à-dire qu'elles n'ont jamais été semées. Elles ne sont pas fertilisées.

Saint Laurent de la Prée

A Saint Laurent de la Prée, les deux parcelles étudiées appartiennent à l'Unité Expérimentale INRAE. C'est un système en polyculture-élevage bovin allaitant, faisant depuis 2009 l'objet d'une transition agroécologique qui vise notamment à davantage d'autonomie (Durant *et al.*, 2020). La ferme INRAE s'étend sur une superficie de 165 ha, dont 106 ha de prairies permanentes (<https://dslp.nouvelle-aquitaine-poitiers.hub.inrae.fr/>). Le troupeau est composé d'une cinquantaine de vaches de race Maraîchine, ainsi que de leur progéniture (génisses et veaux), ce qui représente 120 à 130 animaux au total.

L'une des deux parcelles choisies, d'une surface de 2,65 ha, est pâturée deux fois dans l'année, du 1^{er} au 22 juin puis du 23 août au 1^{er} septembre. Le chargement moyen annuel est voisin de 0,44 UGB/ha.

La deuxième parcelle étudiée est fauchée une fois par an, fin mai. Les regains sont par la suite pâturés par le même lot de Maraîchines que celles pâturant l'autre parcelle.

La Vacherie

A la Vacherie, l'une des parcelles choisies est pâturée par des vaches de race Limousine, selon un système de pâturage tournant. Le troupeau de 1,5 UGB par hectare est sorti sur la parcelle autour du 15 mars et pâture jusqu'au 10-15 décembre. Le chargement moyen annuel est autour de 0,5 UGB/ha.

L'autre parcelle choisie est fauchée une fois dans l'année, autour du 15 juin. Un mois environ après la fauche, les regains sont pâturés par un troupeau de 5 à 7 chevaux, ayant accès à une surface de 40 ha. Ceci correspond à un chargement instantané de l'ordre de 0,15 UGB/ha.

Brouage

A Brouage, le relief est marqué par une alternance de baisses et de belles et empêche la fauche des prairies. Elles sont donc uniquement pâturées, par un troupeau bovin constitué à 80% de Maraîchines. Les 30 à 40 vaches pâturent sur une superficie de 48ha du 10 avril au 20 décembre. Le chargement moyen annuel est donc de l'ordre de 0,5 UGB/ha.

Mesures agroenvironnementales et Climatiques (MAEC)

Les MAEC constituent un dispositif de la PAC (Politique Agricole Commune) visant à accompagner les exploitations agricoles dans le développement et/ou le maintien de pratiques respectueuses de l'environnement. Elles sont définies à l'échelle territoriale, c'est-à-dire d'une part à l'échelle du Marais Poitevin, pour la Vacherie, et d'autre part à l'échelle des marais Charentais, pour les marais de Saint Laurent de la Prée et Brouage. Pour le Marais Poitevin, l'opérateur gérant les MAEC est l'Etablissement Public du Marais Poitevin (EPMP), tandis que pour les marais Charentais il s'agit de la Chambre d'agriculture Charente Maritime – Deux Sèvres.

Plusieurs groupes de mesures peuvent être distingués (A la Vacherie, les mesures portant sur la préservation des milieux humides sont mises en place sur les baisses de la prairie fauchée, tandis qu'elles l'étaient il y a trois ans sur la prairie pâturée.

A Saint Laurent de la Prée, la mesure MHU1 est appliquée sur la prairie fauchée, et les mesures MHU4 et ESP1 le sont sur la parcelle pâturée.

Enfin, à Brouage, la mesure MHU2 a été contractée sur la prairie étudiée.

Tableau II) :

- les mesures en faveur des **milieux humides** : MHU1 « préservation des milieux humides », MHU2 visant à améliorer la gestion par le pâturage et MHU4 portant sur le maintien en eau des zones basses des prairies ;
- les mesures de protection des **espèces** : ESP1, ESP3 et ESP4. Ces mesures consistent à inciter les exploitants à retarder l'utilisation des parcelles ou à les mettre en défens afin de permettre aux espèces inféodées de réaliser leur cycle de reproduction. La mesure CIFF porte sur la « création de couverts d'intérêt faunistique et floristique favorables aux pollinisateurs et aux oiseaux communs des milieux agricoles » ;
- la mesure de **création de prairies** CPRA ;
- la mesure visant à l'entretien des **mares** et plans d'eau IAE2 « Entretien durable des infrastructures agroécologiques – Mares »

A la Vacherie, les mesures portant sur la préservation des milieux humides sont mises en place sur les baisses de la prairie fauchée, tandis qu'elles l'étaient il y a trois ans sur la prairie pâturée.

A Saint Laurent de la Prée, la mesure MHU1 est appliquée sur la prairie fauchée, et les mesures MHU4 et ESP1 le sont sur la parcelle pâturée.

Enfin, à Brouage, la mesure MHU2 a été contractée sur la prairie étudiée.

Tableau II : Récapitulatif des mesures agroenvironnementales et climatiques mises en place sur les parcelles étudiées. F : prairie fauchée ; P : prairie pâturée

	La Vacherie	Saint Laurent de la Prée	Brouage
Opérateur	Établissement Public du Marais Poitevin (EPMP)	Chambre d'agriculture Charente Maritime – Deux Sèvres	
MAEC	F : Préservation des milieux humides	F : MHU1 P : MHU4, ESP1	MHU2

1.10. Statuts de protection

Les zones étudiées concentrent de nombreux enjeux d'accueil de la biodiversité et de protection des habitats. Elles bénéficient de plusieurs statuts (Tableau III, Figure 15). L'ensemble des parcelles étudiées est protégé par les directives européennes oiseaux et habitats-faune-flore du réseau Natura 2000. Elles constituent ainsi d'une part des **Zones de Protection Spéciales (ZPS)** particulièrement importantes pour la conservation des oiseaux sauvages, et d'autre part des **Zones Spéciales de Conservation (ZSC)** visant à préserver les espèces et habitats naturels. Toutes les parcelles étudiées sont également des **Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF de type I et II)** et sont donc l'objet d'inventaires scientifiques visant à mieux connaître leur biodiversité. Enfin, la Vacherie fait partie du **Parc naturel régional du Marais poitevin**, et constitue une **Réserve Naturelle Régionale (RNR192 - FR9300123, « Réserve naturelle du Marais de la Vacherie »)** gérée par la LPO.

Tableau III : Récapitulatif des différents statuts de protection sur les parcelles étudiées

	La Vacherie	Saint Laurent de la Prée	Brouage
Pnr	<i>FR8000050 - Marais Poitevin</i>	/	/
Réserve naturelle	<i>RNR192 - FR9300123, « Réserve naturelle du Marais de la Vacherie »</i>	/	/
Natura 2000	ZSC : FR5200659 - Marais Poitevin ZPS : FR5410100 - Marais Poitevin	ZSC : FR5400430 - vallée de la Charente (basse vallée) ZPS : FR5412025 - estuaire et basse vallée de la Charente	ZSC : FR5400431 - marais de Brouage (et marais nord d'Oléron) ZPS : FR5410028 - marais de Brouage-Oléron
ZNIEFF	I : ZNIEFF 520520017 - marais de Champagné II : ZNIEFF 520016277 - complexe écologique du Marais Poitevin, des zones humides littorales voisines, vallées et coteaux calcaires attenants	I : ZNIEFF 540014610 - les quarante journaux II : ZNIEFF 540014607 - estuaire et basse vallée de la Charente	I : ZNIEFF 540120039 : marais de Brouage - Saint-Agnant II : ZNIEFF 540007610 : marais et vasières de Brouage-Seudre-Oléron

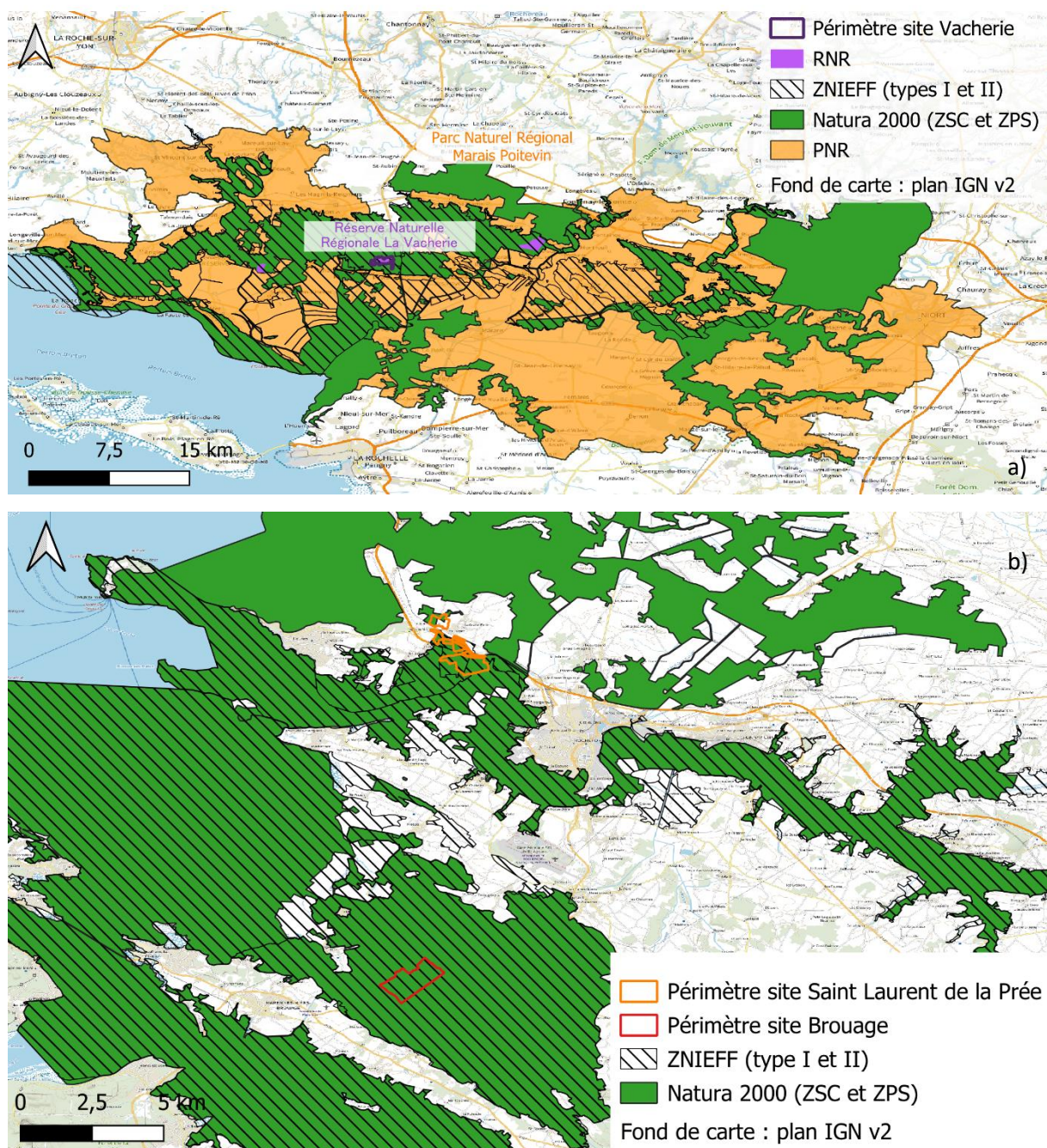


Figure 15 : Statuts de protection et connaissances des territoires a) du Marais Poitevin et b) des marais de Rochefort et de Brouage

