



Réserve Naturelle
MARAIS DE LAVOURS

Les prairies hygrophiles de la Réserve naturelle nationale du marais de Lavours : bilan de trente années de suivi (1988 – 2019)



Mai 2022

Ce document a été validé par le conseil scientifique de la réserve naturelle, le 21 mai 2022.

Citation :

Darinot F. 2022. Les prairies hygrophiles de la Réserve naturelle nationale du marais de Lavours : bilan de trente années de suivi (1988-2019). Entente Interdépartementale Rhône-Alpes pour la Démoustication, Chindrieux : 99 pages.

L'auteur exprime toute sa gratitude à Gilles Pache, botaniste au Conservatoire Botanique National Alpin, pour son aide précieuse à l'analyse des données grâce aux scripts R qu'il a conçus, à Thomas Legland, botaniste au Conservatoire Botanique National Alpin, pour les listes floristiques sur le marais de Lavours et de Chautagne, ainsi qu'à Antoine Amoureux, Compagnie Nationale du Rhône, pour ses recherches sur le rapport SOGREAH 1960. Enfin, le conseil scientifique de la réserve naturelle et tous les stagiaires et agents de la réserve naturelle sont chaleureusement remerciés pour leur contribution essentielle à ces trente années de suivi de la végétation.

SOMMAIRE

Préface

Introduction

I.	La végétation du marais de Lavours : mise en place, évolution et tendances récentes	
1.	Une tourbière âgée de 10 000 ans	9
1.1.	Emergence possible d'un pastoralisme protohistorique	11
1.2.	Le marais du début de notre ère au haut Moyen-Âge, une histoire qui reste à écrire	11
1.3.	Développement d'un agro-système au Moyen-Âge	12
1.4.	Les bouleversements des cent-cinquante dernières années	13
1.5.	Début de l'exode rural et de l'abandon du marais	16
1.6.	Une dégradation de la végétation dans la deuxième moitié du XX ^e siècle	17
1.7.	La tourbière est-elle toujours active ?	19
2.	La réserve naturelle, conservatoire des prairies humides	20
II.	Le suivi de la végétation prairiale : objectifs, historique, méthodes	
1.	Pastoralisme extensif et mise en place du suivi de la végétation (1986 - 1991)	23
2.	Réorganisation pastorale, ajustement du protocole de suivi (1993 – 1996)	26
3.	Nouvelle réorganisation pastorale et extension du suivi (1999 – 1999)	27
4.	Vers une stabilisation du suivi (2011 - actuel) ?	32
5.	Méthode d'analyse des données 1988 – 2019	
5.1.	Paramètres généraux	34
5.2.	Analyse multivariée	34
5.3.	Indices d'engorgement, de fertilité du sol et de qualité floristique	34
5.4.	Etat de conservation des prairies	39
III.	Résultats	
1.	Analyse critique des données	46
2.	Résultats pour l'ensemble des prairies	
2.1.	Paramètres généraux	47
2.2.	Analyse multivariée	51
2.3.	Indices d'engorgement, de fertilité du sol et de qualité floristique	53
2.4.	Etat de conservation des prairies	58
3.	Cas particulier de certaines espèces	
3.1.	Plantes ligneuses	60
3.2.	Plantes-hôtes des papillons Azurés (<i>Phengaris teleius</i> , <i>P. nausithous</i> , <i>P. alcon</i>)	61
3.3.	Le Marisque (<i>Cladium mariscus</i>)	61
3.4.	Plantes exotiques envahissantes	61
IV.	Interprétation des résultats	63
V.	Orientation de la gestion	
1.	Protocole de suivi	70
2.	Etudes complémentaires	70
3.	Mesures de gestion	71
VI.	Conclusion	76

Bibliographie

Annexes

(Cliquer sur un numéro de page renvoie à la page)

Préface

La Réserve naturelle nationale du Marais de Lavours a été créée en 1984 dans le but de conserver et de restaurer une partie conséquente (non encore transformée en champs de maïs !) du grand Marais de Lavours ; ce secteur subissait les effets néfastes pour sa biodiversité de l'abandon progressif des usages traditionnels. Pour remédier à cela, il est donc apparu qu'une gestion agropastorale extensive pouvait être la solution, à l'instar d'autres sites protégés similaires en France et ailleurs. C'est donc la Réserve naturelle nationale des Mannevilles, dans le Marais Vernier (Eure), qui a servi de modèle à la mise en place du pâturage (travail d'Yves MAJCHRZAK à l'Université de Rouen) : choix des Highland Cattle et des chevaux camarguais, et mise en place du suivi par stations fixes, entre autres.

Les prospections et réflexions préliminaires ont eu lieu en 1985. Puis, en 1986 (mai à octobre), l'enclos sud de Béon destiné aux bovins a été cartographié à l'ancienne (à la main et avec le topofil), pour avoir un état initial de la végétation, et piqueté pour créer un réseau de stations de suivi. La première série de suivis (relevés linéaires de la végétation par points-contacts) date de juillet 1987, période de l'arrivée des bovins dans l'enclos. Parallèlement, l'enclos nord de Béon, destiné aux chevaux, a été cartographié en 1987 et le premier suivi des stations date de juillet 1988. Un suivi comparatif a également été mis en place dans les prairies périphériques aux enclos, qui ont été périodiquement fauchées ou débroussaillées.

Au début, les activités de terrain étaient longues et difficiles, car la végétation dominée par les roseaux, les aulnes et les bourdaines était le plus souvent très haute (plus de 2 mètres) et très dense, ce qui rendait la progression d'une station à l'autre complexe, le positionnement initial des piquets (sans GPS, au topofil et à la boussole) délicat et aussi les relevés fastidieux. En effet, il y avait peu de place pour les deux « contrôleurs », peu de lumière certains jours et peu de vent frais pour compenser l'ambiance subtropicale chaude et humide ; à cette époque, les étés étaient encore très pluvieux et orageux ! Il nous est parfois arrivé de travailler sans nous entr'apercevoir pendant les deux tiers du temps ou de ne pas pouvoir retrouver les piquets matérialisant les stations de suivi, sans compter les égarements complets dans le marais ou l'enfoncement impromptu de l'un de nous dans une fosse pleine d'eau cachée par la végétation. Nous étions donc contents d'atteindre les clôtures ou de retrouver les quelques secteurs dégagés par la fauche ou le passage des engins d'entretien.

Le jour prévu pour l'arrivée triomphale des Highland Cattle dans le Marais, le 8 juin 1987, plus de la moitié des prairies tourbeuses de Béon étaient sous 80 à 100 cm d'eau à cause d'une forte crue du Rhône. Les animaux sont donc venus en bêtaillère pour la figuration devant les autorités, les gestionnaires et les caméras et repartis dans l'après-midi ; leur installation définitive a eu lieu peu après.

Parmi de nombreux souvenirs, en voici deux concernant la botanique. Lors de nos visites de fin d'été, j'ai toujours admiré la superbe floraison de la gentiane pneumonanthe dans la cladiaie, sans savoir à ce moment-là qu'elle accueillait les chenilles d'un azuré... Lors d'un relevé linéaire dans une roselière très haute, la tige de contact a frôlé, au sol, une minuscule plante très discrète ; ô miracle, nous étions tombés sur un unique pied de Liparis de Loesel, orchidée alors non revue dans le marais de Lavours depuis des décennies suite à son embroussaillage généralisé. On sait que la population a explosé dans les années 2000 suite à la restauration de ces prairies tourbeuses.

Rétrospectivement, on peut dire que ce suivi de la végétation sur de nombreuses années a été très utile, puisque qu'il a rendu visible certains effets non prévus ou non désirés du pâturage sur la flore : difficulté à réguler les ligneux, régression de certaines espèces à enjeu telle que la grande pimprenelle. On a donc pu rectifier le tir en modifiant la gestion : suppression du pâturage étendu et remplacement par une fauche alternée plus efficace.

Je tiens à remercier et à féliciter sincèrement Fabrice DARINOT d'avoir écrit cette belle synthèse illustrée sur cette expérience de gestion et de suivi de la végétation prairiale hygrophile de la réserve du Marais de Lavours et ceci sur plus de trente ans. On peut y associer naturellement tous ceux qui ont effectué les relevés de terrain et les traitements informatiques des données.

Olivier MANNEVILLE,
3 mai 2022

Introduction

L'évolution des prairies du marais de Lavours est longue et bien documentée. Durant huit millénaires, le marais fut d'abord une immense roselière avec des périodes plus sèches où le Rhône était moins dynamique. La végétation évolua vers un stade prairial, au moins localement, probablement à la fin de l'Âge du Bronze, à la faveur de l'apparition d'un tout premier pastoralisme. Mais c'est au Moyen Âge que les pratiques agropastorales s'intensifièrent, façonnant les prairies par le pâturage, le fauchage et déjà la mise en place de fossés. Ce sont ces prairies, issues d'un millénaire d'exploitation pastorale, qui sont parvenues jusqu'à nous. Aujourd'hui, il n'en subsiste qu'une infime partie, protégée par la réserve naturelle, les neuf dixièmes de la surface originelle ayant disparus sous l'agriculture intensive, la populiculture, le développement spontané de la forêt et de la roselière. Ces vestiges de la grande prairie du marais de Lavours constituent donc un patrimoine inestimable qui a justifié la création d'une réserve naturelle nationale pour le préserver.

Avec la réserve naturelle, la gestion des prairies passe d'une exploitation traditionnelle, pluriséculaire, qui produit une rente aux exploitants, à une gestion conservatoire dont le but n'est plus économique mais qui vise à préserver les habitats et les biocénoses en place. Les moyens pour y parvenir ne changent pas, la fauche et le pâturage sont toujours la base de cette gestion, même si le matériel et la nature des troupeaux ont beaucoup évolués. Cette nouvelle gestion conservatoire des prairies repose sur une expertise exigeante et un monitoring précis mis en œuvre par des biologistes, bien loin de l'exploitation du marais d'autrefois. Une telle gestion, pour raisonnée qu'elle soit, pourrait comporter le risque de transformer les prairies en un objet d'étude scientifique coupé de son environnement et soumis aux seules décisions des experts. Or il existe une autre voie, que la réserve naturelle tente de mettre en place, comme beaucoup d'autres espaces naturels en Europe. Il s'agit d'insérer les prairies dans le tissu économique et agricole local, en recherchant des partenariats avec les agriculteurs qui viennent y pratiquer le fauchage et le pâturage selon un cahier des charges établi par le gestionnaire. Ainsi, les prairies retrouvent-elles leur caractère de rente pour l'agriculture, tout en donnant la priorité à la conservation des milieux. Ce faisant, on crée un lien entre la valeur écologique des prairies et leur valeur d'usage, ce qui favorise les aménités environnementales de la réserve naturelle.

Dans cette logique, le suivi de la végétation des prairies tourbeuses engagé en 1986 présente une immense valeur pour le gestionnaire. En dépit de problèmes méthodologiques et techniques, il fournit des informations essentielles pour la conservation des prairies et il déjà a permis de réorienter par deux fois la gestion, notamment le pâturage dans le communal de Béon. A l'avenir, l'intérêt de cette longue chronique de suivi est appelé à se renforcer encore pour comprendre les effets du changement climatique en cours.

I. La végétation du marais de Lavours : mise en place, évolution et tendances récentes

L'étude de la végétation des prairies tourbeuses de la RNNML, de 1985 à 2019, nécessite de replacer l'évolution de la végétation du marais de Lavours dans un processus de longue durée, tributaire de l'évolution du climat, de l'hydrologie du Rhône et des activités anthropiques locales. Ce travail est possible grâce à la riche bibliographie qui existe sur le Haut-Rhône, fruit du travail de plusieurs équipes de recherche au sein des Universités de Grenoble, Chambéry et Lyon, du bureau d'étude BURGEAP, des travaux des archéologues Pierre Vilain et Jean-Michel Treffort, ainsi que de deux historiens locaux très actifs, l'Abbé Michel Comtet de Culoz et Pierre Jouannaud. Par rapport à la synthèse de Goubet et Darinot (2014), réalisée sur la base des macrorestes contenus dans un profil de sol (protocole expérimental en Annexe 1), le bilan proposé ici intègre en plus l'histoire du Rhône et de sa dynamique fluviale, ainsi que des données archéologiques pour expliquer les différentes phases de sédimentation observées dans la tourbe du marais. Enfin, les résultats issus de travaux de master des années 2001 – 2005, sous la direction d'Arlette Laplace-Dolonde (Univ. Lyon III) et Louis Trosset (Univ. Savoie), ont été pris en compte pour tenter d'expliquer les processus de turfigénèse en cours dans la réserve naturelle. Beaucoup reste à découvrir sur la tourbière du marais de Lavours et de nouveaux sondages couplés à l'étude des pollens, qui a été tentée en 2004 de façon infructueuse, seraient utiles pour consolider les résultats déjà acquis. Cependant, grâce à l'ensemble des connaissances en notre possession et au croisement de différentes disciplines, le cadre général de l'histoire de la tourbière semble se mettre en place. L'étude de la végétation actuelle des prairies de la réserve naturelle doit s'insérer dans ce processus évolutif de longue durée.

1. Une tourbière âgée de 10 000 ans

La végétation de l'immense tourbière du marais de Lavours se met en place il y a environ 10 000 ans, après le retrait du lac post-glaciaire qui occupait toute la vallée (voir la datation du profil en annexe). Il s'agit des premiers temps de l'Holocène, déjà fort éloignés de la période glaciaire du Würm, et un climat tempéré s'est installé sur l'Europe avec une humidité assez élevée et des contrastes de température saisonnières modérés. Avant que la tourbe ne se forme de façon régulière, le profil pédologique révèle une alternance de lits organiques et d'argiles lacustre (905 à 1 050 cm de profondeur, non datés) qui suggère que des radeaux flottants ont pu se développer sur une étendue d'eau subsistant dans la vallée, couler sur le fond argileux puis être recouverts par la sédimentation lacustre. Après cette ultime phase aquatique, avant que le lit du Rhône ne s'édifie et n'isole les deux marais de Lavours et de Chautagne, la végétation dans son ensemble ressemble probablement à une mosaïque de tremblants sur eau libre, comme le suggère la présence de cladocères dans le sondage, sur des poches d'eau laissées par le lac post-glaciaire après son retrait, et de végétation semi-aquatique sur les terrains plus élevés (Goubet et Darinot 2014) (Fig. 1 phase I). Ces radeaux et cette végétation terrestre pionnière sont constitués par une phragmitaie (*Phragmites australis*) qui va commencer à produire de la tourbe et qui est composée, entre autres, de mousses brunes (*Scorpidium* spp., *Hamatocaulis vernicosus*, *Campylium* spp., *Calliergon* spp., *Calliergonella cuspidata*, etc...), de sphaignes, de fougère des marais (*Thelypteris palustris*), de marisque (*Cladium mariscus*), de lycophe d'Europe (*Lycopus europaeus*) et de laïche élevée (*Carex elata*). Au fil des millénaires, le Rhône construit un cône de déjection caillouteux avec les matériaux d'érosion provenant de ses affluents, l'Arve, la Valserine et le Fier, qui progresse dans la vallée depuis Seyssel en direction du sud, et qui finit par séparer les marais de Lavours et de Chautagne (Bravard et Jouannaud 1999). A partir de ce moment, la bordure des marais proche du fleuve reçoit les sables et les limons déposés par les crues, tandis que leur centre, régulièrement inondé, s'exhausse par accumulation de matière organique non dégradée, la tourbe. La tourbière du marais de Lavours est donc de type fluviogène et la tourbe s'accumule au rythme de la montée du lit du fleuve, c'est-à-dire d'environ un mètre par millénaire : aujourd'hui, la puissance de la tourbière est égale à dix mètres en son centre, dans le communal de Béon.

Les trois premiers millénaires (7 300 à 4 000 BC) voient la production d'une tourbe de phragmite sur une épaisseur de près de trois mètres, sans intercalation de lits argileux, qui suggère le développement stable d'une phragmitaie atterrie, comme en témoigne aussi la présence de plantes comme la potentille dressée (*Potentilla erecta*) et le lychnis fleur-de-coucou (*Lychnis flos-cuculi*). Les sphaignes, qui n'existent plus dans le marais aujourd'hui, se maintiennent pendant cinq siècles autour de 7 500 BC (Fig. 1 phase II). Une période moins

humide semble suivre, de 4 000 à 3 100 BC, caractérisée par le développement du bouleau verruqueux (*Betula pendula*) et de ronces (*Rubus* sp.) dans la phragmitaie (Fig. 1 phase III). Cette période semble correspondre à une phase de méandrage du Rhône, où les crues sont moins violentes et les submersions moins importantes dans la tourbière.

Tout au long de ces deux premières périodes, de 7 300 à 3 100 BC, la présence de charbons interroge quant à leur origine, possiblement anthropique. Ces quatre millénaires correspondent au Mésolithique et au Néolithique où des groupes humains ont commencé à s'implanter autour du marais de Lavours. L'abri de Sous-Balme à Culoz (à côté de la gare SNCF), daté du Mésolithique récent et final entre 7 360 +/- 1 080 et 4 600 +/- 480 BP (Perrin 2002), a livré les ossements d'un humain avec ses parures (canines de cerf percées et coquillages marins), ainsi que les restes osseux des animaux chassés dans le marais et dans les collines environnantes, en particulier le castor d'Europe (*Castor fiber*), le cerf élaphe (*Cervus elaphus*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*) et le sanglier (*Sus scrofa*) (Vilain 1966). Au Néolithique, les premiers agriculteurs s'implantent dans les Alpes et le Jura, d'abord des groupes en provenance de Méditerranée qui remontent le Rhône et ses affluents (les Chasséens), puis d'autres groupes qui arrivent du Nord en contournant le lac Léman (civilisation de Cortaillod). Autour du marais de Lavours, certains se sont installés au pied du Grand Colombier, comme en témoigne les restes osseux retrouvés à Landaize (Culoz) et datés de 3 900 à 3 500 BC (Vilain 1992). Il n'est pas impossible que ces charbons marquent l'utilisation du feu pour rabattre le gibier dans le marais.

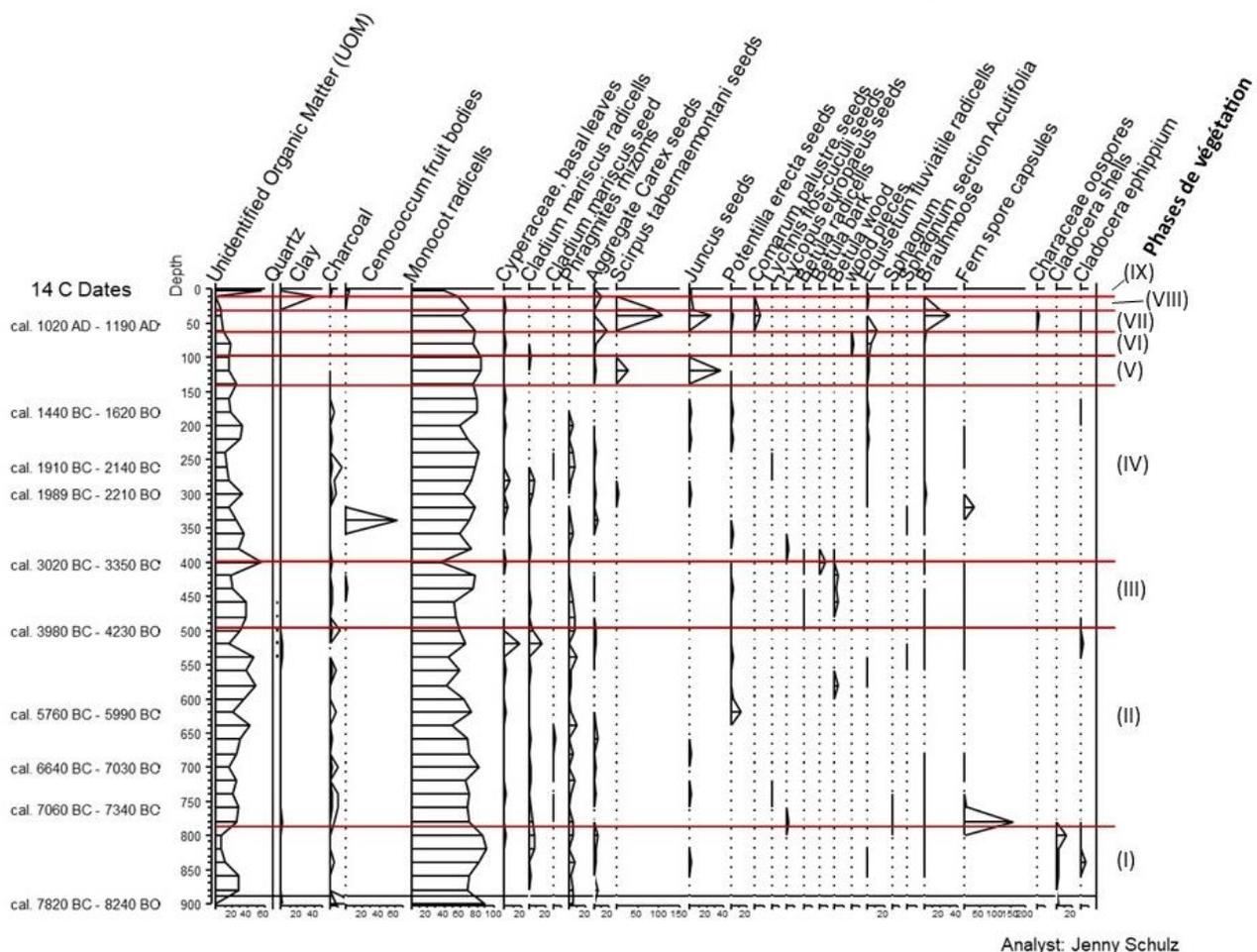


Figure 1. Diagramme simplifié des macrorestes du sondage effectué dans le communal de Béon en 2004 et datation (février 2005, J. Schulz, non publié). (I) mosaïque de tremblants sur eau libre et de végétation atterrie (phragmitaie), (II) 7 300 – 4 000 BC phragmitaie atterrie à *Phragmites australis*, (III) 4 000 à 3 100 BC phragmitaie colonisée par le bouleau verruqueux (*Betula pendula*) en phase plus sèche, (IV) 3 100 à 800 BC phragmitaie atterrie à *Phragmites australis*, (V) 800 BC à 100 AD première jonçaie, (VI) 100 à 800 AD première cariçaie, (VII) 800 à 1 200 AD deuxième jonçaie, (VIII) 1 200 à 1850 AD deuxième cariçaie, (IX) 1850 à actuel. (BC, « Before Christ » ; AD, « Anno Domini » : dans les deux cas, l'année de naissance du Christ – 0 – est utilisée comme année zéro pour les datations).

1.1. Emergence possible d'un pastoralisme protohistorique

L'examen des macrorestes contenus dans la tourbe semble indiquer que la phragmitaie s'est maintenue depuis l'origine de la tourbière jusqu'à environ 800 BC (Fig. 1 phase IV), avec une activité hydrologique du Rhône assez calme (Fig. 2) caractérisée par un style en méandres (Bravard *et al.* 2008). Vers 800 BC (± 100 ans), cette phragmitaie est remplacée par une première jonçaie (*Juncus* spp.) (Fig. 1 phase V) qui perdure jusqu'à 100 AD ; celle-ci est peut-être d'origine anthropique, car les pratiques agropastorales sont connues pour déterminer fortement le développement de ce type de végétation. Cette date correspond plus ou moins à la dernière phase de l'Âge du Bronze final (Bronze final IIIb), marquée par une amélioration climatique et une importante occupation humaine du Jura méridional, avec un développement de l'habitat littoral du lac du Bourget notamment à Portout et Chanaz, et du molard du Jugeant à Culoz distants de six kilomètres du marais de Lavours (J.-M. Treffort com. pers.). Par ailleurs, il existe une gravure rupestre dans l'abri sous-roche du molard de Lavours, datée du Bronze final IIIb – début du 1^{er} Âge du Fer, qui ressemble aux gravures alpines topographiques du Val Camonica (Italie), interprétées comme la représentation de parcelles agricoles (Vilain *et al.* 2012). Compte-tenu de ces occupations protohistoriques, il est donc envisageable que cette première jonçaie soit le résultat de la mise en place d'un premier pastoralisme datant de l'Âge du Bronze final. La disparition des charbons dans le profil pédologique, à partir de 400 BC environ, est également à noter. Par ailleurs, l'origine de la jonçaie a pu être favorisée par un changement dans l'hydrologie du Rhône qui s'est intensifiée de 700 à 400 BC (Fig. 2), favorisant les joncs et le scirpe glauque (*Schoenoplectus tabernaemontani*) dont l'abondance culmine à cette période-là. Les pollens de l'abri sous-roche du molard de Lavours renseignent sur la nature des boisements en bordure du marais à 800 BC : on y trouve l'aulne (*Alnus* sp.), le noisetier (*Corylus avellana*), le tilleul (*Tilia* sp.), le chêne (*Quercus* sp.), le charme (*Carpinus* sp.), le pin (*Pinus* sp.), le sapin (*Abies alba*) et peut-être l'épicéa (*Picea abies*) et le hêtre (*Fagus sylvatica*) (Vilain *et al.* 2010). Les pollens de plantes herbacées ne suggèrent aucune pratique culturale à proximité de l'abri sous-roche.

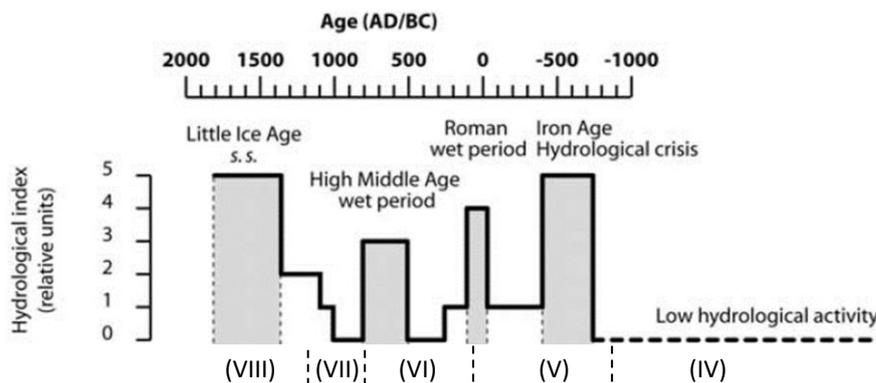


Figure 2. Indice d'activité hydrologique du Haut-Rhône (Arnaud *et al.* 2005) et séquences de végétation déduites de l'examen du profil de tourbe.

1.2. Le marais du début de notre ère au haut Moyen-Âge, une histoire qui reste à écrire

De 100 AD jusqu'à 800 AD, l'impact anthropique sur le marais paraît moins intense et la jonçaie laisse place au développement d'une cariçaie, enrichie de prêle des eaux (*Equisetum fluviatile*) (Fig. 1 phase VI). Les restes de laîche retrouvés dans la tourbe correspondent majoritairement à la laîche paniculée (*Carex paniculata*), qui est en effet typique d'anciens fonds de vallon en phase d'abandon agropastoral. Malheureusement, peu de données historiques susceptibles de valider cette hypothèse existent pour cette période. On peut seulement supposer que l'occupation humaine n'a pas complètement disparu du marais de Lavours aux premiers siècles de notre ère, si l'on tient compte de quelques indices historiques. En premier lieu, des sites gallo-romains sont répertoriés à Ceyzérieu, Flaxieu, Culoz, Talissieu et Artemare, en relation avec un réseau de voies qui contournaient le marais au bord du Séran, au pied du Colombier et le long du Rhône (Buisson et Cloppet 1989). Par ailleurs, depuis le règne d'Auguste (63 BC – 14 AD), les Romains utilisaient le Rhône pour transporter des marchandises de Lyon jusqu'au Rhin, via Condate (à deux kilomètres au sud de Seyssel) et Genève (Desbat et Martin-Kilcher 1989, Mélo 2012) : une halte fluviale existait à Culoz (à Landaize exactement), tandis qu'un

véritable port est aménagé à Châtillon sur la rive nord du lac du Bourget en 250 AD, la liaison avec le Rhône se faisant par le canal de Savières recalibré par les Romains (Arnaud *et al.* 2005). En outre, un vin réputé était produit en Savoie et probablement en Bugey (*Vitis allobrogica*, appelé aussi *Vitis picata*) qui était transporté par le Rhône jusqu'à Lyon, où siégeait la puissante corporation des *negotiatores vinarii* (Desbat et Martin-Kilcher 1989). Toutes ces activités économiques à proximité du marais de Lavours plaident pour la persistance d'une certaine occupation humaine du marais, même s'il est vrai que la transition entre la période gallo-romaine et le haut Moyen-Âge est connue pour correspondre à une phase de déprise agricole dans le Massif jurassien (Gauthier et Richard 2008).

Après cette période peu documentée, une seconde jonçaille se met en place vers 800 – 1 200 AD, de composition identique à la première, témoignant possiblement d'un nouvel épisode d'intensification pastorale (Fig. 1 phase VII). De la même manière, aucune source historique ne permet de renseigner l'occupation humaine du marais à cette époque, et il faut attendre l'arrivée des moines au début du XII^e siècle pour disposer de documents qui attestent d'un usage pastoral du marais.

1.3. Développement d'un agro-système au Moyen-Âge

Après 1 200 AD, le profil pédologique montre d'importants dépôts d'argiles qui viennent s'intercaler entre les lits tourbeux. Cette période correspond au Petit Âge glaciaire, qui débute au XIII^e siècle et qui se prolongera jusqu'au milieu du XIX^e siècle. Tout au long de cette période, le Rhône connaît une phase de tressage avec des crues fréquentes ; il transporte des quantités de sédiments extraordinairement importantes dont l'origine serait due aux déboisements dans toute la zone alpine (Arnaud *et al.* 2005). Une deuxième cariçaille s'installe au cours de cette période, où le phragmite semble absent ou très rare (Fig. 1 phase VIII).

Cette période correspond à la mise en place d'un véritable agrosystème dans le marais de Lavours qui doit son origine à l'installation des moines à proximité du marais : les Chartreux d'Arvières dans le Valromey (1132) et les Cisterciens de l'Abbaye de Hautecombe au bord du lac du Bourget (1125). Ces religieux utilisent le marais comme pâture pour leurs troupeaux de moutons, ils exploitent son foin et commencent à drainer certains secteurs à l'aide de fossés (Bravard et Jouannaud 1999). Les communautés rurales riveraines possédaient sans doute des droits d'usage sur les marais appartenant aux moines, sur des terres qui leur seront facilement distribuées après la Révolution ; on notera cependant que la partie centrale du marais n'a jamais constitué un espace d'appropriation paysanne, jusqu'après la Révolution où ces prés sont devenus communaux (Bravard 1988). Au Moyen-Âge jusqu'à la fin du XIX^e siècle, la fonction essentielle du marais était la fourniture de la blache (le foin de marais), de qualité variable. Les prés situés sur les sols argileux et limoneux des rives du Séran et du Rhône fournissaient l'excellent « foin de boeuf » et le foin de cheval de moindre qualité. La blache de roseaux des « prés marais » situés sur les sols tourbeux, était quant à elle utilisée comme litière pour les bêtes et très demandée par la viticulture de l'époque : une fois « passée sous les bêtes », elle servait d'engrais vert au pied des ceps et pour le paillage des rangs de vigne, ce qui limitait l'érosion des sols et réduisait les travaux de désherbage. Après la Révolution, les paysans clôturaient (mettre en réserve) au début du mois de mai les bons prés en leur possession, pour laisser pousser l'herbe jusqu'aux foins, alors que la vaine pâture était autorisée toute l'année dans les grands marais communaux (Culoz, Béon, Ceyzérieu et Lavours) (Bravard 1988). La fenaison s'opérait fin juillet, début août, après la publication des bans des marais par les maires des communes (Comtet 2002). Les paysans commençaient alors par « dévêtir » les parcelles (délimiter) en respectant le bornage en place ; on retrouve quelques vieilles bornes en pierre dans la réserve naturelle, surtout du côté de Culoz. Puis les faucheurs avançaient et exploitaient leurs parcelles : la surface qu'un homme pouvait faucher en une journée correspondait à un journal. Malheureusement, il arrivait fréquemment que les prés soient sablés par les inondations du Rhône, ce qui gâtait les récoltes. Après les foins, les bergers menaient les bestiaux dans les prés fauchés jusqu'à l'hiver, en vaine pâture. Dans le profil pédologique, les charbons sont absents pendant toute cette période, ce qui se comprend aisément quand on connaît la valeur de la blache à cette époque : brûler le marais devait probablement être prohibé pour garantir la récolte du foin. Les drains qui étaient creusés dans le marais avaient surtout pour fonction de délimiter les propriétés, dans un espace immense et sans repère. Le premier fossé est vraisemblablement le « terreau » de séparation entre la prairie et le marais de Culoz, datant de Guillaume de Luyrieux, seigneur de Montvéran, qui délimitait à la fin du XV^e siècle ses possessions et celles des moines (Comtet 2000) ; on retrouve aujourd'hui ce gros fossé qui marque la limite entre le communal de Culoz à l'ouest et les propriétés de M. Meunier à l'est.

Ainsi, depuis le XII^e siècle et peut-être même avant, l'exploitation du marais n'a jamais cessé, jusqu'à un pic d'activité pastorale à la fin du XVIII^e siècle qui correspond à une extrême densité de population rurale, et où cinq mille animaux domestiques pâturaient le marais (Bravard 1988). La deuxième cariçaie révélée par le sondage pédologique (Fig. 1 phase VIII) est certainement le résultat de ces pratiques agro-pastorales, qui sont aussi responsables de la rareté du phragmite, très apprécié pour les bêtes. En réalité, la phragmitaie semble se réduire depuis l'apparition de la première jonçaie (vers 800 BC) jusqu'à l'époque actuelle, où elle tend à redevenir monopoliste.

1.4. Les bouleversements des cent-cinquante dernières années

Les lits de sédiments (argiles et limons) apportés par les crues se retrouvent dans 46 sondages pédologiques effectués dans la réserve naturelle (Viquesnel et Boussey 2001), dans les cinquante premiers centimètres de sol : ces sédiments correspondent à une phase d'intense transport solide par le Rhône, tout au long du Petit Âge glaciaire. Ils forment une sorte de scellement minéral sur une série essentiellement tourbeuse (Goubet et Darinot 2014). Dans ces sondages, le toit des lits minéraux se situe en moyenne à une profondeur de 17 cm ± 11 cm (voir carte 1 en annexe), ce qui correspond environ à 1800 – 1850 AD, c'est-à-dire la date de construction d'une digue insubmersible entre le Rhône et le marais (le route royale de Culoz à Rochefort, 1843-44). Dans les cinquante premiers centimètres de sol, ces horizons argilo-limoneux ont une épaisseur moyenne de 22,8 cm ± 11 cm (Boussey et Viquesnel 2001), répartis en une, deux, trois ou quatre lits, avec une forte discontinuité spatiale infra-métrique (Fig. 3) ; il faut noter que SOGREAH (1960) relevait également ces niveaux d'alluvions dont « le nombre n'excède pas trois ou quatre ». Ils sont relativement imperméables, bien que leur discontinuité horizontale permette des échanges hydriques verticaux. Au-dessus de ces horizons sédimentaires et dans les vingt premiers centimètres de sol, quand la tourbe existe, le test de Von Post est parfois impossible (Laplace-Dolonde in BURGEAP 2002), ce qui indique une relative sécheresse édaphique. Ces deux premiers décimètres de sol sont donc très différents du reste du profil pédologique et pourraient correspondre à une nouvelle phase de végétation (Fig. 1 phase IX). Que s'est-il passé au cours des cent-cinquante dernières années ?

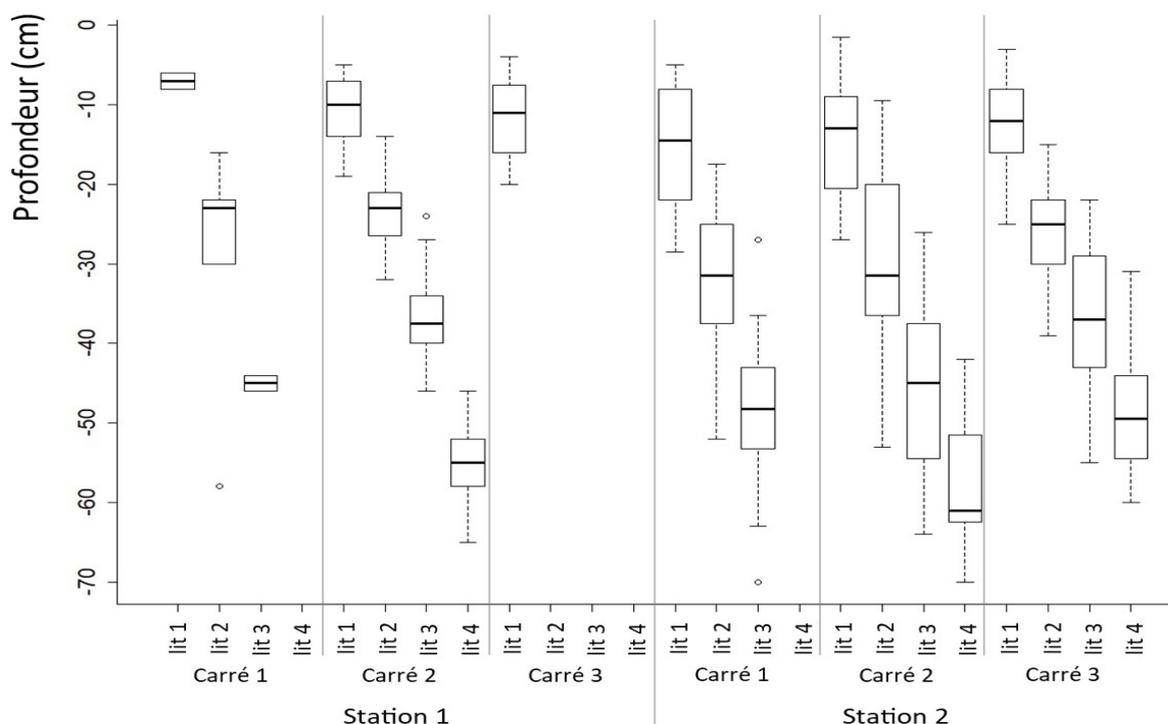


Figure 3. Profondeur des lits argileux dans deux stations composées de trois carrés de 10 m de côtés, avec 25 sondages dans chacun (d'après Grandprat et Luhmann 2005). Protocole expérimental en annexe. On observe une forte hétérogénéité dans le nombre de lits argileux au sein d'une même station, dans des carrés espacés de quelques mètres, ainsi qu'une variabilité importante dans la profondeur des lits argileux : ceux-ci sont discontinus dans le plan horizontal, ce qui permet des échanges d'eau verticaux.