2. Protocole mis en œuvre

2.1. Récolte des données sur le terrain

Sur chaque placette, les relevés et prélèvements suivants sont effectués (Figure 16) :

- quatre relevés de végétation, dans des quadrats de 1m^2 ;
- des prélèvements de limbes en vue de les analyser et de mesurer des traits fonctionnels : Specific Leaf Area (SLA), Leaf Nitrogen Content (LNC) ;
- cinq prélèvements d'échantillons de sol pour caractériser le stockage de carbone ;

- un profil de sol.

Chaque placette doit correspondre à un groupement de végétation homogène. Le microrelief étant à l'origine de bandes de végétation homogène assez étroites (de l'ordre de quelques mètres), nous avons décidé de réaliser des placettes rectangulaires, positionnées perpendiculairement à la pente. L'alignement des différents relevés d'une même placette a pour objectif d'éviter des variations de niveau topographique et ainsi de durée d'inondation. Les placettes sont donc larges d'un mètre (ce qui correspond au côté d'un quadrat), et longues de 12 mètres (Figure 17). Les quadrats sont espacés de deux mètres, et les prélèvements de sol sont réalisés entre les quadrats à l'aide d'une carottière (Figure 18). Un profil pédologique est réalisé sur l'un des quadrats de végétation grâce à une tarière (Figure 18).

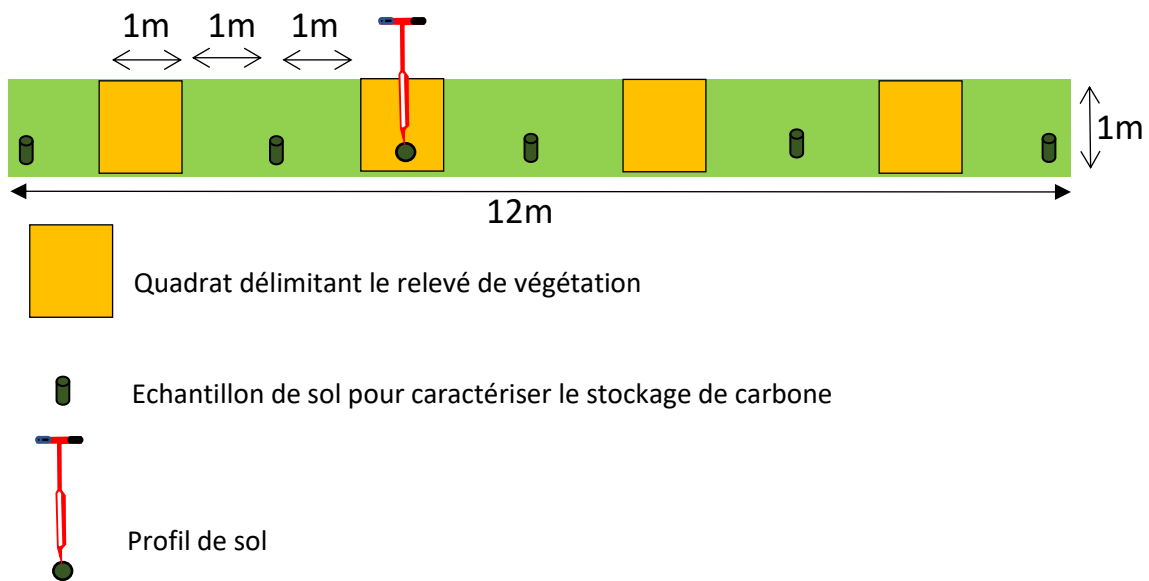


Figure 16 : Schéma illustrant les différents relevés effectués sur une placette

Le travail de terrain s'est déroulé sur deux semaines, du 27 mai au 7 juin 2024.

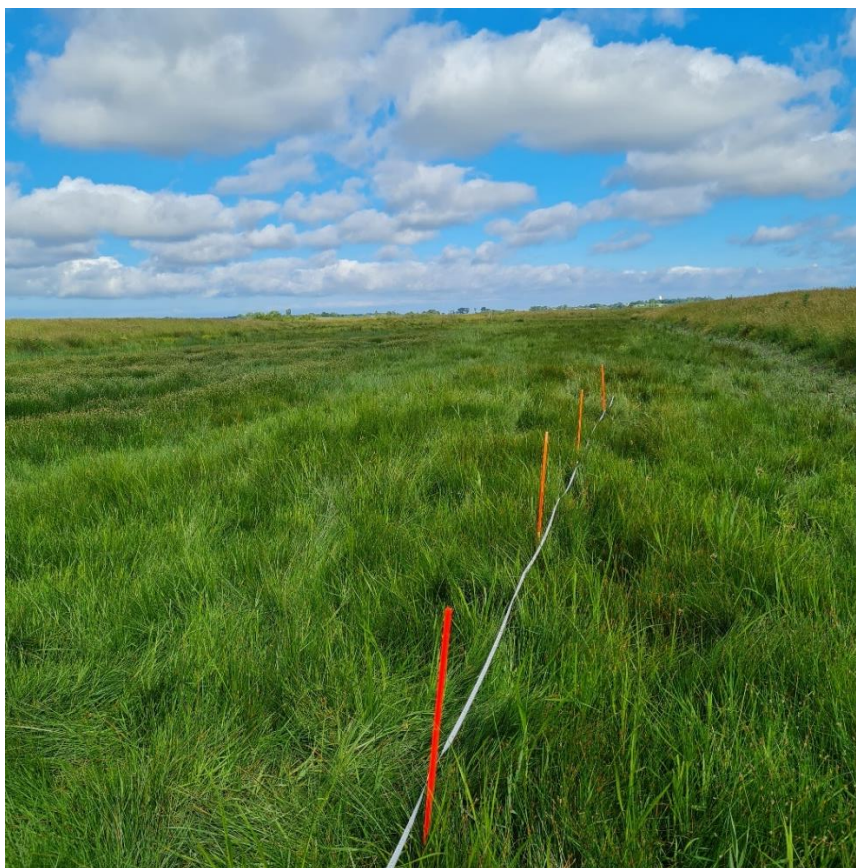


Figure 17 : Exemple de positionnement d'une placette, à Brouage. Les piquets rouges correspondent au début de chacun des quadrats de végétation.



Figure 18 : Carrotière (à gauche) et tarière (à droite) utilisées sur le terrain

2.2. Relevés de végétation

Les relevés sont effectués au sein de quadrats de 1m² (Figure 19). Toutes les espèces présentes dans le quadrat sont identifiées, et un pourcentage de recouvrement leur est attribué. Les noms retenus correspondent à la version 14.0 du référentiel taxonomique TAXREF.

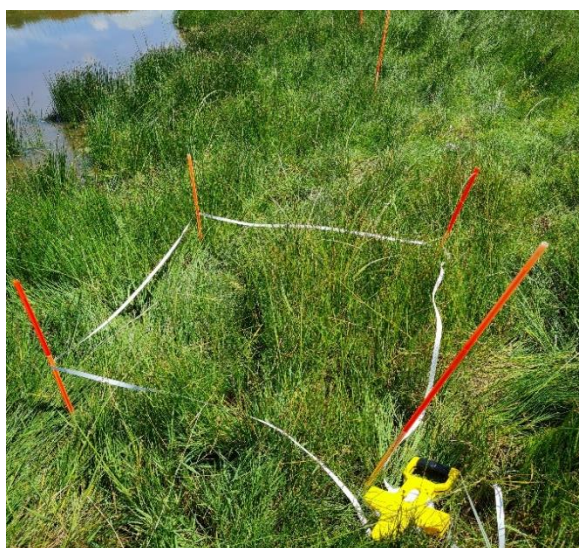


Figure 19 : Exemple de délimitation des quadrats sur lesquels sont réalisés les relevés de végétation et le prélèvement des limbes pour les traits fonctionnels

2.3. Etude des traits fonctionnels

L'étude des traits fonctionnels a été réalisée sur les espèces permettant de cumuler 80% de recouvrement relatif, ce qui permet une bonne estimation des traits à l'échelle de la communauté (Pakeman & Quested, 2007). Les prélèvements de limbes ont été réalisés selon le protocole de Cornelissen *et al.* (2003). Pour chaque espèce sélectionnée et chaque quadrat, le dernier limbe mature de cinq individus a été prélevé. Les échantillons ont été placés dans du papier absorbant saturé d'eau distillée, et conservés au frais à 4°C pendant une nuit. La surface foliaire des cinq limbes poolés par quadrat a été mesurée à l'aide d'un planimètre (CI-203, CID Bio Science) (Figure 20). Les échantillons ont alors été séchés dans une étuve à 60°C jusqu'à masse constante, puis pesés afin de déterminer leur masse sèche. La surface spécifique foliaire (SLA) a été calculée pour chaque espèce sur chaque quadrat :



Figure 20 : Photographie du planimètre utilisé pour mesurer les surfaces foliaires

$$SLA = \frac{\text{surface foliaire des cinq répliquats (cm}^2\text{)}}{\text{masse sèche des cinq répliquats (g)}}$$

Les cinq limbes ont ensuite été finement broyés grâce à un broyeur à oscillation (Mixer Mill MM400 ; Retsch, Hann, Germany), puis leur contenu en azote a été analysé à l'aide d'un analyseur élémentaire (EA 3000, Euro Vector) couplé à un spectromètre de masse (IsoPrime, GV Instrument). Le contenu en azote des feuilles (LNC) a été calculé ainsi :

$$LNC = \text{contenu en azote des cinq répliquats (mg N/g MS)}$$

Les traits ont été calculés à l'échelle de la communauté (pour chaque placette). D'après la « mass ratio hypothesis » (Grime, 1998), les traits d'une espèce affectent le fonctionnement de l'écosystème selon la contribution de cette espèce à la biomasse totale de la communauté. Les cwm Traits ont donc été calculés comme la moyenne des traits de chaque espèce, pondérée par leur recouvrement relatif (Garnier *et al.*, 2004).

$$CWM_{\text{trait}} = \frac{\sum_{i=1}^n (RR_i \times Trait_i)}{RR_T} \quad \text{avec } RR_i = \text{Recouvrement relatif de l'espèce } i$$

n = nombre d'espèces cumulant 80 % du recouvrement
 $Trait_i$ = Trait de l'espèce i mesuré
 RR_T = Somme des RR (des espèces considérées dans les 80 %)

2.4. Analyses de teneurs en carbone du sol : SOM, SOC, HWC

Sur chacune des 15 placettes, cinq échantillons de sol ont été prélevés afin de caractériser le stockage de carbone. L'échantillonnage a été fait à l'aide d'une carottière de 8 cm de diamètre sur les 15 premiers cm de sol (Figure 18). Du retour du terrain jusqu'à leur analyse en laboratoire, les échantillons ont été conservés à 4°C. Pour chaque échantillon, un aliquot a été prélevé pour calculer le pourcentage d'humidité du sol par différence entre sa masse avant et après séchage dans une étuve

à 60°C pendant 48h. Un autre aliquot a été congelé à -20°C avant analyse du carbone labile par la méthode HWC. Le sol a ensuite été séché à l'air libre, puis les racines et éléments grossiers ont été séparés. Les échantillons ont été séchés dans une étuve à 60°C pendant 48h puis broyés.

Les analyses de teneur en matière organique (SOM) et en carbone organique (SOC) ont été réalisées selon la méthode de la perte au feu (weight loss on ignition) (Ball, 1964). D'une part, le carbone total a été dosé grâce à un analyseur élémentaire (EA 3000, Euro Vector) couplé à un spectromètre de masse (IsoPrime, GV Instrument). D'autre part, les échantillons ont été placés au four à mouffles à 550°C pendant 8h (Figure 21). La teneur en matière organique (SOM) a été obtenue en calculant la perte de masse suite au passage au four à mouffles. Le C inorganique restant dans les cendres a été dosé à l'aide de l'analyseur élémentaire couplé au spectromètre de masse. Le C organique (SOC) a été calculé en faisant la différence entre le C total et le C inorganique.



Figure 21 : A) Four à moufle et B) échantillons avant (à gauche) et après (à droite) passage au four à moufle

L'analyse du carbone labile a été réalisée grâce à une extraction à l'eau chaude (Ghani *et al.*, 2003) (Figure 22). L'équivalent d'1,5 g de sol sec, issu des aliquots précédemment congelés, a été mélangé à 30 mL d'eau osmosée dans des tubes en polypropylène. Ils ont ensuite été placés pendant 16h dans un bain marie à 80°C, avant d'être centrifugés (7000 rpm) à 4°C pendant 25 min. Les surnageants ont été filtrés sous vide à travers un papier filtre Watman n°42, puis séchés sur Chromosorb (W30-60 Mesh, Sercon, Crewe, UK) avec un dépôt de 100 µL une fois par jour pendant 5 jours. La teneur en C (HWC) a enfin été mesurée à l'aide d'un analyseur élémentaire couplé à un spectromètre de masse.

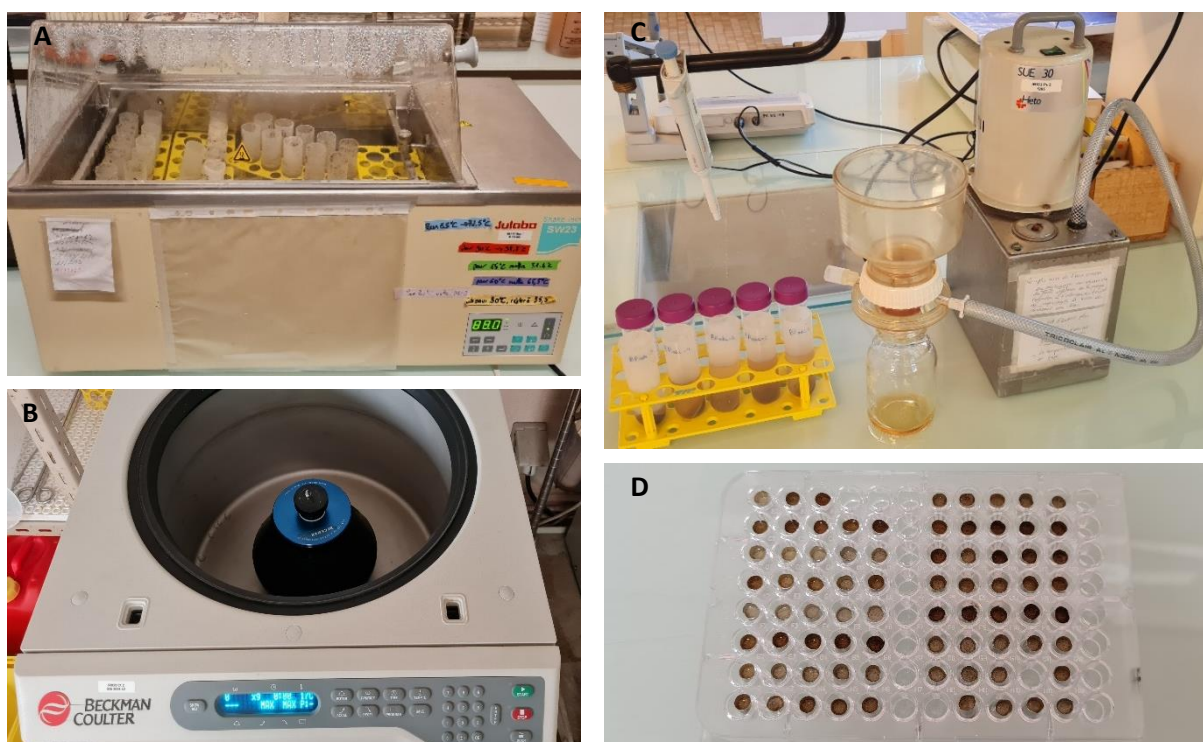


Figure 22 : Préparation des échantillons pour l'analyse du C labile (HWC) : A) bain-marie à 80°C puis B) centrifugation puis C) filtration et enfin D) séchage sur Chromosorb

2.5. Traitements statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées grâce au logiciel R (R Development Core Team, version 4.3.3). Pour le traitement des données de végétation, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été réalisée à partir du tableau croisant les relevés avec les espèces (en % de recouvrement). Les valeurs indicatrices de salinité (S) et d'humidité édaphique (F) d'Ellenberg ont été utilisées en variables illustratives. Elles ont été calculées à partir des données de la base de données Baseflor (Julve, 1998), disponible en ligne sur le site de TelaBotanica.

Par ailleurs, les données de teneur en matière organique (SOM) ont été analysées grâce à une ANOVA à trois facteurs. Des comparaisons de moyennes ont été réalisées avec un niveau de confiance de 95%. Auparavant, la normalité des données et l'homogénéité des variances avaient été testées respectivement grâce à des tests de Shapiro-Wilk et Bartlett. Ces tests ayant révélé que les données SOM n'étaient pas distribuées normalement et que les variances n'étaient pas homogènes, elles ont été transformées par la fonction « Box Cox » en les élevant à la puissance -0,3651.

Résultats

1. Données floristiques

Une première ACP a été réalisée pour analyser les données floristiques (Figure 23).

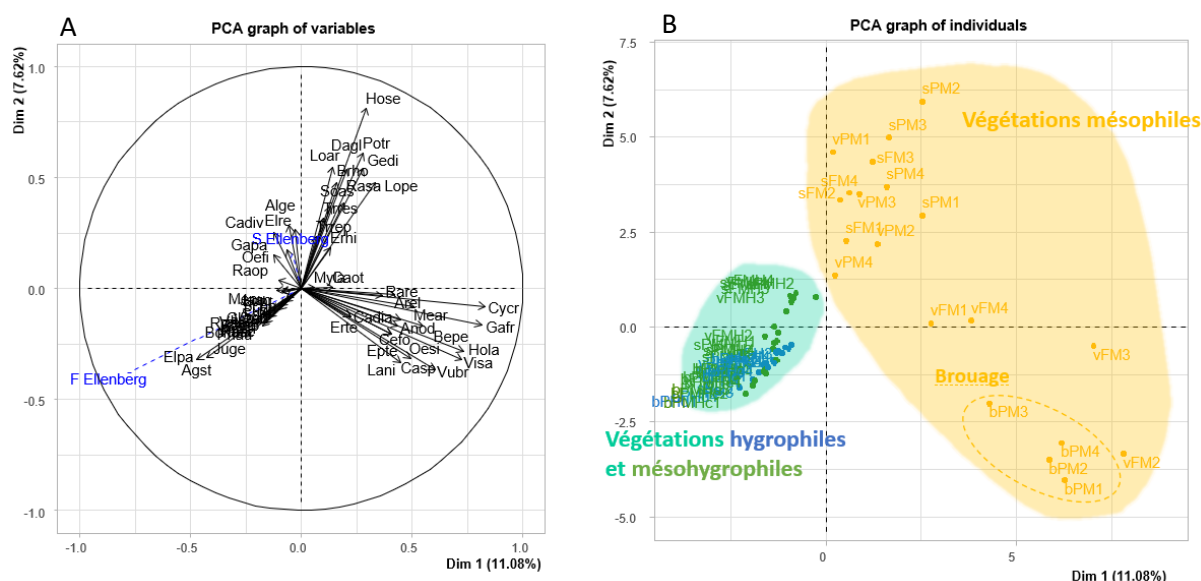


Tableau IV : Correspondance des noms complets des espèces végétales avec les codes utilisés dans les ACP