Les grands aménagements hydrauliques du XIX^e et XX^e siècles

Alors que pendant des siècles, le marais de Lavours n'avait connu que des aménagements hydrauliques de faible ampleur avec le creusement de fossés superficiels, le XIX^e siècle voit la réalisation de travaux qui vont profondément modifier son fonctionnement hydraulique. Il faut noter toutefois que le rythme de création de fossés de délimitation de propriété s'est accéléré après la Révolution, avec la redistribution des terres aux paysans. Le premier aménagement impactant est la digue insubmersible portant la route royale de Culoz à Rochefort, construite en 1843-44, qui bloque les inondations du Rhône qui deviennent alors plus rares et moins longues. Ensuite, la construction de la ligne de chemin de fer Lyon-Genève en 1850 s'est accompagnée de l'endiguement, du recalibrage et du recouplement de plusieurs méandres du Séran sur les communes d'Artemare et de Talissieu. Puis l'endiguement du Séran s'est poursuivi de 1887 à 1893 sur la commune d'Artemare pour protéger 73 ha de pré, avec 1 850 mètres de digues entre le pont d'Artemare et le viaduc de la voie ferrée de Marlieu. Toutes ces digues ont contribué à la raréfaction des inondations dans la partie nord-ouest du marais. Quant aux curages du Séran réalisés entre 1961 et 1991, entre Aignoz et Marlieu, ils ont entraîné un enfoncement du lit de la rivière qui avoisine deux mètres à Ceyzérieu, avec un abaissement égal de la nappe phréatique à son contact. La construction de l'aménagement hydroélectrique de Chautagne en 1980 et du siphon du Séran sous le canal de dérivation à Cressin-Rochefort, viennent aggraver encore l'alimentation hydrique du marais de Lavours.

La fin du Petit Âge glaciaire

L'autre phénomène qui participe à la dégradation de l'alimentation hydrique du marais au milieu du XIX^e siècle est la fin du Petit Âge glaciaire, qui s'est produite vers 1860 et qui s'est accompagnée d'un climat moins froid et d'une hydrologie à haute énergie pour le Rhône (Berger *et al.* 2008). Au cours du Petit Âge glaciaire, l'hydrosystème du Haut-Rhône s'est progressivement modifié, d'un style méandrique à la sortie du petit optimum médiéval (XIV^e siècle) à un style tressé à partir de la fin du XVII^e siècle (Bravard 1986), qui marque aussi un déclin de la turfigénèse (Berger *et al.* 2008). On retrouve la signature des épisodes de crues intenses qu'a connu le Haut-Rhône depuis le début du Petit Âge glaciaire, dans la tourbe du marais de Lavours, avec la présence de nombreux lits d'argiles dans les cinquante premiers centimètres de sol (Fig. 1 phase VIII et carte en annexe). Ces dépôts minéraux sont apportés par les inondations du fleuve jusqu'au centre du marais et ils ralentissent la turfigénèse pendant quelques années avant qu'elle ne redémarre. Le Séran apportait aussi des sédiments, mais probablement sur une plus courte distance à cause d'une énergie moindre. Ces grandes inondations du XIX^e siècle sont restées gravées dans les archives locales, comme celle des 11 et 12 Thermidor, an VIII (fin juillet 1800), où le marais prêt à faucher fut couvert d'un limon très fin qui gâta le foin ; la route de Culoz à Lavours était alors submergée par quatre-vingt centimètres d'eau et le marais par près de deux mètres d'eau (Bravard et Jouannaud 1999). Ainsi, les changements naturels du climat et de l'hydrologie du Rhône viennent aggraver les effets des grands travaux hydrauliques du XIX^e siècle sur l'hydrologie du marais.

Le tassement de la tourbe

Aujourd'hui, trois secteurs de tassement importants existent dans la tourbière (Jezequel 2014). Le tassement au niveau du Mergeais s'est produit en deux temps (carte 2 en annexe) : entre 1850 et 2002, il est estimé à 2,27 m avec une vitesse de tassement de 1,5 cm/an, tandis qu'entre 1980 et 2002 il est estimé à 0,6 m avec une vitesse de 2,7 cm/an (accélération). Dans la partie centrale de la réserve naturelle, vers l'étang Tendret, le tassement maximal se situe au niveau d'un réseau de drains dense, avec une amplitude maximale de 2,25 m en 152 ans, soit une vitesse moyenne de 1,5 cm/an. Le troisième secteur de tassement se trouve sur le fossé collecteur des terres agricoles qui a été creusé dans le communal de Ceyzérieu en 1970 ; la vitesse de tassement est élevée, environ 6,25 cm/an, et plusieurs crevasses liées à la perte de matière lors de la minéralisation de la tourbe bordent ce gros fossé. Dans une tourbière, les drains sont connus pour provoquer le tassement de la tourbe, comme c'est le cas ici pour le réseau du secteur Tendret qui date de la redistribution des terres à la Révolution, et pour le récent collecteur apparu avec le maïs dans les années 1970 (carte 3 en annexe). En revanche, le tassement vers le Mergeais est plus énigmatique car ce cours d'eau est naturel ; il pourrait être dû à l'incision des Rousses à sa confluence avec le Mergeais, qui a drainé celui-ci et provoqué un abaissement de sa ligne d'eau et du terrain tourbeux dans lequel il coule. En contraste avec ces secteurs fortement drainés et tassés, les espaces non drainés ne montrent pas de tassement notable et une turfigénèse active s'y déroule encore (carte 4 en annexe).

L'effet de ces modifications de l'alimentation hydraulique sur la végétation du marais est difficile à apprécier faute d'état initial. La végétation des marges du marais, située sur des sols limono-argileux, a certainement davantage souffert de la réduction des apports hydriques qu'au centre du marais où la tourbe tamponne ces effets de deux manières. D'une part, la tourbe s'est affaissée en même temps que la nappe phréatique s'enfonçait, ce qui a maintenu un niveau relatif de la nappe par rapport au sol assez constant, avec un effet limité sur la ressource en eau pour la végétation ; ce n'est pas le cas des sols limono-argileux qui ne s'affaissent pas. D'autre part, grâce à sa grande capacité à retenir l'eau dans ses fibres, la tourbe atténue les effets de l'abaissement de la nappe ; ce n'est pas le cas non plus des sols limono-argileux qui sont très filtrants. Par conséquent, on peut faire l'hypothèse que les végétations alluviales du Séran et du Rhône se sont davantage enrichies en espèces mésophiles que celles situées sur le centre tourbeux.

La crise du phylloxéra

Un autre événement a de profondes répercussions sur la végétation du marais. Il s'agit de la crise viticole du phylloxéra qui frappe le Bugey à partir de 1876 : elle marque la fin de six siècles d'un agropastoralisme régulier et elle ouvre une nouvelle période où le marais connaîtra de nouvelles pratiques. En effet, la blache était en grande partie destinée à l'immense vignoble qui s'établissait sur les coteaux autour du marais (7 000 ha de vignes dans le canton de Belley recensés avant le phylloxéra). En quelques années, le phylloxéra détruit la presque totalité du vignoble et fait chuter la demande en blache. Certains prés dans le marais ne sont plus fauchés, et pour entretenir les herbages sans travaux inutiles, les paysans commencent à brûler les parcelles chaque année : il s'agit d'écobuage, sans contrôle précis de l'avancée du feu, et même plus précisément de brûlage pastoral (Ribet *et al.* 2018). La mise à feu a lieu en hiver par vent du nord (la bise) et le feu brûlait parfois tout le marais depuis Culoz jusqu'à Cressin-Rochefort. On retrouve la trace de ces feux par la présence de charbons dans les vingt premiers centimètres de tourbe. Par leur ampleur et leur répétition, les brûlages pastoraux qui se sont déroulés de la fin du XIX^e siècle jusqu'à la création de la réserve naturelle en 1984 ont certainement conditionné la végétation du marais de Lavours encore en place aujourd'hui. Depuis 1984, quelques incendies ont touché la partie sud du marais, sur les communes de Lavours, Flaxieu et Polliou ; ils semblent avoir cessé depuis 2010.

1.5. Début de l'exode rural et de l'abandon du marais

Au début du XX^e siècle, le marais de Lavours conserve encore son aspect d'immense prairie qu'il a toujours connu. Les arbres se développent en cordons rivulaires le long du Séran, tandis que des haies de saules (*Salix alba* notamment) délimitent certaines parcelles au bord des Rousses et du Séran, en complément des petits fossés aménagés à cet effet. Suite à de multiples facteurs tels que la grave crise viticole de 1876 due au phylloxéra, l'apparition de la mécanisation agricole qui est peu adaptée au marais, l'arrêt du curage des drains et l'exode rural, une grande partie du marais est à l'abandon quand éclate la Deuxième Guerre mondiale. L'eau ne s'évacue plus par les anciens fossés qui se comblent, et le marais retrouve probablement un caractère hygrophile plus marqué.



Photo 1. Le marais de Lavours en 1930, vu depuis les pentes de Talissieu (le Rhône et la Savoie sont en arrière-plan).



Photo 2. Le pont d'Aignoz en 1952 (photo Studio Darcy).

1.6. Une dégradation de la végétation dans la deuxième moitié du XX^e siècle

La végétation du marais de Lavours s'est considérablement dégradée entre 1967 (Pautou 1969) et 2012 (Mikolajczak 2012), avec une perte surfacique des deux tiers des habitats ouverts (soit 675 ha), au profit des zones agricoles céréalières, des roselières eutrophes et de l'aulnaie glutineuse où la flore s'appauvrit (Mikolajczak et Darinot 2015). Une analyse des métriques du paysage à ces deux dates, réalisée avec la librairie Landscapemetrics (Hesselbarth *et al.* 2019) sur R 3.6.2 (R Core Team 2019), met en évidence la fragmentation de la couverture végétale du marais, avec un nombre d'unités paysagères qui passe de 259 à 458 et une superficie moyenne de ces unités qui décroît de 12,7 ha à 7 ha (Fig. 4 et Tab. 1).

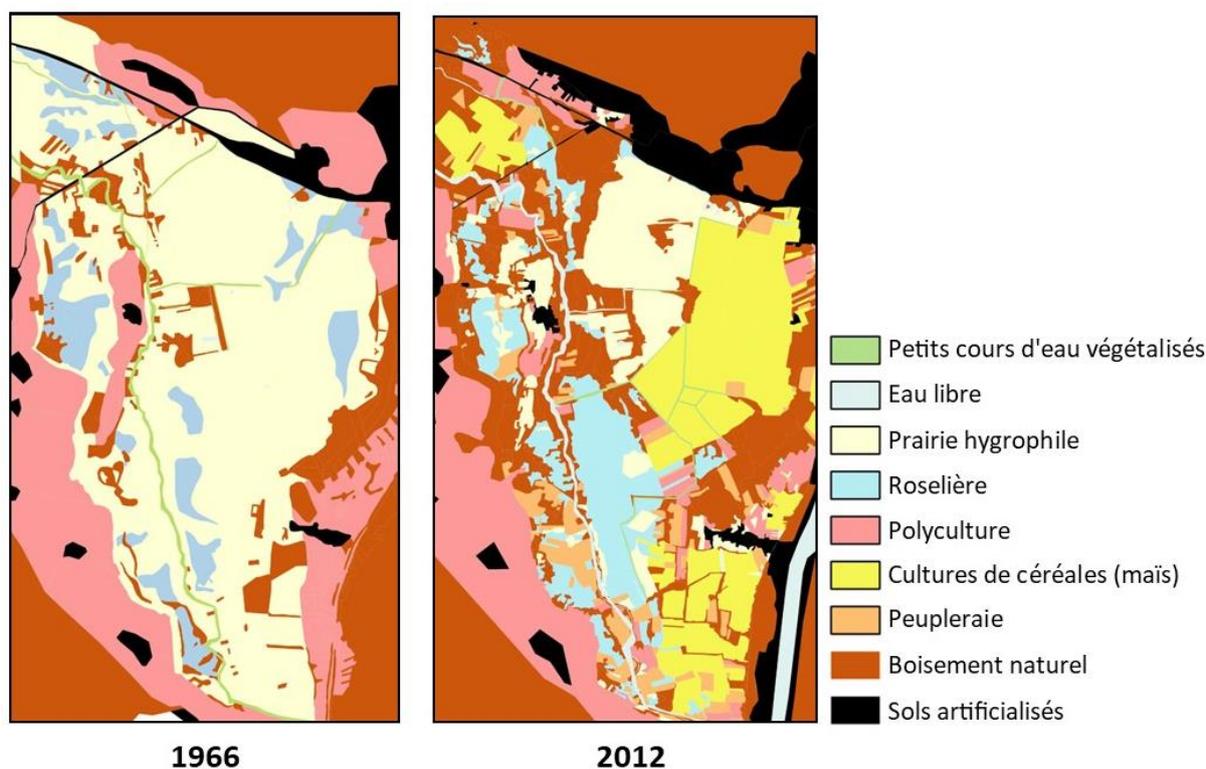


Figure 4. Evolution de la végétation du marais de Lavours entre 1966 et 2012.

Tableau 1. Métriques du paysage du marais de Lavours, en 1966 et 2012 (l'emprise surfacique déborde du marais de Lavours pour les besoins des calculs).

	1966			2012		
	Surface totale (ha)	Nombre d'unités	Surface moyenne par unité (ha)	Surface totale (ha)	Nombre d'unités	Surface moyenne par unité (ha)
Eau libre	3,5	8	0,4	77,5	18	4,3
Champs de céréales (maïs)	0	0	0	487,0	53	9,2
Petits cours d'eau végétalisés	43,5	55	0,8	19,5	10	2,0
Polyculture	713,0	10	71,3	481,0	40	12,0
Prairie hygrophile	1380,0	38	36,3	307,0	60	5,1
Roselière	211,0	29	7,3	291,0	71	4,1
Peupleraie	0	0	0	161,0	86	1,9
Boisement naturel	794,0	107	7,4	1154,0	111	10,4
Sol artificialisé	149,0	12	12,4	316,0	19	16,6
Total	3294	259	12,7	3294	468	7

Un fait marquant de l'évolution de la végétation depuis les années 1960 est le développement des végétations ouvertes eutrophes mésohygrophiles, principalement sur les terrains limoneux. Les prairies à solidage (*Solidago gigantea*) étaient déjà identifiées en 1967, mais leur présence était limitée aux sous-bois de plantation de

peupliers. Les roselières eutrophes riches en espèces nitrophiles (ortie, liseron) manquaient en 1967 alors qu'elles couvrent de très grandes surfaces aujourd'hui : ces roselières eutrophes prennent la place d'anciennes roselières aquatiques, mais surtout d'anciennes cariçaies à laïche grêle (*Carex acuta*) qui sont toutes deux nettement plus exigeantes vis-à-vis de la ressource en eau. L'abaissement général de la nappe phréatique entre 1979 et 2000, qui atteint 50 cm à 1 m dans les secteurs limoneux du marais, entraîne une augmentation de la disponibilité des nutriments pour les plantes (eutrophisation), grâce à la minéralisation des horizons superficiels du sol : il en résulte une diminution de la richesse spécifique de la végétation en place et en particulier une raréfaction des plantes patrimoniales, ainsi qu'une stimulation de la production de biomasse végétale qui s'exprime par un développement excessif de la roselière.

La végétation des substrats limoneux est plus sensible à l'abaissement de la nappe phréatique que celle des substrats tourbeux : en se gonflant et se dégonflant au rythme des apports hydriques, la tourbe voit sa surface rester au contact du sommet de la nappe phréatique alors que les substrats limoneux se déconnectent beaucoup plus vite. L'expansion de l'Ortie (*Urtica dioica*) en est une conséquence : cette plante, qui fait partie du cortège floristique alluvial classique, voit son développement limité par une nappe phréatique affleurante et par des inondations fréquentes, alors qu'elle est stimulée par la diminution des contraintes hydriques.

Un autre fait marquant de l'évolution du paysage végétal du marais de Lavours est l'expansion de la forêt, essentiellement de l'aulnaie, consécutif à l'abandon des terrains. Le boisement des zones humides est avant tout contrôlé par l'hydromorphie du sol : même en l'absence de pâturage ou de fauchage, les ligneux ne s'installent pas si les contraintes hydriques sont trop fortes (nappe phréatique suffisamment haute, inondations fréquentes et longues), comme en témoignent encore quelques grands marais d'Europe centrale (Briebrza et Rospuda Valley en Pologne, Cerkniska en Slovénie). La progression des essences ligneuses fut ralentie par les brûlages pastoraux, mais pas véritablement contrôlée. En conditions réellement hygrophiles, l'essence la plus compétitive est l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*). Les aulnes les plus anciens sont répartis le long des cours d'eau et des fossés : ces aulnaies riveraines constituent des foyers de propagation, grâce à l'entraînement des graines hydrochores par les inondations. L'aulnaie progresse par vagues, chacune correspondant à une avancée de 100 à 150 m vers l'intérieur du marais, la période séparant deux vagues étant de l'ordre de 15 ans (Cluzeau 1992). Aujourd'hui, certaines aulnaies marécageuses forment des habitats très intéressants et identifiés comme prioritaires au titre de la Directive Habitats (aulnaie-frênaie des petits cours d'eau à sous-bois de laïche à épillets espacés).

Mais la principale cause de transformation du paysage du marais est due à la mise en culture d'anciennes prairies. Il ne s'agit pas ici d'une évolution biocénotique spontanée mais d'un véritable changement d'utilisation du sol en faveur de grandes cultures de céréales et essentiellement de maïs. Non seulement les anciennes prairies hygrophiles sur tourbe et sur limons ont été labourées, mais elles ont également été méthodiquement drainées, grâce aux subventions de l'Europe dans le cadre de la première Politique agricole commune à partir de 1963. Ces drains ont également un effet sur les parties de marais non cultivées et en particulier sur la réserve naturelle. Par ailleurs, la nature des cultures a aussi changé en cinquante ans. Alors qu'en 1967, il s'agissait de maraîchage, de vignes (technique des hautains), de petits champs de céréales et de vergers, les cultures se sont simplifiées au bénéfice des grandes parcelles de maïs qui utilisent presque la totalité des terres cultivées (Fig. 2 et Tab. 1).

Quelle est la part de la forêt dans l'histoire de la tourbière et du marais ?

Jusqu'au XX^e siècle, il semble que la tourbière du marais de Lavours n'ait connu qu'une seule phase d'implantation des ligneux, de 4 000 à 3 100 BC, avec le développement du bouleau verruqueux (*Betula pendula*) ; il devait s'agir d'un boisement clair avec des bouleaux épars dans une végétation herbacée, comme on le voit aujourd'hui sous des plus hautes latitudes. En revanche, l'absence de macrorestes d'aulne glutineux dans le profil pédologique depuis l'origine de la tourbière est remarquable, d'autant que cette essence existait autour du marais, comme en témoignent les pollens de l'abri-sous-roche du molard de Lavours à 800 BC. Par ailleurs, au marais de Chirens en Isère (distant de 50 km au sud de Lavours), l'aulne apparaît dès 9 700 BC (Eicher *et al.* 1981). A Lavours, il est possible que l'aulne soit apparu sur les marges du marais à la même époque, mais qu'il n'ait pu s'implanter directement dans le marais à cause des contraintes hydriques trop fortes. Il faut donc attendre les bouleversements du XX^e siècle pour que l'aulne se répande dans tout le marais. Le seul boisement attesté depuis longtemps est la forêt de Lavours que l'on retrouve dès 1494 sur un plan édifié par Guillaume de Luyrieu, seigneur de Montvéran, pour établir ses propriétés auprès du Comte de Savoie

(Comtet 2002). Cette forêt se situe au nord du molard de Lavours sur le bourrelet alluvionnaire du Rhône, et se prolonge jusqu'au lieu-dit « Les Burlates » à Culoz.

1.7. La tourbière est-elle toujours active ?

En 1960, sur la base de 102 profils pédologiques réalisés sur 2 770 ha du marais de Lavours, SOGREAH relevait 476 ha de sols tourbeux, d'une tourbe alcaline au pH avoisinant 6,5 avec ou sans intercalation de lits argileux en surface (carte 5 en annexe) : « *La formation actuelle de tourbe est observable en de nombreux points du marais, mais la tendance actuelle, par une dominance des végétaux asséchants, paraît être un ralentissement de la tourbification, une fixation de l'état actuel* » (SOGREAH 1960). SOGREAH notait une tourbe de sphaigne au pH inférieur à 6,5, ce qui semble erroné puisque l'analyse des macrorestes ne révèle la présence de sphaignes qu'aux premiers temps de la tourbière, vers 7 500 BC. Quarante ans plus tard, la tourbière semble toujours active dans la réserve naturelle, dans certains secteurs au moins. Ainsi, d'après Viquesnel et Boussey (2001), on peut estimer que la turfigénèse se maintient probablement dans le communal de Béon, aux lieux-dits Le Plâtre, Pré Magnin et En Brachay (carte 4 en annexe). De 2003 à 2005, plusieurs études ont tenté de quantifier les processus de turfigénèse et de minéralisation de la tourbe en surface, sans résultat probant. Le potentiel de décomposition de la tourbe a ainsi été approché avec la méthode des sacs à litière (Franquet 2003, Corti et Troupin 2004, Grandprat et Luhmann 2005). Une étude de la minéralisation a été faite par la mesure des flux de CO₂ du sol (Grandprat et Luhmann 2005). La faune du sol (enchytréides, oligochètes, nématodes, acariens) a été étudiée pour caractériser les sols (Franquet 2003, Corti et Troupin 2004, Grandprat et Luhmann 2005). En conclusion, on ne sait toujours pas précisément où la tourbe continue à se former dans la réserve naturelle et à quelle vitesse.

Une observation fortuite vient alimenter la réflexion sur la turfigénèse dans la réserve naturelle. En 1999, les placettes de végétation étaient matérialisées par un plot magnétique inséré dans un tube PVC de 5 cm de diamètre et de 40 cm de long, le tube étant enfoncé de force dans la tourbe avec le sommet affleurant la surface du sol. Vingt ans plus tard, beaucoup de ces tubes se trouvent enfoncés dans le sol (carte 6 en annexe). Il semble peu probable que les tubes se soient enfoncés d'eux-mêmes car la tourbe du marais est un matériau difficile à transpercer, surtout avec un embout non profilé. Il est peu probable que l'enfoncement des tubes résulte du passage des tracteurs et des engins utilisés pour l'entretien des prairies. On peut alors supposer que les tubes n'ont pas bougé mais que le sol se soit surélevé, ce qui pourrait indiquer que la turfigénèse soit encore active. Les enfoncements maximum relevés sont de 90 mm, ce qui correspondrait à un accroissement de la tourbe de 4,5 mm/an, sensiblement égal à l'accroissement moyen observé au cours du dernier millénaire.

L'étude de la formation de la tourbe dans la réserve naturelle constitue donc un sujet de première importance qui doit être pris en compte dans la gestion future.

2. La réserve naturelle, conservatoire des prairies humides

C'est une végétation issue de millénaires d'évolution que la réserve naturelle a pour mission de préserver. Son rôle est aujourd'hui essentiel pour la préservation des milieux ouverts sur tourbe et sur limons qui ont presque disparu dans le reste du marais de Lavours. Pour Pautou et Gruffaz (1993) qui ont été les artisans de la création de la réserve naturelle avec une poignée d'autres écologistes, les cariçaies à laîche élevée et les prairies à Orchis des marais (*Orchis palustris*) et Choin noirâtre (*Schoenus nigricans*) sur sols tourbeux représentent « la configuration limite obligatoire » de la réserve naturelle : leur présence, même sur des surfaces limitées, atteste que l'écosystème a conservé sa spécificité. De ce point de vue, trente-cinq ans après sa création, la réserve naturelle a atteint son objectif. Grâce au soutien financier du Ministère de l'environnement, du Département de l'Ain, de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse et de l'Europe, dès la création de la réserve naturelle, plus de 240 ha de prairies ont pu être restaurées et entretenues (Fig. 5).

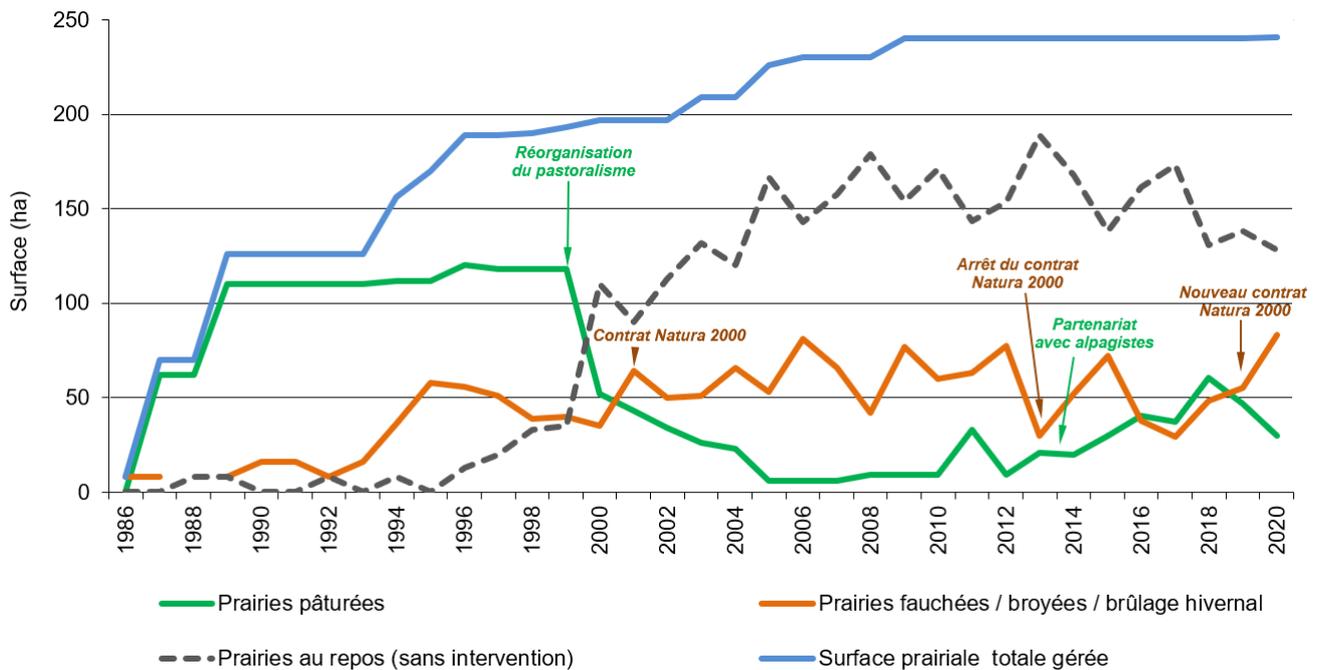


Figure 5. Evolution de la surface de prairie gérée depuis 1986 (il s'agit de la surface totale, qui dépasse l'aire couverte par les placettes de suivi de la végétation).

Les **prairies tourbeuses** constituent donc un enjeu de conservation très fort et elles sont identifiées comme telles dans les plans de gestion successifs de la réserve naturelle. Elles correspondent aux habitats suivants (Fig. 6) :

- Magnocariçaie à Laîche élevée (*Carex elata*) (CB 53.2151)
- Magnocariçaie eutrophile sur substrat organique engorgé à nappe stagnante à Laîche des marais (*Carex acutiformis*) (CB 53.2122)
- Bas-marais collinéen sur tourbe alcaline oligotrophe à Orchis des marais (*Orchis palustris*) et Choin noirâtre (*Schoenus nigricans*) (CB 53.21, Natura 2000 7230-1)
- Prairie humide sur tourbe eutrophe alcaline à Molinie bleutée (*Molinia caerulea*) et Oenanthe de Lachenal (*Oenanthe lachenalii*) (CB 37.311, Natura 2000 6410)

Les **prairies hygrophiles sur limon** riches en graminées (CB 37.21) constituent également un enjeu de conservation très fort. Près de 90 % de leur surface ont disparus depuis 60 ans et elles subsistent presque exclusivement dans la réserve naturelle, où leur cortège floristique est préservé grâce à des fauches tardives.

Néanmoins, la dégradation du fonctionnement hydraulique du marais a des répercussions sur la végétation que la réserve naturelle peine à contrecarrer et le changement climatique en cours risque d'amplifier encore cette altération hydraulique.

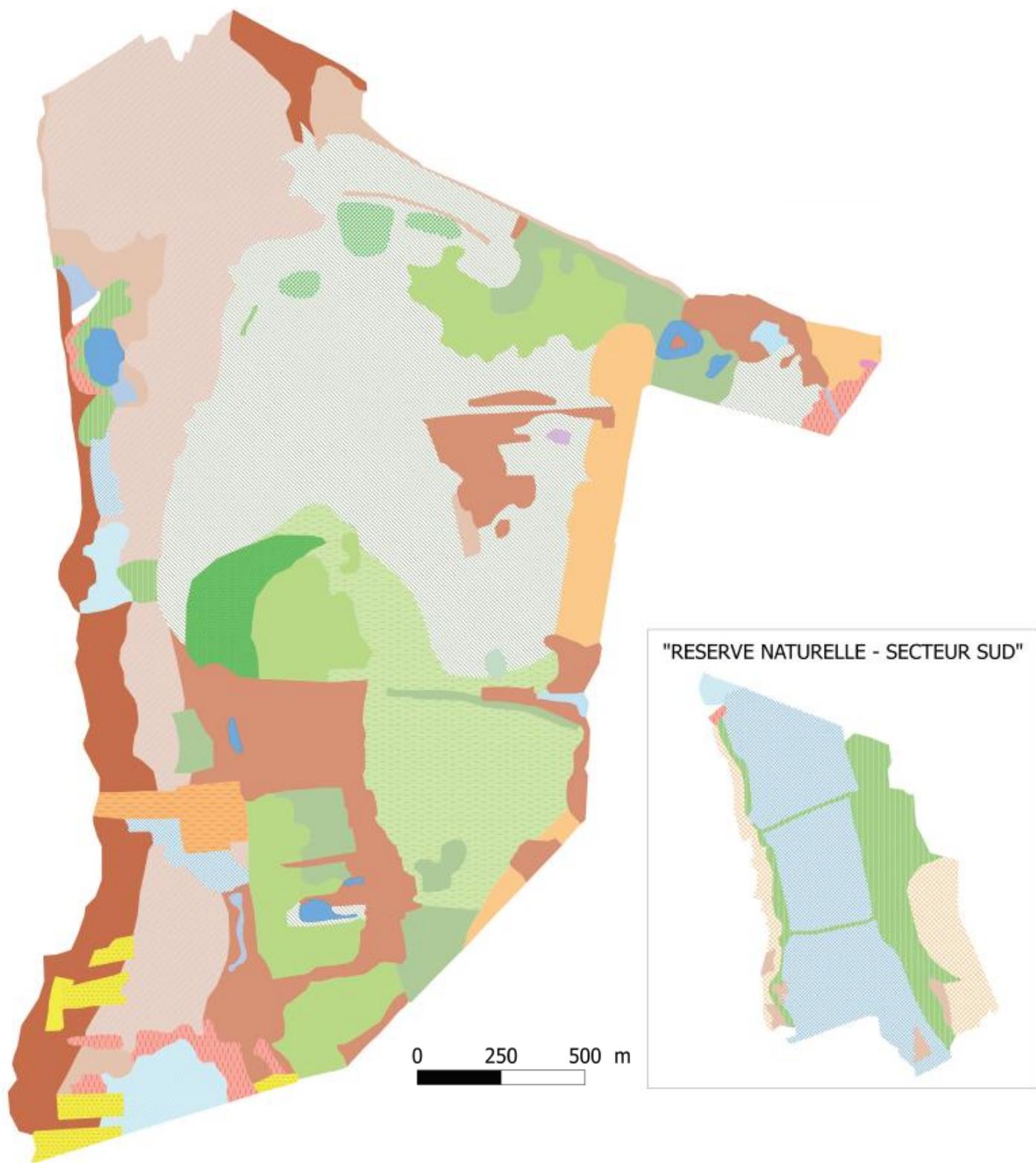


Figure 6. Carte de la végétation de la RNNML (Mikolajczak 2012)

Végétation aquatique

- Herbier enraciné vivace des eaux profondes eutrophes à Nénuphar jaune (*Nuphar lutea*) et/ou Nénuphar blanc (*Nymphaea alba*)

Roselières hautes et basses (peuplements de petits et de grands héliophytes)

- Peuplement de grands héliophytes des rivages lacustres en voie d'atterrissement à Roseau commun (*Phragmites australis*)
- Peuplement monospécifique de grands héliophytes à Roseau commun (*Phragmites australis*)
- Peuplement de grands héliophytes sur tourbe alcaline à Roseau commun (*Phragmites australis*) et Fougère des marais (*Thelypteris palustris*)
- Peuplement de grands héliophytes des stations atterries eutrophes à Roseau commun (*Phragmites australis*) et espèces nitrophiles

Magnocariçaias (peuplements de grandes Laïches)

- Magnocariçaias à *Carex elata*
- Magnocariçaias en touradons des zones à fort battement vertical à Laïche élevée (*Carex elata*)
- Magnocariçaias des substrats minéraux eutrophes à Laïche grêle (*Carex acuta*)
- Roselière haute de Marisque (*Cladium mariscus*)

Bas-marais, prairies humides et mégaphorbiaies

- Bas-marais collinéen sur tourbe alcaline oligotrophe à Orchis des marais (*Orchis palustris*) et Choin noirâtre (*Schoenus nigricans*)
- Bas-marais collinéen sur tourbe alcaline oligotrophe à Orchis des marais (*Orchis palustris*) et Choin noirâtre (*Schoenus nigricans*) - typique
- Bas-marais collinéen sur tourbe alcaline oligotrophe à Orchis des marais (*Orchis palustris*) et Choin noirâtre (*Schoenus nigricans*) - variante à (*Molinia caerulea*)
- Bas-marais collinéen sur tourbe alcaline oligotrophe à Orchis des marais (*Orchis palustris*) et Choin noirâtre (*Schoenus nigricans*) - variante à *Carex elata*
- Prairie humide sur tourbe eutrophe alcaline à Molinie bleutée (*Molinia caerulea*) et Oenanthe de Lachenal (*Oenanthe lachenali*)
- Prairie mésohygrophile sur limon dominée par des graminées
- Prairie hygrophile intensément pâturée
- Mégaphorbiaie de substitution nitrophile méso(hygro)phile à Solidage géante (*Solidago gigantea*)

Végétation des sols exondés

- Gazon pionnier des suitements et dépressions humides en contexte calcaire à Chlora perforiée (*Blackstonia perforata*) et Petite centaurée élégante (*Centaureum pulchellum*)
- Végétation des grèves exondées vaseuses à Souchet noirâtre (*Cyperus fuscus*)

Boisements et fourrés

- Chênaie pédonculée (-frênaie) (*Quercus robur*, *Fraxinus excelsior*) neutrophile à Primevère élevée (*Primula elatior*)
- Aulnaie-frênaie (*Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*) des petits cours d'eau à sous-bois de Laïche à épillets espacés (*Carex remota*)
- Aulnaie marécageuse à *Carex acutiformis/elata*
- Fourré mésohygrophile de Saulé cendré (*Salix cinerea*) sur tourbe alcaline

Cultures

- Culture de maïs
- Peupleraie

II. Le suivi de la végétation prairiale : objectifs, historique, méthodes

1. Pastoralisme extensif et mise en place du suivi de la végétation (1986 – 1991)

L'expérience pastorale a commencé en juillet 1987, avec l'introduction de 12 bovins de race Highland Cattle puis de 9 chevaux Camargue en février 1989 (Photos 3 et 4), dans deux parcs distincts situés dans le communal de Béon (56 ha). Les parcs ont été clôturés avec du fil barbelé et les animaux vivaient dans le marais toute l'année, sans complément fourrager en hiver. L'année précédant le pâturage, une cartographie de la strate herbacée et de la strate arbustive a été établie (Majchrzak et Manneville 1987). L'objectif du suivi de la végétation était de quantifier l'impact du pâturage sur les communautés herbacées et ligneuses. Le choix de la méthode s'est porté sur la technique du relevé linéaire de végétation (Daget et Poissonnet 1971), associé au comptage des ligneux à l'intérieur d'un cercle de huit mètres de rayon. Au total, 110 placettes fixes et 7 placettes témoins mises en défens, matérialisées par un piquet en acacia, ont été installées et suivies chaque année à partir du début du mois de juillet ; la floraison du Pigamon (*Thalictrum flavum*) déterminait le début du suivi (Fig. 7). A l'époque, le suivi mobilisait quatre personnes pendant sept jours.

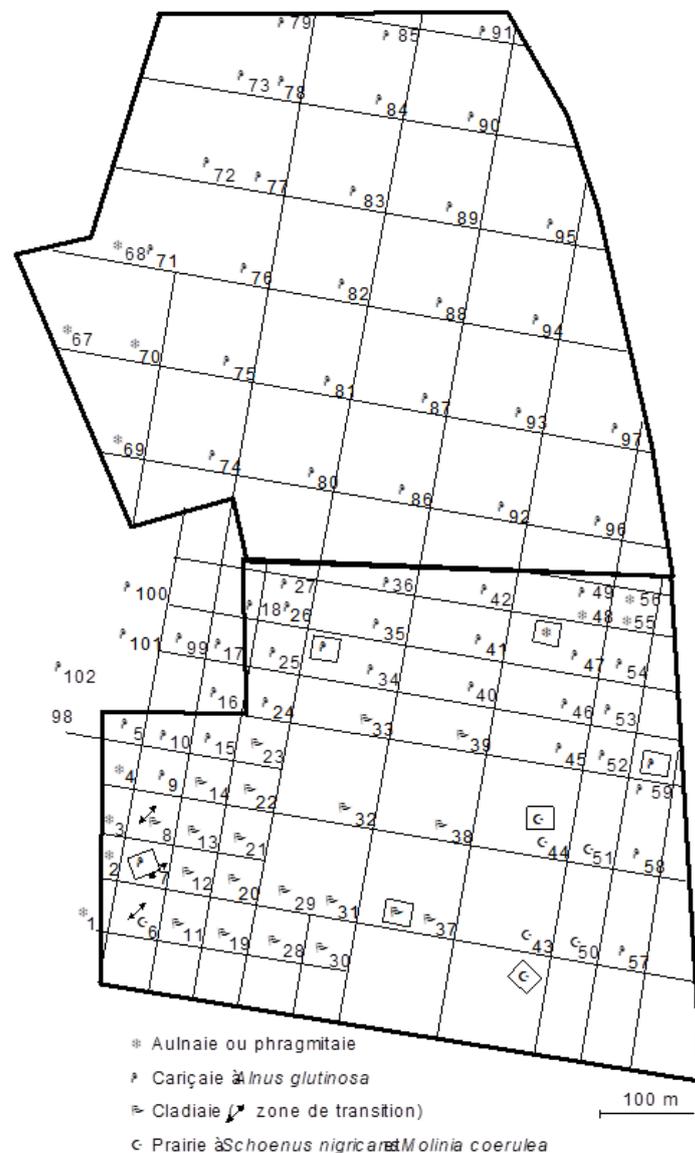
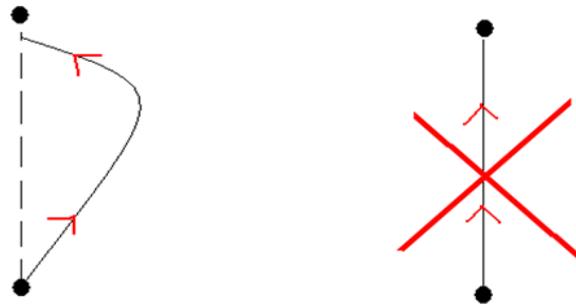


Figure 7. Carte des placettes échantillonnées dans le communal de Béon de 1987 à 1991.