Nom complet	Code	Nom complet	Code
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Agst	<i>Lathyrus nissolia</i> L.	Lani
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	Alge	<i>Lolium arundinaceum</i> (Schreb.) Darbysh.	Loar
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Anod	<i>Lolium perenne</i> L.	Lope
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	Arel	<i>Lolium pratense</i> (Huds.) S.B.Darbyshire	Lopr
<i>Bellis perennis</i> L.	Bepe	<i>Ludwigia</i> sp	Lusp
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	Boma	<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.	Mear
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Brho	<i>Mentha pulegium</i> L.	Mepu
<i>Callitriche cophocarpa</i> Sendtn.	Caco	<i>Myosotis laxa</i> Lehm.	Myla
<i>Carex diandra</i> Schrank	Cadia	<i>Oenanthe fistulosa</i> L.	Oefi
<i>Carex divisa</i> Huds.	Cadiv	<i>Oenanthe silaifolia</i> M.Bieb.	Oesi
<i>Carex otrubae</i> Podp.	Caot	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Phar
<i>Carex spicata</i> Huds.	Casp	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Phau
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	Cefo	<i>Poa trivialis</i> L.	Potr
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	Cycr	<i>Ranunculus aquatilis</i> L.	Raaq
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Dagl	<i>Ranunculus ophioglossifolius</i> Vill.	Raop
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	Elpa	<i>Ranunculus repens</i> L.	Rare
<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. ex Nevski	Elre	<i>Ranunculus sardous</i> Crantz	Rasa
<i>Epilobium tetragonum</i> L.	Epte	<i>Ranunculus sceleratus</i> L.	Rasc
<i>Ervilia hirsuta</i> (L.) Opiz	Erhi	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	Roam
<i>Ervum tetraspermum</i> L.	Erte	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Scla
<i>Galium palustre</i> L.	Gapa	<i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják	Scho
<i>Gaudinia fragilis</i> (L.) P.Beauv	Gafr	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Soas
<i>Geranium dissectum</i> L.	Gedi	<i>Trifolium repens</i> L.	Trrep
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	Glma	<i>Trifolium resupinatum</i> L.	Trres
<i>Holcus lanatus</i> L.	Hola	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	Vean
<i>Hordeum secalinum</i> Schreb.	Hose	<i>Veronica scutellata</i> L.	Vesc
<i>Jacobaea aquatica</i> (Hill) G.Gaertn., B.Mey. & Scherb.	Jaaq	<i>Vicia sativa</i> L.	Visa
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffm.	Juac	<i>Vulpia bromoides</i> (L.) Gray	Vubr
<i>Juncus gerardi</i> Loisel.	Juge		

L'axe 1 permet de dissocier les relevés mésophiles (en jaune) des relevés mésohygrophiles et hygrophiles, et peut donc être relié à un gradient d'humidité édaphique. Ceci est confirmé par la représentation de la variable d'humidité d'Ellenberg (F), bien représentée dans le plan 1-2 et particulièrement liée à la dimension 1.

Au sein du groupe des relevés mésophiles, les relevés effectués à Brouage se différencient de ceux de la Vacherie et de Saint-Laurent de la Prée selon l'axe 2. Ainsi, ils se distinguent par une absence d'*Hordeum secalinum* (Hose) et des recouvrements plus importants d'*Holcus lanatus* (Hola) (41,5% en moyenne à bPM, contre 17,5% à vFM, 11,5% à sFM, 1,25% à sPM et 0% à vPM). L'hypothèse d'une salinité du sol plus élevée à Brouage en raison de l'ancienne activité salicole a été envisagée pour expliquer cette distinction entre relevés mésophiles à Brouage et sur les deux autres sites, cependant, *Hordeum secalinum*, absent à Brouage, est une espèce tolérante à la salinité (S Ellenberg = 4), tandis qu'*Holcus lanatus*, fortement présente à Brouage est peu tolérante à la salinité (S Ellenberg = 1). De plus, l'indice de salinité d'Ellenberg apparait mal représenté sur le plan 1-2 et ne semble pas expliquer la dimension 2.

Afin de visualiser plus en détail les relevés mésophiles et mésohygrophiles, une seconde ACP a été réalisée en excluant les relevés mésophiles (Figure 24).

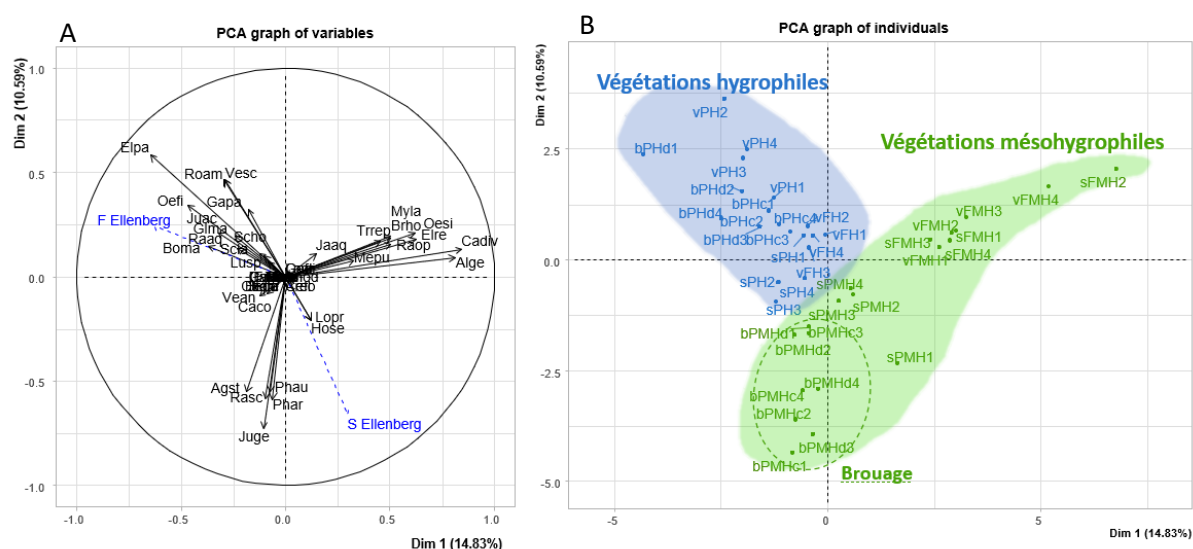


Figure 24 : Représentation des espèces (A) et des relevés (B) de l'ACP avec les végétations hygrophiles et mésohygrophiles, dans l'espace défini par les dimensions 1 et 2 cumulant 25,42% de l'inertie

La dimension 1 correspond à nouveau à un gradient d'humidité, et permet de distinguer d'une part les relevés mésohygrophiles et d'autre part les relevés hygrophiles (Figure 24, B). L'indicateur d'humidité d'Ellenberg (F) permet également d'expliquer la dimension 1. Les communautés mésohygrophiles à la Vacherie et Saint Laurent de la Prée sont caractérisées par des espèces telles que *Carex divisa* (Cadiv), *Alopecurus geniculatus* (Alge), *Oenanthe silaifolia* (Oesi), et *Elymus repens* (Elre). Ces espèces sont absentes (ou très peu présentes pour *Alopecurus geniculatus*) des relevés mésohygrophiles effectués à Brouage.

Les relevés mésohygrophiles de Brouage, contrairement à ceux de Saint Laurent de la Prée et de la Vacherie, sont caractérisés par la présence de *Juncus gerardi* (Juge), d'*Agrostis stolonifera* (Agst), de *Phalaris arundinacea* (Phar), de *Phragmites australis* (Phau) et de *Ranunculus sceleratus* (Rasc). Ces relevés se distinguent ainsi des relevés mésohygrophiles effectués sur les deux autres sites selon la

dimension 2 (Figure 24, B). L'indice de salinité d'Ellenberg (S) est bien représenté sur le plan 1-2 et permet d'expliquer la dimension 2. Ainsi, la distinction entre les relevés mésohygrophiles à Brouage et ceux sur les deux autres sites pourrait s'expliquer par une différence de salinité traduite par la composition des communautés végétales. Dans ce groupe de relevés mésohygrophiles, les placettes de Brouage, toutes pâturées, sont plus proches des placettes pâturées que des placettes fauchées de Saint Laurent de la Prée. Certaines espèces comme *Carex divisa*, *Alopecurus geniculatus*, *Oenanthe silaifolia* ou encore *Elymus repens* pourraient être plus présentes quand la prairie est gérée par la fauche que par pâturage.

2. Profils de sols

La Figure 25 présente les profils pédologiques effectués sur le terrain. Les photographies prises sur le terrain sont également présentées en Annexe I : Photographies des profils de sols réalisés. Tous les profils présentent un horizon organique en surface, dont l'épaisseur varie entre 3 et 15 cm. Cet horizon est suivi d'un horizon à dominante argileuse. A Brouage (sauf en mésophile) et à la Vacherie, cet horizon argileux est de couleur gris-bleuté, le gley, traduisant la présence de fer réduit. Ceci peut s'expliquer par la présence d'une nappe d'eau à l'origine de conditions anoxiques. Un horizon pseudogley, caractérisé par des taches de rouille reflétant la présence de fer oxydé a parfois été observé en surface, sous l'horizon organique. Cet horizon est lié à des fluctuations du niveau de la nappe d'eau et donc témoigne d'une anoxie plus temporaire.

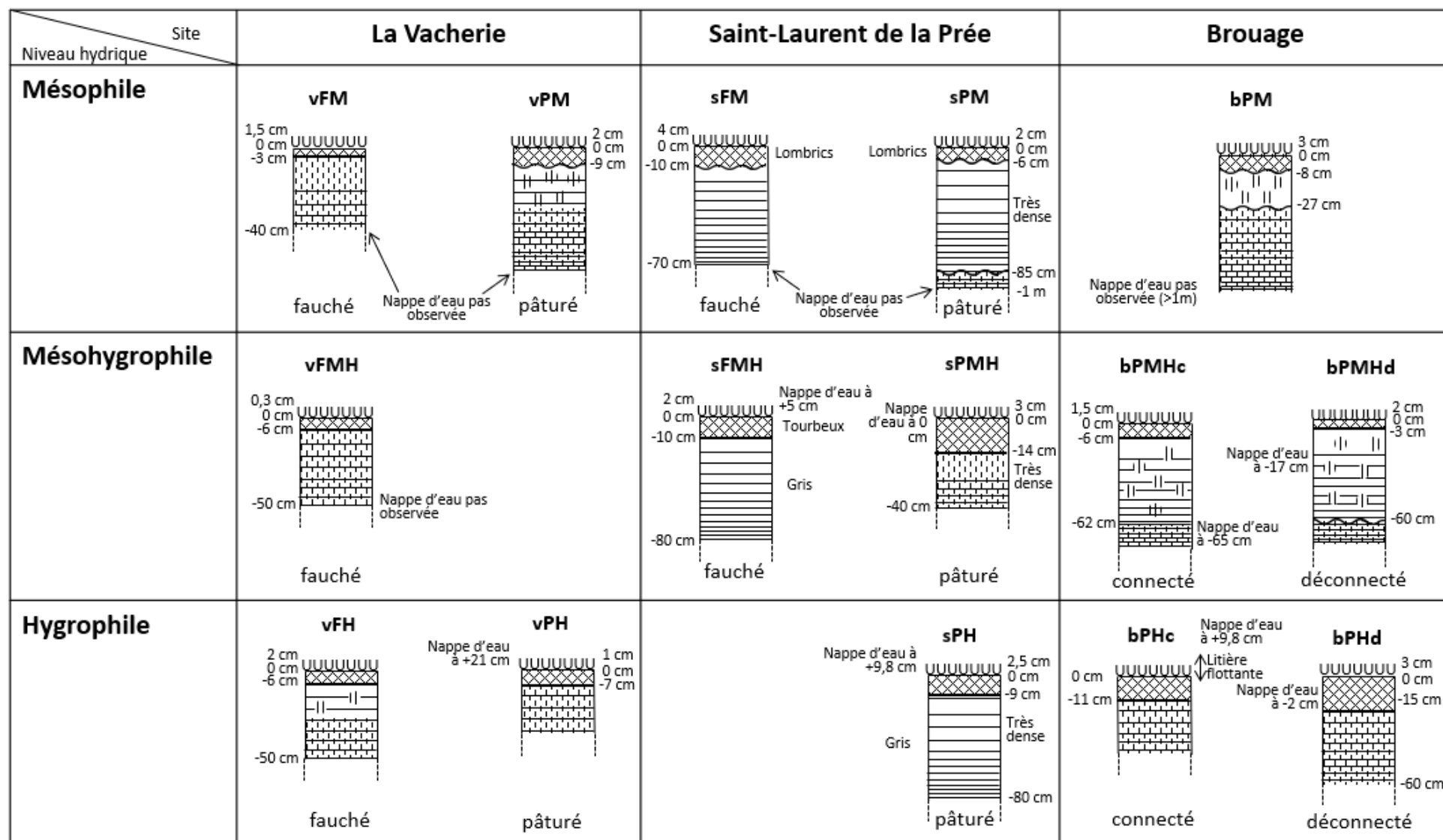


Figure 25 : Schémas des profils pédologiques réalisés sur les 15 placettes

3. Teneurs en matière organique du sol

Les teneurs en matière organique du sol (SOM) varient significativement en fonction du statut hydrique ($F=122,8$, $p<0,001$), du marais ($F=12,2$, $p<0,001$) et de l'interaction de ces deux facteurs ($F=10,2$, $p<0,001$). En revanche la gestion agricole (pâturage versus fauche) n'a pas d'effet significatif sur le SOM. Les SOM sont présentées en Figure 26.

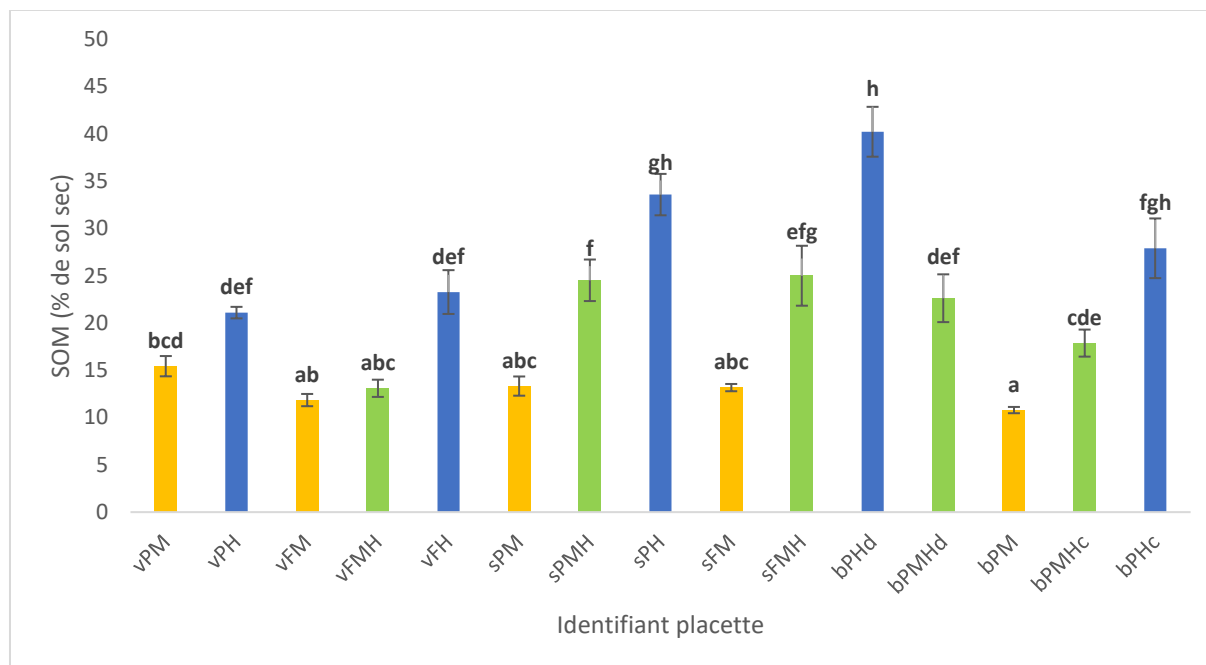


Figure 26 : Teneurs en matière organique des 15 premiers centimètres du sol (SOM : Soil Organic Matter) exprimées en pourcentage de sol sec sur les 15 placettes étudiées, calculées à partir de cinq réplicats. Jaune : végétations mésophiles ; vert : végétations mésohygrophiles ; bleu : végétations hygrophiles. Les lettres correspondent aux résultats de comparaison de moyennes. Deux moyennes ne partageant pas de lettre commune sont significativement différentes à $p<0,05$.

D'une manière générale, plus le milieu est humide et plus les SOM sont élevées avec des teneurs en matière organique passant de 10% dans les sols des zones mésophiles à des teneurs allant jusqu'à 40% dans les sols des zones hygrophiles. Ce contraste dépend des sites et est particulièrement marqué pour Brouage et Saint Laurent de la Prée.

Comparaison entre les niveaux d'hydromorphie du sol

A Brouage, les teneurs en MO sont significativement plus élevées en zone hygrophile (bPHc et bPHd) qu'en zone mésohygrophile (bPMHc et bPMHd), elles-mêmes significativement plus élevées qu'en zone mésophile (bPM). Ces mêmes contrastes sont observés à Saint Laurent de la Prée, avec des différences significatives entre zone hygrophile (sPH), mésohygrophile (sPMH et sFMH) et mésophile (sPM et sFM). De même, dans la prairie fauchée à la Vacherie, les teneurs en MO sont significativement plus élevées en zone hygrophile (vFH) qu'en zone mésohygrophile (vFMH) et en mésophile (vFM). Toutefois, dans la prairie pâturée à la Vacherie, les teneurs en MO ne sont pas significativement différentes entre zones mésophile (vPM) et hygrophile (vPH).

Comparaison entre baisse connectée et déconnectée

A Brouage, les teneurs en matière organique ne sont pas significativement différentes entre baisse connectée et baisse déconnectée, et ce aussi bien en zone hygrophile (bPHd et bPHc) qu'en zone mésohygrophile (bPMHd et bPMHc).

Comparaison entre sites

Pour les zones mésophiles, les teneurs en MO ne sont pas significativement différentes entre les trois sites (vFM, sPM, sFM et bPM, vPM). Pour les zones hygrophiles, les teneurs en MO ne sont pas significativement différentes entre Brouage (bPHd et bPHc) et Saint Laurent de la Prée (sPH). Cependant, en zone hygrophile, les sols de la Vacherie (vPH et vFH) ont significativement moins de MO que les sols de Saint Laurent de la Prée (sPH) et de Brouage au niveau de la baisse déconnectée (bPHd).

4. Teneurs en carbone organique (SOC) et carbone labile (HWC)

Les résultats de teneurs en carbone organique (SOC) et de carbone labile (HWC) ne peuvent pas être présentés ici, car les analyses élémentaires étaient encore en cours à la fin de ce stage.

5. Traits fonctionnels

La Figure 27 positionne les différentes placettes selon la teneur en MO de leur sol et le SLA calculé à l'échelle de la communauté végétale ($c_{wm}SLA$).