Pour limiter l'éventuel effet du piétinement, le relevé est commencé à un mètre des piquets, pour éviter d'étudier la zone de végétation couchée par les observateurs, lors de la mise en place de la corde. L'observateur et la personne qui consigne les observations ne marchent pas sur la ligne imaginaire du transect, même pendant la pose de cette ligne. Une personne reste au point central de la station et guide, avec une boussole à visée, l'autre personne qui tend la corde en contournant la zone à prospector et ainsi de suite pour chaque relevé.



Après six années de suivi, il ressort que (Manneville *et al.* 1994) :

- le recouvrement de l'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) augmente, car il n'est quasiment pas brouté par les animaux ;
- le recouvrement de la Bourdaine (*Frangula alnus*), de la Viorne obier (*Viburnum opulus*) et du Saule cendré (*Salix cinerea*) diminue car ils sont consommés ;
- la richesse spécifique évolue peu, mais on note la réapparition d'espèces remarquables comme *Liparis loeselii*, *Epipactis palustris*, *Platanthera bifolia*, *Gymnadenia conopsea*, favorisées par l'ouverture du milieu ;
- le piétinement des troupeaux crée des petites dépressions humides favorables aux plantes pionnières hygrophiles comme *Mentha aquatica*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Ranunculus flammula* ;
- le recouvrement total des espèces fourragères diminue, surtout chez le Roseau (*Phragmites australis*), mais aussi chez la Molinie bleuâtre (*Molinia caerulea*), ce qui pose le problème de la qualité nutritive des parcs.

Au vu de ces premiers résultats, la gestion pastorale est ajustée.



Photo 3. Le troupeau de Highland dans le communal de Béon en 1989.



Photo 4. Une jument Camargue et son poulain dans le communal de Béon en juin 1990 (photo A. Morand).

2. Réorganisation pastorale et ajustement du protocole de suivi (1993 – 1996)

Les deux parcs de pâturage sont réunis et les semis d'Aulne glutineux sont débroussaillés avec un engin chenillé, le Flexmobil. Depuis la terrible inondation de février 1991, les troupeaux sont sortis du marais en hiver et placés dans des prés à Ceyzérieu, Vongnes et Marignieu. Le protocole de suivi est allégé (Manneville *et al.* 1994) : il comprend 76 placettes permanentes dont 60 sont communes avec le premier protocole, et les 7 placettes témoins déjà en place. Les relevés sont effectués tous les deux ans, à raison de la moitié des placettes chaque année, ce qui représente trois jours de travail à deux personnes.

Après onze années de suivi, il ressort que (Morand *et al.* 1998) :

- La richesse spécifique a fortement diminué dans le communal de Béon, passant de 96 à 54 taxons dans l'ancien parc des bovins et de 80 à 26 taxons dans l'ancien parc des chevaux (le maillage moins dense du nouveau protocole peut en partie expliquer cette baisse) ;
- Certaines plantes remarquables ne sont plus contactées dans les transects : *Liparis loeselii*, *Platanthera bifolia*, *Gymnadenia conopsea*, *Gratiola officinalis*, *Rhynchospora alba*, *Orchis palustris*...
- Le débroussaillage mécanique n'a pas permis de casser la dynamique de l'Aulne glutineux, qui s'étend de nouveau très rapidement, contrairement à la Bourdaine qui a presque complètement disparu ;
- Le recouvrement des espèces fourragères diminue encore et le Roseau a quasiment disparu, ce qui accentue le problème de la qualité fourragère de la prairie ;
- L'augmentation du recouvrement des plantes favorisées par le piétinement se poursuit ;
- Parmi les plantes qui se raréfient le plus, figure la Sanguisorbe (*Sanguisorba officinalis*), ce qui entraîne la raréfaction des papillons *Maculinea telejus* et *M. nausithous*.

Au vu de ces résultats alarmants, une deuxième réorganisation de la gestion pastorale et du protocole de suivi est engagée.



Photo 5. Clôture en limite ouest du communal de Béon, en 1992.

3. Nouvelle réorganisation pastorale et extension du suivi de la végétation (1999 – 2009)

- **Un nouvel ajustement du pâturage**

Douze ans après la mise en place du pastoralisme, au vu des résultats fournis par le suivi de la végétation, le gestionnaire est amené à modifier une deuxième fois les modalités de ce type de gestion. Les objectifs demeurent identiques : il s'agit bien de restaurer et de maintenir en bon état de conservation les prairies hygrophiles sur tourbe. Toutefois, plusieurs éléments nouveaux sont pris en compte dans l'élaboration du nouveau plan de pâturage.

Une cartographie précise des groupements herbacés de la réserve naturelle a été réalisée (Darinot *et al.* 1998). L'examen des types de végétation en place permet de régler le déroulement chronologique du pâturage dans les différentes parcelles, en fonction de leur qualité nutritive. Ce paramètre constitue la grande nouveauté de la réorganisation du plan de pâturage. Les cariçaies sont moyennement nutritives, mais la présence de roseau peut augmenter sensiblement leur valeur fourragère ; elles doivent être pâturées en début de saison. Inversement, les moliniaies fournissent encore un bon fourrage en fin de saison. Quant aux cladiaies, elles ont une très faible valeur nutritive et doivent être soustraites au pâturage, qui, de surcroît, dégrade leur structure et détruit la faune invertébrée remarquable associée. La répartition des espèces à forte valeur patrimoniale (flore et faune), mieux connue, est prise en compte en fonction de leur sensibilité vis à vis du pâturage. Parmi les espèces qui méritent une attention particulière dans l'élaboration du plan de pâturage, figurent le Courlis cendré (*Numenius arquata*) et le Râle des genêts (*Crex crex*) qui ne supportent pas la présence des troupeaux pendant leur nidification. Les zones riches en Pimprenelle (*Sanguisorba officinalis*) doivent être épargnées jusqu'à la mi-août pour laisser aux papillons *Maculinea* le temps de boucler leur cycle ; ces zones peuvent d'ailleurs coïncider avec les sites de nidification du courlis cendré, ce qui simplifie la gestion. Enfin, une centaine d'hectares de prairie hygrophile ont été progressivement broyés et/ou fauchés, autour du communal de Béon, et ces prairies sont intégrées dans le nouveau plan de pâturage.

Ainsi, compte-tenu de ces éléments, les mesures suivantes ont été prises :

- Mise en repos de la végétation du parc de 56 hectares, pendant deux ans (aucune intervention de gestion) ;
- Les bovins Highland, animaux emblématiques de la réserve, sont gardés dans une parcelle plus proche du public visible du sentier sur pilotis, en nombre restreint ;
- Les chevaux Camargue, plus faciles à manier que les bovins, pâturent dans différents secteurs, en fonction de l'offre fourragère, avec un enclos mobile constitué de rubans électrifiés ;
- Le système de rotation triennale pâturage-repos-fauchage, sur des parcelles identifiées, est instauré.

- **Un nouveau protocole de suivi**

A partir de 1999, l'objectif est de suivre l'évolution globale de la végétation après la restauration des prairies hygrophiles engagée depuis 1986 à l'aide du pâturage équin et bovin, du débroussaillage mécanique (Photo 6) et de la fauche d'entretien. Toutes ces interventions peuvent se succéder sur les mêmes parcelles et il n'est plus possible de mettre en évidence l'effet d'une modalité de gestion particulière, puisque les effets se cumulent.

En 1999, le nouveau protocole étend les zones échantillonnées aux prairies récemment restaurées, en allégeant le suivi dans le communal de Béon. Ces nouveaux secteurs sont situés aux lieux-dits « Les Albergeais » aussi appelé « pare-feu ouest » et « station 8 », « Vers le Lac » et au communal de Ceyzérieu (Fig. 8).

Les placettes sont réparties de manière à échantillonner la plus grande surface de prairie, en prenant en compte tous les types de gestion et les différents groupements végétaux. Dans le communal de Béon, 25 des 76 placettes du protocole précédent sont conservées, dont 5 constituent des témoins. Pour chaque placette soumise à la gestion, on effectue trois relevés en direction O=>E, S=>N, et E=>O, pour couvrir une surface importante de terrain (Fig. 9). Ces relevés sont notés respectivement (1), (2) et (3) sur les fiches, cela pour chaque placette (Fig. 10). Dans le parc de Béon, un seul relevé est effectué par placette, comme dans l'ancien protocole, pour pouvoir comparer les données. Les 40 placettes gérées totalisent 80 relevés. Pour des tests statistiques fiables, il faudrait un nombre égal de relevés dans les placettes témoin (mises en défens) et les

placettes gérées. Chaque placette témoin est naturellement appelée à s'embroussailler et comporte quatre relevés (N=>S en plus) pour limiter les surfaces ainsi laissées à l'abandon (exclos). Les 17 placettes témoin totalisent 56 relevés.

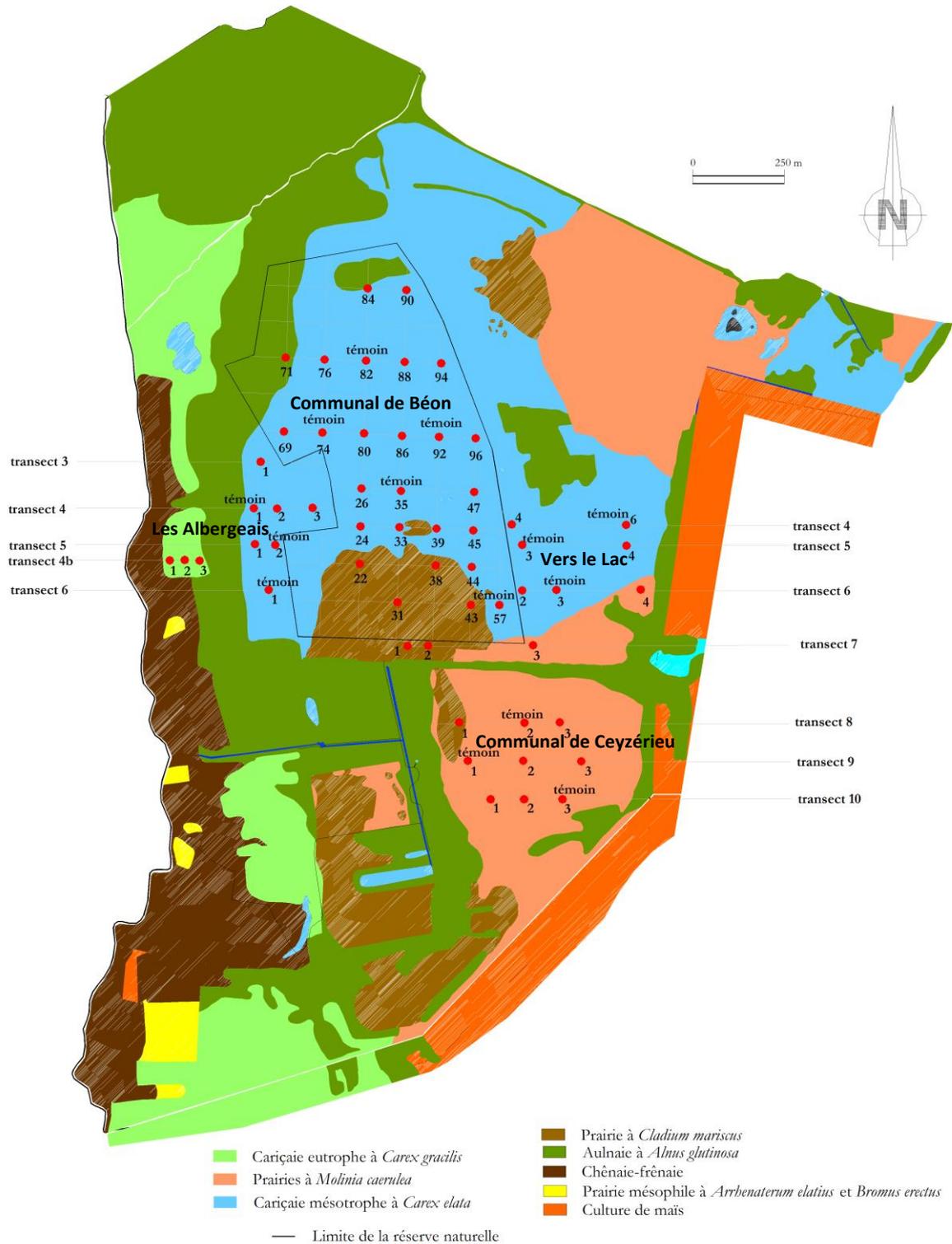


Figure 8. Carte des placettes échantillonnées dans le protocole de suivi de la végétation prairiale de 1999.

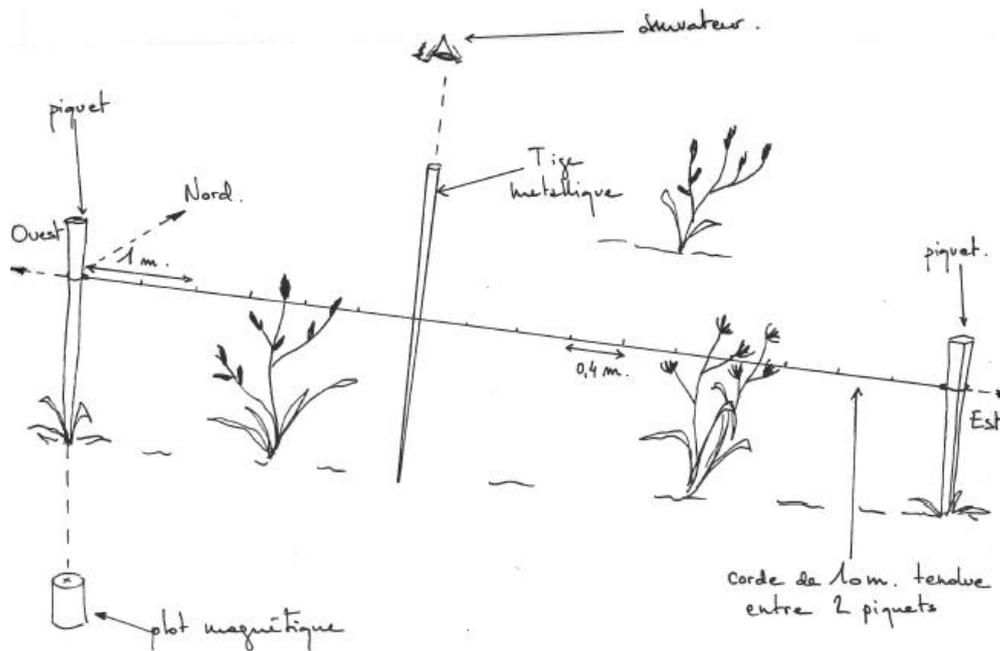


Figure 9 : Relevés en placette témoin. Après avoir comptabilisé les plantes avec la corde orientée à l'est, la corde sera déplacée en direction du nord, de l'ouest et du sud (Marie-Pierre Palisse 1999).

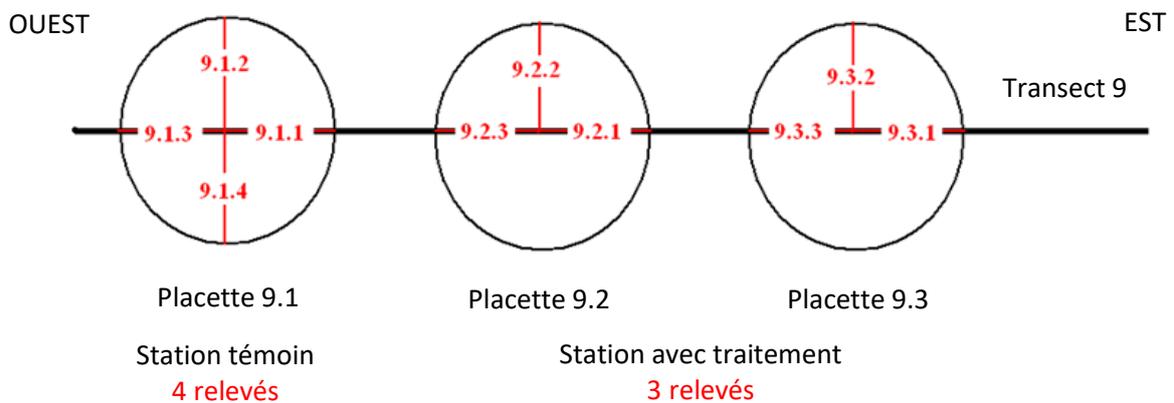


Figure 10 : Principe des relevés en placette témoin et en placette gérée (Aubanne Nardetto 2015)

Matériel pour marquer les placettes :

- un GPS pour relever les coordonnées de la placette (précision trois à cinq mètres) ;
- plots métalliques, remplaçant progressivement les piquets en bois, insérés dans des fourreaux en PVC ;
- tuyaux en PVC de 50 cm de long et de 40mm de diamètre, bouchés d'un côté par le bouchon d'une bouteille découpée en entonnoir, et de l'autre côté par un système de bouchon PVC dévissable ;

Matériel pour retrouver les placettes :

- un GPS pour se rendre au plus près de la placette (précision trois à cinq mètres) ;
- un détecteur à plots métalliques (modèle hollandais : GELAN Binger EB 300) : il envoie un signal de 25 kHz et le plot magnétique lui renvoie ce signal lorsque le détecteur se trouve à une distance inférieure à 1,5 m du plot. Ce système est étanche et il ne peut détecter que les plots magnétiques ;
- une boussole à visée ;
- une corde de 12 m, marquée à 1m de ses extrémités, puis tous les 40 cm,

- deux piquets de deux mètres pour tendre la corde (manche à outil en jardinerie, pour sa résistance) enfoncé de 25 cm dans le sol ;
- une aiguille de 1 m (tuteur à plants), avec l'extrémité colorée en rouge pour la retrouver plus rapidement quand elle tombe dans une végétation dense ;
- plusieurs fiches de relevés et crayons à papier rouges (facile à retrouver dans l'herbe) ;
- flore de Binz et Flora Helvetica.

• Les principaux résultats

L'évolution de la végétation dans le communal de Béon est détaillée par Darinot et Manneville (2014). Il ressort que :

- la richesse spécifique moyenne est négativement corrélée à la pression de pâturage ($r = -0,76$) et après l'arrêt du pâturage, elle augmente significativement au-delà de sa valeur initiale, jusqu'à un palier qui dure huit ans (jusqu'en 2009) ;
- le nombre moyen de contacts avec des plantes, c'est-à-dire la densité du couvert herbacé, est négativement corrélé à la pression de pâturage ($r = -0,88$) et cela malgré une charge relativement faible (max 0,60 UGB/ha/an) : après l'arrêt du pâturage, le nombre moyen de contacts augmente au-delà de sa valeur initiale, jusqu'à un palier qui dure huit ans ;
- la diversité spécifique est négativement corrélée à la pression de pâturage ($r = -0,74$) ; après l'arrêt du pâturage, elle augmente au-delà de sa valeur initiale.

L'augmentation de la richesse spécifique n'est pas due à l'apparition de nouvelles plantes, mais seulement au fait que les espèces présentes dans la prairie dès le début de l'expérience pastorale et qui s'exprimaient peu apparaissent de plus en plus au sein de chaque placette après le retrait des troupeaux. Ceci est en accord avec les observations de Jackson et Allen-Diaz (2006), qui relèvent une plus grande variabilité de la composition spécifique dans une prairie hygrophile après l'arrêt d'un pâturage bovin, une des caractéristiques d'un système en non-équilibre. La végétation se reconstitue donc rapidement après le surpâturage et plusieurs plantes retrouvent des abondances comparables à celles de 1986, avant la mise en pâture. Cependant, la composition floristique quantitative de la cariçaie présente des différences notables par rapport à l'origine : on relève ainsi quatre types de réaction des plantes après l'arrêt de la perturbation due au pâturage (Fig. 11). Certaines plantes qui ont été défavorisées par le pâturage retrouvent des fréquences élevées (groupe II), alors que d'autres espèces sont durablement déprimées (groupe III). Le cas extrême est *Phragmites australis* qui a disparu, le pâturage ayant fini par épuiser les rhizomes des pieds broutés.

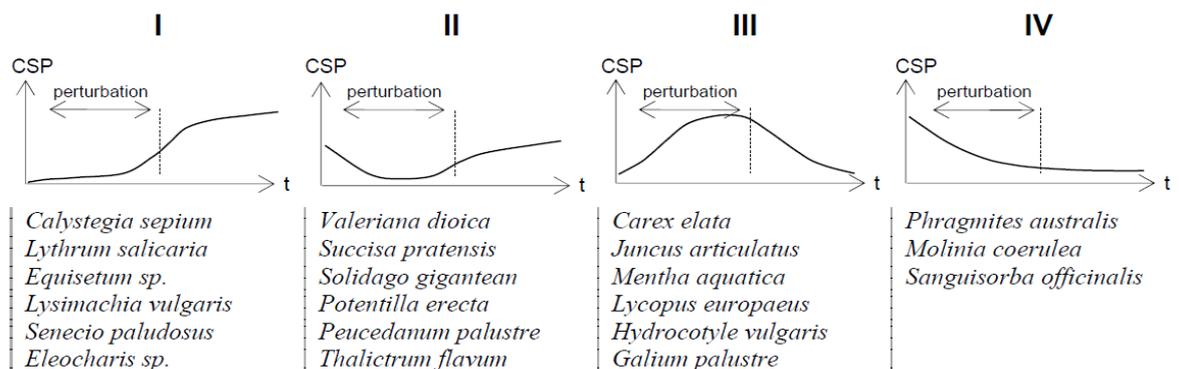


Figure 11. Quatre types de réaction des plantes après l'arrêt du pâturage (Darinot et Manneville 2014).

Ainsi, dix ans après l'arrêt du pâturage, la végétation n'a pas retrouvé son équilibre et le peuplement est profondément modifié, non pas en terme de composition spécifique, puisqu'aucune nouvelle espèce n'est apparue, mais en terme d'abondance relative des espèces. Il convient de poursuivre le suivi pour montrer si la végétation rejoint un nouveau point d'équilibre, et en combien de temps, ou non. Par ailleurs, depuis 1986, le marais connaît d'importantes modifications dues à la baisse de la nappe phréatique, la fréquence plus élevée des épisodes de sécheresse estivale et une tendance généralisée à l'eutrophisation de surface qui modifie la nature du sol et, parfois, favorise l'implantation de plantes invasives (*Solidago gr. canadensis*). L'analyse de la végétation doit se faire en tenant compte de cette dérive globale du système.



Photo 6. Engin chenillé (Pisten Bully) équipé d'un broyeur pour la végétation capable de traiter des tiges de diamètre inférieur à 30 mm.



Photo 7. Tracteur Carraro équipé de pneus large gonflés à basse pression pour évoluer en terrain tourbeux (communal de Béon).



Figure 13. Carte des placettes suivies depuis 2011.

5. Méthode d'analyse des données 1988 - 2019

5.1. Paramètres généraux

- Liste des taxons et nombre d'occurrences

La liste des taxons est établie pour les treize sessions de 1988 à 2019, et ces taxons sont triés selon leur fréquence décroissante.

- Richesse spécifique

La richesse spécifique correspond à la somme des espèces rencontrées dans une même placette. Elle est affectée par les biais dus à l'observateur : compétence du déterminateur et qualité de l'attention (fatigue...), et par le nombre de placettes échantillonnées.

- Nombre de contacts

Dans un relevé Daget-Poissonnet, chaque plante qui touche l'aiguille dans les 25 points de relevés le long de la corde de dix mètres correspond à un seul contact. La somme des contacts d'une placette pour l'ensemble des plantes donne une représentation de la densité de la végétation : plus le nombre de contacts est élevé, plus la végétation est dense. Le nombre de contacts peut d'ailleurs servir à calculer des coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet comme cela est détaillé dans le chapitre 5.3. Le nombre de contacts est peu affecté par les biais dus à l'observateur. Afin de comparer le nombre de contacts entre les années et pour tenir compte du nombre de placettes qui varie d'une année à l'autre, on calcule un indice de contact qui est égal au nombre de contacts divisé par le nombre de placettes.

- Indice de diversité

La diversité spécifique tient compte de la richesse spécifique et des variations d'abondance de chaque espèce. Dépendant de la richesse spécifique, la diversité est aussi affectée par les biais dus à l'observateur. L'indice de diversité H de Shannon est le plus couramment utilisé :

$$H = - \sum (p_i \log_2(p_i))$$

où p_i = nombre d'individus de l'espèce i / nombre total d'individus

Lorsque toutes les espèces ont la même abondance, H atteint sa valeur maximale égale à $\log_2 N$ où N est le nombre d'espèces. L'équitabilité ($E = H/\log_2 N$) permet de comparer des peuplements qui n'ont pas le même nombre d'espèces. L'équitabilité varie de 0 à 1 : plus elle est faible, plus le peuplement est dominé par quelques espèces seulement, alors qu'une équitabilité élevée traduit un peuplement diversifié aux nombreuses espèces, chacune représentée par de faibles effectifs.

5.2. Analyse multivariée

Une analyse en composante principale (ACP) sera réalisée sur le jeu de données de 2019 afin de mettre en évidence les relations entre des groupes de stations et leur composition floristique. L'analyse sera faite avec la librairie FactoMineR (Lê *et al.* 2020) sur R 3.6.2 (R Core Team 2019). La matrice utilisée pour l'ACP comporte 70 lignes (les placettes) et 58 colonnes (les espèces) ; les valeurs sont les nombres de contacts des plantes dans chaque placette. Les espèces qui totalisent un seul contact sont retirées de la matrice.

5.3. Indicateurs RhoMÉO

La boîte à outils RhoMÉO (<http://rhomeo-bao.fr/>) élaborée par le CEN Rhône-Alpes en 2014 pour le suivi des zones humides comporte un protocole flore (P02) qui permet de calculer trois indices : l'indice floristique d'engorgement (I02), l'indice floristique de fertilité du sol (I06) et l'indice de qualité floristique (I08).

- **Indice floristique d'engorgement I02**

La présence d'une nappe d'eau dans le sol constitue une contrainte pour les végétaux, contrainte à laquelle les espèces sont plus ou moins tolérantes ou adaptées. Il est donc possible d'évaluer de manière simplifiée, sur

une échelle ordinale, l'optimum de chaque espèce vis-à-vis du niveau moyen de la nappe : c'est sa valeur indicatrice. Les végétaux peuvent donc être utilisés pour évaluer le niveau de la nappe à travers un indice, que nous appellerons indice de niveau d'engorgement. Celui-ci est calculé comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces présentes à l'échelle d'une placette, puis comme la médiane des valeurs des placettes à l'échelle de la zone humide.

Beaucoup d'espèces végétales présentent une courbe de croissance en fonction du niveau moyen (annuel ou estival) de la nappe de type symétrique, unimodale ou, plus rarement, monotonique, compatible avec la définition d'une valeur optimale de développement. On appelle cet optimum : valeur indicatrice de l'espèce pour le niveau de nappe. Des valeurs indicatrices sont disponibles pour certains pays ou ensembles biogéographiques : Europe centrale, Suisse et Grande-Bretagne. Pour le bassin Rhône-Méditerranée, les valeurs établies pour la Suisse par LANDOLT et al. (2010) sont dans l'ensemble adaptées. Elles ont toutefois été amendées (il y manque les espèces méditerranéennes), modifiées à la marge et rééchelonnées sur une gamme allant de 1 à 10 (espèces des milieux les plus secs vers les milieux les plus humides) pour les adapter à l'échelle du bassin (Tab. 4 en annexe). Pour une placette donnée, on calcule l'indice floristique d'engorgement H_e comme la moyenne des valeurs indicatrices présentes, pondérées par le recouvrement des espèces sur la placette, considérant que le recouvrement d'une espèce témoigne de sa vitalité.

$$H_e = \sum (r_{ij} * x_i) / \sum (r_{ij})$$

où r_{ij} est l'abondance (ou recouvrement) de l'espèce i dans le relevé j
 x_i est la valeur indicatrice de l'espèce i

Il varie pour les habitats de zones humides, de 25 (habitats mésophiles) à 9 (habitats subaquatiques). La bibliographie montre que l'ensemble des espèces présentes sur une placette (si les conditions écologiques sont à peu près homogènes) donne des indications plus précises qu'une ou quelques espèces. La corrélation entre ces valeurs indicatrices moyennes et le niveau moyen de la nappe est très bien démontrée.

- **Indice floristique de fertilité du sol I06**

La quantité des nutriments (principalement azote et phosphore) disponibles dans le sol est un facteur important auquel les espèces sont plus ou moins tolérantes ou adaptées. Il est donc possible d'évaluer de manière simplifiée, sur une échelle ordinale, l'optimum de chaque espèce en fonction de la disponibilité des nutriments : c'est sa valeur indicatrice. La richesse "moyenne" en nutriments d'une zone humide, que nous appellerons indice floristique de fertilité du sol, peut être calculée à l'échelle de la placette comme la moyenne des valeurs indicatrices des espèces présentes, puis à l'échelle d'une zone humide comme la médiane des valeurs des placettes.

Pour une placette donnée, on calcule l'indice floristique de fertilité du sol H_f comme la moyenne des valeurs indicatrices présentes, pondérées par le recouvrement des espèces sur la placette, considérant que le recouvrement d'une espèce témoigne de sa vitalité. Il varie de 1,5 (tourbières à sphaignes) à 4,5 (mégaphorbiaies eutrophes) pour les habitats de zones humides (Tab. 4 en annexe).

$$H_f = \sum (r_{ij} * x_i) / \sum (r_{ij})$$

où r_{ij} est l'abondance (ou recouvrement) de l'espèce i dans le relevé j
 x_i est la valeur indicatrice de l'espèce i

- **Indice de qualité floristique I08**

Chaque espèce végétale développe, par une allocation particulière de ses ressources (racines, parties aériennes, graines), des stratégies lui permettant de faire face à certaines caractéristiques du milieu : perturbations diverses, facteur limitant la croissance, aptitude à la compétition avec les autres espèces. On peut évaluer la plus ou moins grande aptitude d'une espèce à supporter des perturbations d'une zone humide sur une échelle ordinale par un coefficient, nommé coefficient de conservatisme. L'indice de qualité floristique est un indice complexe, dérivé du coefficient de conservatisme, rendant compte à la fois du niveau global d'altération du régime naturel des perturbations (hydrologique, trophique, ...) auquel un site est soumis (par le coefficient de conservatisme moyen) et de la richesse de ce site en espèces typiques des zones humides.

A chaque espèce est attribué un coefficient de conservatisme, sur une échelle allant de 0 à 9, basé sur les stratégies des espèces et leurs affinités pour les zones humides (Tab. 4 en annexe) :

- 0 pour les espèces des milieux secs, sporadiques en zone humide, présentant des stratégies plutôt rudérales ou non autochtones (à comportement envahissant ou non) ;
- 5 pour des espèces plutôt inféodées aux zones humides mais supportant un niveau de nappe moyen et/ou l'eutrophisation des sols ou présentant une bonne aptitude à la compétition ou un comportement rudéral ;
- 9 pour les espèces strictement inféodées aux zones humides et ne supportant pas les perturbations du milieu, avec une très faible vitesse de croissance.

Pour une placette donnée, on calcule le coefficient de conservatisme moyen comme la moyenne des coefficients des espèces présentes, pondérée par le recouvrement, considérant que le recouvrement d'une espèce témoigne de sa vitalité : $C_{moy} = \sum (r_{ij} * x_i) / \sum (r_{ij})$

où r_{ij} est l'abondance (ou recouvrement) de l'espèce i dans le relevé j
 x_i est la valeur du coefficient de conservatisme de l'espèce i

Les coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet sont notés sur le terrain et transformés en valeurs de recouvrement (r_{ij} de la formule). L'indice global de qualité floristique d'un site est calculé comme la valeur médiane des valeurs des placettes.

• Mise en forme des données

Le protocole flore P02 est basé sur des relevés floristiques selon la méthode Braun-Blanquet, alors que les relevés réalisés dans la réserve naturelle utilisent la méthode Daget-Poissonnet. Il est possible de convertir les fréquences F obtenues avec la méthode Daget-Poissonnet en coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet, de la manière suivante :

Daget-Poissonnet	->	Braun-Blanquet
$F < 0.5\%$		+
$0.5 < F < 2,5$		1
$2.5 < F < 15$		2
$15 < F < 37,5$		3
$37,5 < F < 62,5$		4
$F > 62,5$		5

• Choix des placettes

Pour un suivi diachronique, les calculs doivent être effectués sur les mêmes placettes. Sur les 70 placettes actuelles, 32 sont suivies depuis l'origine du suivi en 1986 (les placettes situées dans le communal de Béon), 20 sont suivies depuis 1999 et 18 placettes sont suivies depuis 2011 (Tab. 2 et Fig. 14). Un certain nombre de placettes n'ont pas été retenues pour l'analyse, parce qu'elles ne sont plus suivies depuis plusieurs années (anciens transects 4b et 7).

Pour homogénéiser les données et simplifier les analyses, certaines sessions ont été regroupées. La session 1988 regroupe la session 1987 avec le suivi de l'enclos sud du communal de Béon et la session 1988 avec le suivi de l'enclos nord. La session 1992 regroupe la session 1991 avec le suivi de l'enclos sud du communal de Béon et la session 1994 avec le suivi de l'enclos nord. Les sessions de 2001 et 2017 n'ont pas été retenues à cause d'un manque de fiabilité dans les relevés botaniques. Le traitement des placettes est donné dans le tableau 1 en annexes.

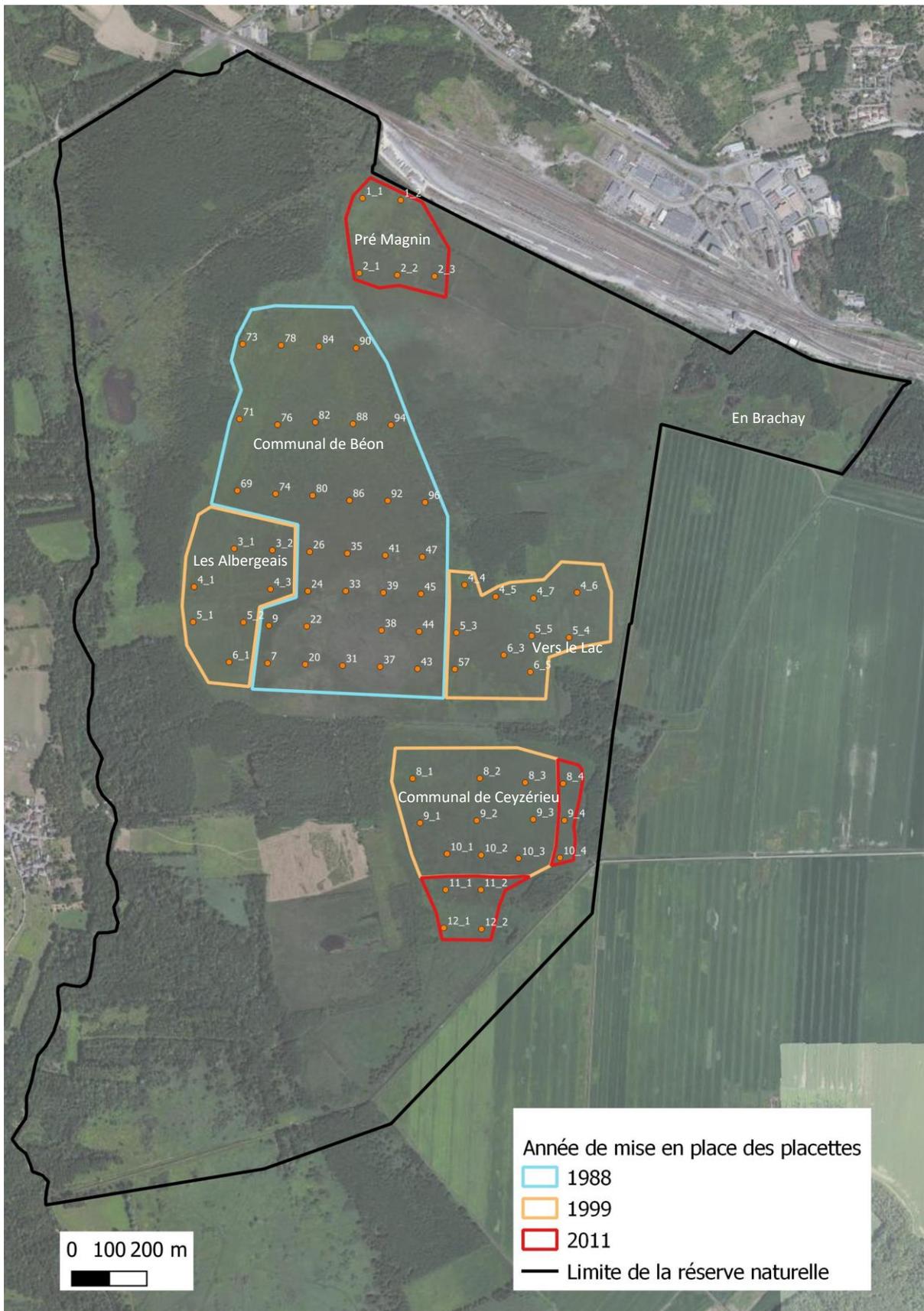


Figure 14. Carte des placettes retenues pour l'étude de l'évolution de la végétation.