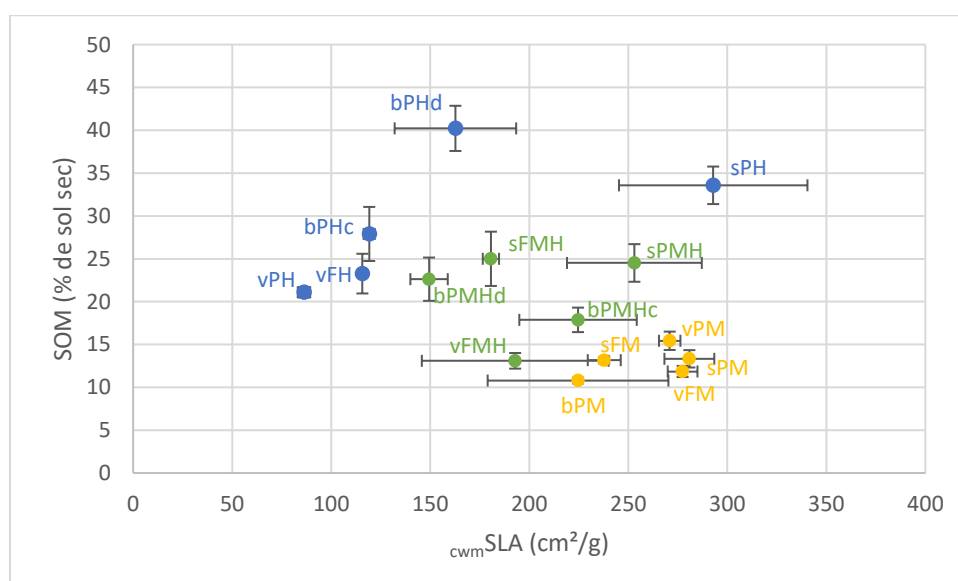


Figure 27 : Représentation des teneurs en matière organique des sols (SOM) en fonction du SLA des communautés végétales ($c_{wm}SLA$). Jaune : végétations mésophiles ; vert : végétations mésohygrophiles ; bleu : végétations hygrophiles. Les barres d'erreur représentent les erreurs standard.

Les relevés en zone mésophile tendent à correspondre à des $c_{wm}SLA$ plus faibles que ceux des végétations mésohygrophiles, eux-mêmes plus faibles que ceux des relevés hygrophiles. La placette en zone hygrophile dans la prairie pâturée de Saint Laurent de la Prée (sPH) fait exception par son $c_{wm}SLA$ supérieur aux autres relevés en zone hygrophile. Ceci peut s'expliquer par une plus forte abondance d'*Agrostis stolonifera* : cette espèce représente la moitié du recouvrement des quadrats de sPH, tandis qu'elle compte en moyenne pour 10% du recouvrement des autres placettes en zone

hygrophile. Comme c'est une espèce à fort SLA, sa plus forte abondance sur la placette sPH contribue à un $c_{wm}SLA$ plus élevé.

Par ailleurs, les végétations mésophiles caractérisées par un $c_{wm}SLA$ élevé tendent à être liées à des teneurs en MO dans le sol plus faibles, tandis que celles hygrophiles caractérisées par un $c_{wm}SLA$ plus faible tendent à être liées à de plus fortes teneurs en MO.

Le $c_{wm}LNC$ n'a pas été calculé et n'est pas présenté ici car les analyses élémentaires étaient en cours à la fin de ce stage.

Discussion

Les 15 placettes étudiées sur trois marais, correspondant à des niveaux de contrainte hydrique et des gestions, pâturage ou fauche, différents se distinguent en premier lieu par leur composition floristique. Les ACP réalisées à partir des relevés de végétation mettent en évidence deux variables environnementales, l'humidité édaphique et la salinité, déterminantes dans la composition des communautés végétales. L'**humidité édaphique** apparaît, en effet, comme étant l'un des principaux facteurs structurant les communautés végétales dans les trois marais étudiés. Trois groupes de relevés ont ainsi été distingués selon un gradient d'humidité édaphique

D'une part, les végétations mésophiles correspondent à une moindre humidité édaphique. Ces relevés sont dominés par des poacées telles que *Hordeum secalinum*, *Cynosurus cristatus*, *Gaudinia fragilis*, *Holcus lanatus*, *Lolium perenne*, *Carex divisa* ou encore *Poa trivialis*. Ces végétations pourraient être rattachées pour partie au *Carici divisae – Lolietum perennis* (de Foucault, 1984) ou au *Hordeo secalini-Lolietum perennis* (Allorge 1922) B. Foucault in Royer et al. 2006.

D'autre part, les végétations mésohygrophiles correspondent à une humidité édaphique intermédiaire. Ce groupe peut être divisé en deux sous-groupes selon leur **salinité**. A Saint-Laurent de la Prée et à la Vacherie, les végétations mésohygrophiles témoignent d'une moindre salinité. Des espèces telles que *Carex divisa*, *Alopecurus geniculatus*, *Oenanthe silaifolia*, ou encore *Elymus repens* sont présentes. A Brouage, les végétations mésohygrophiles reflètent une salinité plus importante et sont caractérisées par *Juncus gerardi*, en association avec *Agrostis stolonifera*. Cette végétation pourrait être reliée au *Alopecuro bulbosi – Juncetum gerardii*, décrite par Bouzillé (1992).

Enfin, les végétations hygrophiles, correspondent à une forte humidité édaphique. Les espèces caractéristiques sont *Eleocharis palustris*, *Oenanthe fistulosa*, *Rorippa amphibia*, *Galium palustre*, *Ranunculus aquatilis*. Ces végétations pourraient être rattachées au *Ranunculo ophioglossifolii – Oenanthetum fistulosae eleocharetosum palustris* (de Foucault, 1984).

Ces groupes de végétation sont reliés au microrelief présent dans les prairies des marais littoraux atlantiques et sont associés chacun à un niveau topographique : les communautés mésophiles sont caractéristiques des zones de replat, les communautés mésohygrophiles des pentes intermédiaires et les communautés hygrophiles des baisses inondables (Bouzillé, 1992; Loucougaray, 2003).

La salinité ne semble intervenir dans la composition des communautés végétales qu'au niveau des végétations mésohygrophiles. Ceci peut s'expliquer par une moindre désalinisation des pentes intermédiaires (Tournade & Bouzillé, 1995), expliquant le contraste plus important entre Brouage qui est un ancien marais salant et Saint-Laurent de la Prée et la Vacherie. Enfin, au sein des relevés mésohygrophiles, les prairies pâturées se distinguent des prairies fauchées par leur composition

végétale. Certaines espèces comme *Carex divisa*, *Alopecurus geniculatus*, *Oenanthe silaifolia* ou encore *Elymus repens* pourraient être plus présentes quand la prairie est fauchée que lorsqu'elle est pâturée..

Les placettes se distinguent également par la teneur en matière organique de leurs sols. Les analyses de teneur en MO des sols mettent en évidence un **impact de l'hydromorphie du sol sur les teneurs en MO**. Les sols des zones hygrophiles sont en moyenne plus de deux fois plus riches en MO que ceux des zones mésophiles, les sols des zones mésohygrophiles présentent des teneurs en MO intermédiaires. Ce gradient est **plus ou moins marqué selon les sites**. A Brouage et à Saint Laurent de la Prée, les différences de teneur en MO sont significatives, tandis qu'à la Vacherie ces variations sont plus graduelles entre mésophile, mésohygrophile et hygrophile. Ceci pourrait s'expliquer par une gestion hydrique différente sur les trois sites : les casiers hydrauliques ne sont pas gérés par les mêmes acteurs et les durées d'immersion diffèrent, ce qui pourrait contribuer à différentes durées d'anoxie et ainsi impacter la minéralisation de la MO.

La gestion des prairies en fauche ou en pâturage ne semble pas avoir d'effet sur les teneurs en MO. Ces résultats contrastent avec ceux de Gilmullina *et al.* (2020), qui avaient montré une augmentation du stockage de C dans les sols de prairies pâturées, en comparaison avec ceux de prairies fauchées. Cette augmentation du stockage de C était principalement due à des apports de carbone plus importants en cas de pâturage, notamment en raison des rejets animaux. Or les prairies étudiées dans le cadre de ce stage sont des prairies permanentes et non fertilisées, fauchées ou pâturées de manière extensive, tandis que les prairies de l'étude de Gilmullina *et al.* (2020) sont des prairies semées et fertilisées, fauchées et pâturées de manière plus intensive. Ainsi, la gestion extensive des prairies étudiées dans le cadre de ce stage pourrait expliquer que la gestion en fauche ou pâturage n'ait pas d'effet sur les teneurs en MO dans les sols.

Une approche du fonctionnement des prairies par l'analyse de traits foliaires a mis en évidence des contrastes entre parcelles. Le SLA calculé à l'échelle des communautés végétales ($c_{wm}SLA$) a ainsi été utilisé pour étudier les caractéristiques fonctionnelles de la végétation. Un $c_{wm}SLA$ élevé correspond à une végétation composée d'espèces exploitatives, à forte capacité photosynthétique et à croissance rapide, tandis qu'un faible $c_{wm}SLA$ correspond à des espèces conservatives à faible vitesse de croissance et qui présentent des tissus plus résistants (Wright *et al.*, 2004).

Les **zones mésophiles** correspondent ici à des **communautés végétales plus exploitatives** à fort $c_{wm}SLA$, tandis que les **zones hygrophiles** apparaissent liées à des **communautés végétales plus conservatives** à faible $c_{wm}SLA$. En zone hygrophile, la plus forte durée d'inondation pourrait ainsi sélectionner des espèces à croissance plus lente, adaptées aux contraintes d'anoxie induisant une moindre fertilité des sols. Au contraire, en zone mésophile, la contrainte liée à l'inondation est de moindre importance, ce qui favorise des espèces exploitatives à croissance rapide, caractéristiques de milieux plus fertiles. Ce résultat contraste néanmoins avec les observations de Violle *et al.* (2011), qui témoignent d'un SLA plus élevé lors de durées d'inondations plus importantes dans le marais Poitevin.

Ainsi, dans cette étude, **les végétations plus conservatives tendent à être liées à des teneurs en MO plus importantes**. L'inondation plus longue dans les zones hygrophiles, induisant des conditions anoxiques qui ralentissent la minéralisation de la matière organique et limitent la fertilité des sols, sélectionneraient une flore plus conservative.