5.4. Etat de conservation des prairies

Afin de répondre aux objectifs réglementaires de l'Union Européenne, le Muséum National d'Histoire Naturelle a engagé des réflexions depuis 2008 sur l'élaboration de méthodes standardisées pour évaluer l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire à l'échelle des sites Natura 2000, sur l'ensemble du territoire métropolitain (Mistarz 2021). La première méthode traitant des habitats humides a été publiée en 2013 et celle traitant des bas-marais alcalins date de février 2021 (Clément *et al.* 2021) : c'est cette méthode-ci qui est utilisée pour l'évaluation de l'état de conservation des prairies hygrophiles. Cependant, le protocole standard est adapté au suivi réalisé dans la réserve naturelle, notamment en ce qui concerne la définition des placettes et du recouvrement des espèces.

- **Etats de référence et limites de l'habitat**

Préalablement à l'évaluation de l'état de conservation, il est nécessaire de fixer les limites de l'habitat considéré. La détermination des états favorables choisis et des états optimaux souhaités est propre à chaque site Natura 2000 et doit être effectuée par l'opérateur. Les descripteurs étant peu divergents entre l'état dégradé et l'état altéré, on gardera à l'esprit qu'un état dégradé correspond à un état de l'habitat dont la restauration impliquerait des moyens importants et très coûteux.

Dans la réserve naturelle, deux types d'habitats d'intérêt communautaire sont couverts par le suivi de la végétation (Fig. 15) :

- les « Marais calcaires à *Cladium mariscus* et espèces du *Caricion davallianae* » (UE 7210*, habitat prioritaire) pour les placettes 7, 20, 22, 31, 33, 37, 38, 39 ;
- les « Tourbières basses alcalines » (UE 7230) pour toutes les autres placettes.



Figure 15 : Carte des habitats prairiaux d'intérêt communautaire et placettes de relevés de végétation.

- **Echelle de relevé des indicateurs**

Dans le cadre de cette synthèse, seul l'habitat « Tourbières basses alcalines » (UE 7230) sera évalué car il est correctement couvert par les placettes de suivi de végétation. L'habitat « Marais calcaires à *Cladium mariscus* et espèces du *Caricion davalliana* » (UE 7210*) est beaucoup plus étendu que la seule zone couverte par le suivi, et par conséquent cet habitat n'est pas correctement couvert et ne peut être évalué dans le cadre de cette synthèse. L'évaluation portera sur l'année 2019 uniquement.

Pour les tourbières basses alcalines, le protocole standard prévoit la mise en place de placettes de 25 à 100 m² en fonction de la taille du polygone d'habitat et de la diversité floristique au sein du polygone. Dans la réserve naturelle, la végétation n'est pas suivie à l'aide de placettes, mais de transects de dix mètres selon la méthode Daget-Poissonnet. Ainsi, la longueur d'un transect représente la longueur d'un côté d'une placette carrée de 100 m². Pour les indicateurs faisant référence à un recouvrement, on convertira les fréquences de plantes en recouvrement. Pour les indicateurs faisant référence à un pourcentage de polygone affecté, on retiendra une surface correspondant à 5 m de part et d'autre du transect Daget-Poissonnet, ce qui revient à considérer un polygone de 100 m² : cette surface est facilement observable lors du relevé sur le terrain (Fig. 16).

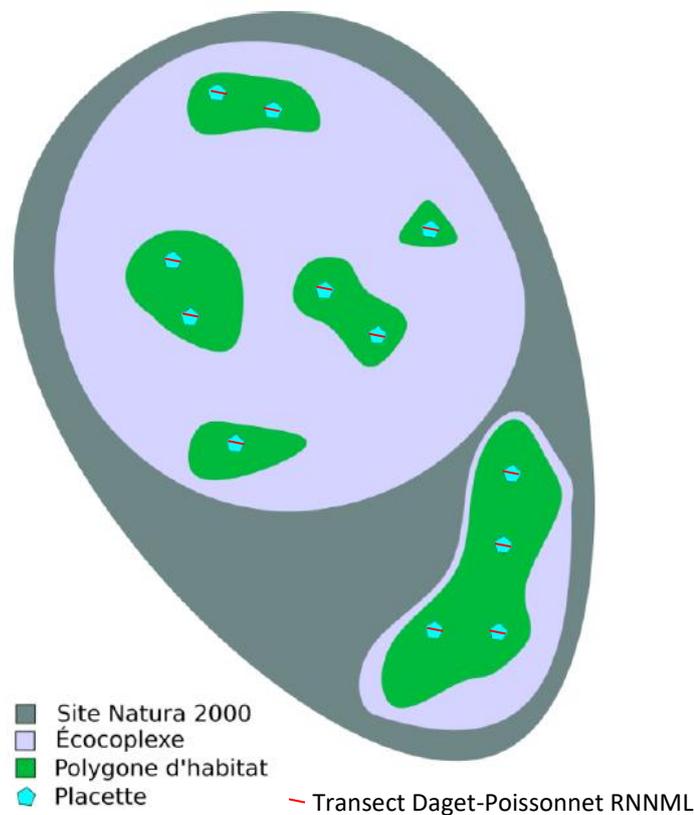


Figure 16 : Schéma des différentes échelles de relevé des indicateurs (Clément *et al.* 2021, modifié).

- Grille d'évaluation d'état de conservation

Paramètre	Critère	Indicateur	Échelle	Résultats attendus	Notes
Surface	Surface couverte	Évolution de la surface couverte par l'habitat	Site	Progression, stabilité	0
				Régression	-10
Structures et fonctions	Composition floristique	Colonisation ligneuse : strate arbustive (1-7 m) (%)	Polygone ou placette	< 5	0
				5-25	-15
				25-50	-30
				> 50	-45
		Colonisation ligneuse : strate arborée (> 7 m) (%)	Polygone ou placette	< 15	0
				15-75	-5
				> 75	-10
		Recouvrement des espèces indicatrices d'un enrichissement trophique (%)	Placette	< 10	0
				10-30	-20
				30-50	-40
		Recouvrement des espèces liées au pâturage (%)	Placette	< 5	0
				5-25	-15
	25-50			-30	
	> 50			-45	
Composition faunistique	Invertébrés (bonus) : <i>Vertigo geyeri</i> (montagne), <i>V. angustior</i> (plaine)	Polygone ou placette	Présence	+10	
Altérations	Atteintes lourdes	Recouvrement des atteintes quantifiables en surface	Polygone	Somme des points = 0	0
				Somme des points = 1	-5
				Somme des points = 2	-10
				Somme des points ≥ 3	-15
	Atteintes diffuses	Impact des atteintes difficilement quantifiables en surface	Site/Bassin versant	Nul ou faible	0
				Moyen	-10
				Fort	-20

- Evolution de la surface couverte par l'habitat

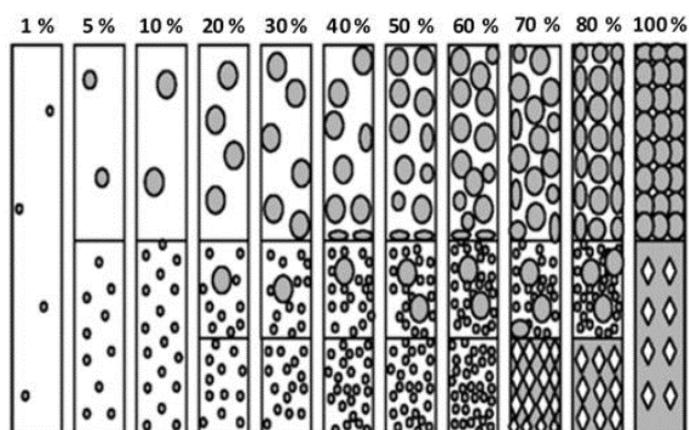
La mesure de l'évolution de la surface couverte par l'habitat permet d'observer une éventuelle fermeture des sites par boisement, ainsi que des phénomènes de remblaiement, de drainage, etc. La surface optimale nécessaire pour le bon fonctionnement de l'habitat est difficile à définir, c'est pourquoi on s'intéressera uniquement à évaluer la tendance d'évolution de l'habitat (stabilité, progression ou régression). L'évolution de surface se fait sur un pas de temps de six ans : la régression de surface de l'habitat sera avérée lorsqu'il y a une perte équivalente à 1 % par an.

- Paramètre « Structure et fonctions »

Colonisation par la strate arbustive (1-7 m) (%)

La colonisation par les ligneux est l'une des principales menaces qui pèsent sur les tourbières basses alcalines. Ces espèces posent des problèmes d'ombrage et d'enrichissement en matière organique dû à la dégradation des feuilles. La présence de ligneux indique l'évolution de l'habitat vers un stade pré-forestier et peut être synonyme d'assèchement progressif. Elle aura pour conséquences la fermeture du milieu par boisement, une baisse du niveau de la nappe d'eau ainsi que de l'activité turfigène. Deux indicateurs sont proposés concernant

la colonisation par les ligneux : un indicateur de colonisation par la strate arbustive (1-7 m) et un indicateur de colonisation par la strate arborée (> 7 m). L'apparition de ligneux en strate arbustive témoigne d'une dynamique d'évolution de l'habitat active au moment de l'évaluation. Une simple estimation visuelle du recouvrement des ligneux bas à l'échelle de la placette ou bien du polygone sera effectuée.



		Recouvrement Note	
Colonisation ligneuse : strate arbustive (1-7 m) (%)	Polygone ou placette	< 5	0
		5-25	-15
		25-50	-30
		> 50	-45

Dans la réserve naturelle, les fréquences de plantes obtenues le long des transects Daget-Poissonnet sont converties en pourcentage de recouvrement, comme suit :

Daget-Poissonnet	->	Braun-Blanquet	->	Recouvrement
$F < 0.5\%$		+		0
$0.5 < F < 2,5$		1		< 5 %
$2.5 < F < 15$		2		5 – 25 %
$15 < F < 37,5$		3		25 – 50 %
$37,5 < F < 62,5$		4		50 – 75 %
$F > 62,5$		5		> 75 %

Recouvrement des espèces indicatrices d'un enrichissement trophique (%)

Les tourbières basses alcalines sont des habitats dont la trophie est variable, oligotrophe à mésotrophe, parfois eutrophe (cas des bas-marais à hautes herbes). Parmi les espèces considérées comme indicatrices d'un enrichissement trophique dans les tourbières basses alcalines, celles retenues pour le marais de Lavours sont : *Caltha palustris* L., *Calystegia sepium* (L.) R.Br., *Carex riparia* Curtis, *Cirsium palustre* (L.) Scop., *Epilobium hirsutum* L., *Eupatorium cannabinum* L., *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim., *Ranunculus repens* L., *Urtica dioica* L.

Le protocole standard prévoit la possibilité d'ajouter des plantes s'adapter pour au contexte local, notamment vis-à-vis des alliances en présence (*Caricion davallianae*, *Hydrocotylo vulgaris-Schoenion nigricantis*, *Magnocaricion elatae*).

		Recouvrement Note	
Recouvrement des espèces indicatrices d'un enrichissement trophique (%)	Placette	< 10	0
		10-30	-20
		30-50	-40
		> 50	-60

Recouvrement des espèces liées au pâturage (%)

Le surpâturage est une atteinte récurrente sur les tourbières basses alcalines. Bien que ces habitats soient pâturés depuis des siècles, il s'agit là de rendre compte de l'intensité du pâturage via une liste d'espèces dont l'apparition témoigne d'une pression pastorale importante (piétinement, abrutissement, etc.), à l'échelle nationale. Seules les espèces liées à ces phénomènes ont été retenues, les espèces indicatrices d'un

enrichissement trophique étant prises en compte dans l'indicateur précédent. Les plantes retenues pour le marais de Lavours sont : *Carex disticha* Huds., *Juncus inflexus* L., *Lotus corniculatus* L., *Ranunculus acris* L.

Le protocole standard prévoit la possibilité d'ajouter des plantes s'adapter pour au contexte local.

		Recouvrement	Note
Recouvrement des espèces liées au pâturage (%)	Placette	< 5	0
		5-25	-15
		25-50	-30
		> 50	-45

Invertébrés (bonus)

Les invertébrés sont sensibles aux conditions de leurs habitats. Leurs générations courtes permettent une réponse numérique rapide lors de la modification de ces conditions. Les mollusques sont de bons bioindicateurs de la qualité d'un habitat, du fait de leur mobilité restreinte (Lasne, 2018). Ceux du genre *Vertigo* peuvent être présents en grande quantité dans les tourbières, au niveau de la litière et des bryophytes. Ils sont sensibles aux conditions climatiques et aux activités anthropiques (exploitation de la tourbe, drainage, urbanisation, pâturage, etc.). La présence de *Vertigo geyeri* en montagne et celle de *Vertigo angustior* en plaine semble corrélée à des tourbières basses alcalines jugées en bon état. *V. angustior*, lui, semble indifférent au substrat mais se développe sur des milieux très engorgés tels que les marais alcalins (Hesnard, 2008). L'absence de ces espèces n'indique pas un mauvais état de conservation de l'habitat, c'est pourquoi l'indicateur est proposé en bonus.

			Note
Invertébrés (bonus) : <i>Vertigo geyeri</i> (montagne), <i>V. angustior</i> (plaine)	Polygone ou placette	Présence	+10

• Paramètre « Altérations »

Somme des atteintes quantifiables en surface

Les tourbières sont sujettes depuis de nombreuses années au drainage, au piétinement par le bétail, à l'érosion due aux activités anthropiques, au remblaiement, etc. On relèvera toutes les atteintes visibles à l'échelle du polygone en leur attribuant une estimation de surface du polygone impactée. Chaque atteinte relevée se voit attribuer une note de 1 à 2 selon son origine (anthropique ou naturelle), la surface d'habitat impactée ou encore sa localisation par rapport au polygone. La somme des notes attribuées à chaque atteinte donne la note globale de l'indicateur. La liste proposée est non exhaustive et peut être complétée par l'opérateur.

Atteintes quantifiables (polygone)	Points
Passage de quads, piétinement dû à la fréquentation (< 50 %)	1
Passage de quads, piétinement dû à la fréquentation (> 50 %)	2
Passage d'engins lourds	2
Dépôts de matériaux/décharge	2
Extraction de matériaux/tourbe	2
Plantations en périphérie	1
Incendies	1
Drains	1
Bois mort	1
Passage de sangliers (> 80 %)	1
Curage des berges	2
Broyage	2

Critère	Informations apportées	Échelle	Résultats attendus	Notes
Atteintes lourdes	Fonctionnement général, connectivité, capacité de résilience	Polygone	Somme des points = 0	0
			Somme des points = 1	-5
			Somme des points = 2	-10
			Somme des points ≥ 3	-15

Atteintes difficilement quantifiables en surface

Ce sont des atteintes dont l'impact ne peut être quantifié en surface. Depuis plusieurs décennies, la conservation des tourbières est affectée par les atteintes diffuses telles que la surfréquentation, les rejets ponctuels, la pollution, etc. Dans la continuité des méthodes d'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire, cet indicateur est pris en compte. Il s'agit d'évaluer l'impact des atteintes difficilement quantifiables en surface à l'échelle du site ou du bassin versant sur l'état de conservation de l'habitat. Toutes les atteintes présentes sur le site ou le bassin versant qui peuvent avoir un impact sur l'état de conservation de l'habitat doivent être recensées.

Atteintes difficilement quantifiables en surface
Drainage, assèchement
Activités de pompage, extraction de matériaux
Rejets ponctuels, pollutions
Chaulage
Agriculture avec usage d'intrants
Sports de montagne (ski, etc.)
Surfréquentation
Barrage
Endiguement
Chenalisation
Lac de retenue d'eau
Aménagement chemin carrossable



Critère	Informations apportées	Échelle	Résultats attendus	Notes
Atteintes diffuses	Fonctionnement général, capacité de résilience, pérennité de l'habitat	Site/Bassin versant	Impact négligeable ou nul	0
			Impact moyen	-10
			Impact moyen	-20

- Fiches adaptées à la RNNML pour l'évaluation de l'état de conservation des prairies hygrophiles

Indicateurs à relever à l'échelle de la placette

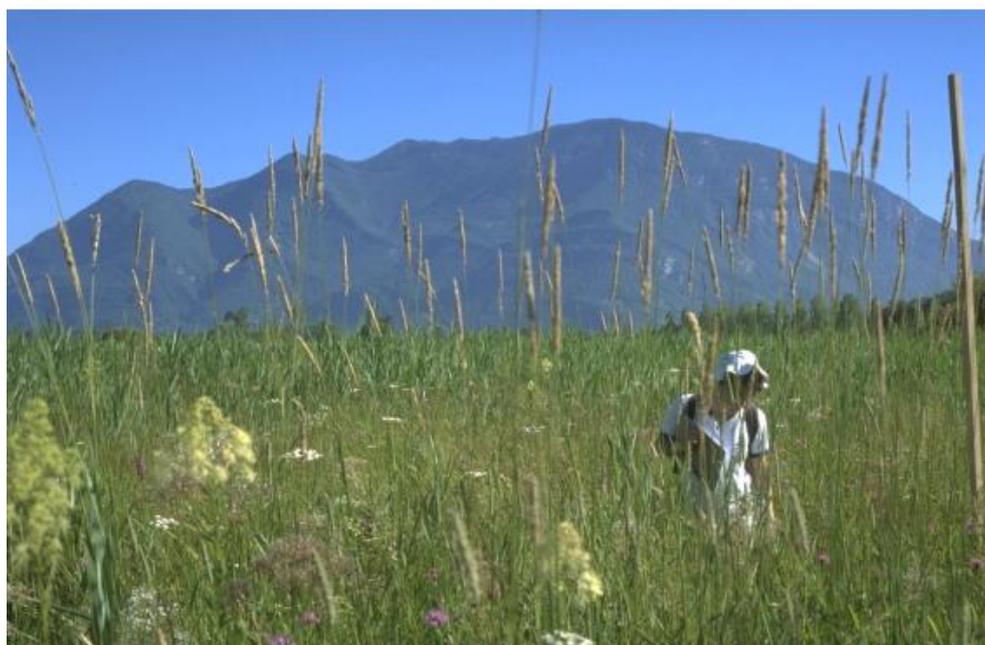
Paramètre	Critère	Indicateur	Notes associées par placette															
			1.1	1.2	2.1	2.2T	2.3	73	78	84T				
Structures et fonctions	Composition floristique	Colonisation ligneuse : strate arbustive (%)																
		Colonisation ligneuse : strate arborée (%)																
		Recouvrement des espèces indicatrices d'un enrichissement trophique (%)																
		Recouvrement des espèces liées au pâturage (%)																
Altérations	Atteintes lourdes	Invertébrés Vertigo angustior (plaine)																
		Somme des atteintes quantifiables en surface																
Note globale à l'échelle de la placette = 100 + somme des notes =																		

Indicateurs à relever à l'échelle du site

Paramètre	Critère	Indicateur	Notes associées par placette														
			1.1	1.2	2.1	2.2T	2.3	73	78	84T			
Surface	Surface couverte	Evolution de la surface couverte par l'habitat															
Altérations	Atteintes diffuses	Atteintes difficilement quantifiables en surface															
Note des indicateurs à l'échelle du site = somme des notes =																	

Evaluation globale à l'échelle du site

Critère	Notes
Plus de 70 % des placettes en état favorable	0
Entre 50 et 70 % des placettes en état favorable	-15
50 % des placettes en état favorable et 50 % des placettes en état dégradé	-30
Entre 50 et 70 % des placettes en état dégradé	-45
Plus de 70 % des placettes en état dégradé	-60
Note globale d'état de conservation à l'échelle du site = Note globale d'état de conservation à l'échelle du site + Note des indicateurs relevés à l'échelle du site =	



III. Résultats

1. Analyse critique des données

Un certain nombre de biais peuvent entacher les résultats. En premier lieu, les placettes témoins ne sont pas de véritables témoins. Elles ont toutes été fauchées, broyées ou pâturées 13,6 fois au cours des trente années de suivi (presque une année sur deux), soit de façon accidentelle (défaut de mise en défens, broyage par erreur...), soit de façon programmée. En effet, ces placettes évoluent invariablement vers un stade boisé d'aulnaie glutineuse en moins de dix ans, perdant alors tout intérêt comme témoin de la végétation herbacée puisque le couvert arboré étouffe la végétation (Photo 8) : il faut donc broyer ces placettes témoins avant qu'elles n'atteignent le stade boisé, en enregistrant la date du broyage. De 1999 à 2019, les placettes gérées reçoivent en moyenne 8,3 traitements, soit un traitement tous les 2,5 ans ; les placettes témoins reçoivent en moyenne 5 traitements, soit un traitement tous les 4,2 ans. Ainsi, les témoins restent davantage au repos que les placettes gérées et la différence est très significative (test de Wilcoxon $W = 705$, $p\text{-value} = 2,3 \cdot 10^{-5}$). Mais cela ne résout pas le problème de la validité des témoins car leur composition floristique est soumise à ces interventions qui demeurent assez fréquentes.



Photo 8. Placette témoin 82T (A) en 2015 après neuf années au repos (photo Camille Delage / Andrea Egný) et (B) en 2019 après avoir été broyée l'année précédente (photo Emilien Pegatoquet).

Par ailleurs, un certain nombre de placettes ne sont pas retrouvées chaque année car la méthode de localisation avec GPS et détecteur de plots n'est pas fiable : les GPS ne sont pas assez précis et l'observateur commence souvent à rechercher le plot métallique à plusieurs mètres de son emplacement véritable, ce qui a de grandes chances de le désorienter. Quand un plot n'est pas retrouvé, l'observateur installe arbitrairement le début du transect au point donné par le GPS, c'est-à-dire à une distance inconnue de la véritable placette mais

qui n'excède jamais cinq mètres (la précision du GPS) : on peut considérer que la végétation est très semblable et que l'erreur n'est pas trop importante.

Enfin, une vingtaine d'observateurs différents se sont succédé au cours des treize sessions (années) échantillonnées depuis 1988 (Tab. 2 en annexe). Ces observateurs étaient des botanistes plus ou moins confirmés. De 1988 à 1996, le suivi était en grande partie réalisé par O. Manneville avec un niveau de précision maximal. De 1999 à 2009, F. Darinot a réalisé les suivis avec l'aide d'un ou deux étudiants et de C. Guérin, et la qualité de détermination des plantes a certainement baissé, notamment chez les ombellifères et les carex. Depuis 2011, les suivis sont réalisés essentiellement par des étudiants après une formation initiale à la reconnaissance des plantes dispensée par F. Darinot et C. Guérin. La qualité des relevés repose en grande partie sur ces étudiants, ce qui nous a conduits à retirer deux années de suivi du jeu de données quand elle était insuffisante (années 2011 et 2017).

2. Résultats pour l'ensemble des prairies

2.1. Paramètres généraux

- Liste des taxons et nombre d'occurrences

De 1988 à 2019, 119 espèces ont été contactées dans les 70 placettes, ce qui représente 80 % du nombre total de plantes vasculaires répertoriées dans les prairies (Tab. 3 en annexes). L'échantillonnage semble donc correct.

Les taxons les plus fréquents sont *Carex elata*, *Molinia caerulea*, *Potentilla erecta*, *Sanguisorba officinalis*, *Peucedanum palustre*, *Mentha aquatica*, *Juncus subnodulosus* et *Lysimachia vulgaris* (Fig. 17). On notera qu'*Alnus glutinosa* arrive en neuvième position des plantes les plus abondantes. Sur l'ensemble des relevés de 1988 à 2019, dix relevés comptent entre 40 et 50 taxons, alors que la majorité des placettes comptent moins de 20 taxons (Fig. 18).

Entre 1988 et 2015, les plantes qui voient leur abondance augmenter le plus sont *Mentha aquatica*, *Carex panicea*, *Eleocharis uniglumis*, *Gallium palustre*, *Lycopus europaeus*, *Hydrocotyle vulgaris*, mais également *Solidago gigantea* et *Salix cinerea*, deux espèces à forte capacité de colonisation (Fig. 19). Les plantes en raréfaction sont *Phragmites australis*, *Alnus glutinosa*, *Schoenus nigricans*, *Serratula tinctoria*, mais également *Gentiana pneumonanthe* et *Sanguisorba officinalis*, les plantes-hôtes des papillons Azurés.

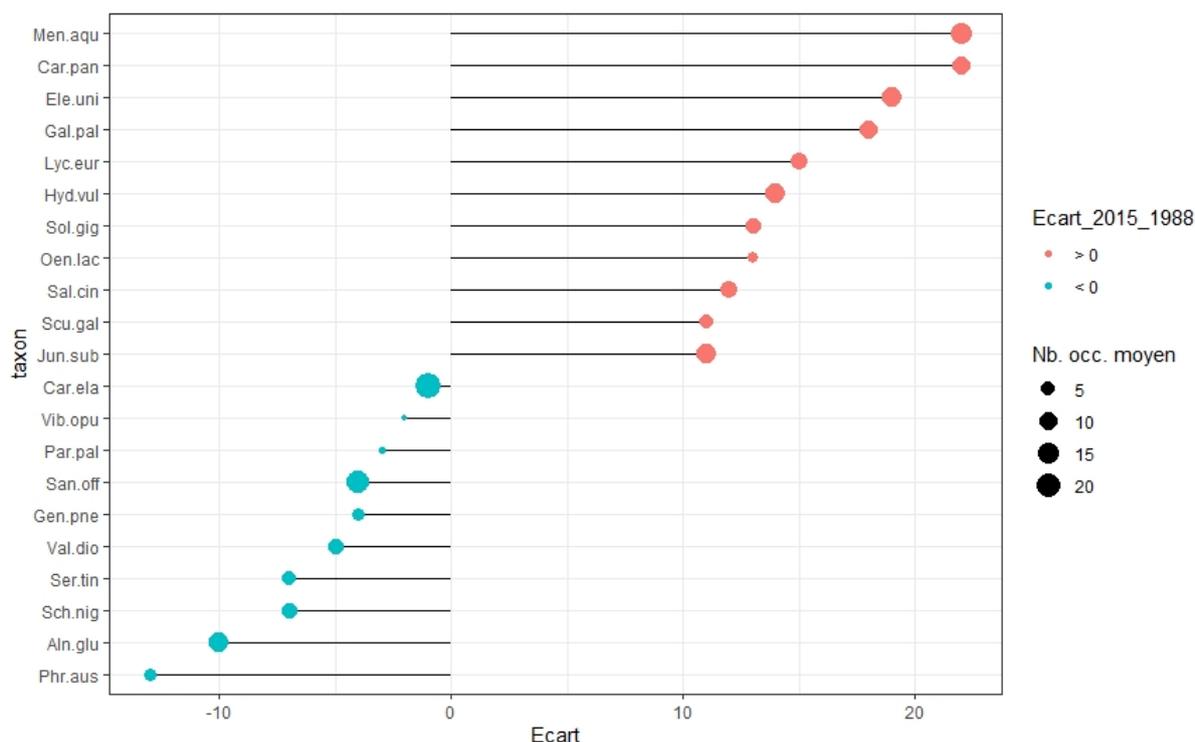


Figure 19. Variation des occurrences de 21 taxons, de 1988 à 2015.

- **Richesse spécifique**

Dans l'ensemble des prairies, depuis 2011, la richesse spécifique varie entre 54 et 83 espèces, avec des variations parfois brusques entre deux sessions comme entre 2011 et 2013 (Fig. 20). La richesse spécifique est en général inférieure dans les placettes témoins. Dans le communal de Béon, elle augmente depuis 1999 dans les placettes gérées et dans les témoins, mais elle est en général inférieure dans les placettes témoins. Depuis 2015, on note une baisse sensible de la richesse spécifique dans les témoins et les placettes gérées du communal de Béon, moins nette dans les prairies prises dans leur ensemble.

- **Nombre de contacts**

Dans l'ensemble des prairies, depuis 2011, l'indice de contacts évolue de façon très semblable à la richesse spécifique (Fig. 21). L'indice de contacts varie entre 49 et 120, avec la même chute entre les sessions de 2011 et 2013 et une baisse sensible depuis 2015. Auparavant, de 1988 à 1999 dans le communal de Béon, il marque une forte baisse de 1992 à 1996. Dans l'ensemble des prairies, il est plus élevé dans les placettes témoins jusqu'en 2009, puis la tendance s'inverse.

- **Indice de diversité (indice d'équitabilité)**

La diversité suit globalement les mêmes tendances que la richesse spécifique et l'indice de contacts, avec une différence notable dans les années 2009 à 2013 où les courbes sont symétriques (Fig. 22), ce qui s'explique puisque l'équitabilité est proportionnelle à l'inverse de la richesse spécifique. Pour l'ensemble des prairies, l'indice de diversité varie entre 0,65 à 0,77.

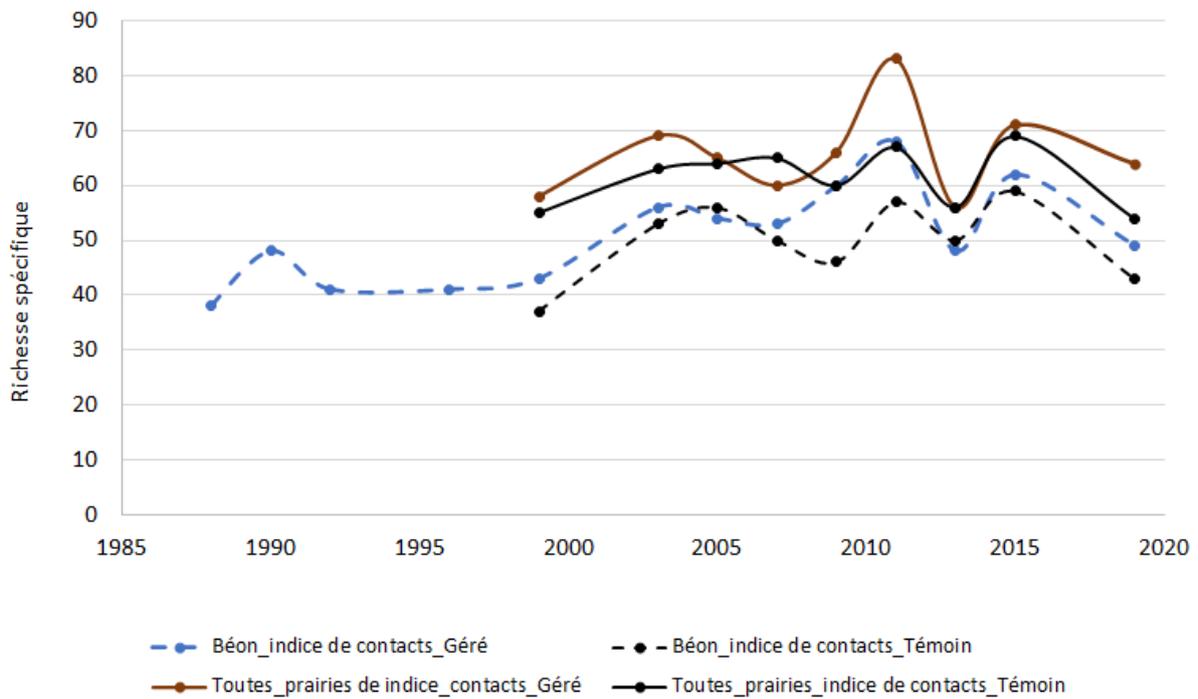


Figure 20. Evolution de la richesse spécifique dans le communal de Béon et dans l'ensemble des prairies (communal de Béon inclus), de 1988 à 2019.

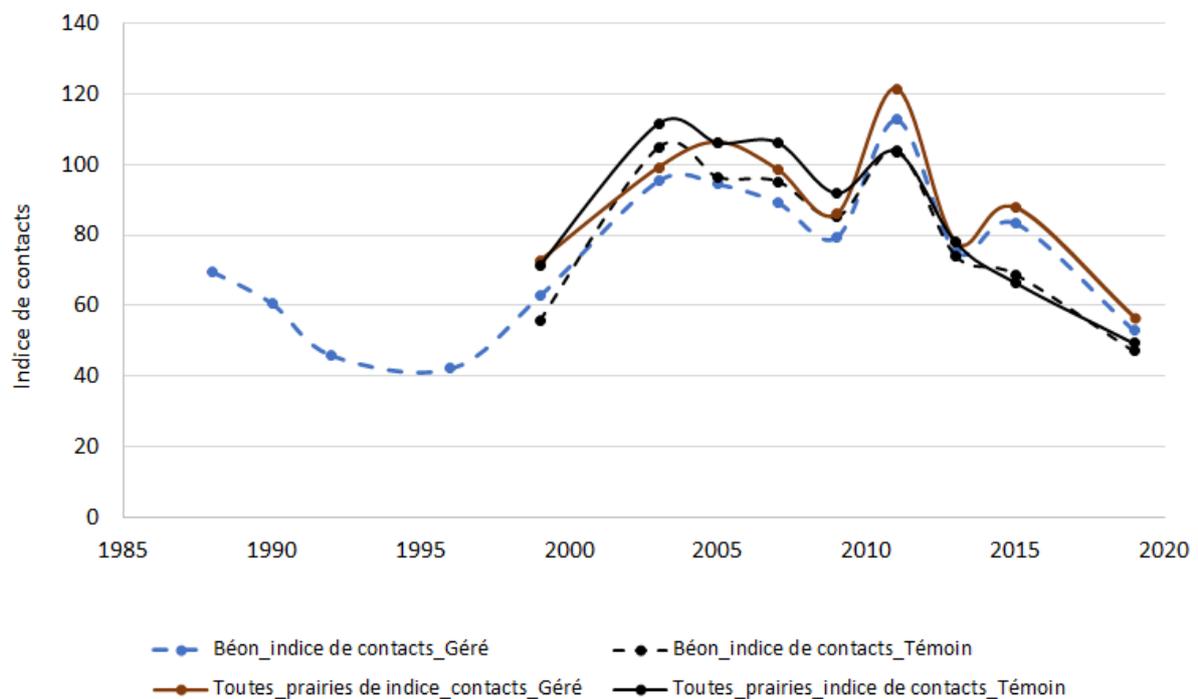


Figure 21. Evolution de l'indice de contacts dans le communal de Béon et dans l'ensemble des prairies (communal de Béon inclus), de 1988 à 2019.

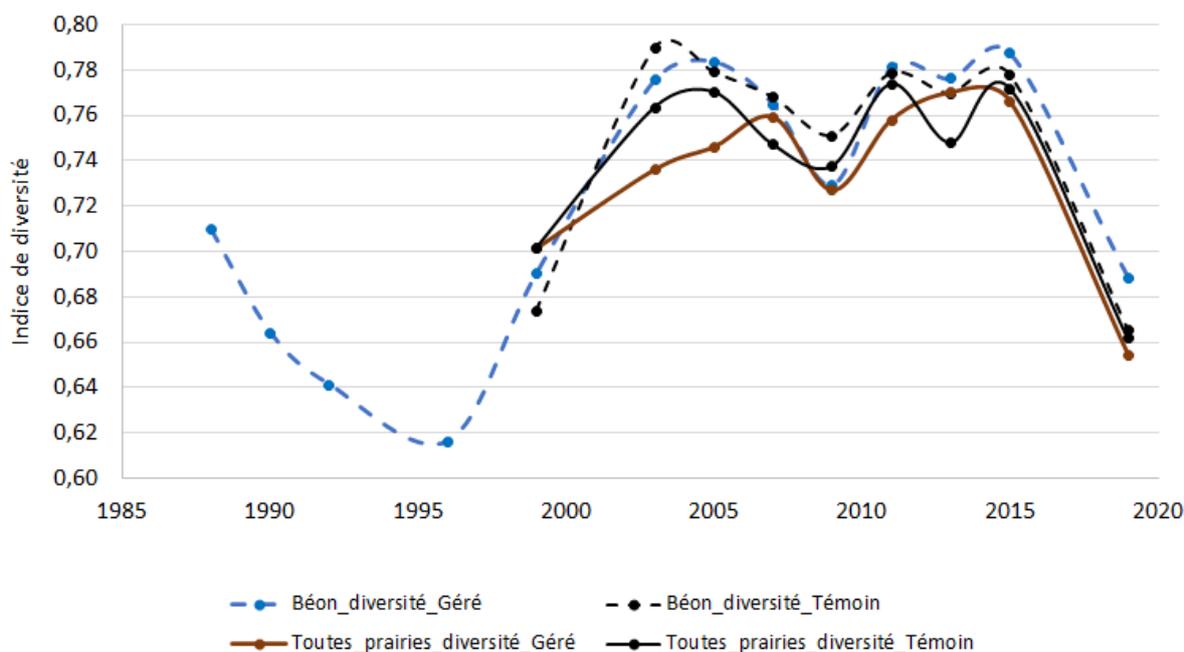


Figure 22. Evolution de l'indice de diversité (indice d'équitabilité) dans le communal de Béon et dans l'ensemble des prairies (communal de Béon inclus), de 1988 à 2019.

2.2. Analyse multivariée

Un diagramme de Pareto permet de contrôler la pertinence de l'ACP, c'est-à-dire que la variabilité globale doit se concentrer sur les premières composantes (Fig. 23). Ici, il faut 12 composantes pour couvrir 95 % de la variabilité et les deux premières composantes ne couvrent que 48,2 % de la variabilité : l'erreur sera assez grande en ne conservant que ces deux composantes, ce que nous ferons tout de même. L'importance relative de chaque facteur (les espèces), montre que *Carex elata* et *Cladium mariscus* influencent plutôt l'axe 1 horizontal, tandis que *Juncus subnodulosus*, *Solidago gigantea* et *Molinia caerulea* influencent l'axe 2 vertical (Fig. 24).

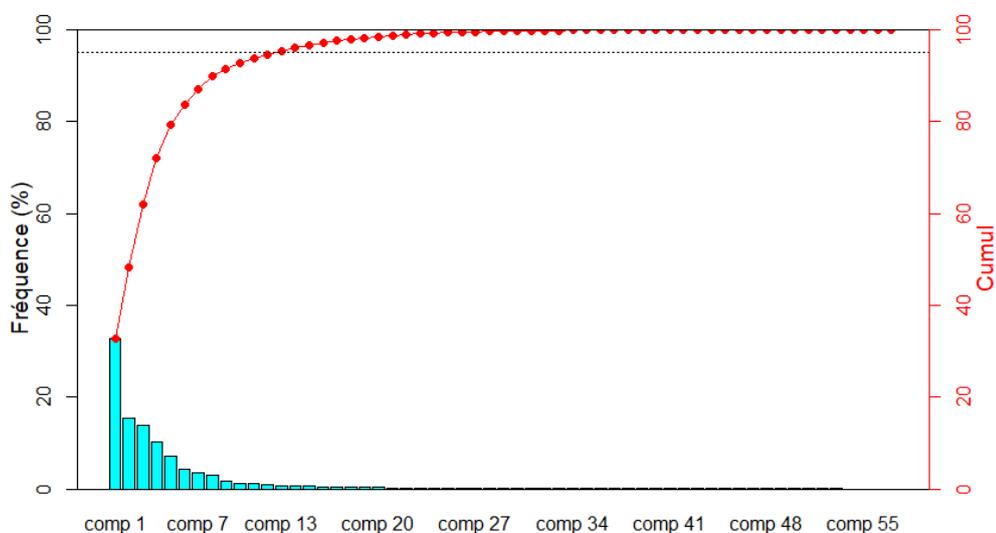


Figure 23. Diagramme de Pareto.

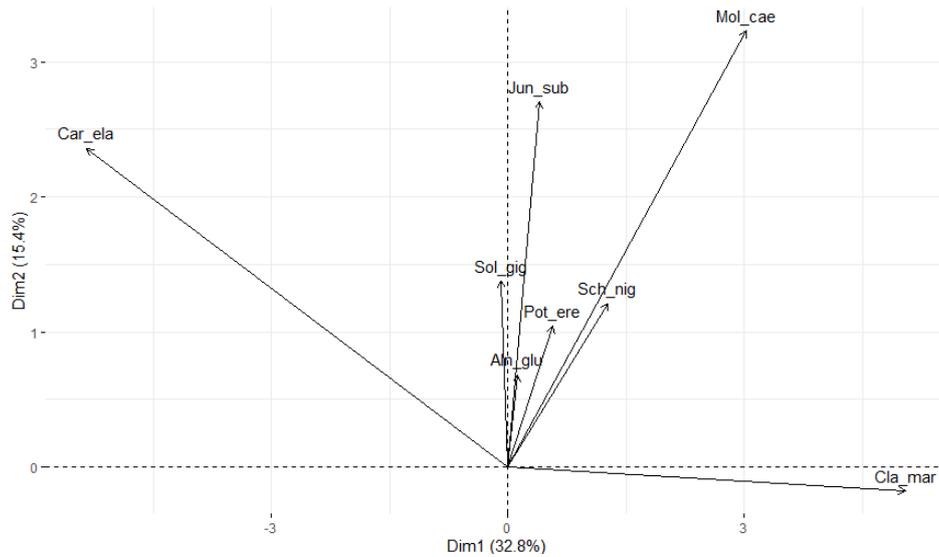


Figure 24. Diagramme circulaire pour visualiser l'influence des variables sur les composantes (seules sont gardées les 8 variables avec le poids le plus élevé).

L'ACP révèle une partition assez nette en trois groupes de placettes en 2019 : un groupe de 11 placettes témoin (sur 15 témoins en place) en noir sur la Fig. 25, un groupe de 9 placettes riches en *Cladium mariscus* (sur 10 placettes situées dans la cladiaie) en brun sur la Fig. 25, et presque toutes les autres placettes en un groupe indistinct.

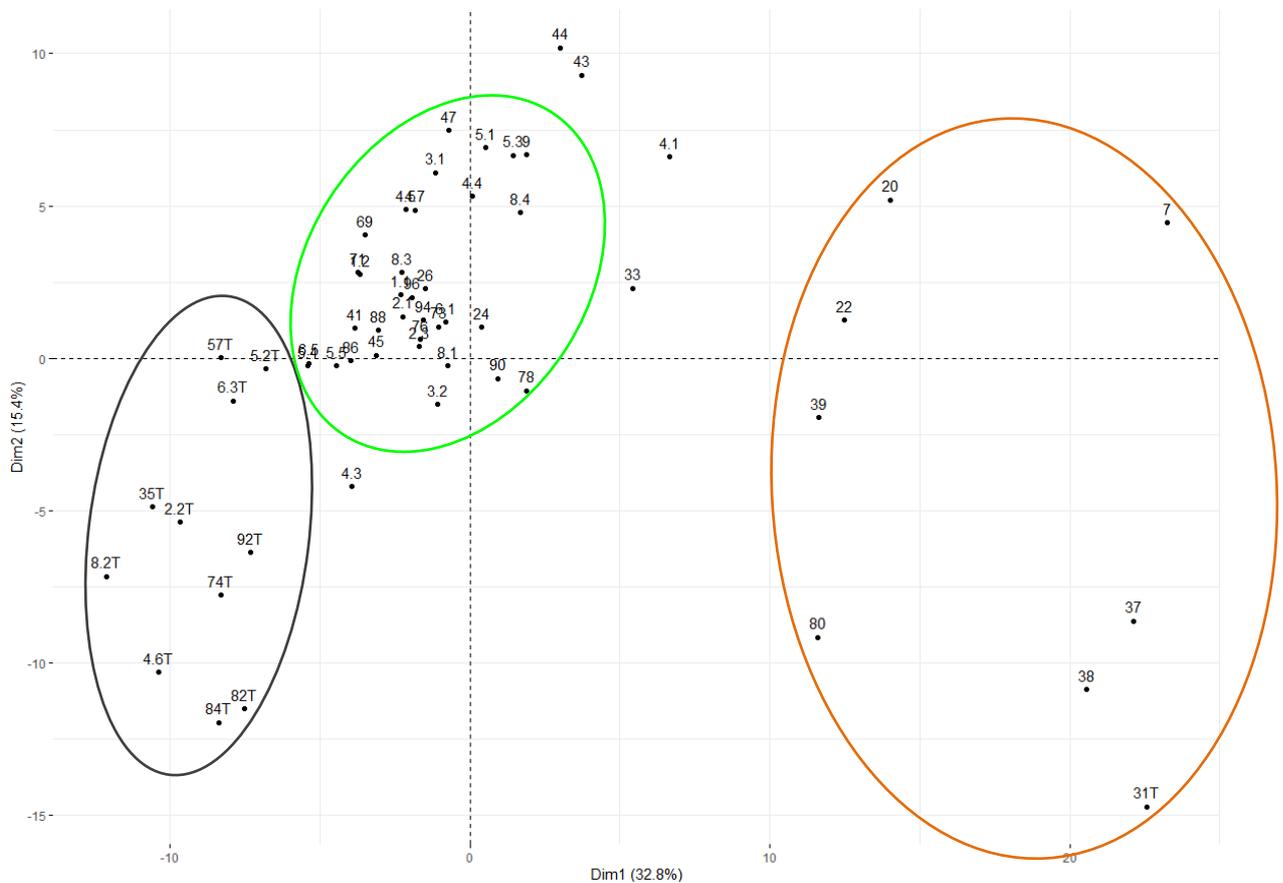


Figure 25. Répartition des placettes en fonction de leur composition floristique (ACP).

2.3. Indices d'engorgement, de fertilité du sol et de qualité floristique

- **Indice d'engorgement des sols (I02)**

Le niveau d'engorgement du sol qui peut être déduit de la végétation en place est assez variable sur 30 années, avec une forte amplitude entre 1988 et 1992 dans le communal de Béon (fig. 26) : en réalité, le pâturage n'a pas d'effet sur l'hydrologie du sol mais cette variation observée résulte des changements floristiques dus au surpâturage. De 1999 à 2019, dans l'ensemble des placettes, l'indice d'engorgement du sol varie de 7,42 à 7,90. En 2003 et en 2011, l'indice d'engorgement présente des valeurs moyennes extrêmement basses. Sur l'ensemble des placettes de 1999 à 2019, l'engorgement du sol a tendance à légèrement diminuer mais cette tendance n'est probablement pas significative compte-tenu des écart-types importants observés chaque année.

L'engorgement des sols n'est pas homogène dans l'espace (Fig. 27). Sur la période 1999-2019 (Fig. 27 B et C), deux secteurs apparaissent moins humides, dans la moitié sud du communal de Ceyzérieu et au sud-est du communal de Béon (traits orange sur la carte).

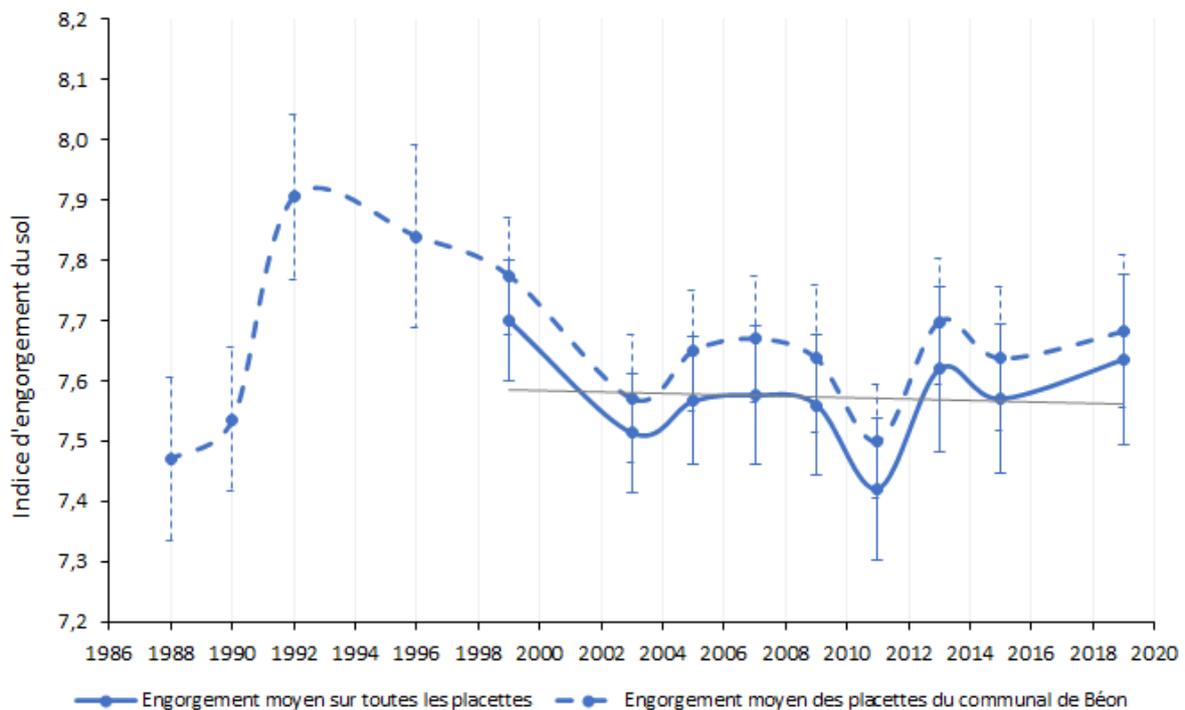


Figure 26 : Evolution de l'indice floristique d'engorgement du sol de 1988 à 2019.

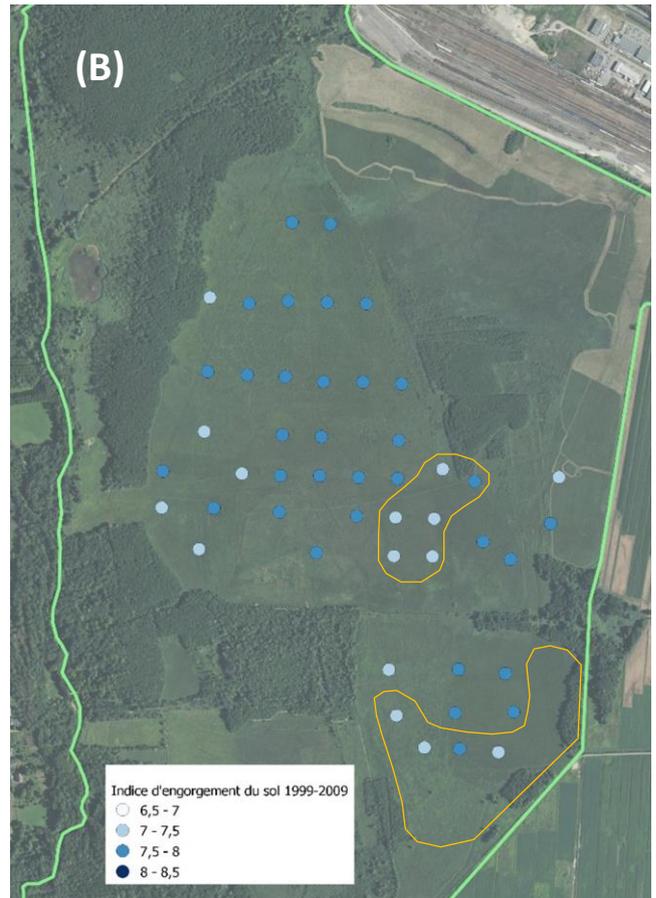
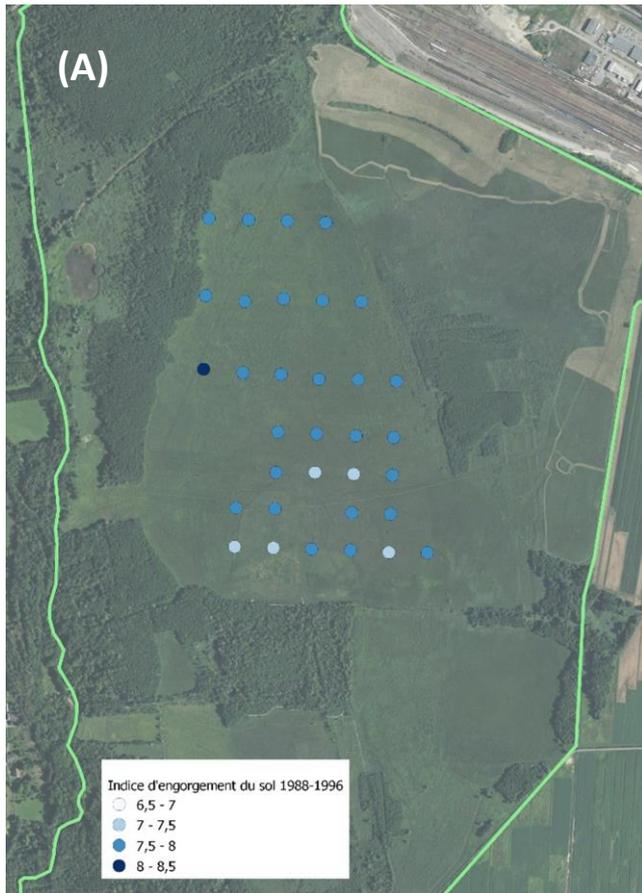


Figure 27 : Indice d'engorgement des sols sur la période 1988-1996 (A), 1999-2009 (B) et 2011-2019 (C).

Les secteurs moins humides sont entourés en orange.

- **Indice de fertilité des sols (I06)**

L'indice de fertilité des sols est relativement stable depuis trente ans et les variations observées ne sont pas significatives compte-tenu des écarts-types (Fig. 28). Cet indice de fertilité varie de 2,75 à 2,92 dans l'ensemble des placettes de 1999 à 2019.

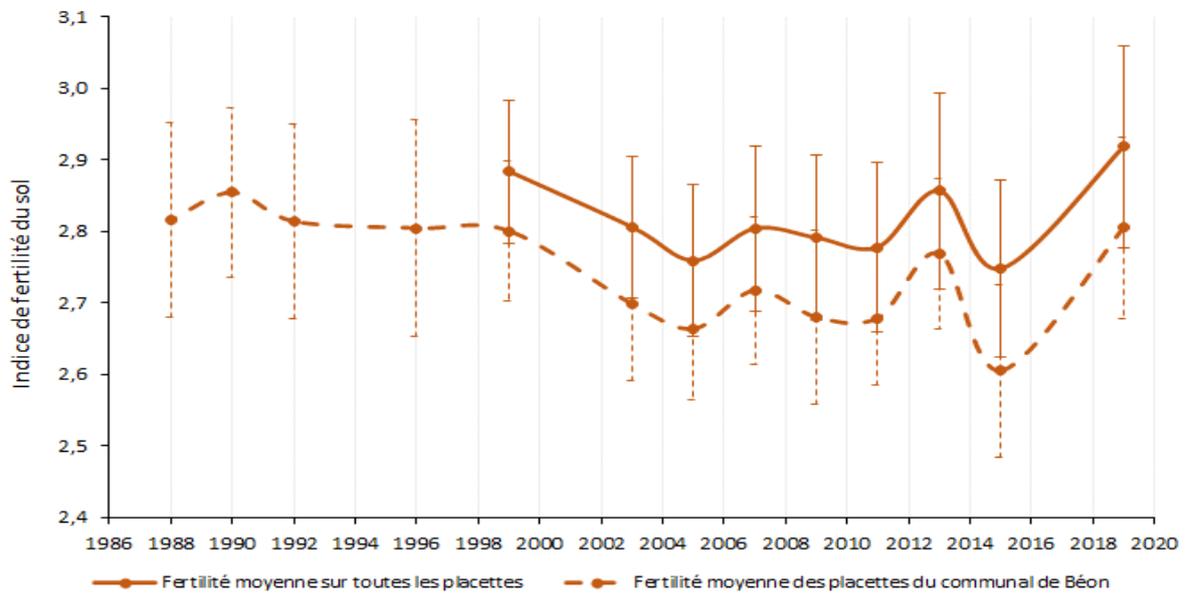


Figure 28 : Evolution de l'indice de fertilité des sols de 1988 à 2019.

- **Indice de qualité floristique (I08)**

L'indice de qualité floristique évolue de façon assez similaire à la diversité spécifique (Fig. 29). Dans l'ensemble des placettes de 1999 à 2019, après une phase d'augmentation jusqu'en 2003, il se stabilise de 2003 à 2015 (avec un creux en 2013), puis il baisse significativement à partir de 2015. De 1999 à 2019, l'indice de qualité floristique moyen tend globalement à diminuer dans les placettes. Cet indice varie de 16,3 à 25,5 dans l'ensemble des placettes de 1999 à 2019. Il est plus élevé dans les placettes témoin que dans les placettes gérées, de façon significative à partir de 2011 (Fig. 30). L'indice de qualité floristique n'est pas homogène dans l'espace (fig. 31). Sur la période 1999-2009 (Fig. 31 B), deux secteurs présentent une qualité floristique élevée, dans la moitié nord du communal de Ceyzérieu et dans la moitié ouest communal de Béon ; en 2011-2019, il ne subsiste plus que ce dernier secteur (Fig. 28 C).

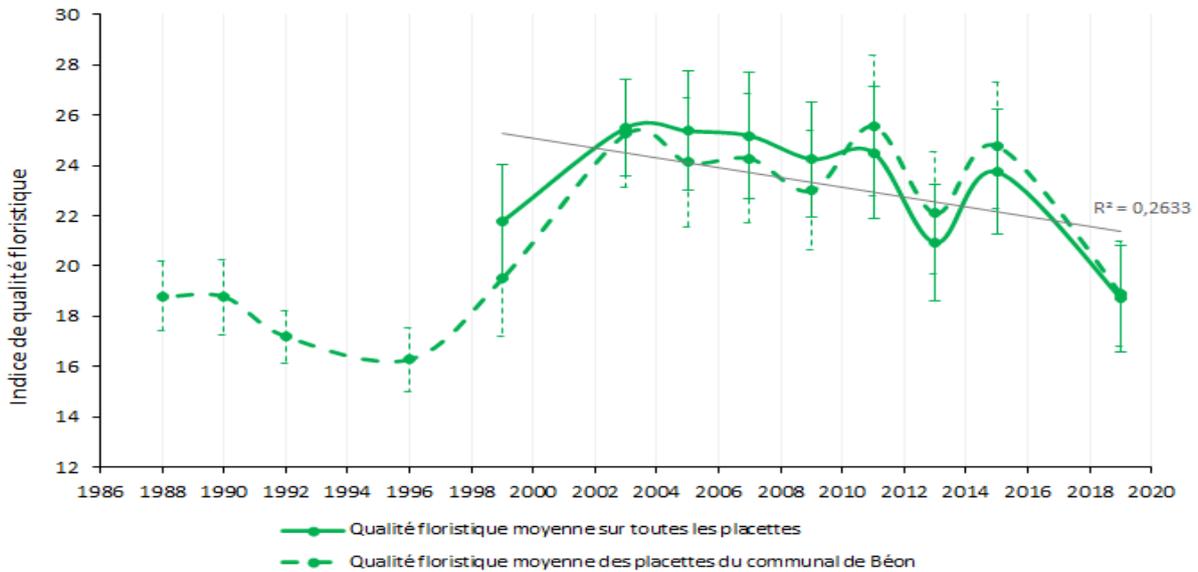


Figure 29 : Evolution de l'indice de qualité floristique de 1988 à 2019.

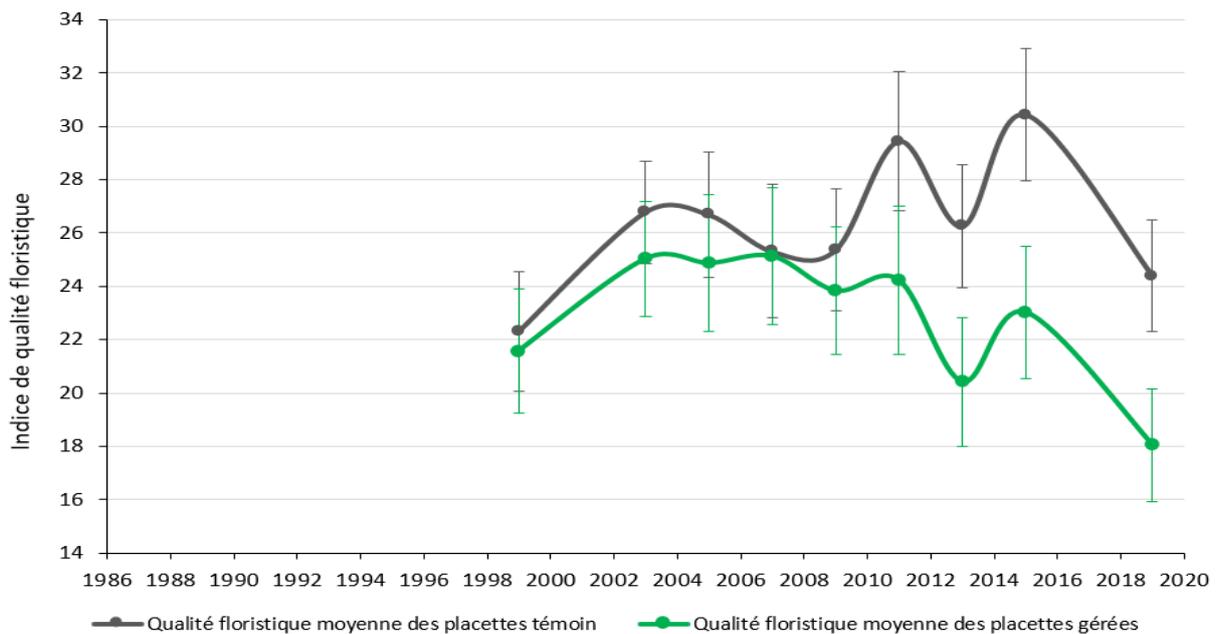


Figure 30 : Evolution de l'indice de qualité floristique de 1999 à 2019, placettes gérées / témoin.

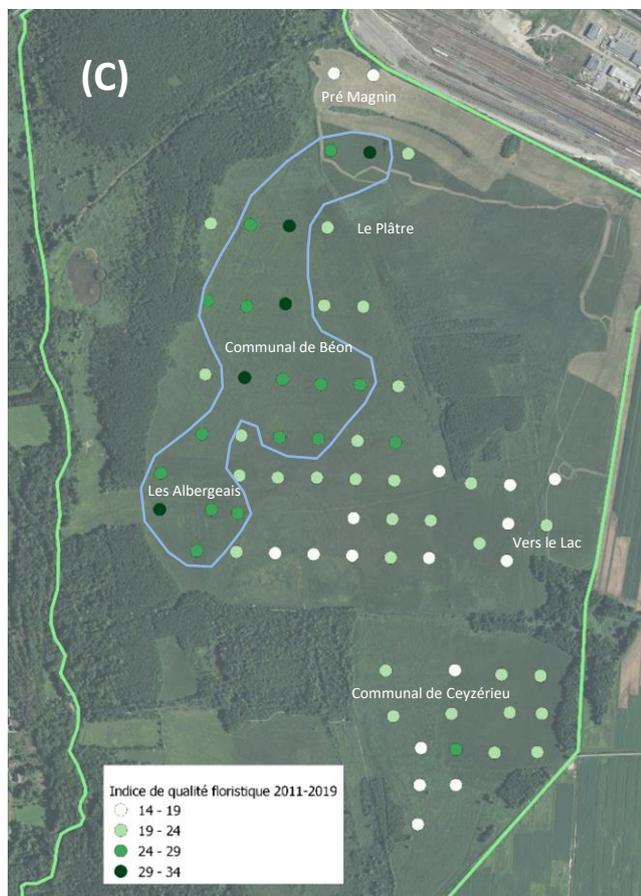
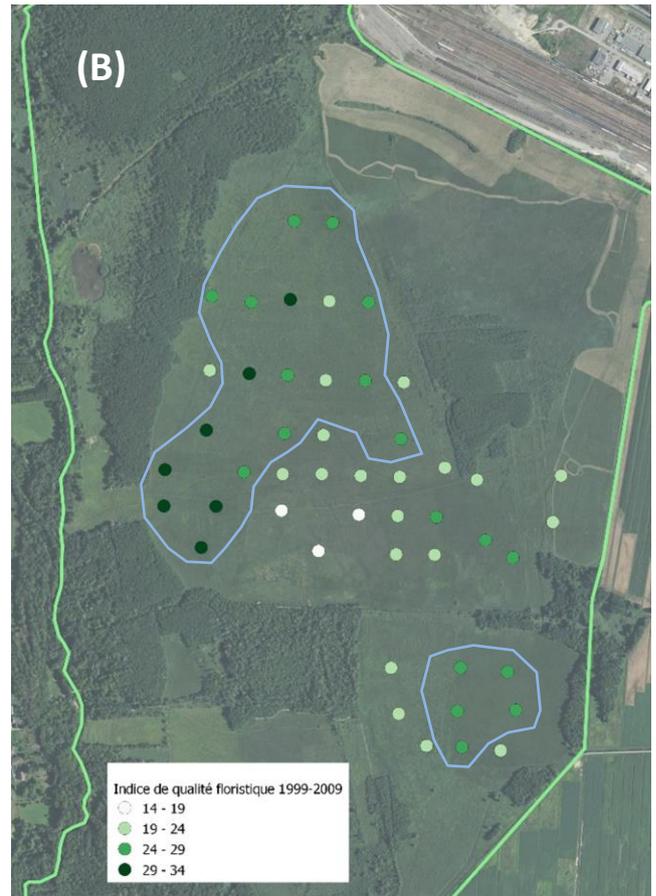


Figure 31 : Indice de qualité floristique sur la période 1988-1996 (A), 1999-2009 (B) et 2011-2019 (C).

Les secteurs à qualité floristique élevée sont entourés en bleu.

2.4. Etat de conservation de l'habitat « Tourbières basses alcalines » (UE 7230)

• A l'échelle de la placette

Sur 62 placettes suivies en 2019, 65 % sont dans un état de conservation favorable, 29 % dans un état altéré et 6 % dans un état dégradé (Fig. 32). Les atteintes quantifiables en surface correspondent à la présence de drains à proximité des placettes et au broyage de la placette au cours de l'année précédant le relevé. La note moyenne d'état de conservation est égale à 75,61 dans les placettes gérées et 60,83 dans les témoins, mais la différence n'est pas significative (test de Wilcoxon $W = 384$, $p\text{-value} = 0.1004$) (Fig. 33) : la gestion pratiquée ne semble pas affecter de façon significative l'état de conservation des placettes. La répartition de l'état de conservation à l'échelle de la placette n'est pas homogène dans l'espace, avec des secteurs en meilleur état et des secteurs dégradés (Fig. 34).

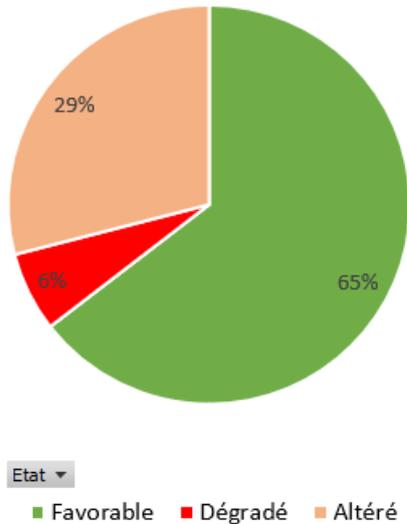


Figure 32 : Etat de conservation des 62 placettes en 2019.

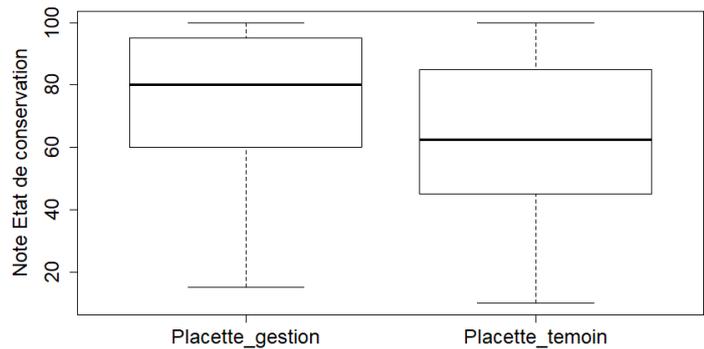


Figure 33. Boîte à moustaches de la note d'état de conservation des placettes gérées et des témoins en 2019.

• A l'échelle du site

A l'échelle de la réserve naturelle, en 2019, la surface couverte par l'habitat ne varie pas depuis six ans (période requise dans le protocole du MNHN). Les atteintes difficilement quantifiables en surface correspondent au drainage du marais dans son ensemble à cause du niveau du Sérán et des Rousses et des drains agricoles. La note qui résulte de ces altérations est de -10, et la note des indicateurs à l'échelle du site est égale à -10.

Paramètre	Critère	Indicateur	Note
Surface	Surface couverte	Evolution de la surface couverte par l'habitat	0
Altérations	Atteintes diffuses	Atteintes difficilement quantifiables en surface	-10
Note des indicateurs à l'échelle du site = somme des notes =			-10

• Evaluation globale à l'échelle du site

A l'échelle de la réserve naturelle, en 2019, la note globale est égale à 75.

Critère	Notes
Entre 50 et 70 % des placettes en état favorable	-15
Note globale d'état de conservation à l'échelle du site = 100 + Note globale d'état de conservation à l'échelle du site + Note des indicateurs relevés à l'échelle du site =	75

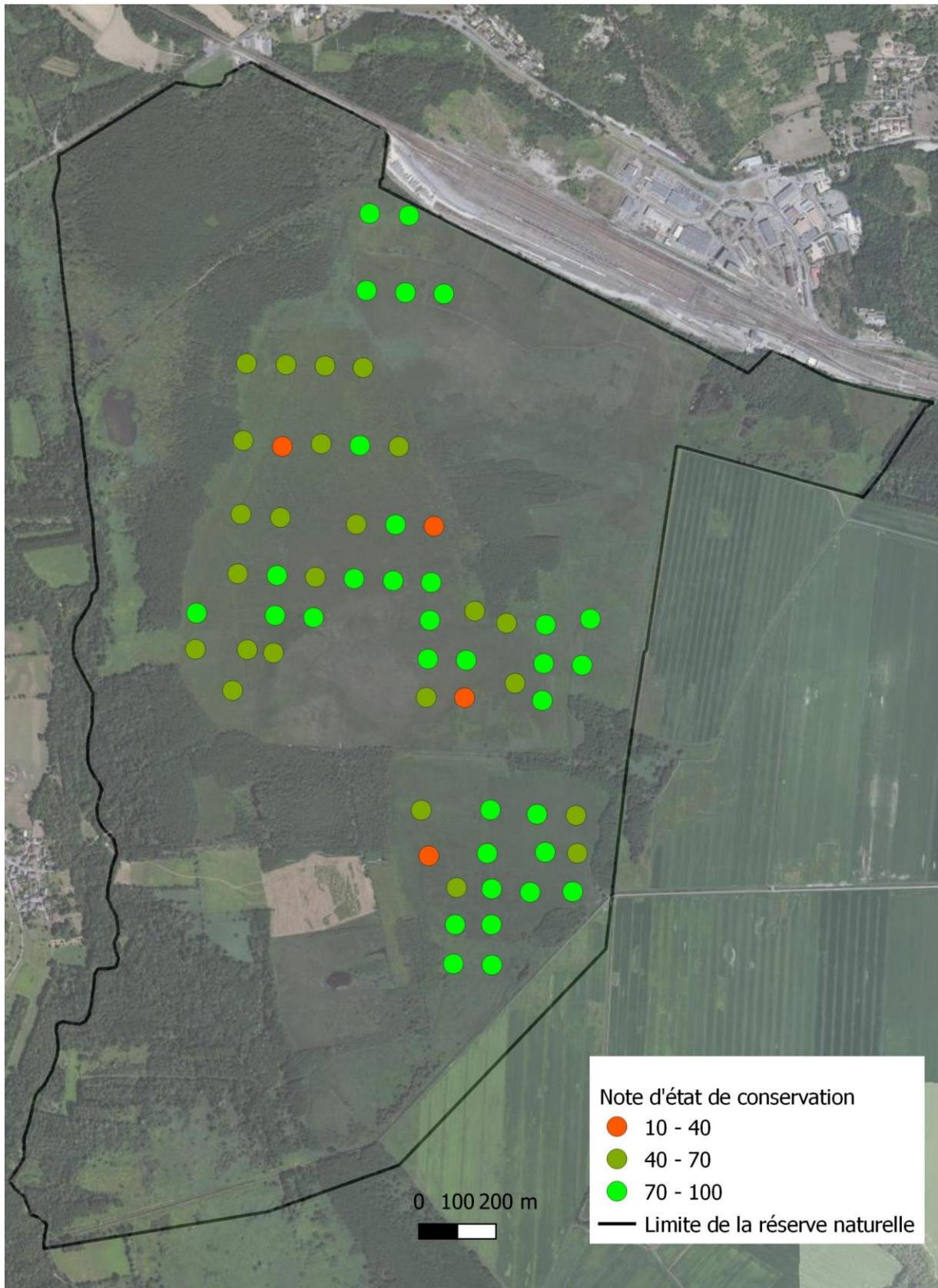


Figure 34. Carte de l'état de conservation à l'échelle des placettes en 2019.

3. Cas particulier de certaines espèces

Nota : pour plus de lisibilité, la représentation graphique de la fréquence des plantes se présente sous forme de courbes, bien que ce soient des valeurs discrètes qui devraient en toute rigueur être représentées par des histogrammes ou des points.

3.1. Plantes ligneuses

Dans le communal de Béon, la fréquence de l'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) augmente lors des premières années de pâturage parce qu'il n'était pas brouté, puis elle régresse fortement suite aux broyages successifs (Morand *et al.* 1998) (Fig. 35 A). Son recouvrement se stabilise après l'arrêt du pâturage dans le communal de Béon, grâce à l'entretien mécanique régulier de la prairie (broyages partiels en 1991, 1992, 1997, puis de 2002 à 2005), de même que dans l'ensemble des prairies gérées. Dans les témoins, sa fréquence augmente jusqu'en 2013 puis chute fortement.

Au premiers temps de la réserve naturelle, la Bourdaine (*Frangula alnus*) était une plante peu abondante et éparse dans le communal de Béon (Fig. 35 B). Jusqu'en 2019, sa fréquence est faible et stable dans les prairies gérées, alors que dans les témoins, elle augmente jusqu'en 2013 puis chute fortement.

Le Saule cendré (*Salix cinerea*), quant à lui, présente une dynamique très différente (Fig. 35 C). Majchrzak (1992) note qu'il était abondant en 1988 dans le nord-ouest du communal et rare ailleurs. En 1991, le pâturage des chevaux n'avait pas sensiblement modifié son abondance. Depuis le retrait des troupeaux en 1999, le Saule cendré est en expansion dans la moitié nord du communal, en dépit des broyages successifs et des brûlages dirigés. Dans l'ensemble des prairies, la fréquence de cette plante augmente régulièrement, dans les parcelles gérées mais encore davantage dans les témoins. Comme pour l'Aulne glutineux et la Bourdaine, on observe une chute de la fréquence du Saule cendré après 2013 mais une forte remontée après 2015 y compris dans les placettes gérées : cette évolution pose question.

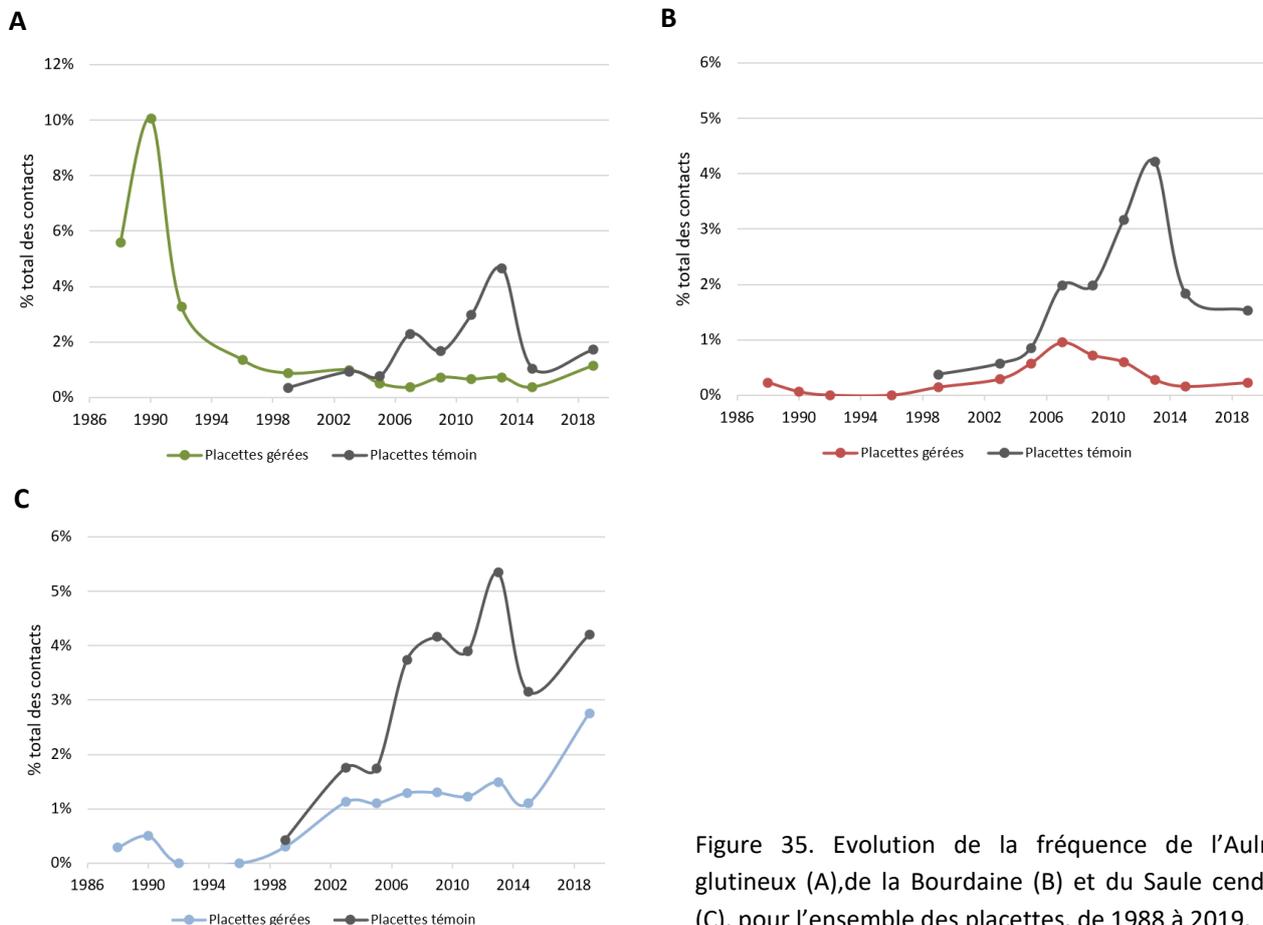


Figure 35. Evolution de la fréquence de l'Aulne glutineux (A), de la Bourdaine (B) et du Saule cendré (C), pour l'ensemble des placettes, de 1988 à 2019.