Conclusion et perspectives

Le travail présenté ici s'intéresse aux services de stockage de carbone et d'accueil de la biodiversité végétale rendus par les prairies des marais littoraux atlantiques. Plus précisément, il participe à l'étude des stocks de carbone en fonction des végétations, des conditions d'inondation et de la gestion agricole des prairies.

L'étude de la végétation a révélé une influence de l'hydromorphie du sol, directement liée à la topographie et à la gestion hydraulique, sur la composition des communautés végétales. Trois groupes de végétations ont été distingués : des végétations hygrophiles dans les zones les plus longuement inondées que sont les baisses, des végétations mésohygrophiles au niveau des pentes intermédiaires, et des végétations mésophiles sur les replats et les belles, inondés dans une moindre mesure. Dans les zones mésohygrophiles, la salinité a permis de distinguer les végétations de Brouage, ancien marais salant, où *Juncus gerardi*, adapté aux milieux saumâtres, était présent, des végétations de Saint Laurent de la Prée et de la Vacherie. Ainsi, l'hydromorphie du sol et la salinité agissent comme des filtres environnementaux gouvernant la composition des communautés végétales.

L'approche fonctionnelle, via l'étude de la surface spécifique foliaire des communautés végétales ($c_{wvm}SLA$), a permis de distinguer des communautés plus exploitatives en zones mésophiles, de communautés plus conservatives en zones hygrophiles. Par la suite, l'approche fonctionnelle pourra être complétée par l'étude de la teneur en azote des feuilles (LNC).

L'analyse des teneurs en matière organique (MO) des sols a permis de mettre en évidence un effet de l'inondation des prairies sur le stockage de carbone : les zones hygrophiles sont plus riches en MO que les zones mésohygrophiles, elles-mêmes plus riches en MO que les zones mésophiles. Cet effet est plus marqué à Brouage et à Saint Laurent de la Prée qu'à la Vacherie. L'analyse de la teneur en carbone organique des sols (SOC), encore en cours à la fin de ce stage, devrait confirmer cet effet et permettra de comparer les stocks de C des sols des marais atlantiques à ceux d'autres marais puisque les données de stocks sont généralement présentées sous forme de SOC plus que de SOM dans la littérature.

Enfin, l'analyse du carbone labile (HWC), dont les résultats devraient arriver prochainement, va permettre de compléter l'étude du stockage du carbone dans les sols. En effet, le carbone labile correspond au carbone qui peut être minéralisé rapidement, et a donc un rôle clé dans les flux de CO_2 entre sol et atmosphère. Ces résultats donneront ainsi une idée de la dynamique du carbone dans les prairies des marais littoraux atlantiques.

Références bibliographiques

- Abdalla, M., Hastings, A., Chadwick, D. R., Jones, D. L., Evans, C. D., Jones, M. B., Rees, R. M., & Smith, P. (2018). Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 253, 62-81. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>
- Amiaud, B., Bouzillé, J.-B., Tournade, F., & Bonis, A. (1998). Spatial patterns of soil salinities in old embanked marshlands in western France. *Wetlands*, 18(3), 482-494. <https://doi.org/10.1007/BF03161540>
- Ball, D. F. (1964). Loss-on-Ignition as an Estimate of Organic Matter and Organic Carbon in Non-Calcareous Soils. *Journal of Soil Science*, 15(1), 84-92. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1964.tb00247.x>
- Bernard, M. (2006). *Etude de comportement des sols de marais : Évolution minéralogique, structurale et hydromécanique (Marais de Rochefort et Marais Poitevin)* [Thèse de doctorat].
- Bonis, A., Bouzille, J.-B., Dausse, A., Dia, A., Hénin, O., & Coz, M. B.-L. (2008). Fertilisation et qualité de l'eau en prairies naturelles humides (marais de l'Ouest). *Fourrages*, 196, 485-489.
- Bouzillé, J.-B. (1992). *Structure et dynamique des paysages, des communautés et des populations végétales des marais de l'ouest* [Thèse de doctorat, Rennes 1]. <https://theses.fr/1992REN10013>
- Bouzillé, J.-B., Kernéis, E., Bonis, A., & Touzard, B. (2001). Vegetation and Ecological Gradients in Abandoned Salt Pans in Western France. *Journal of Vegetation Science*, 12(2), 269-278. <https://doi.org/10.2307/3236611>
- Boye, K., Noël, V., Tfaily, M. M., Bone, S. E., Williams, K. H., Bargar, J. R., & Fendorf, S. (2017). Thermodynamically controlled preservation of organic carbon in floodplains. *Nature Geoscience*, 10(6), 415-419. <https://doi.org/10.1038/ngeo2940>
- Bullock, A., & Acreman, M. (2003). The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(3), 358-389. <https://doi.org/10.5194/hess-7-358-2003>
- Bullock, J. M., Hill, B. C., Dale, M. P., & Silvertown, J. (1994). An Experimental Study of the Effects of Sheep Grazing on Vegetation Change in a Species-Poor Grassland and the Role of Seedling Recruitment Into Gaps. *Journal of Applied Ecology*, 31(3), 493-507. <https://doi.org/10.2307/2404445>
- Cao, L., Song, J., Wang, Q., Li, X., Yuan, H., Li, N., & Duan, L. (2017). Characterization of Labile Organic Carbon in Different Coastal Wetland Soils of Laizhou Bay, Bohai Sea. *Wetlands*, 37(1), 163-175. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0858-0>
- Carrère, P., Lemauiel-Lavenant, S., & Dumont, B. (2022). Conserver les « vieilles prairies », un levier efficace pour étendre le bouquet de services. *Fourrages*, 250, 63-77.
- Corlay, J.-P. (1986). Les marais maritimes de la Vilaine à la Gironde : Géosystème maraîchin atlantique et promesses aquacoles. *Noroi*, 132(1), 547-569. <https://doi.org/10.3406/noroi.1986.4352>
- Cornelissen, J., Lavorel, S., Garnier, E., Diaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D., Reich, P., ter Steege, H., Morgan, H. D. G., Van der Heijden, M., Pausas, J. G. H., & Poorter, H. (2003). Handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, v.51, 335-380 (2003), 51. <https://doi.org/10.1071/BT02124>

- de Bello, F., Janeček, Š., Lepš, J., Doležal, J., Macková, J., Lanta, V., & Klimešová, J. (2012). Different plant trait scaling in dry versus wet Central European meadows. *Journal of Vegetation Science*, 23(4), 709-720. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01389.x>
- de Foucault, B. (1984). *Systémique, structuralisme et synsystématique des prairies hygrophiles des plaines atlantiques françaises*. Thèse des Universités de Rouen et Lille II.
- Díaz, S., Cabido, M., & Casanoves, F. (1998). Plant Functional Traits and Environmental Filters at a Regional Scale. *Journal of Vegetation Science*, 9(1), 113-122. <https://doi.org/10.2307/3237229>
- Durant, D., Martel, G., Chataigner, C., Farruggia, A., Kernéis, E., Prieur, M., Roux, P., & Tricheur, A. (2020). Comment évoluer vers davantage d'autonomie au sein des systèmes de polyculture-élevage ? : L'expérience d'une ferme expérimentale en marais. *Fourrages*, 241, 21-34.
- Durant, D., Tichit, M., Kernéis, E., & Fritz, H. (2008). Management of agricultural wet grasslands for breeding waders : Integrating ecological and livestock system perspectives—a review. *Biodiversity and Conservation*, 17(9), 2275-2295. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9310-3>
- Gao, J., & Carmel, Y. (2020). Can the intermediate disturbance hypothesis explain grazing–diversity relations at a global scale? *Oikos*, 129(4), 493-502. <https://doi.org/10.1111/oik.06338>
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., & Toussaint, J.-P. (2004). Plant Functional Markers Capture Ecosystem Properties During Secondary Succession. *Ecology*, 85(9), 2630-2637. <https://doi.org/10.1890/03-0799>
- Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C., & Plantureux, S. (2012). Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(1), 133-160. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0015-3>
- Gearey, M. (2024). Place-making in waterscapes : Wetlands as palimpsest spaces of recreation. *The Geographical Journal*, 190(2), e12477. <https://doi.org/10.1111/geoj.12477>
- Ghani, A., Dexter, M., & Perrott, K. W. (2003). Hot-water extractable carbon in soils : A sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(9), 1231-1243. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00186-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00186-X)
- Gilmullina, A., Rumpel, C., Blagodatskaya, E., & Chabbi, A. (2020). Management of grasslands by mowing versus grazing – impacts on soil organic matter quality and microbial functioning. *Applied Soil Ecology*, 156, 103701. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103701>
- Grace, J. B., & Jutila, H. (1999). The Relationship between Species Density and Community Biomass in Grazed and Ungrazed Coastal Meadows. *Oikos*, 85(3), 398-408. <https://doi.org/10.2307/3546689>
- Grime, J. P. (1973). Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature*, 242(5396), 344-347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>
- Grime, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems : Immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86(6), 902-910. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x>
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R. F. A., Niemelä, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., & Young, J. (2008). Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 124(1), 60-71. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.005>