3.2. Plantes-hôtes des papillons Azurés (*Phengaris teleius*, *P. nausithous*, *P. alcon*)

La Grande pimprenelle (*Sanguisorba officinalis*) fait partie d'un groupe d'espèces comme *Phragmites australis* et *Molinia coerulea*, qui voient leur fréquence chuter fortement dès le début du pâturage dans le communal de Béon, pour conserver ensuite des valeurs quatre fois plus faibles, même après l'arrêt du pâturage (Darinet et Manneville 2014) (Fig. 36 A). En effet, c'est une plante très sensible au pâturage à cause de son port élevé qui la rend plus facile à brouter que les plantes prostrées, et sans mécanisme de défense. Depuis 2011-2013, son déclin a repris, aussi bien dans les témoins que dans les placettes gérées. Il ne semble pas que les broyages intensifs des années 2014-2019 en soient la cause (voir page 65), qui serait peut-être à rechercher dans le changement climatique. Par ailleurs, la Grande pimprenelle devient plus abondante dans certaines placettes (Carte 7 en annexe), sans qu'un mode de gestion ou que l'hydrologie puissent expliquer ces différences spatiales. L'évolution de cette espèce devra être suivie avec beaucoup d'attention dans les années à venir.

La Gentiane pneumonanthe (*Gentiana pneumonanthe*) est une plante peu abondante mais qui peut former des peuplements assez denses localement. Au moment des relevés de végétation, elle risque de passer inaperçue aux yeux d'un botaniste peu averti car elle n'est pas encore fleurie et elle se présente sous la forme d'une courte tige feuillée : cela peut expliquer son apparente disparition des relevés certaines années. Cependant, comme la Grande pimprenelle, elle est très sensible à l'action des troupeaux et sa fréquence ne remonte pas après l'arrêt du pâturage dans le communal de Béon (Fig. 36 B). Sa fréquence est assez similaire dans les prairies gérées et les témoins.

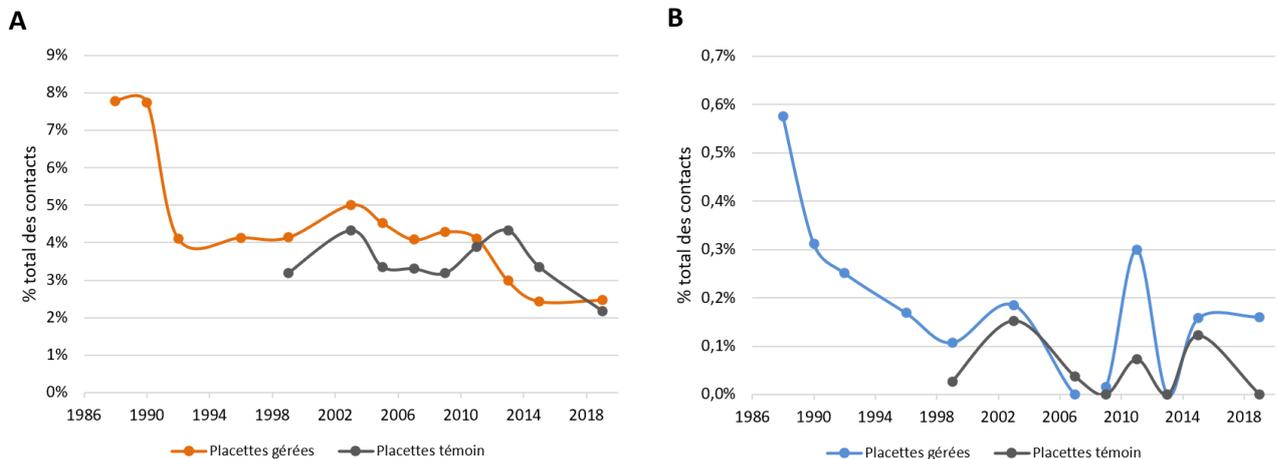


Figure 36. Evolution de la fréquence de la Grande pimprenelle (A) et de la Gentiane pneumonanthe (B) pour l'ensemble des placettes, de 1988 à 2019.

3.3. Le Marisque (*Cladium mariscus*)

Le Marisque (*Cladium mariscus*) a été fortement déprimé par le pâturage dans le communal de Béon (Fig. 37 A). La cladiaie a été déstructurée par le piétinement des Highland et des chevaux Camargue, favorisant la repousse d'autres plantes. De plus, la régénération du Marisque était limitée par l'abroustissement des jeunes pousses, très tendres, contrairement aux feuilles adultes qui sont raides et coupantes. Depuis 1999, dans l'ensemble des prairies, la fréquence du Marisque tend à augmenter, tant dans les témoins que dans les placettes gérées. Cette tendance recouvre deux phénomènes : d'une part, l'apparition de pieds de Marisque dans certaines placettes, par germination de semences disséminées, et d'autre part, l'extension de cladiaies déjà constituées par voie végétative essentiellement.

3.4. Plantes exotiques envahissantes

Les prairies tourbeuses comptent deux plantes exotiques envahissantes : le Solidage géant (*Solidago gigantea*) et l'Aster des jardins (*Symphytotrichum novi-belgii*). Cette dernière fleurit tardivement, à partir de septembre, et elle passe inaperçue au moment des relevés botaniques de juillet. Le Solidage géant a probablement été introduit en Europe en 1758, comme plante ornementale au jardin botanique de Londres, en provenance

d'Amérique du nord. L'espèce est signalée en France dans la première moitié du 19^{ème} siècle. Dans le marais de Lavours, Pautou (1969) notait le Solidage géant dans ses relevés phytosociologiques et lui attribuait un indice d'abondance-dominance moyen égal à III (indice de Braun-Blanquet). Par conséquent, à la création de la réserve naturelle, cette plante était déjà présente dans les prairies, mais cependant peu abondante et non contactée dans les relevés floristiques réalisés dans le communal de Béon (Fig. 37 B). Sa fréquence augmente régulièrement et fortement à partir de 1999, avec une intensité beaucoup plus élevée dans les témoins ; la fréquence chute brusquement en 2013-2015 puis repart à la hausse.

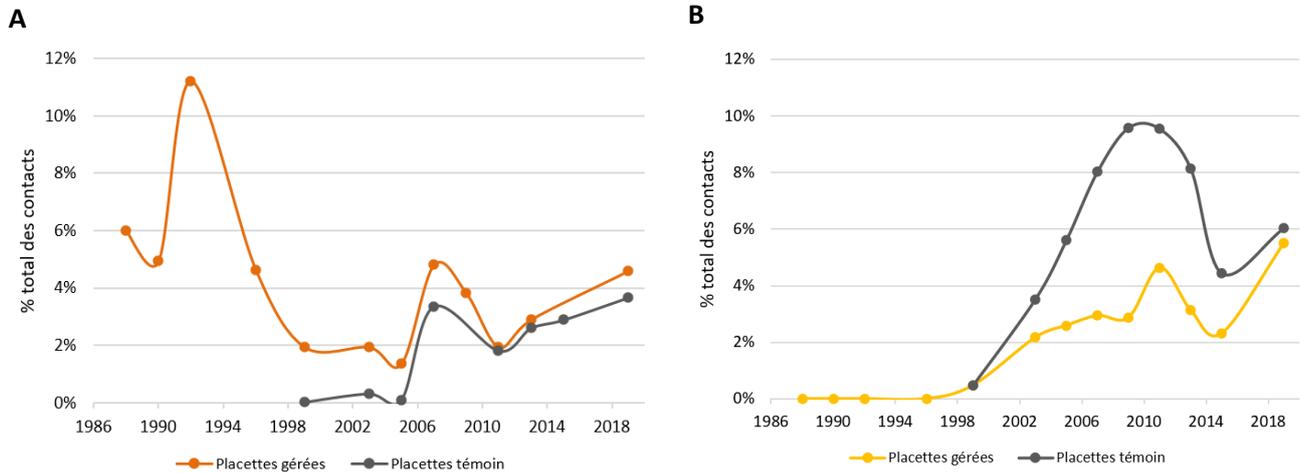


Figure 37. Evolution de la fréquence du Marisque (A) et du Solidage géant (B) pour l'ensemble des placettes, de 1988 à 2019.

IV. Interprétation des résultats

Globalement, on peut distinguer trois périodes dans l'évolution de la végétation prairiale, depuis trente ans, qui se retrouvent dans les paramètres mesurés à des degrés divers et qui correspondent à la fois au protocole de suivi, aux pratiques de gestion et probablement aux facteurs climatiques (Fig. 38) :

- (I) 1988 à 1999 : suivi du communal de Béon pâturé et débroussaillé mécaniquement ;
- (II) 1999 à 2015 : suivi de l'ensemble des prairies peu pâturées et essentiellement gérées mécaniquement ;
- (III) depuis 2015 : protocole identique, dérive du système ?

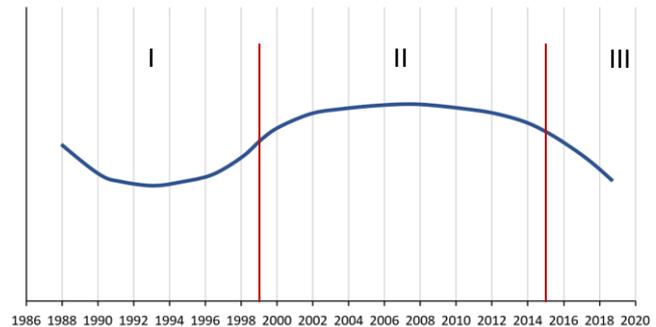


Figure 38. Les trois périodes de l'évolution de la végétation prairiale de 1988 à 2019.

• Des prairies à la flore riche

Dans l'ensemble des placettes suivies depuis 1988, 119 espèces ont été contactées, ce qui représente 80 % du nombre total d'espèces répertoriées dans les prairies tourbeuses de la réserve naturelle (149 espèces). Le marais de Chautagne, qui est semblable au marais de Lavours quant à son origine et à son histoire, comporte 172 espèces dans les prairies gérées par le Conservatoire des Espaces Naturels de la Savoie.

De 1999 à 2019, la richesse spécifique dans les placettes gérées varie de façon presque cyclique, avec des cycles d'environ six ans (1999 à 2007, 2007 à 2013, 2013 à 2019) qu'on retrouve aussi dans les témoins mais de façon moins nette. Cette dynamique peut découler d'un problème de qualité d'identification de la flore, ou bien de facteurs extérieurs à la gestion pratiquée comme le montreraient les témoins.

• Des placettes témoins... qui ne sont pas de vrais témoins

L'ACP (Fig. 25) révèle que les placettes témoins possèdent une composition floristique différente des autres placettes. Celle-ci peut s'expliquer par la proportion élevée des plantes ligneuses dans les témoins (Fig. 35), qui profitent de la moindre fréquence des opérations mécaniques pour se développer. Le Solidage géant est aussi nettement plus abondant dans les témoins (Fig. 37). Plus étonnant, la qualité floristique est souvent supérieure dans les témoins (Fig. 30), mais de manière paradoxale, celle-ci est positivement corrélée à l'abondance de l'Aulne glutineux, ce qui peut expliquer cette apparente qualité floristique élevée. Enfin, certaines années, la diversité floristique est supérieure dans les témoins (Fig. 22), ce que peut expliquer l'hypothèse écologique du stress intermédiaire (Grime 1973). Celle-ci veut que la diversité floristique soit faible aux valeurs extrêmes des facteurs environnementaux : d'une part, peu d'espèces sont capables de supporter des niveaux de stress élevés et d'autre part, en l'absence de stress, certaines espèces très compétitives entraînent la disparition d'espèces moins compétitives. Ainsi, la diversité est maximale pour des niveaux médians des facteurs environnementaux, qu'ils soient liés au milieu (fertilité, humidité, acidité, climat...) ou aux pratiques (fréquence des traitements...). Il est donc concevable que les témoins, qui sont moins fréquemment traités que les autres placettes, se situent dans des niveaux de stress plus favorables car plus médians. Inversement, l'état de conservation semble meilleur dans les placettes gérées que dans les témoins, même si la différence n'est pas significative.

On peut déduire de ces différents indices que le pas de temps moyen des interventions pour l'entretien des prairies, qui est égal à une intervention tous les quatre ans depuis 20 ans, semble correct. Mais ce pas de temps doit être raccourci pour être complètement compatible avec une gestion d'entretien courante par fauchage ou pâturage : en effet, en quatre ans, les ligneux ont le temps de former des arbustes de plus de deux mètres de hauteur qui nécessitent alors des broyages mécaniques très coûteux pour revenir à un état herbacé.

- **Des sols bien engorgés, des drains délétères**

Les indices obtenus dans le cadre du suivi des prairies de la réserve naturelle sont à comparer avec les indices moyens typiques des grands types de zones humides définis par le SDAGE, et plus particulièrement avec les indices des habitats « 10.2 - Marais et landes humides de plaines et plateaux, plaine tourbeuses ». Dans la méthode RhoMeo, la valeur de l'indice d'engorgement est corrélée positivement avec le niveau moyen annuel ou estival de la nappe : plus sa valeur est élevée, plus le niveau moyen de la nappe est proche de la surface. Pour l'interprétation de cet indice, on écartera la période (I) où l'effet du surpâturage modifie l'indice floristique d'engorgement du sol, alors que le pâturage n'a pas d'effet réel sur l'hydrologie du sol. De 1999 à 2019, dans l'ensemble des placettes, l'indice d'engorgement du sol varie de 7,42 à 7,90 (Fig. 27), ce qui correspond aux valeurs maximales enregistrées pour ce type d'habitat (<http://rhomeo-bao.fr/>).

L'indice d'engorgement est le plus élevé dans le communal de Béon (Fig. 26 et 27) dans des secteurs où par ailleurs la turfigénèse se maintient probablement, comme aux lieux-dits Le Plâtre, Pré Magnin et En Brachay (carte 4 en annexe). Le secteur de Pré Magnin présente une nappe affleurant la surface du sol pendant une grande partie de l'année, avec des inondations régulières en hiver qui atteignent 50 cm en moyenne et des étiages moyens de -35 cm en été (Carte 6 et Fig. 1 en annexe, piézomètre RN00). Cette piézométrie favorise le développement de plantes remarquables comme le Liparis de Loesel (*Liparis loeselii*) qui présente une population de plusieurs centaines de pieds et le Spiranthe d'été (*Spiranthes aestivalis*) qui malheureusement a presque disparu. On trouve aussi des bryophytes très rares comme *Drepanocladus lycopodioides*. Cependant, la nappe n'est aussi haute que depuis les années 2010, à la faveur d'embâcles qui se sont formés sur le Mergeais puis de plusieurs barrages de Castor (*Castor fiber*). On mesure facilement le rehaussement de l'eau sur les « pierres plates » qui servaient à traverser autrefois le petit fossé à l'ouest du Pré Magnin : dans les années 2005, l'eau circulait sous les pierres plates en été alors qu'aujourd'hui elles sont submergées par une dizaine de centimètres d'eau. Dans le secteur centre-est du communal de Béon (à la placette 92), la nappe affleure la surface du sol pendant une grande partie de l'année, avec une amplitude de variation moindre qu'à Pré Magnin due à son éloignement du Mergeais et du Séran : les inondations régulières en hiver atteignent 10 cm en moyenne et les étiages moyens sont de -15 cm en été (Fig. 1 en annexe, piézomètre RN05). L'indice d'engorgement est également élevé dans le nord du communal de Ceyzérieu (Fig. 27 C) où cependant la turfigénèse n'est pas certaine (carte 4 en annexe).

Les valeurs d'engorgement les plus faibles se rencontrent au sud-est du communal de Béon où le fossé central draine probablement les terrains situés de part et d'autre (carte 4 en annexe) : l'eau s'évacue vers l'est et alimente le fossé collecteur agricole qui délimite la réserve naturelle. L'indice d'engorgement est également le plus faible sur une large frange sud du communal de Ceyzérieu (Fig. 27 C), où la nappe est plus basse que dans le communal de Béon et qu'au Pré Magnin. Elle affleure la surface du sol pendant moins longtemps, sans aucune inondation en hiver et avec des étiages plus sévères, égaux en moyenne à -40 cm en été (Fig. 1 en annexe, piézomètre RN02). Le fossé collecteur des parcelles agricoles est probablement en cause : il a un effet sur la nappe jusqu'à plus de 150 m de son axe d'écoulement (Fig. 39). Dans tout ce secteur, le sol présente un horizon humique Ah en surface (carte 4 en annexe) et il se tasse d'environ 6 cm/an depuis son creusement dans les années 1970, avec un tassement atteignant deux mètres au bord du fossé (carte 2 en annexe) et des crevasses de dessiccation parallèles au fossé. La qualité floristique s'en ressent, comme cela sera détaillé ci-après.

Les baisses de l'indice floristique d'engorgement obtenues en 2003 et 2011 ne peuvent malheureusement pas être comparées avec les niveaux de la nappe phréatique, aucune mesure n'étant disponible pour ces périodes (Fig. 1 en annexe). Néanmoins, la météo de ces années-là a pu jouer sur le développement des plantes les plus hygrophiles qui servent à calculer l'indice floristique d'engorgement du sol. Ainsi, le printemps et l'été 2003 ont connu une canicule extrême, avec un record absolu de température relevé à la station Météo France d'Ambérieu-en-Bugey (40,3 °C en août 2003). Pour cette même station météorologique, le printemps 2011 a été le plus chaud depuis 1900 et extrêmement sec, mais le mois de juillet a été le plus froid depuis 1981.

L'indice floristique d'engorgement du sol semble donc bien corrélé aux niveaux piézométriques enregistrés dans les prairies et aux types de sol observés en surface ainsi qu'au processus de turfigénèse.

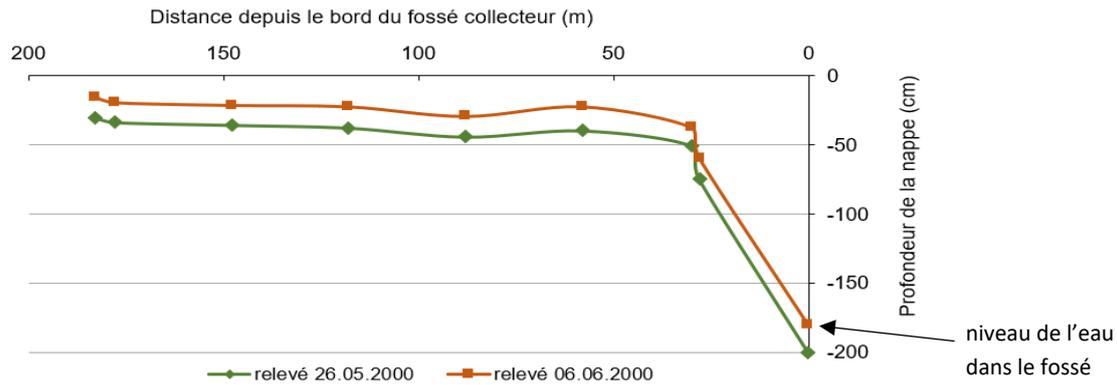


Fig. 39. Effet drainant du fossé agricole du communal de Ceyzérieu sur la nappe phréatique (20 mm de pluie le 4 juin) (relevés Darinot et Ravary 2000).

- **Des sols pauvres en nutriments**

La valeur diagnostique de fertilité est corrélée positivement avec la disponibilité en nutriments (azote et phosphore). L'indice de fertilité des sols varie de 2,75 à 2,92 dans l'ensemble des placettes de 1999 à 2019 (Fig. 28), ce qui correspond à des valeurs inférieures à la moyenne pour ce type d'habitat (<http://rhomeo-bao.fr/>). Depuis 2015, l'augmentation de l'indice de fertilité observé dans les placettes gérées et dans les témoins est peut-être à mettre en relation avec l'accumulation de la matière organique sur le sol après les broyages répétés de la végétation (voir la réflexion sur le broyage page 64).

- **Des prairies globalement à fort indice de qualité floristique et en bon état de conservation**

Globalement, les prairies tourbeuses présentent une qualité floristique élevée et un état de conservation favorable. L'indice de qualité floristique varie en moyenne de 16,3 à 25,5 dans l'ensemble des placettes de 1999 à 2019 (Fig. 30), ce qui correspond à des valeurs supérieures à la moyenne (indice moyen égal à 16) voire supérieures aux valeurs maximales enregistrées (indice maximal égal à 20) pour ce type d'habitat (<http://rhomeo-bao.fr/>). Dans l'ensemble des placettes de 1999 à 2019, après une phase d'augmentation jusqu'en 2003, l'indice de qualité floristique se stabilise de 2003 à 2015 (avec un creux en 2013), puis il baisse significativement à partir de 2015, la tendance globale étant de ce fait à la baisse. A partir de 2011, l'indice de qualité floristique tend à être supérieur (mais différence non significative) dans le communal de Béon au reste des placettes, ce qui s'explique probablement par l'ajout de nouvelles placettes à faible indice à partir de cette date (Fig. 31 C, voir placettes 1.1, 1.2, 4.7, 5.5, 11.1, 11.2, 12.1). Il est intéressant de noter que l'indice de qualité floristique évolue de façon assez similaire à la diversité spécifique (Fig. 20), avec en particulier cette forte baisse depuis 2015 qui concerne à la fois les placettes témoin et les placettes gérées, dans le communal de Béon comme dans le reste des prairies.

De 1999 à 2019, l'indice de qualité floristique est plus élevé dans les placettes témoin que dans les placettes gérées (Fig. 30), ce qui pourrait signifier que la gestion pratiquée n'est pas favorable à la qualité floristique. Cet indice est basé sur un coefficient de conservatisme attribué à chaque espèce, sur une échelle allant de 0 à 9. Or des plantes surabondantes dans les témoins comme l'Aulne glutineux et le Saule cendré (Fig. 35) ont un coefficient de 5, ce qui peut faire augmenter l'indice global des témoins par rapport aux placettes gérées. L'état de conservation des prairies (bas-marais uniquement) n'est pas significativement différent dans les placettes gérées et dans les témoins, ce qui vient moduler les résultats issus de la qualité floristique, sans pour autant montrer que la gestion pratiquée est meilleure que la non-gestion (témoins). En fait, la question des témoins demeure insoluble parce que ce ne sont pas de vrais témoins : ils ont tous été broyés, pâturés ou fauchés au moins trois fois entre 1999 et 2019, ce qui explique qu'il n'y ait pas de différence significative d'état de conservation avec les placettes gérées.

L'indice de qualité floristique n'est pas homogène dans l'espace (fig. 31). Sur la période 1999-2009 (Fig. 31 B), les deux secteurs qui présentent une qualité floristique élevée, dans la moitié nord du communal de Ceyzérieu

et dans la moitié ouest communal de Béon, correspondent aussi aux secteurs où l'indice d'engorgement des sols est le plus élevé (Fig. 27) : il y a une concordance entre engorgement du sol et qualité floristique de la prairie. Depuis 2011, l'indice de qualité floristique se maintient dans le communal de Béon mais il baisse dans l'ensemble du communal de Ceyzérieu (Fig. 31 C) où l'on note également une diminution de l'engorgement du sol (Fig. 27 C) et un tassement important qui se fait sentir jusqu'au milieu du communal (carte 2 en annexe). Parmi les plantes emblématiques de la qualité floristique, la quasi disparition du *Liparis de Loesel* dans la frange sud-est du communal de Ceyzérieu, où il présentait pourtant une belle population en 2000 (Ravary 2000), est probablement due à l'effet drainant du fossé collecteur agricole.

L'état de conservation des prairies ne recouvre pas complètement la qualité floristique des placettes, en particulier dans le communal de Ceyzérieu et Vers le Lac où les notes de conservation sont très bonnes. Cela tient à la méthode de calcul de l'état de conservation, qui ne prend pas en compte la fréquence de certaines plantes envahissantes comme le *Solidage géant*. Les notes d'état de conservation obtenues doivent donc être considérées avec précaution en attendant d'améliorer la méthode de calcul.

- **La cladiaie, un habitat prioritaire trop envahissant**

La cladiaie tend à gagner du terrain sur les magnocariçaies et le groupement à Choin noirâtre, dans le communal de Béon et au Pré Magnin, comme le révèlent les résultats du suivi de végétation. La cladiaie historique du sud du communal (placettes 7, 20, 22, 31, 33, 37, 38) s'étend essentiellement par voie végétative et dans une moindre mesure par voie sexuée (graines). Mais plus loin dans la prairie, jusqu'au Pré Magnin, le Marisque forme de nombreuses touffes éparses, apparues par germination de semences disséminées. Le Marisque est donc dans une phase d'expansion qui peut s'avérer problématique pour la conservation d'autres groupements qui risquent de se réduire, et en particulier le groupement à Choin noirâtre qui a déjà beaucoup régressé depuis trente ans.

Le Marisque est apparu très tôt dans l'histoire de la tourbière (voir Chapitre I) et il fait complètement partie de la flore typique du marais, mais sa fréquence dans les magnocariçaies doit rester modeste : Pautou (1969) lui attribuait une abondance-dominance égale à I. La progression de cette plante sera à surveiller, mais elle sera peut-être maîtrisée par des fauches plus régulières du marais, qui est une technique connue pour limiter son développement (Wheeler et Giller 1982).

- **Une dérive du système depuis 2015 ?**

Après les années 2013-2015, on observe une altération de la végétation que révèle une diminution d'ampleur inédite des indices de richesse floristique (Fig. 20), du nombre de contacts (Fig. 21), de diversité floristique (Fig. 22) et de qualité floristique (Fig. 29), tant dans les témoins que dans les placettes gérées. Il peut s'agir d'une nouvelle phase de l'évolution de la végétation (Fig. 38). Cependant, cette diminution générale de plusieurs indices repose uniquement sur les données de 2019, ce qui mérite d'être conforté par la prochaine session de relevés (en 2023). Pour l'instant, quelques hypothèses peuvent être formulées.

Cette altération peut être le résultat de la gestion pratiquée. Globalement, le nombre de placettes et par conséquent la superficie de prairie ayant bénéficié de traitements, n'ont pas changé de façon significative entre 1999-2013 et 2014-2019 (Tab. 3). Mais la nature des traitements a changé. On observe une hausse de la fréquence des broyages depuis 2014, concomitante à la diminution du fauchage. En effet, le nombre moyen de placettes broyées chaque année passe de 0,09 entre 1999 et 2013 à 0,22 depuis 2014, et la différence est très significative. Dans le même temps, le nombre moyen de placettes fauchées chaque année passe de 0,17 à 0,06 et la différence est aussi très significative. Pendant ces cinq années (2013-2018), la réserve n'a plus bénéficié des contrats Natura 2000 qui finançaient jusque-là la fauche des prairies. Le Département de l'Ain est alors venu en renfort pour financer des opérations d'entretien destinées à empêcher les ligneux de regagner complètement les prairies, mais sur des montants beaucoup moins élevés que ceux apportés par Natura 2000 : la technique de gestion s'est donc portée sur le broyage, moins coûteux que la fauche, et qui permettait de couvrir de plus grandes surfaces. Il n'y avait pas d'alternative et cette gestion par broyage, s'il se confirme qu'elle a dégradé les prairies, était de toutes façons préférable à la non gestion qui aurait permis aux ligneux de recouvrir plus d'une centaine d'hectares de prairies.

Ces broyages ont fait régresser les ligneux avec une grande efficacité sur l’Aulne glutineux et la Bourdaine, moindre sur le Saule cendré (Fig. 35). Le contrôle du Saule cendré dans les marais alcalins est très problématique, car c’est une espèce qui se régénère activement par germination et rejets de souche. Néanmoins, Klimkowska *et al.* (2010) indiquent que deux ou trois fauches annuelles pendant quelques années permettent de le faire régresser. Par ailleurs, il est connu que des prairies broyées chaque année voient leur richesse et leur diversité floristique diminuer, avec une augmentation des espèces de grande taille (Gaisler *et al.* 2019). L’accumulation de la matière organique après traitement (Photo 9) défavorise les plantes en rosette et finit par modifier la composition floristique de la prairie (Liira *et al.* 2009). Dans la réserve naturelle, l’effet des broyages fréquents sur la composition floristique n’est pas net. Si l’on compare les données entre 2015 et 2019 dans 21 placettes broyées 0 ou 2 fois et dans 23 placettes broyées 4 ou 5 fois (en excluant les témoins), on constate que dans les placettes broyées 4 ou 5 fois, le nombre d’espèces passe de 62 à 45 contre 55 à 51 dans les placettes broyées 0 ou 2 fois : les broyages répétés semblent diminuer la richesse spécifique. Parmi les plantes qui disparaissent dans les placettes broyées 4 ou 5 fois, beaucoup étaient en faibles effectifs en 2015 : *Alisma plantago aquatica*, *Carex davalliana*, *Carex lasiocarpa*, *Eriophorum latifolium*, *Leeria orizoïdes*, *Ludwigia palustris*, *Oenanthe lachenalii*, *Platanthera bifolia*, *Ranunculus repens*, *Ranunculus flammula*, *Thalictrum flavum*. Certaines plantes voient leur nombre de contacts chuter, comme *Eleocharis uniglumis* et *Gallium palustre* qui passent respectivement de 145 contacts en 2015 à 2 contacts en 2019, et de 62 à 3 contacts ; ces plantes régressent aussi dans les placettes broyées 0 à 2 fois, mais moins fortement. On peut supposer que l’accumulation de broyat défavorise ce type de plante au port grêle. En revanche, *Sanguisorba officinalis* ne semble pas sensible aux broyages intensifs, car le nombre de contacts régresse de 40 % dans les placettes broyées 4 ou 5 fois, contre 75 % dans les placettes broyées 0 ou 2 fois : la cause de son déclin est ailleurs.

Tableau 3. Traitement annuel moyen des placettes (gérées et témoins). Seuils de significativité de la différence des moyennes (test de Wilcoxon) : *** $p < 0,0005$; ** $p < 0,005$; * $p < 0,05$.

	Fauchage	Pâturage	Broyage	Traité	Repos
1999-2013	0,17	0,05	0,09	0,36	0,64
2014-2019	0,06	0,07	0,22	0,37	0,63
Significativité	***	*	***		



Photo 9. Broyat observé en avril 2019 après un broyage réalisé en septembre 2018 (communal de Béon).

Cependant, la gestion n'est sans doute pas la seule hypothèse pour expliquer l'altération de la végétation constatée sur la période 2014-2019. L'indice de qualité floristique des placettes en 2019 ne semble pas corrélé de façon nette avec la fréquence des broyages (Fig. 40). En effet, si certaines placettes broyées deux ou trois fois au cours de ces six années présentent effectivement un indice bas, d'autres au contraire affichent un indice très élevé. Inversement, certaines placettes non broyées ou broyées une seule fois en six ans ont un indice très bas. L'état de conservation des placettes (Fig. 34) ne semble pas non plus corrélé avec la fréquence des broyages.

Par conséquent, il sera très intéressant d'observer l'évolution de la végétation lors de la prochaine session de suivi en 2023, pour vérifier si la tendance se poursuit ou si l'année 2019 constituait seulement un artéfact.



Figure 40. Indice de qualité floristique en 2019 (le nombre d'années avec broyage entre 2014 et 2019 est indiqué à côté de chaque placette).

V. Orientation de la gestion

1. Protocole de suivi

La méthode Daget-Poissonnet permet d'utiliser les indicateurs de la boîte à outils RhoMeo et d'état de conservation du MNHN en opérant une conversion des données : on conservera cette méthode.

Les bryophytes sont relevés depuis 2007 mais ne sont pas encore pris en compte dans les analyses. Il faut continuer à les relever et les intégrer à la prochaine synthèse.

La distribution des placettes de suivi permet de couvrir correctement 120 ha de prairies tourbeuses en un mois de terrain : il semble souhaitable de ne pas étendre le réseau de placettes.

La boîte à outils RhoMeo préconise un suivi tous les cinq ans. Compte-tenu de la lourdeur du suivi actuel et de la nécessité de suivre d'autres groupes taxonomiques et d'autres compartiments de l'écosystème, on passera d'un suivi tous les deux ans à un suivi tous les 4 ans pour conserver un pas de temps multiple de deux. En revanche, ce suivi sera mieux encadré pour améliorer la qualité des observations, car chaque session sera d'autant plus importante que le pas de temps sera étendu.

La localisation des placettes sera améliorée et le système des plots doit être abandonné car il n'est pas assez fiable. L'idéal serait d'utiliser un GPS de grande précision, qui serait utile aussi pour d'autres applications dans la réserve naturelle.

La question de la suppression des témoins se pose avec insistance. En effet, il a été montré que ceux-ci ne sont pas de véritables témoins : ils sont impossibles à maintenir sans aucune intervention pour éliminer les ligneux tous les quatre ou cinq ans et ils sont souvent traités par erreur. Cela s'explique par le fait que leur mise en défens avant intervention est toujours compliquée à mettre en œuvre. Par conséquent, l'apport des témoins dans l'analyse des données n'est pas aussi évident qu'il devrait l'être, surtout pour les espèces non-ligneuses, c'est-à-dire pour les plantes herbacées qui constituent les groupements prairiaux. Deux options sont possibles :

- Conserver un nombre réduit de témoins en assurant mieux leur mise en défens et transformer les témoins abandonnés en placettes gérées ;
- Transformer tous les témoins en placettes gérées.

Compte-tenu de la masse de données qui devient très importante après trente années de suivi, il serait utile d'automatiser les analyses (nombre de contacts, richesse et diversité spécifiques, indices d'engorgement, de fertilité des sols et de qualité floristique, notes d'état de conservation) ainsi que la production de cartes et de graphes, par exemple avec R Shiny.

2. Etudes complémentaires

Une étude des processus de turfigénèse est indispensable pour établir l'état de conservation de la tourbière et pour comprendre l'évolution de la végétation.

Malgré son réseau de placettes bien réparties, le suivi de la végétation ne rend pas compte de la mosaïque d'habitats qui la compose et en particulier de l'évolution et de l'état de conservation des petits habitats tourbeux tels que :

- Les bas-marais sur tourbe alcaline oligotrophe à Orchis des marais et Choin noirâtre ;
- Les gazons pionniers des dépressions humides ;
- La végétation des grèves exondées vaseuses à Souchet noirâtre.

Ces habitats mériteraient une cartographie précise dans la réserve naturelle, qui n'avait pu être réalisée dans le cadre de la cartographie générale du marais de Lavours en 2012.

3. Mesures de gestion

3.1. Amélioration de l'hydrologie

Cette synthèse a montré encore une fois le rôle essentiel de l'hydrologie dans la qualité floristique et l'état de conservation des prairies tourbeuses. On se place ici dans la phase IX de l'histoire de la végétation du marais de Lavours (chapitre I.1.), où le fonctionnement hydraulique du marais est fortement perturbé par les endiguements du Rhône et du Séran, avec des inondations plus rares et moins longues et un abaissement de la nappe phréatique. Dans ce cadre hydraulique général, la situation est contrastée dans la réserve naturelle (Fig. 41).

- **Des secteurs où l'hydrologie est correcte**

L'indice de qualité floristique et la note d'état de conservation de la végétation sont bons à Pré Magnin et dans le centre du communal de Béon, avec une piézométrie correcte mais qui souffre d'inondations trop courtes. A Pré Magnin, le rehaussement de la nappe phréatique observé depuis une dizaine d'années est le résultat des barrages construits par le castor sur le Mergeais : il faut conserver ces barrages. Dans le communal de Béon, les causes de l'engorgement du sol ne sont pas clairement établies (mise en pression de la nappe ?).

- **Des secteurs où l'hydrologie pourrait être améliorée**

Aux Albergeais, côté Séran, l'indice de qualité floristique et la note d'état de conservation de la végétation pourraient être améliorés par le reméandrage des Rousses qui sera réalisé à proximité, et qui favorisera la remontée de la nappe phréatique et les inondations.

- **Des secteurs drainés**

L'effet drainant du fossé agricole du sud du communal de Ceyzérieu et du fossé central ont clairement été mis en évidence par le suivi de la végétation prairiale. Les fossés entraînent un tassement du sol, une minéralisation de la tourbe avec perte de matière organique en surface, une diminution de l'indice d'engorgement et de l'indice floristique. Il est indispensable de corriger ce drainage si l'on veut restaurer la végétation :

- Bloquer l'écoulement du fossé central (comblement ?) ;
- Rehausser le niveau dans le fossé agricole (installation d'une nouvelle vanne ?).

En dehors de l'aire couverte par les placettes de suivi, l'état de conservation de la végétation pourrait être amélioré :

- Dans les prairies d'En Brachay (parc FRAPNA), des écoulements naturels issus de résurgences pourraient être bloqués pour faire remonter la nappe ;
- Dans les prairies de Vers le Lac, le niveau dans le fossé agricole devrait être rehaussé.

3.2. Gestion conservatoire des prairies

Près de quarante ans après la création de la réserve naturelle, les modes de gestion conservatoire des prairies ne sont toujours pas stabilisés, pour différentes raisons. Le premier plan de gestion (1992-1996) jetait les bases de la gestion des prairies après quelques années d'expérience pastorale. Le deuxième plan de gestion (2001-2005) réorientait la gestion des prairies en instaurant l'alternance pâturage-fauchage-repos sur les parcelles. Le troisième plan de gestion (2011-2020) maintenait cette gestion par alternance, en introduisant un essai de brûlage dirigé. Depuis 1985, trois techniques ont donc principalement été utilisées : le pâturage bovin et équin, le fauchage mécanique et le broyage mécanique. Le brûlage dirigé a été testé de 2009 à 2017 sans résultats convaincants sur la régression des ligneux.

Compte-tenu de l'évolution de la végétation prairiale observée dans la réserve naturelle et des enseignements acquis sur les pratiques de gestion conservatoire des prairies, on peut formuler les recommandations de gestion suivantes.

Il est utile de rappeler qu'en l'absence de contraintes hydrique suffisantes, l'entretien des prairies hygrophiles de la réserve naturelle est devenu indispensable pour empêcher leur évolution spontanée vers un stade boisé. Comme cela a été montré dans le chapitre I., le marais de Lavours a connu une végétation ouverte pendant des millénaires sans aucune intervention humaine, seulement grâce à son fonctionnement hydrique – inondations intenses et nappe phréatique haute – qui était assez contraignant pour bloquer la germination des plantes ligneuses.

- **Maintenir la fauche des prairies**

Justifications théoriques

Il existe dans la littérature de nombreux exemples de gestion des prairies hygrophiles par la fauche. D'une manière générale, le fauchage réduit la litière, augmente la disponibilité de la lumière au niveau du sol et améliore donc le recrutement des semis et la croissance des plantes (Kotowski *et al.* 2001, Jensen et Gutekunst 2003). Dans le marais de Chautagne, Fossati et Pautou (1989) ont mis en évidence l'effet bénéfique du fauchage sur la diversité floristique. Certaines études montrent que le fauchage de marais non drainés favorise la richesse floristique des prairies davantage que le pâturage (Hald et Vinther 2000, Stammel *et al.* 2003). Plusieurs études montrent que la fauche régulière des bas-marais favorise les plantes typiques de cette végétation : La fauche est particulièrement appropriée dans les marais qui étaient traditionnellement fauchés et il est alors recommandé de maintenir le rythme de fauchage qui a conditionné la présence de nombreuses espèces de flore et de faune (Burgess *et al.* 2010, Middleton *et al.* 2006). Une fauche annuelle de fin d'été est souvent recommandée pour les bas-marais alcalins, ce qui est le cas du marais de Lavours. Par ailleurs, un retard de fauche en fin d'été est significativement favorable à la richesse spécifique en invertébrés (Humbert *et al.* 2011). Inversement, en ne tenant pas compte d'enjeux liés à l'avifaune, une fauche de début d'été sera préconisée pour faire régresser le Roseau, la Reine des prés et les Epilobes, au moment où leurs réserves nutritives sont dans les parties aériennes. Un inconvénient de la fauche est qu'elle ne permet pas le développement des touradons chez les plantes cespiteuses, comme la Laïche élevée et la Molinie bleuâtre, alors que ces touradons constituent des habitats très intéressants pour les invertébrés.

Application dans la réserve naturelle

La fauche doit devenir le mode d'entretien principal des prairies, en alternance avec le pâturage. Grâce à des broyages de grande ampleur, ces cinq dernières années, et à la fauche réalisée par plusieurs agriculteurs locaux, il est possible d'envisager maintenant d'entrer dans une phase d'entretien des prairies plus régulière. L'intérêt de la fauche dans le marais de Lavours réside aussi dans le contrôle des ligneux, qui n'est pas réalisé de manière efficace avec le pâturage.

Dépendant presque exclusivement des subventions publiques, la fauche a connu de fortes variations d'intensité et de surfaces traitées (Fig. 5), avec comme conséquence le développement rapide des ligneux dans les parcelles non fauchées et le recours au broyage pour en limiter l'extension. Depuis une dizaine d'années, en réponse au changement climatique et aux étés de plus en plus secs, on constate un regain d'intérêt des agriculteurs pour les prairies tourbeuses qui sont parfois les seules à fournir du foin et des pâturages. C'est une nouvelle donne qui présente des avantages pour la conservation des prairies, mais aussi des inconvénients.

Avantages de la fauche avec les agriculteurs :

- Le marais retrouve une certaine vocation nourricière qu'il a toujours connu et l'intégration locale de la réserve naturelle s'en trouve facilitée : cela fait partie des aménités de la réserve naturelle ;
- Le coût de la fauche et du pâturage ne repose plus uniquement sur le gestionnaire, ce qui est tout à fait souhaitable pour une pérennisation de la gestion hors subventions publiques ;
- Les surfaces entretenues par fauche et pâturage peuvent s'accroître, en fonction de la demande des agriculteurs et dans le respect de l'état de conservation des prairies.

Inconvénients de la fauche avec les agriculteurs : Les pratiques des agriculteurs ne sont pas forcément adaptées au contexte et à la conservation des prairies tourbeuses et le gestionnaire doit accompagner (adaptation du matériel et des dates d'intervention) et encadrer ces pratiques (conventions de gestion).

Par ailleurs, l'accessibilité des prairies demeure un problème crucial pour les agriculteurs comme pour le gestionnaire.

L'objectif est d'établir des partenariats avec les agriculteurs locaux, afin de ne plus dépendre de subventions publiques pour la fauche des prairies et de rentrer dans une gestion plus vertueuse économiquement et donc plus supportable sur le long terme.

Cahier des charges

- Tracteurs à roues (pas de chenilles) et pression au sol ne devant pas dépasser un certain seuil, à définir dans le plan de gestion ;
 - Hauteur de coupe à définir dans le plan de gestion ;
 - Limiter la vitesse des tracteurs pendant la fauche + barre d'effarouchement ? ;
 - Fauche tardive à partir de mi-août, voire plus tard selon l'enjeu faunistique des secteurs, à définir dans le plan de gestion ;
 - Fauches annuelles pendant 2-3 années, puis une année de repos de la parcelle, puis pâturage 1 année ;
 - Laisser une certaine proportion de la surface fauchée en bandes refuges, à définir dans le plan de gestion ;
 - Programmer l'alternance de la fauche avec une année de pâturage dans les parcelles où le pâturage est possible ;
 - Contractualiser la fauche avec les agriculteurs.
-
- **Maintenir le pâturage des prairies**

Justifications théoriques

Dans la littérature, les effets du pastoralisme sur la végétation des zones humides sont très variables d'une étude à l'autre et dépendent largement des conditions propres à chaque site et à la conduite des troupeaux. Néanmoins, il ressort que l'effet du pastoralisme dépend toujours de la productivité de la prairie : dans les prairies riches en nutriments, le pastoralisme va tendre à augmenter la richesse spécifique, alors que l'inverse se produit dans les prairies pauvres en nutriments (Proulx et Mazumder 1998). Dans la réserve naturelle, les magnocariçaies et les moliniaies fournissent un fourrage de qualité correcte (teneur en cellulose, taux de protéines, valeur énergétique) (Darinot 2014). Ce fourrage est mieux adapté aux bovins qu'aux équins à cause de son encombrement qui est assez élevé (la capacité à être ingéré en grande quantité) : en effet, les bovins ingèrent, par ruminantion, des quantités d'herbe plus importantes que les chevaux.

Par ailleurs, il est connu que les bovins défeuillent les plantes, piétinent la végétation, modifient la structure du sol et écrasent les touffes de laîches avec leurs sabots, ce qui peut permettre l'invasion des arbustes (Middleton *et al.* 2006). C'est exactement ce qui s'est produit dans le communal de Béon jusqu'en 1999. Par expérience, dans la réserve naturelle, on sait qu'il faut toujours broyer les aulnes et les saules, et dans une moindre mesure la bourdaine, dans les prairies qui sont gérées uniquement par pâturage. C'est pourquoi le pâturage ne doit pas être le mode de gestion principal des prairies : on privilégiera le fauchage, avec le pâturage en alternance certaines années. En même temps, si le chargement n'est pas trop fort, les bovins créent des zones d'herbe rase régulièrement broutées et des zones d'herbe plus épaisse plus rarement broutées, ce qui crée une hétérogénéité spatiale d'habitats favorable aux plantes et aux animaux. Mais si le chargement est trop fort, cette hétérogénéité disparaît et la richesse spécifique en invertébrés peut être affectée (Steinman *et al.* 2003). Les mollusques sont particulièrement vulnérables à une charge trop forte, notamment le Maillot de Desmoulin (*Vertigo moulinsiana*) (Ausden *et al.* 2005) qui est bien présent dans les prairies de la réserve naturelle. Les grands herbivores sont connus pour disperser les graines, dans leurs déjections ou dans leur furrure (Middleton *et al.* 2006). Cette dispersion peut se faire à l'intérieur du site mais également depuis l'extérieur du site avec l'introduction de graines de plantes exogènes quand les troupeaux proviennent d'autres pâtures : dans ce cas, le pâturage peut contribuer à l'implantation de plantes invasives (Middleton 2002).

Application dans la réserve naturelle

Le pâturage avec les troupeaux d'éleveurs locaux doit être favorisé, chaque fois que cela est possible, en fonction de la sensibilité floristique et faunistique des prairies.

Cahier des charges

- Pâturage bovin, voire avec d'autres animaux selon conditions, sans intrants ni prophylaxie dans la réserve naturelle ;
- Alternance du pâturage avec la fauche chaque année sur différentes parcelles (à définir dans le plan de gestion) ;
- Pour chaque parcelle, conserver une année sans intervention pour favoriser les communautés d'invertébrés ;
- Adapter empiriquement le chargement dans les parcelles : définir des indicateurs floristiques pour décider du retrait du troupeau ?
- Pâturage de printemps possible en fonction des enjeux flore et avifaune.

- **Limiter le broyage des prairies**

Dans une phase d'entretien des prairies, la part du broyage mécanique sans enlèvement de la matière doit être restreinte. Toutefois, il y aura toujours des secteurs de prairie où les ligneux se développeront, pour différentes raisons : le broyage mécanique sera toujours nécessaire. Une réflexion doit être menée sur l'importance des faciès d'embroussaillage pour l'avifaune et les invertébrés et sur leur conservation (plan de gestion) : ces faciès d'embroussaillage sont par nature éphémères et doivent être gérés par broyage.

- **Abandonner le brûlage dirigé des prairies**

Le brûlage dirigé ne permet pas d'éliminer les ligneux qui colonisent une prairie humide quand ils sont bien implantés (Middleton *et al.* 2006), ce que nous avons pu vérifier dans la réserve naturelle lors des essais des années 2009 à 2015. Le brûlage dirigé serait donc réservé à l'entretien des prairies en bon état, or celles-ci sont destinées à être entretenues par fauchage et pâturage. Logiquement, le brûlage dirigé n'est plus une option technique intéressante dans la réserve naturelle.

Par ailleurs, le brûlage dirigé présente l'inconvénient de relarguer du CO₂ et des gaz toxiques issus de la combustion incomplète de la matière organique, ce qui est problématique dans le cadre du réchauffement climatique.

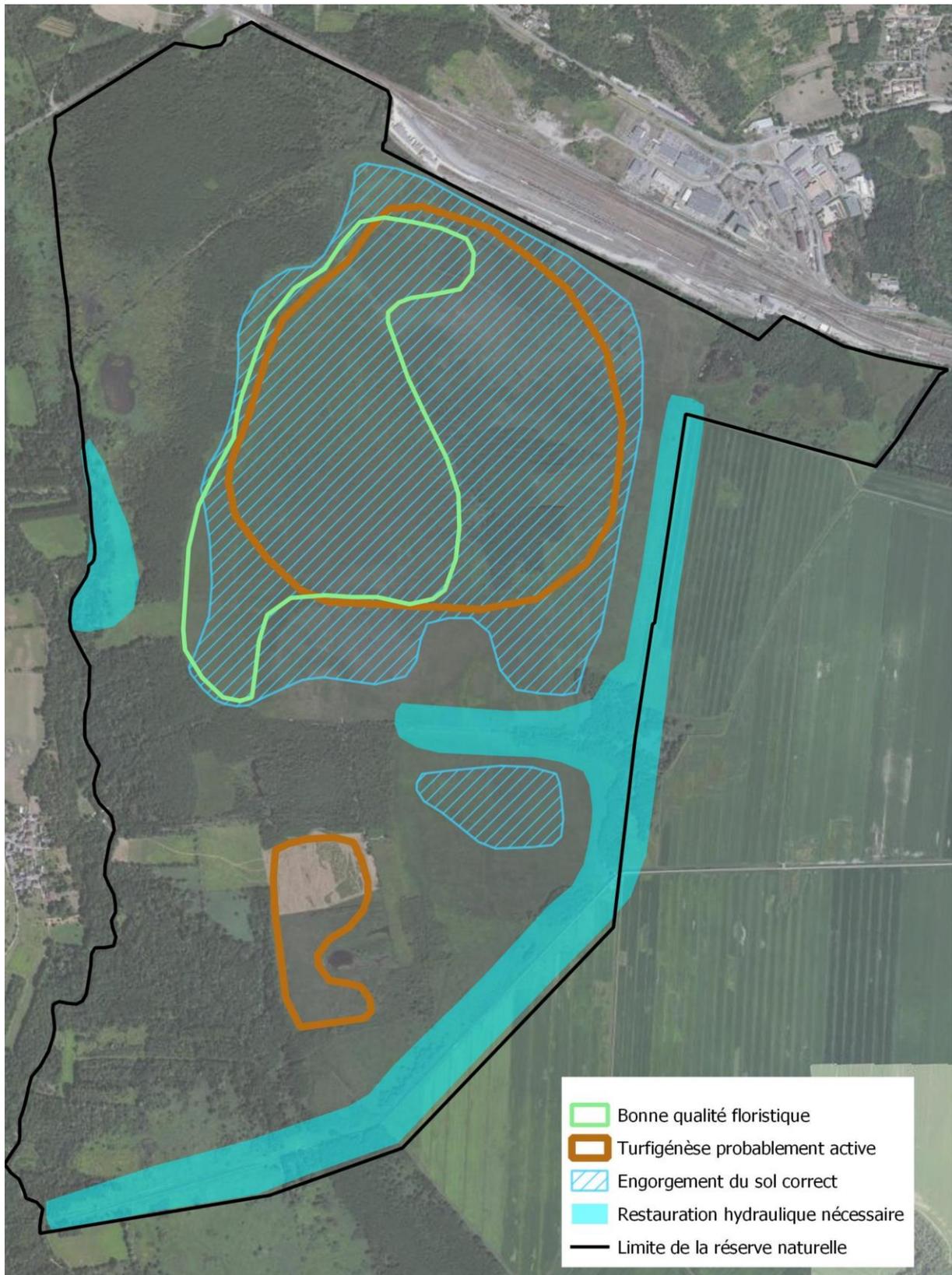


Figure 41. Carte synthétique de la qualité floristique des prairies, de la turfigénèse et de l'engorgement des sols.

VI. Conclusion

Globalement, après trente-cinq années de gestion conservatoire (1985-2019), les prairies tourbeuses de la réserve naturelle paraissent en bon état de conservation. La « condition limite obligatoire » pour les cariçaias à laïche élevée sur sol tourbeux (Pautou et Gruffaz 1993) semble respectée. Cependant, le protocole de suivi ne permet pas de surveiller correctement l'état des plus petits habitats, comme les groupements à Orchis des marais et Choin noirâtre, les gazons pionniers des dépressions humides à Petite centaurée élégante, la végétation des grèves exondées vaseuses à Souchet noirâtre : il serait nécessaire de les inventorier plus précisément. Par ailleurs, le bon état de conservation des prairies ne doit pas porter uniquement sur la flore et un important travail de compilation des données faunistiques et de synthèse doit être fait à l'échelle de la réserve naturelle, pour obtenir une image plus intégratrice de leur état réel de conservation.

La valeur patrimoniale des prairies de la réserve naturelle va certainement se renforcer encore dans les années à venir, du fait de la disparition continue des prairies humides en Europe, et cela en dépit des lois supposées les protéger. Leur valeur d'usage va aussi continuer à augmenter, à cause du changement climatique qui touche durement les agriculteurs en manque de fourrage et qui vont avoir un besoin accru des bas-marais pour le foin et les pâturages qu'ils procurent. Cela entraînera probablement une pression sur le gestionnaire qui devra veiller en priorité à la conservation des prairies.

Enfin, dans le cadre de cette évolution climatique, on peut légitimement se poser la question de la pertinence de la maïsiculture intensive en zone humide, et notamment dans le marais de Lavours autour de la réserve naturelle. Sans porter de jugement sur les pratiques en cours, il faut s'interroger sur la pérennité de ces cultures qui assèchent le marais, dégradent la flore de la réserve naturelle, minéralisent la tourbe en surface et donc génèrent un relargage de CO₂ qui entretient le réchauffement climatique. Il est sans doute temps d'accompagner l'évolution de ces pratiques vers une agriculture moins consommatrice d'eau, plus respectueuses des zones humides et du climat. Est-ce une utopie de restaurer des prairies humides à la place des champs de maïs ? Probablement pas, si l'on observe les récentes expériences de renaturation menées, par exemple, dans le marais de Chautagne. Soyons persuadés que le marais de Lavours connaîtra lui aussi de tels changements et prenons le pari qu'ils arriveront avant la fin de ce siècle.

Références bibliographiques

- Arnaud F., Revel M., Chapron E., Desmet M. et Tribouvillard N. 2005. 7200 years of Rhône river flooding activity in Lake Bourget, France: a high-resolution sediment record of NW Alps hydrology. *The Holocene* 15 : 420-428.
- Ausden M., Hall M., Pearson P. et Strudwick T. 2005. The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biological Conservation* 122 (2) : 317-326.
- Berger J.-F., Salvador P.-G., Franc O., Vérot-Bourrely A. et Bravard J.-P. 2008. La chronologie fluviale post-glaciaire du haut bassin rhodanien. *Collection EDYTEM Dynamique holocène de l'environnement dans le Jura et les Alpes : du climat à l'homme* n° 6 : 117-144.
- Bravard J.-P. 1987. Le Rhône, du Léman à Lyon. Ed. La Manufacture, 451 p.
- Bravard J.-P. et al. 2008. Un atlas du paléo-environnement de la plaine alluviale du Rhône de la frontière suisse à la mer. *Collection EDYTEM Dynamique holocène de l'environnement dans le Jura et les Alpes : du climat à l'homme* n° 6 : 101-116.
- Bravard J.-P. et Jouannaud P. 1999. Entre terre et eau, le marais de Lavours : l'exploitation du marais avant 1789. E.I.D./R.N. Marais de Lavours : 22-29.
- Buisson A. et Cloppet C. 1989. L'inscription rupestre de Chazey-Bons (Ain) et le problème des voies gallo-romaines en Bas-Bugey. *Lamtomus* 48 : 642-654.
- BURGEAP 2002. Réhabilitation des grands marais du Haut-Rhône, étude du fonctionnement hydrogéologique des marais et plaines de Lavours et de Chautagne. Rapport de phase I : état des lieux. Rapport interne, 52 p. + annexes.
- Burgess N., Ward D., Hobbs R. et Bellamy D. 2010. Reedbeds, fens and acid bogs. In *Managing habitats for conservation*. Ed. Sutherland W.J. et Hill D.A., Cambridge University Press 399 p.
- Clément H., Reich M., Botcazou F., Mistarz M. et Garcin J. 2021. Évaluation de l'état de conservation des bas-marais calcaires d'intérêt communautaire. Cahiers d'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000. Version 2. UMS Patrinat – OFB/CNRS/MNHN. 185p.
- Cluzeau C. 1995. Dynamique de colonisation de l'aulne glutineux *Alnus glutinosa* L. dans un marais eutrophe de la plaine alluviale du Rhône. *Ann. Sci. For.*, 49 : 539-548.
- Comtet M. 2002. Histoire et géographie du territoire culozien : le marais de Culoz, cahier n°1. *Chroniques culoziennes*, cahier n°19 : 52 p.
- Corti R. et Troupin T. 2004. Etude des processus de tourbification des marais de Lavours (01) et de Chirens (38) : interactions eau, matière organique et activité biologique. Mémoire de Licence IUP Equipement, gestion et protection des milieux de montagne, Univ. Savoie : 103 p. + annexes.
- Daget P.H. et Poissonnet J. 1971. Méthode d'analyse de la végétation des pâturages. Critères d'application. *Ann. Agron.*, 22 : 5-41.
- Darinot F. 2014. Evaluation des qualités fourragères, agronomiques et calorifiques du foin de maraisissu de la Réserve naturelle nationale du marais de Lavours (Ain). *Bull. Soc. linn. Lyon*, hors-série n°3 : 54-65.
- Darinot F., Moreuil O., Rubin E. et Pautou G. 1998. Carte thématique « Végétation et modes de gestion » de la Réserve naturelle du Marais de Lavours, au 1/5000, notice explicative. E.I.D./R.N. Marais de Lavours, 25 p.
- Darinot F. et Manneville O. 2014. Réponse d'une cariçaie eutrophe au pastoralisme et résilience post-pâturage dans la Réserve naturelle nationale du Marais de Lavours (Ain). *Bull. Soc. linn. Lyon*, hors-série n°3 : 85-98.
- Desbat A. et Martin-Kilcher S. 1989. Les amphores sur l'axe Rhône-Rhin à l'époque d'Auguste. In : *Amphores romaines et histoire économique. Dix ans de recherche. Actes du colloque de Sienna (22-24 mai 1986) Rome, École Française de Rome* : 339-365.
- Eicher U., Siegenthaler U. et Wegmüller S. 1981. Pollen and oxygen isotope analyses on late and post-glacial sediments of the Tourbière de Chirens (Dauphiné, France). *Quaternary Research* 15 (2) : 160-170.
- Fossati J. et Pautou G. 1989. Vegetation dynamics in the fens of Chautagne (Savoie, France) after the cessation of mowing. *Vegetatio* 85 : 71-81.
- Franquet E. 2003. Pédogénèse actuelle des histosols du marais de Lavours, étude préliminaire. Mémoire MST Montagne, Univ. Savoie : 70 p.
- Gaisler J., Pavlů L., Nwaogu C., Pavlů K., Hejcman M. et Pavlů V.V. 2019. Long-term effects of mulching, traditional cutting and no management on plant species composition of improved upland grassland in the Czech Republic. *Grass Forage Sci.* 74 : 463-475.

- Gauthier E. et Richard H. 2008. L'anthropisation du Massif jurassien : bilan des données palynologiques. *Collection EDYTEM Dynamique holocène de l'environnement dans le Jura et les Alpes : du climat à l'homme* n° 6 : 273-280.
- Goubet P. et Darinot F. 2014. L'histoire de la tourbière de la Réserve naturelle nationale du Marais de Lavours : ce que nous révèlent les macrorestes. *Bull. Soc. linn. Lyon*, hors-série n°3 : 17-29.
- Grandprat J. et Luhmann E. 2005. Etude des processus de tourbification des marais de Lavours et de Chirens. Mémoire de Licence IUP Equipement, gestion et protection des milieux de montagne, Univ. Savoie : 67 p. + annexes.
- Grime J.P. 1973. Control of species diversity in herbaceous vegetation. *Journal of Environmental Management* 1 (1) : 151-167.
- Grimm E.C. 1991. TILIA and TILIA GRAPH software. Illinois State Museum.
- Hald A.B. et Vinther E. 2000. Restoration of a species-rich fen-meadow after abandonment: response of 64 species to management. *Appl. Veg. Sci.* 3 : 15-25.
- Hesselbarth M.H.K., Sciaini M., With K.A., Wiegand K., Nowosad J. 2019. Landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography* 42 : 1648–1657. Doi : 10.1111/ecog.04617
- Humbert J.-Y., Pellet J., Buri P. et Arlettaz R. 2012. Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? *Environmental Evidence* 1:9.
- Jackson R.D. et Allen-Diaz B. 2006. Spring-fed wetland and riparian plant communities respond differently to altered grazing intensity. *Journal of Applied Ecology* 43: 485-498.
- Jensen K. et Gutekunst K. 2003. Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. *Basic Appl. Ecol.* 4 : 579-587.
- Jezequel C. 2014. Fonctionnement hydrologique superficiel de la Réserve naturelle nationale du Marais de Lavours. *Bull. Soc. linn. Lyon*, hors-série n°3 : 30-41.
- Klimkowska A., Dzierza P., Kotowski W. et Brzezinska K. 2010. Methods of limiting willow shrub re-growth after initial removal on fen meadows. *Journal for Nature Conservation* 18 (1) : 12-21.
- Kotowski W., van Andel J., van Diggelen R. et Hogendorf J. 2001. Responses of fen plant species to groundwater level and light intensity. *Plant Ecol.* 155 : 147-156.
- Lê S., Josse J. et Husson F. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software.* 25 (1) : 1-18.
- Liira J., Issak M., Jõgar Ü., Mändoja M. et Zobel M. 2009. Restoration management of a floodplain meadow and its cost-effectiveness — the results of a 6-year experiment. *Annales Botanici Fennici* 46 (5) : 397-408.
- Manneville O. et Majchrzak Y. 1988. Types de cartographie du couvert végétal dans le suivi de la gestion par pâturage d'une réserve naturelle (Marais de Lavours, Ain, ®). *Doc. Carto. Ecol.*, XXXI : 61-72.
- Manneville O., Majchrzak Y. et Pautou G. 1994. Bilan de six années de gestion et de suivi de la Réserve naturelle du Marais de Lavours (Ain, ®). *Bull. Assoc. Géogr. Franç.*, 3 : 356-354.
- Majchrzak Y. et Manneville O. 1987. Gestion des zones naturelles humides : méthodologie de suivi du pâturage par des bovins Highland cattle dans la réserve naturelle du marais de Lavours (Béon, Ain, ®). *112^{ème} Congr. Nat. Soc. savantes*, Lyon, III : 113-125.
- Majchrzak Y. 1992. Évolution des communautés végétales de marais tourbeux soumises au pâturage de bovins et d'équins. Thèse de troisième cycle, Univ. Grenoble I.
- Mélo A. 2012. Flux et reflux. Cheminement d'hommes entre fleuve et montagne dans le Haut-Rhône durant l'Antiquité et le long Moyen-Âge. In Julliard A. Le Rhône, l'empreinte ancestrale d'un fleuve. Ed. Musnier-Gilbert, 276 p.
- Middleton B.A. 2002. Nonequilibrium dynamics of sedge meadows grazed by cattle in southern Wisconsin. *Plant Ecol.* 161 : 89-110.
- Middleton B.A., Holsten B. et R. Diggelen 2006. Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science* 9 (2) : 307-316.
- Mikolajczak A. 2012. Carte de la végétation du marais de Lavours. *Cons. Bota. Nat. Alpin* : 54 p. + carte.
- Mikolajczak A. et Darinot F. 2015. Evolution de la végétation du marais de Lavours (Ain, ®) à quarante-cinq ans d'intervalle (1967-2012). *Cahiers RNF*, n°5 : 61-76.
- Mistarz M. 2021. Des méthodes pour évaluer l'état de conservation des habitats humides sur l'ensemble du territoire métropolitain. *Naturae* 7 : 79-90.
- Morand A., Manneville O., Majchrzak Y., Darinot F. et Beffy J.L. 1998. Conséquences des modes de gestion conservatoire (pâturage équin et bovin, pâturage mixte, fauche et débroussaillage) sur la dynamique des communautés végétales de la Réserve Naturelle du Marais de Lavours (Ain, ® ; bilan de 1987 à 1996). Rapport d'étude R.N. Marais de Lavours/DIREN Rhône-Alpes : 29 p.

- Pautou G., 1969. Étude écologique du marais de Lavours Ain. *Doc. Pour la Carte de Végét. Des Alpes*, VII : 25-64 + carte en couleur.
- Pautou G. et Gruffaz R. 1993. Les conséquences de la déprise agricole sur la dynamique de la végétation alluviale : l'exemple de la Réserve Naturelle du Marais de Lavours (Ain). *Rev. Ecol. Alp.*, II : 25-41.
- Perrin T. 2002. La fin du Mésolithique dans l'arc jurassien : approche statistique des industries lithiques taillées. *Bulletin de la Société préhistorique française*, 99 (3) : 487-499.
- Proulx M. et Mazumder A. 1998. Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology* 79: 2581-2592.
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ravary A. 2000. Etat initial et mise en place d'un protocole de suivi de la population de *Liparis loeselii* L. Rich. dans la Réserve Naturelle du Marais de Lavours. Rapport DEUG Univ. Orsay, 26 p. + annexes.
- Ribet N, Bontems V., Escudie D. et Rigolot E. 2018. Feu. Ami ou ennemi ? Dunod, p. 80.
- SOGREAH 1960. Mise en valeur des marais de Lavours, étude agronomique. Ministère de l'Agriculture, Direction générale du génie rural et de l'hydraulique agricole, 85 p. + annexes.
- Stammel B., Kiehl K. et Pfadenhauer J. 2003. Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. *Appl. Veg. Sci.* 6 : 245-254.
- Steinman A.D., Conklin J., Bohlen P.J. et Uzarski D.G. 2003. Influence of cattle grazing and pasture land use on macroinvertebrate communities in freshwater wetlands. *Wetlands* 23 : 877-889.
- Vilain R. 1966. Le gisement de Sous-Balme à Culoz (Ain) et ses industries microlithiques. *Documents des Laboratoires de Géologie de la Faculté des Sciences de Lyon*, n°13 : 219 p.
- Vilain R. 1992. Un arbri sépulcral du néolithique moyen, à Landèze, commune de Culoz (Ain, ®). *Le Bugey* n°79 : 25-51.
- Vilain R., Treffort J.-M., Borelli E. et Ughetti C., avec la collaboration de Argant J. 2012. Un abri sous roche protohistorique à parois gravées : l'abri du Molard à Lavours (Ain-®). In *Actes de la première Rencontre d'Archéologie Régionale (Briord, 29 mai 2010). Cahiers d'archéologie du musée de Briord, n° 1*. Edition de la SHABE, Briord : 69-85.
- Viquesnel M. et Boussey C. 2001. Relations eau, sol, végétation au Marais de Lavours. Mémoire MST Montagne, Univ. Savoie : 76 p.
- Wheeler B.D. et Giller K.E. 1982. Species-richness of herbaceous fen vegetation in Broadland, Norfolk in relation to the quantity of above-ground plant material. *J. Ecol.* 70 : 179-200.

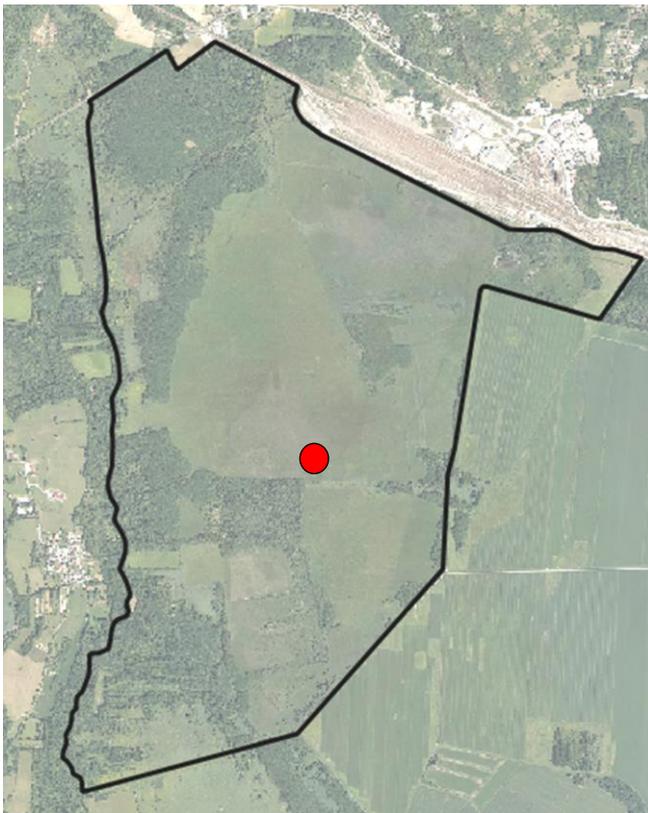
Annexes

1. Analyse des macrorestes dans un sondage pédologique profond (J. Schultz 2005, non publié)
2. Figure 1. Datation du profil de tourbe
3. Tableau 1 : Traitement des placettes de 1986 à 2019
4. Carte 1 : Profondeur (cm) du toit de l'horizon minéral (d'après Viquesnel et Bousely 2001, modifié)
5. Carte 2 : Estimation du tassement de la tourbe entre 1850 et 2002 (d'après Jezequel 2014, modifié)
6. Carte 3. Réseau de drains dans la réserve naturelle (d'après Jezequel 2014, modifié)
7. Carte 4 : Typologie des 15 premiers centimètres de sol (d'après Viquesnel et Bousely 2001, modifié)
8. Carte 5. Typologie des sols en 1960 (d'après SOGREAH 1960, modifié)
9. Tableau 2. Liste des observateurs des treize sessions de suivi, de 1988 à 2019
10. Tableau 3. Liste des espèces de plantes vasculaires contactées lors des suivis de 1986 à 2019
11. Tableau 4. Valeurs du coefficient de conservatismisme, de l'indice d'engorgement et de l'indice de fertilité pour les espèces de plantes vasculaires contactées lors des suivis de 1988 à 2019
12. Carte 6. Le réseau de piézomètres du marais de Lavours
13. Carte 7. Evolution du nombre de contacts de la Grande pimprenelle (*Sanguisorba officinalis*) de 2011 à 2019
14. Figure 2. Evolution du niveau de la nappe phréatique dans les prairies
15. Archivage des données

1. Analyse des macrorestes dans un sondage pédologique profond (J. Schultz 2005, non publié)

Un sondage a été effectué en 2002 par Arlette Laplace-Dolonde, Jenny Schultz, Fabrice Cartonnet et Fabrice Darinot, au sud du communal de Béon (carte A). Ce sondage a été réalisé avec un carottier russe et il se compose de deux profils de 10,50 m de tourbe, espacés de 1 m, mais décalées de 25 cm en profondeur de manière à ce que les carottes de 50 cm de long se chevauchent en leur milieu. La description des carottes et le test de von Post ont été pratiqués dès leur extraction afin de ne pas perdre les couleurs et les odeurs parfois fugaces. Chaque carotte a été ensuite déposée dans une goulotte en PVC et protégée par un film cellophane, puis conservée au congélateur au Laboratoire rhodanien de géographie de l'environnement (Univ. Lyon III). La réserve naturelle a commandé une datation au C14 des horizons tourbeux à ce laboratoire.

En février 2005, au laboratoire, J. Schultz a réalisé des prélèvements de tourbe tous les 20 cm sur chaque carotte, après que la couche superficielle ait été retirée pour éviter toute contamination. Ces petits échantillons ont été ensuite déstructurés à l'aide de pinces fines pour faciliter leur tamisage sous eau courante et sur une colonne de trois tamis (mailles de 1 mm, 0,5 mm et 0,2 mm) ; les refus de chaque tamis ont été conditionnés en sachet plastique. La détermination des macrorestes et le comptage des graines ont été réalisés sur ces échantillons. Pour pondérer la quantité d'éléments identifiés, les trois refus ont ensuite été regroupés dans une même coupelle. Une analyse semi-quantitative dans 15 sous-zones a alors été effectuée, et les pourcentages obtenus ont ensuite été moyennés pour établir la pondération finale utilisée avec le logiciel Tilia (Grimm 1991) qui a généré les diagrammes de macrorestes.

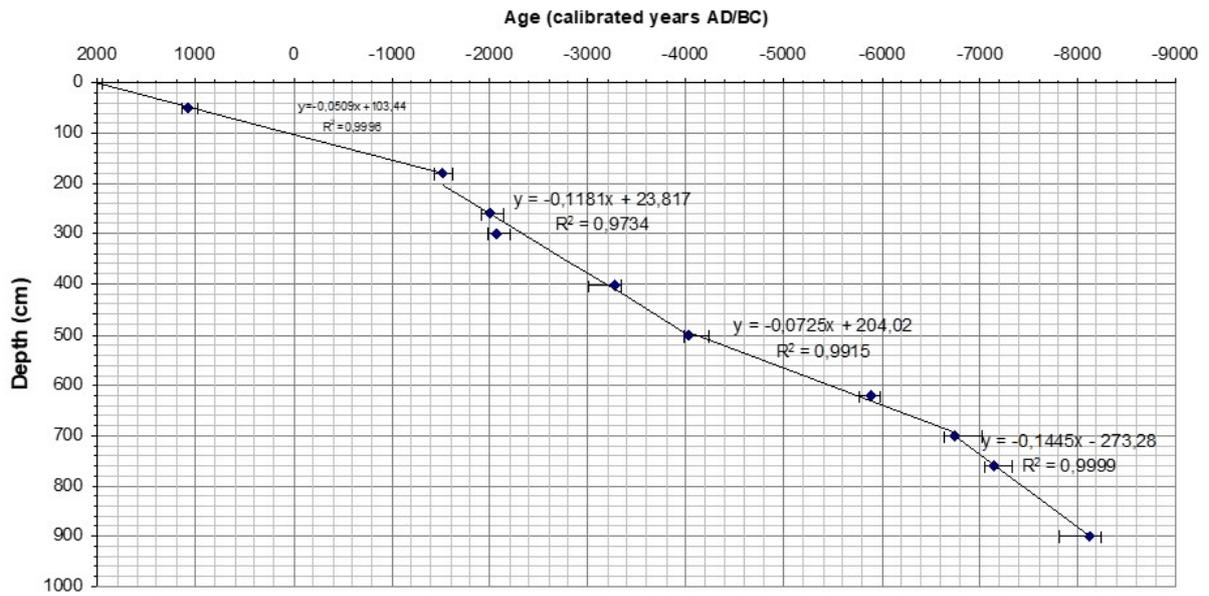


Carte A. Emplacement du sondage.



Les 15 sous-zones d'un échantillon de tourbe (cliché J. Schultz).