- Huguenin-Elie, O., Delaby, L., Klumpp, K., Lemauiel-Lavenant, S., Ryschawy, J., & Sabatier, R. (2019). The role of grasslands in biogeochemical cycles and biodiversity conservation. In *Improving grassland and pasture management in temperate agriculture*. Burleigh Dodds Science Publishing.
- Jambu, P., & Nijs, R. (1966). Contribution à l'étude des sols de la partie orientale du Marais Poitevin (Marais mouillé). *Noroi*, 52(1), 565-593. <https://doi.org/10.3406/noroi.1966.7295>
- Joyce, C. B., Simpson, M., & Casanova, M. (2016). Future wet grasslands : Ecological implications of climate change. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(9), e01240. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1240>
- Julve, P. (1998). *Baseflor—Index botanique, écologique et chorologique de la Flore de France* (Version 23/05/2024) [Jeu de données]. Programme Catminat. <https://www.tela-botanica.org/projets/phytosociologie/porte-documents/>
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., & Hedmark, Å. (2010). Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands : A Critical Review. *Wetlands*, 30(1), 111-124. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0003-4>
- Kernéis, E., Chevallier, C., & Pons, Y. (2007). Production prairiale, gestion de l'eau et conflits d'usage dans les marais de l'ouest de la France : L'été est-il une période clé ? *Fourrages*, 191, 323-335.
- Kotowski, W., Thörig, W., van Diggelen, R., & Wassen, M. J. (2006). Competition as a Factor Structuring Species Zonation in Riparian Fens : A Transplantation Experiment. *Applied Vegetation Science*, 9(2), 231-240.
- Lavorel, S., Lepart, J., Debussche, M., Lebreton, J.-D., & Beffy, J.-L. (1994). Small Scale Disturbances and the Maintenance of Species Diversity in Mediterranean Old Fields. *Oikos*, 70(3), 455-473. <https://doi.org/10.2307/3545786>
- Leinweber, P., Schulten, H.-R., & Körschens, M. (1995). Hot water extracted organic matter : Chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 20(1), 17-23. <https://doi.org/10.1007/BF00307836>
- Lemauiel-Lavenant, S., & Sabatier, R. (2017). Quand l'élevage est garant de la conservation de milieux patrimoniaux. *INRAE Productions Animales*, 30(4), Article 4. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2017.30.4.2265>
- Louault, F., Pillar, V. d., Aufrère, J., Garnier, E., & Soussana, J.-F. (2005). Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16(2), 151-160. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02350.x>
- Loucougaray, G. (2003). *Régimes de pâturage et hétérogénéité de la structure et du fonctionnement de la végétation prairiale (Marais Poitevin)* [Thèse de doctorat, Université Rennes 1]. <https://theses.hal.science/tel-00520850>
- Lützwow, M. v., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., & Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils : Mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 426-445. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>
- Maltby, E., & Acreman, M. C. (2011). Ecosystem services of wetlands : Pathfinder for a new paradigm. *Hydrological Sciences Journal*, 56(8), 1341-1359. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.631014>

- Marion, B., Bonis, A., & Bouzillé, J.-B. (2010). How much does grazing-induced heterogeneity impact plant diversity in wet grasslands? *Écoscience*, 17(3), 229-239. <https://doi.org/10.2980/17-3-3315>
- Martin, M. P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., & Arrouays, D. (2011). Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8(5), 1053-1065. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1053-2011>
- Martínez-Espinosa, C., Sauvage, S., Al Bitar, A., Green, P. A., Vörösmarty, C. J., & Sánchez-Pérez, J. M. (2021). Denitrification in wetlands : A review towards a quantification at global scale. *Science of The Total Environment*, 754, 142398. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142398>
- Mauchamp, A., Gore, O., Grange, M., Bergerot, B., Paillisson, J.-M., & Bonis, A. (2019). *Programme d'étude sur l'évolution de la biodiversité en lien avec la gestion de l'eau dans le Marais poitevin*.
- Millennium Ecosystem Assessment (Éd.). (2005). *Ecosystems and human well-being : Synthesis*. Island Press.
- Mitra, S., Wassmann, R., & Vlek, P. L. G. (2005). An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. *Current Science*, 88(1), 25-35.
- Mommer, L., Lenssen, J. P. M., Huber, H., Visser, E. J. W., & de Kroon, H. (2006). Ecophysiological Determinants of Plant Performance under Flooding : A Comparative Study of Seven Plant Families. *Journal of Ecology*, 94(6), 1117-1129.
- Pacé, M., & Bonis, A. (2022). *Connaissances sur les prairies humides du Marais poitevin : Synthèse bibliographique* (p. 109 + annexes). Sous la direction d'Anne Bonis. Rapport UMR GEOLAB, CNRS- Université Clermont Auvergne, pour EPMP-Contrat Territorial Cadre Marais poitevin 2020-2025.
- Pakeman, R. J., & Queded, H. M. (2007). Sampling plant functional traits : What proportion of the species need to be measured? *Applied Vegetation Science*, 10(1), 91-96. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00507.x>
- Poschlod, P., Bakker, J. P., & Kahmen, S. (2005). Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic and Applied Ecology*, 6(2), 93-98. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.12.001>
- Regrain, R. (1977). L'aménagement des marais charentais pendant le dernier millénaire. *Cahiers Nantais*, 13(1), 27-41. <https://doi.org/10.3406/canan.1977.1302>
- Soussana, J.-F., & Lemaire, G. (2014). Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>
- Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., & Arrouays, D. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20(2), 219-230. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00362.x>
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A. B., Courcelles, V. de R. de, Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P. C., Chenu, C., Jastrow, J. D., Lal, R., ... Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 80-99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>

- Talbot-Marsac, M., & Bakkal-Lagarde, M. C. (1999). L'apport de la prospection archéologique aérienne à la connaissance du rivage antique du golfe des Pictons (France). *Revue archéologique de Picardie*, 17(1), 387-396. <https://doi.org/10.3406/pica.1999.2126>
- Tasset, E. (2018). *Services écosystémiques rendus par les prairies de marais et les prairies mésophiles : Diversité floristique, qualité fourragère et stock de carbone*. [Thèse de doctorat, Normandie Université]. <https://theses.hal.science/tel-02293122>
- Tournade, F. (1993). *Les prairies naturelles humides communales du marais poitevin : Organisation, fonctionnement et genèse d'un agro-système*. [Thèse de doctorat]. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- Tournade, F., & Bouzillé, J.-B. (1995). Déterminisme pédologique de la diversité végétale d'écosystèmes prairiaux du Marais Poitevin. *Étude et Gestion des Sols*, 2(1), 57-72.
- Violle, C., Bonis, A., Plantegenest, M., Cudennec, C., Damgaard, C., Marion, B., Le Coeur, D., & Bouzille, J.-B. (2011). Plant functional traits capture species richness variations along a flooding gradient. *Oikos*, 120(3), 389-398. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18525.x>
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882-892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Vítová, A., Macek, P., & Lepš, J. (2017). Disentangling the interplay of generative and vegetative propagation among different functional groups during gap colonization in meadows. *Functional Ecology*, 31(2), 458-468. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12731>
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J. H. C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P. K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B. B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., ... Villar, R. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428(6985), 821-827. <https://doi.org/10.1038/nature02403>
- Wu, Y., Sun, J., Blanchette, M., Rousseau, A. N., Xu, Y. J., Hu, B., & Zhang, G. (2023). Wetland mitigation functions on hydrological droughts : From drought characteristics to propagation of meteorological droughts to hydrological droughts. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 617. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128971>

Annexe

Annexe I : Photographies des profils de sols réalisés



Résumé

Les prairies des marais littoraux atlantiques rendent de nombreux services écosystémiques aux sociétés humaines, dont notamment le stockage de carbone dans leurs sols et l'accueil d'une biodiversité végétale remarquable et spécifique. Dans ce contexte, ce travail participe à l'étude de l'effet des conditions d'inondation et de la gestion agricole sur le stockage de carbone et la composition des communautés végétales. Il porte sur quinze parcelles choisies dans les prairies du marais Poitevin, et des marais de Saint Laurent de la Prée et de Brouage selon une gamme de conditions hydriques variées.

Des analyses de teneurs en matière organique (SOM), en carbone organique (SOC) et en carbone labile (HWC) sont effectuées sur des échantillons de sol prélevés sur ces quinze parcelles, et des relevés floristiques sont réalisés. La composition fonctionnelle des communautés végétales est étudiée grâce à deux traits fonctionnels : surface spécifique foliaire ($c_{wm}SLA$) et teneur en azote des limbes ($c_{wm}LNC$).

Trois groupes de végétations sont distingués selon un gradient de durée d'inondation, directement lié à la topographie. Des végétations hygrophiles sont rencontrées au niveau des baisses, des végétations mésohygrophiles sur les pentes intermédiaires, et des végétations mésophiles sur les replats et les belles. Les végétations hygrophiles correspondent à des communautés d'espèces plus conservatives à faible $c_{wm}SLA$, tandis que les végétations mésophiles sont composées d'espèces plus exploitatives et à fort $c_{wm}SLA$. Par ailleurs, l'inondation, à l'origine de conditions anoxiques, favorise le stockage de carbone dans les sols. Les baisses longuement inondées ont des teneurs en matière organique en moyenne deux fois supérieures à celles des zones de replat. Cet effet de l'inondation sur les teneurs en matière organique est plus marqué à Brouage et à Saint Laurent de la Prée qu'à la Vacherie. La gestion des prairies en fauche ou en pâture ne semble pas avoir d'effet sur les teneurs en matière organique.

Abstract

Atlantic marsh grasslands provide many ecosystem services to humans, including carbon storage in their soils and the hosting of a remarkable and specific plant biodiversity. In this context, this work contributes to the study of the effect of flooding conditions and agricultural management on carbon storage and the composition of plant communities. It is based on fifteen plots selected from the grasslands of the Marais Poitevin, and the marshes of Saint Laurent de la Prée and Brouage under a range of different water conditions.

Analyses of soil organic matter (SOM), soil organic carbon (SOC) and labile carbon (HWC) were carried out on soil samples taken from these 15 plots, and floristic surveys were conducted. The functional composition of the plant communities was studied using two functional traits: specific leaf area ($c_{wm}SLA$) and leaf nitrogen content ($c_{wm}LNC$).

Three groups of vegetation were distinguished according to a flooding gradient, directly linked to the topography. Hygrophilous vegetation was found on the lower slopes, mesohygrophilous vegetation on the intermediate slopes, and mesophilous vegetation on the flats. The hygrophilous vegetation corresponded to conservative communities with low $c_{wm}SLA$, whereas the mesophilous vegetation tended to be more exploitative, with higher $c_{wm}SLA$. In addition, flooding, which creates anoxic conditions, favoured the storage of carbon in soils. The organic matter content of long-flooded soils was on average twice higher than in flat areas. The effect of flooding on soil organic matter contents appeared more important at Brouage and Saint Laurent de la Prée than at La Vacherie. Management of the grasslands by mowing or grazing did not appear to have any effect on soil organic matter contents.