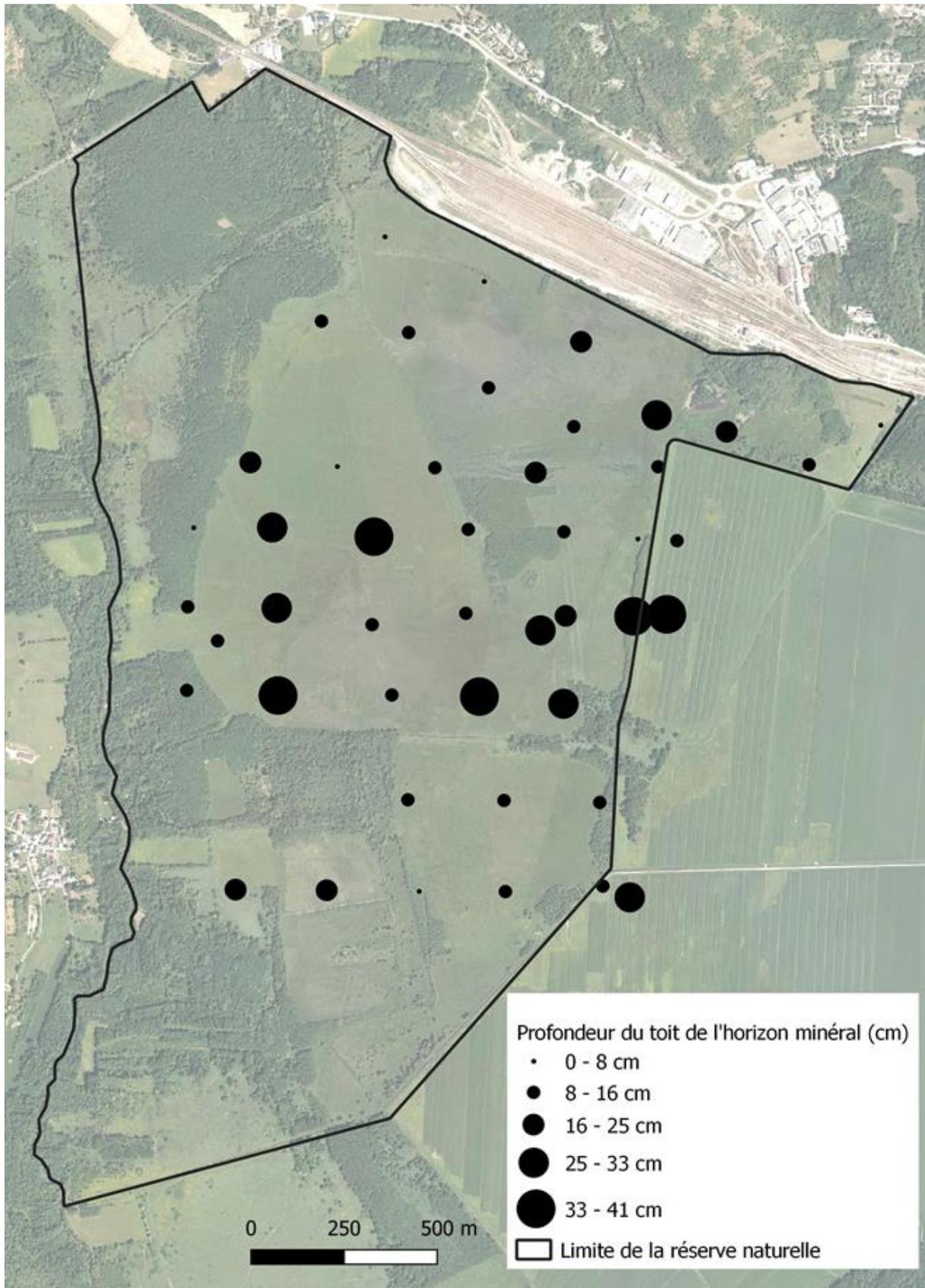
2. **Figure 1.** Datation du profil de tourbe (février 2005, Jenny Schulz)



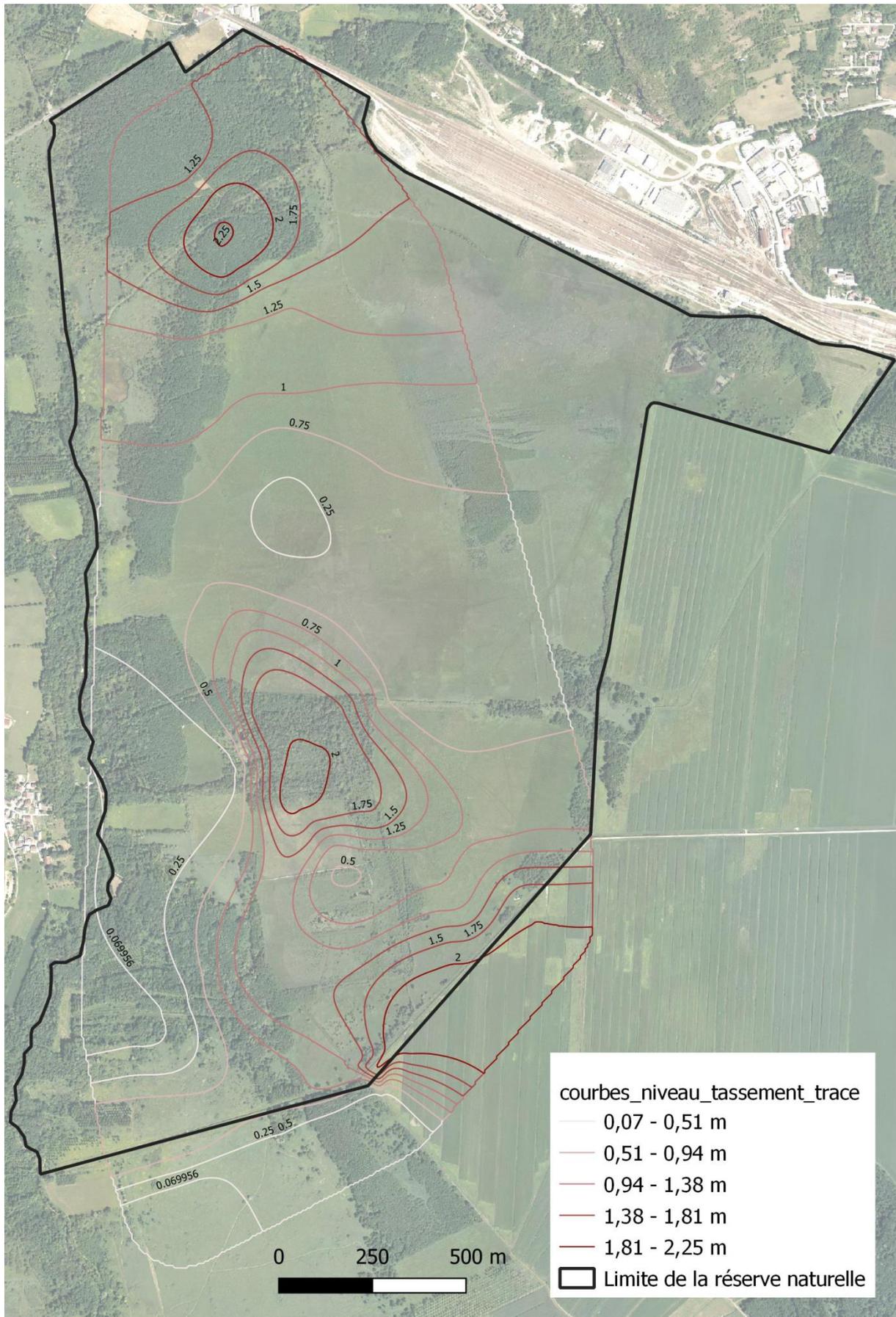
3. **Tableau 1** : Traitements appliqués aux placettes : (B) broyé, (F) fauché, (P) pâturé, (Bd) brûlage dirigé, (R) repos, (-) non renseigné. En vert, les années avec un suivi retenu pour la synthèse.

Placettes	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006	2005	2004	2003	2002	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	1991	1990	1989	1988		
1.1	R	R	R	P	F	P	R	P	P	R	R	F	F	R	F	F	P	F	R	R	F	F	F	R	F	R	R	R	R	R	R	R		
1.2	R	R	R	P	F	P	R	P	P	R	R	F	F	R	F	F	P	F	R	R	F	F	F	R	F	R	R	R	R	R	R	R		
2.1	R	R	R	P	F	P	R	R	P	R	R	F	B	F	F	R	P	F	R	R	F	F	F	R	F	B	R	R	R	R	R	R		
2.2T	R	R	R	P	F	R	R	R	R	R	R	F	B	R	F	R	P	F	R	R	F	F	F	R	F	B	R	R	R	R	R	R		
2.3	R	R	R	P	F	P	F	R	F	R	R	F	B	F	F	R	P	F	R	R	F	F	F	R	F	R	R	R	R	R	R	R		
73	R	B	R	R	R	R	B	R	P	Bd	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	R	P	P	P	P		
78	R	B	R	R	R	R	B	R	P	Bd	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	R	P	P	P	P		
84T	R	R	R	R	R	B	R	R	P	R	R	R	F	B	R	B	R	P	R	R	P	P	B	P	P	P	P	R	P	P	P	P		
90	R	R	R	R	B	R	R	R	Bd	R	R	R	F	B	F	R	R	P	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	P	P	P	P		
71	R	B	R	R	R	B	B	R	R	R	Bd	R	R	R	R	F	B	B	R	R	B	B	B	P	P	P	P	R	P	P	P	P		
76	R	B	R	R	R	B	B	R	R	R	Bd	R	R	R	B	R	R	B	B	R	R	P	P	B	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
82T	R	B	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	B	R	R	B	B	R	R	B	B	B	B	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
88	R	R	R	R	B	R	R	R	Bd	R	R	R	B	B	R	R	P	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	B	P	P	P	P		
94	R	R	R	R	B	R	R	R	Bd	R	R	R	B	B	R	R	P	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
69	B	B	R	R	R	B	B	R	R	R	Bd	R	R	R	R	R	B	B	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	R	P	P	P	P	
74T	B	B	R	R	B	R	B	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	F	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	R	P	P	P	P	
80	B	B	R	R	R	B	B	R	Bd	R	Bd	R	R	B	R	R	B	B	R	R	P	P	B	P	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
86	B	R	R	R	R	R	R	R	Bd	R	R	R	B	R	R	R	B	B	R	R	P	P	B	P	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
92T	R	R	R	R	R	R	R	R	P	R	R	R	R	R	R	F	B	B	R	R	P	P	B	P	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
96	R	R	R	R	B	R	R	R	Bd	R	R	R	R	B	B	R	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	R	P	P	P	P	
3.1	F	R	R	F	R	B	R	F	F	R	F	R	F	R	R	F	R	F	-	-	F	R	F	B	B	R	B	R	B	B	R	R		
3.2	F	R	R	R	R	R	R	F	F	R	F	R	F	R	R	F	R	F	-	-	F	R	F	F	B	R	B	R	B	B	R	R		
26	B	B	B	R	R	R	R	F	R	R	F	R	R	R	R	R	R	B	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
35T	B	B	R	R	R	R	R	F	R	R	R	R	R	B	R	R	R	B	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
41	B	R	R	R	R	R	R	F	R	R	F	R	F	R	R	F	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
47	B	R	R	R	R	R	R	F	R	R	F	R	F	R	R	F	R	P	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
4.1	F	R	R	F	B	B	R	F	F	R	F	R	F	R	R	F	R	F	-	-	P	R	F	B	B	R	B	R	B	B	R	R		
4.3	F	R	B	R	B	B	R	F	F	R	F	R	F	R	R	F	R	F	-	-	P	R	F	F	B	R	B	R	B	B	R	R		
24	R	R	B	R	R	B	R	F	R	R	R	R	B	B	B	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
33	R	R	R	R	R	B	R	F	R	R	F	R	B	B	B	R	R	B	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
39	R	R	R	R	R	R	R	Bd	R	R	F	R	F	R	B	F	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
45	R	R	R	R	Bd	R	R	F	R	R	F	R	F	R	B	F	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
4.4	B	R	R	R	R	R	R	R	R	F	R	F	F	B	F	F	R	-	-	F	F	F	B	R	B	B	R	R	R	R	R	R		
4.5	R	R	R	B	R	R	Bd	R	R	F	R	R	R	F	R	F	F	F	-	-	F	B	R	B	B	R	R	R	R	R	R	R		
4.6T	P	R	R	B	R	B	R	R	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	-	-	F	R	F	B	B	R	R	R	R	R	R	R	R	
4.7	R	R	P	P	F	R	R	R	R	F	R	R	R	R	R	F	R	R	-	-	F	R	F	B	B	R	R	R	R	R	R	R	R	
5.1	F	R	R	F	B	B	R	F	F	R	F	R	F	R	R	F	R	F	-	-	F	R	F	B	B	R	R	R	B	B	R	R		
5.2T	F	R	B	R	R	B	R	R	R	R	R	B	R	R	R	R	R	F	-	-	F	R	F	B	B	R	R	R	B	B	R	R	R	
9	F	R	B	R	B	B	R	R	R	R	R	R	B	R	B	R	R	R	R	R	R	P	B	B	P	P	-	P	P	P	P	P	P	
22	R	R	R	B	R	B	R	R	R	Bd	R	R	B	B	B	R	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	-	P	P	P	P	P	P	
38	R	R	R	R	R	R	R	Bd	R	R	R	R	B	R	R	R	F	R	R	R	R	P	P	B	P	P	-	P	P	B	P	P	P	
44	F	R	R	R	Bd	R	R	F	R	R	F	R	F	R	R	F	R	R	R	R	P	P	B	P	P	-	P	P	B	P	P	P	P	
5.3	F	R	R	R	Bd	R	Bd	R	R	F	F	R	F	F	R	F	F	R	-	-	F	B	F	B	R	B	B	R	B	B	R	R		
5.4	R	P	P	P	F	P	R	R	R	F	R	R	R	F	R	F	R	P	-	-	F	R	F	B	B	R	R	R	R	R	R	R		
5.5	R	R	P	B	F	R	R	R	R	F	R	R	R	F	R	F	R	R	-	-	R	B	R	B	B	R	R	R	R	R	R	R		
6.1	F	R	R	F	R	B	R	F	F	R	F	R	F	R	R	F	R	F	-	-	F	R	F	B	B	R	R	R	B	B	R	R		
7	F	R	B	B	R	B	R	R	R	R	R	R	B	R	B	R	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
20	R	R	B	B	R	B	R	R	R	Bd	R	R	B	R	R	R	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
31T	R	R	R	R	R	B	R	Bd	R	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
37	B	R	R	R	R	R	R	R	Bd	R	R	R	F	R	R	F	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P
43	F	R	R	R	Bd	R	R	F	R	R	F	R	F	R	R	F	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	B	P	P	P	P	
57T	F	R	R	R	Bd	B	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	P	P	B	P	P	P	P	P	B	P	P	P	P
6.3T	R	R	R	B	R	B	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	-	-	R	B	R	B	B	R	R	R	R	R	R	R	R	
6.5	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	F	R	R	R	F	R	F	F	R	-	-	R	B	F	B	B	R	R	R	R	R	R	R	
8.1	B	P	Bd	R	B	R	R	B	R	B	R	R	R	F	R	F	R	R	R	R	R	P	B	P	P	P	B	P	P	P	P	P	P	
8.2T	B	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	B	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
8.3	R	P	B	R	R	P	R	R	F	R	F	F	R	R	R	F	F	R	R	R	R	B	P	B	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
8.4	R	P	B	R	R	B	R	R	F	R	R	F	R	R	R	F	P	R	R	R	R	B	P	B	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
9.1T	B	R	Bd	R	R	B	R	R	R	R	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	R	R	B	R	P	P	P	P	B	P	P	P	P	P
9.2	B	P	B	R	R	B	R	B	R	R	F	R	R	F	R	R	F	R	R	R	R	P	R	P	P	P	B	P	P	P	P	P	P	
9.3	R	P	B	R	R	P	R	R	F	R	R	F	R	F	R	F	F	R	R	R	R	B	P	B	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
9.4	R	P	B	R	R	P	R	R	F	R	R	F	R	R	R	F	P	R	R	R	R	B	P	B	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
10.1	B	P	Bd	R	B	R	R	B	R	B	R	B	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	P	R	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
10.2	B	P	B	R	B	R	R	B	R	R	F	R	R	F	R	R	F	R	R	R	R	R	P	R	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
10.3T	R	R	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	R	R	R	B	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
10.4	R	P	B	R	R	P	R	R	F	R	R	R	R	R	R	F	P	R	R	R	R	B	P	B	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
11.1	B	P	R	R	B	R	R	B	R	B	R	R	R	R	B	R	R	R	R	R	R	R	P	B	P	P	P	B	P	P	P	P	P	
11.2T	B	R	R	R	B	R	R	R	R	R	F	R	R																					

4. Carte 1. Profondeur (cm) du toit de l'horizon minéral (d'après Viquesnel et Boussey 2001, modifié)



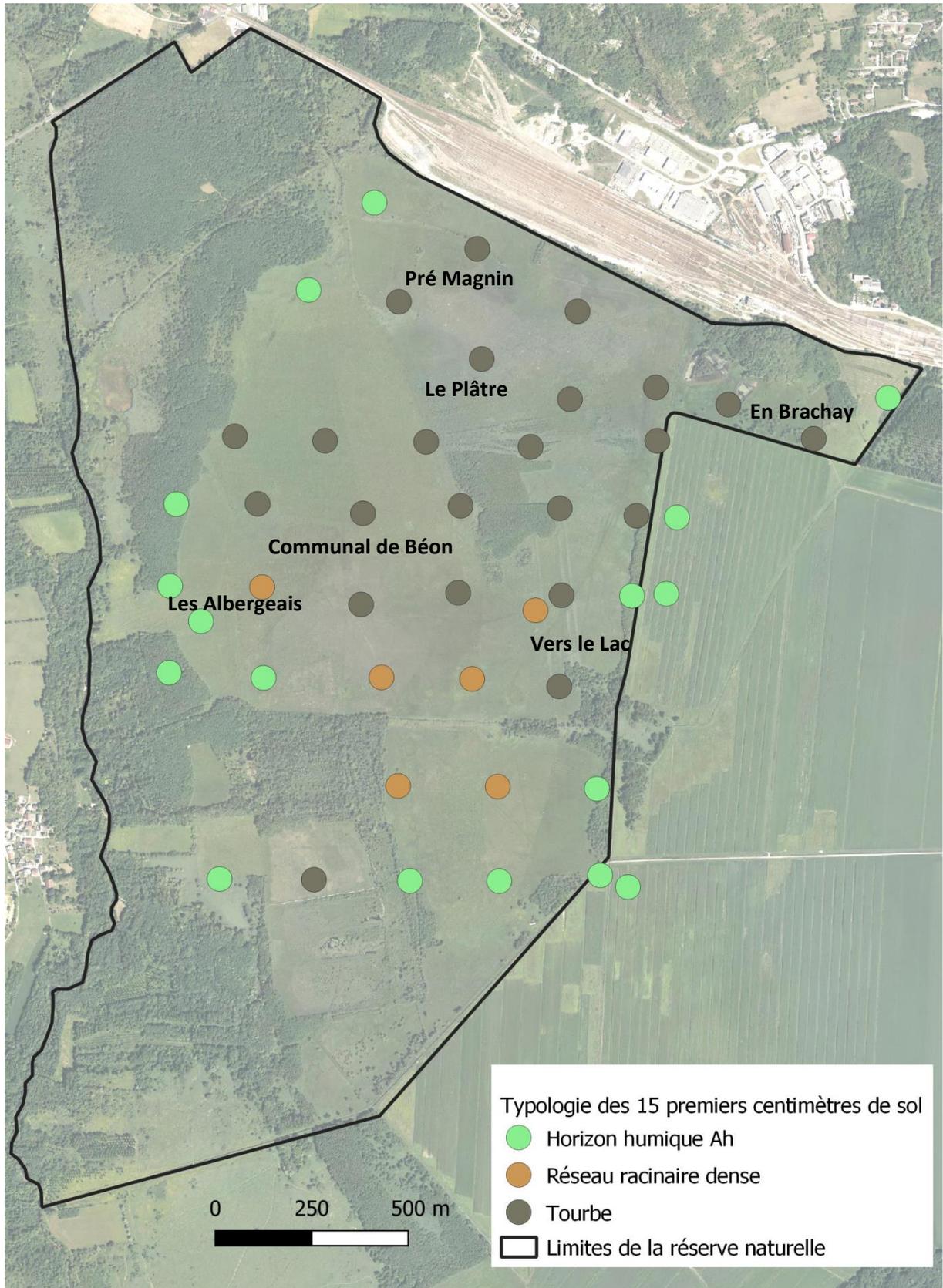
5. Carte 2. Estimation des tassements de tourbe entre 1850 et 2002 (d'après Jezequel 2014, modifié)



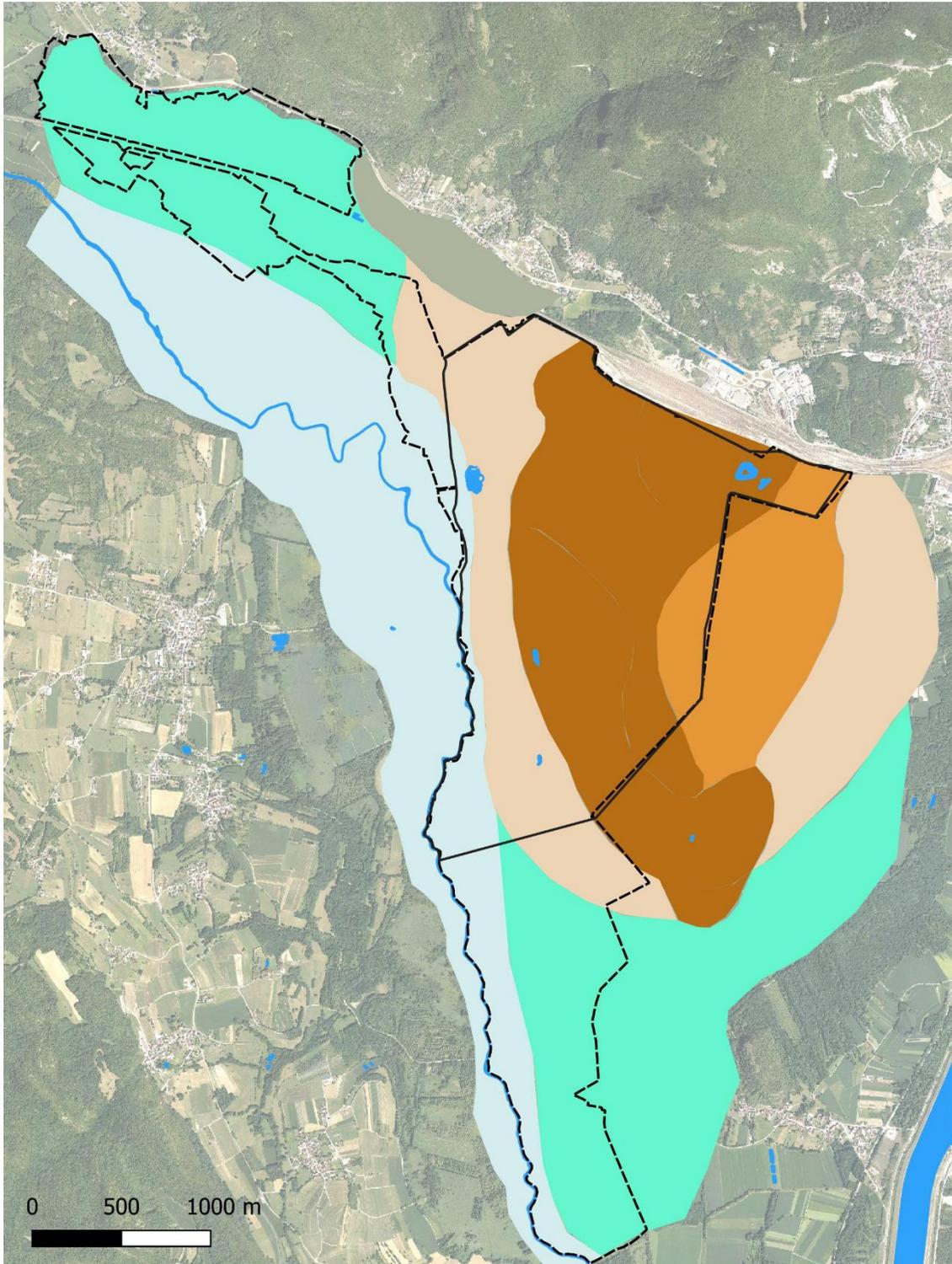
6. Carte 3. Réseau de drains dans la réserve naturelle (d'après Jezequel 2014, modifié)



7. Carte 4. Typologie des 15 premiers centimètres de sol (d'après Viquesnel et Bousely 2001, modifié)



8. Carte 5. Typologie des sols en 1960 (d'après SOGREAH 1960, modifié)



Types de sols

Tourbe alcaline

Tourbe avec lits de limons argileux

Limono-argileux à engorgement permanent

Limono-argileux à engorgement temporaire de surface et permanent en profondeur

Limoneux à engorgement temporaire de profondeur

Sols bruns caillouteux calcaires

Cours d'eau, plan d'eau

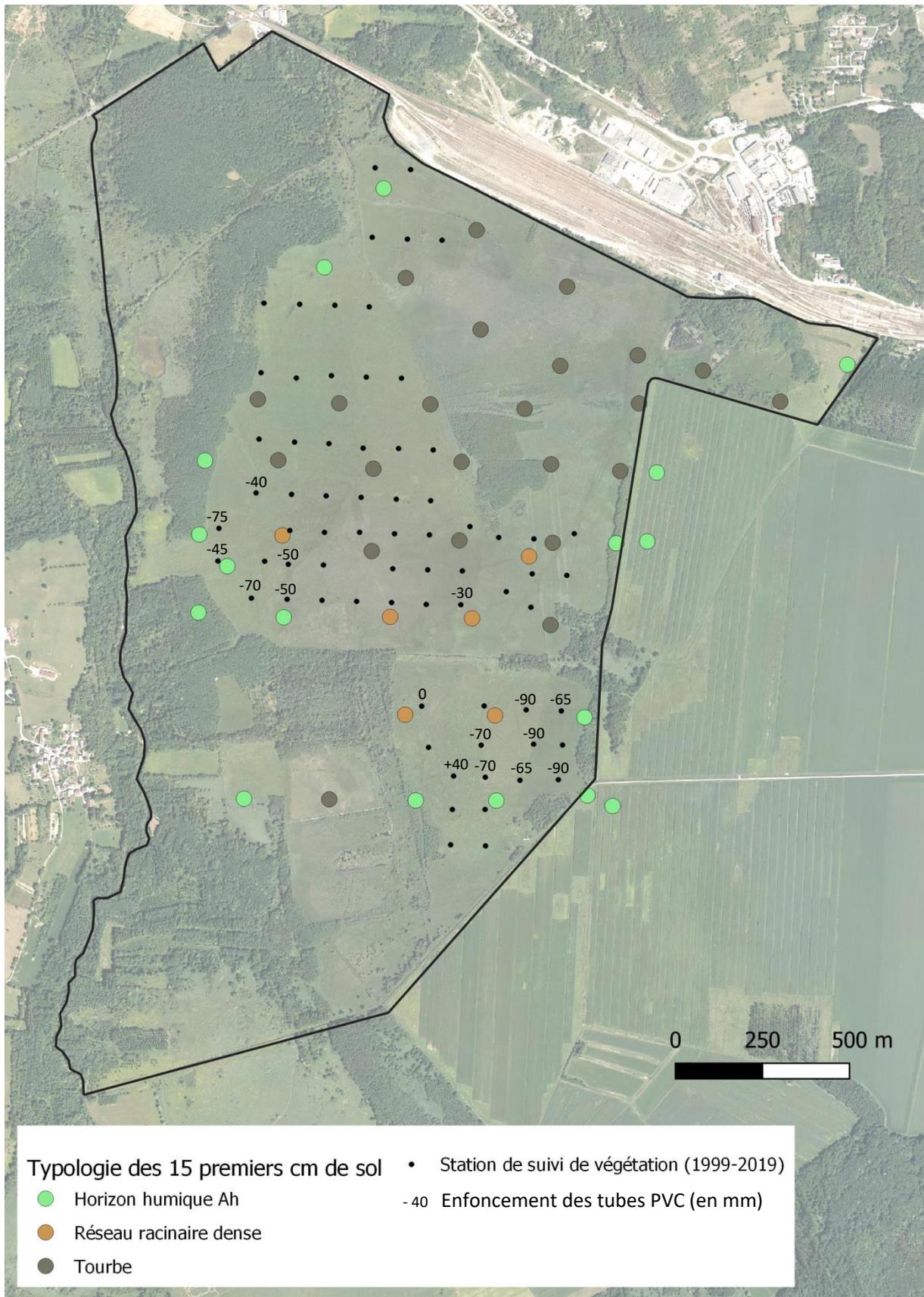
Limite réserve naturelle

Limite ENS

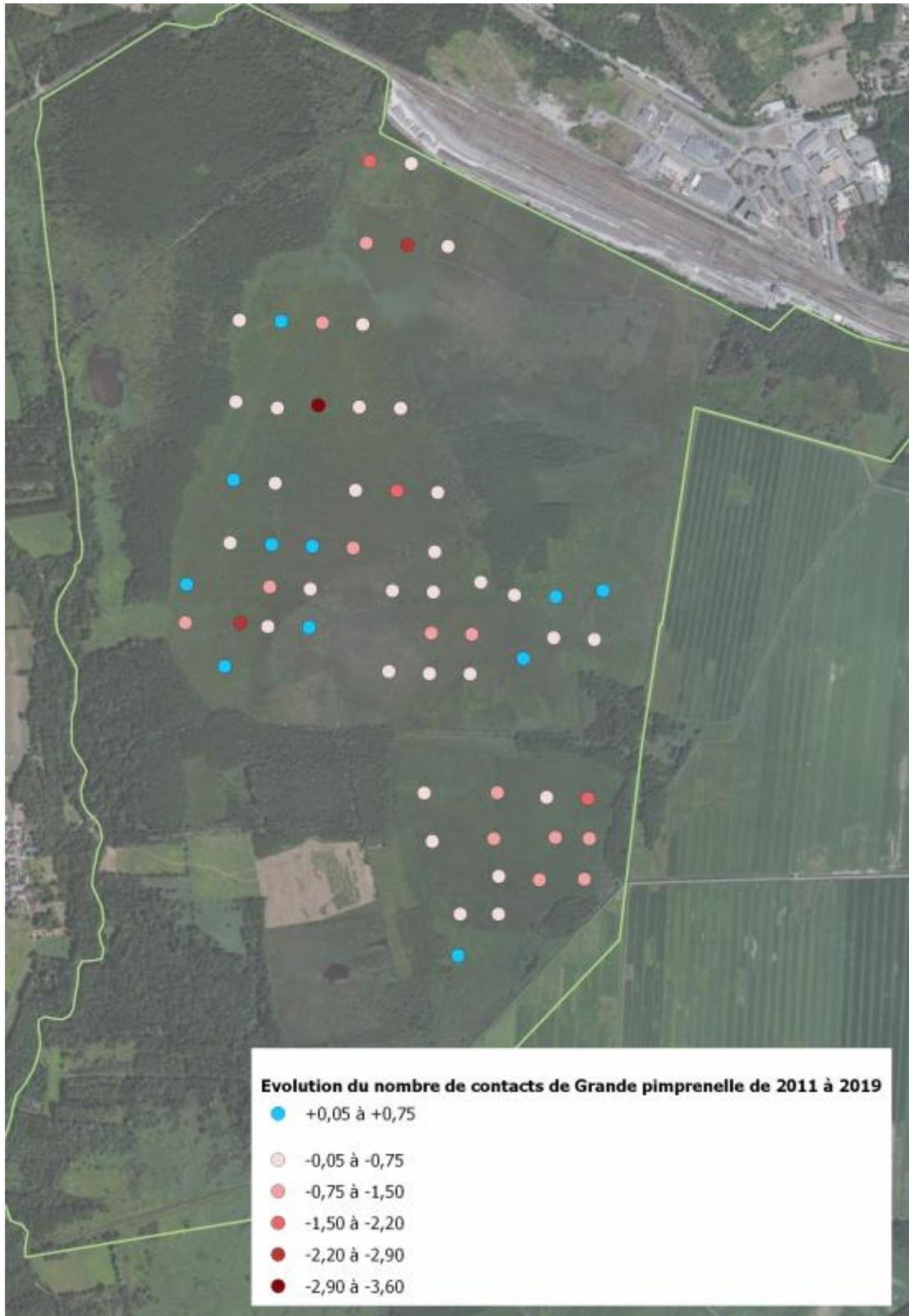
9. **Tableau 2.** Liste des observateurs des treize sessions de suivi, de 1988 à 2019 (les personnes soulignées ont réalisé l'essentiel de la session de suivi).

	Début du suivi	Fin du suivi	Remarque
1986 <u>Olivier Manneville</u> <u>Yves Majchrzak</u>	26/05, 27/05, 03/07, 15/07, 16/07, 24/09, 25/09, 07/10		Cartographie préliminaire de la végétation et installation des piquets pour matérialiser les stations
Session 1988 <u>Olivier Manneville</u> <u>Yves Majchrzak</u> <u>Catherine Walthert</u> Alain Morand	29/06/1987 21/07/1987	06/07/1988 30/07/1988	La session 1988 regroupe la session 1987 avec le suivi de l'enclos sud du communal de Béon et la session 1988 avec le suivi de l'enclos nord
Session 1990 <u>Olivier Manneville</u> <u>Yves Majchrzak</u> Alain Morand	date ?	date ?	
Session 1992 <u>Olivier Manneville</u> <u>Catherine Walthert</u> Alain Ponsoero	02/07/1991 10/07/1991	date ?	La session 1992 regroupe la session 1991 avec le suivi de l'enclos sud du communal de Béon et la session 1994 avec le suivi de l'enclos nord
Session 1995 <u>Olivier Manneville</u> Alain Ponsoero	0/07/1995	date ?	
Session 1996 <u>Olivier Manneville</u> Alain Ponsoero	date ?	date ?	
Session 1999 <u>Fabrice Darinot</u> <u>Marie-Pierre Palisse</u>	06/07/1999	10/08/1999	
Session 2003 <u>Fabrice Darinot</u> <u>Maxime Budin</u> Cécile Guérin	26/06/2003	31/07/2003	
Session 2005 <u>Agnès Bedot</u> Thomas B. <u>Fabrice Darinot</u> Cécile Guérin Florence Giraudet	23/06/2005	21/07/2005	
Session 2007 <u>Kévin Jacquot</u> <u>Michael Servoz</u> Fabrice Darinot	26/06/2007	30/07/2007	
Session 2009 <u>Thomas Perrais</u> <u>Sébastien Guilemjouan</u> Fabrice Darinot	16/06/2009	21/07/2009	
Session 2011 <u>Aubane Nardetto</u> <u>Mégane Germain</u> Fabrice Darinot	09/06/2011	27/07/2011	
Session 2013 <u>Pauline Bravet</u> <u>Julien Mieusset</u> Fabrice Darinot	14/06/2013	30/07/2013	
Session 2015 <u>Camille Delage</u> <u>Andrea Egny</u> Fabrice Darinot	10/06/2015	16/07/2015	
Session 2019 <u>Louis Ton</u> <u>Emilien Pégatoquet</u> Fabrice Darinot	12/06/2019	17/07/2019	

10. **Carte 6.** Typologie des sols et enfoncement des tubes en mm (d'après Viquesnel et Bousely 2001, modifié)



11. Carte 7. Evolution du nombre de contacts de la Grande pimprenelle (*Sanguisorba officinalis*) de 2011 à 2019.



12. Tableau 3. Liste des espèces de plantes vasculaires contactées lors des suivis de 1988 à 2019.

Code RhoMeo	Nom latin	1988	1990	1992	1996	1999	2003	2005	2007	2009	2011	2013	2015	2019
79921	Achillea ptarmica L.	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•
139976	Agropyron caninum (L.) P.Beauv.									•				
80639	Agrostis gigantea Roth					•	•			•				
80759	Agrostis stolonifera L.		•	•	•	•	•	•		•	•		•	
81272	Alisma plantago-aquatica L.		•	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•
81569	Alnus glutinosa (L.) Gaertn.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
82738	Angelica sylvestris L.	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•
86490	Briza media L.				•		•	•			•		•	
87540	Caltha palustris L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
87560	Calystegia sepium (L.) R.Br.	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•
88314	Carex acuta L.													
88318	Carex acutiformis Ehrh.								•		•			
88459	Carex davalliana Sm.						•	•	•	•	•	•	•	•
88478	Carex disticha Huds.										•		•	•
88491	Carex elata All.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
88510	Carex flacca Schreb.										•			
88511	Carex flava L.				•			•	•	•	•	•	•	•
88578	Carex hostiana DC.					•	•	•	•	•	•	•	•	•
88614	Carex lasiocarpa Ehrh.			•	•		•	•	•	•	•	•	•	•
132826	Carex lepidocarpa Tausch			•									•	•
88448	Carex otrubae Podp.											•		
88752	Carex panicea L.	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
88794	Carex pseudocyperus L.							•		•	•	•	•	•
88833	Carex riparia Curtis									•			•	•
88840	Carex rostrata Stokes				•	•		•			•	•	•	•
88942	Carex vesicaria L.							•	•	•		•	•	•
89250	Carum carvi L.							•	•		•			
89619	Centaurea jacea L.									•	•			
91382	Cirsium palustre (L.) Scop.												•	
91823	Cladium mariscus (L.) Pohl	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
116478	Cyperus flavescens L.					•	•		•	•			•	
93936	Cyperus fuscus L.												•	
94259	Dactylorhiza incarnata (L.) Soó		•				•	•		•	•	•	•	
95922	Eleocharis palustris R.Br.			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
95933	Eleocharis uniglumis (Link) Schult.				•		•	•	•	•	•	•	•	•
96180	Epilobium hirsutum L.				•	•	•			•	•			•
96465	Epipactis palustris (L.) Crantz				•		•	•	•	•	•	•	•	•
96519	Equisetum fluviatile L.			•			•	•	•	•	•	•	•	•
96534	Equisetum palustre L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
96856	Eriophorum angustifolium Honck.							•	•	•				
96852	Eriophorum latifolium Hoppe	•	•					•	•	•	•	•	•	
97434	Eupatorium cannabinum L.	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•		•
98717	Filipendula ulmaria (L.) Maxim.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
98888	Frangula alnus Mill.	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•
98921	Fraxinus excelsior L.										•			
99494	Galium palustre L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
99828	Genista tinctoria L.					•				•	•	•		
99922	Gentiana pneumonanthe L.	•	•	•	•	•	•		•	•	•		•	•
100576	Gratiola officinalis L.		•					•			•			•
102900	Holcus lanatus L.								•		•			
103142	Hydrocotyle vulgaris L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
103329	Hypericum tetrapterum Fr.					•	•	•			•			
103648	Inula salicina L.							•	•		•	•		•
103772	Iris pseudacorus L.	•	•	•				•	•	•	•	•	•	•
104111	Juncus alpinoarticulatus Chaix												•	•
104126	Juncus articulatus L.		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
104160	Juncus conglomeratus L.					•	•	•	•	•	•	•	•	•

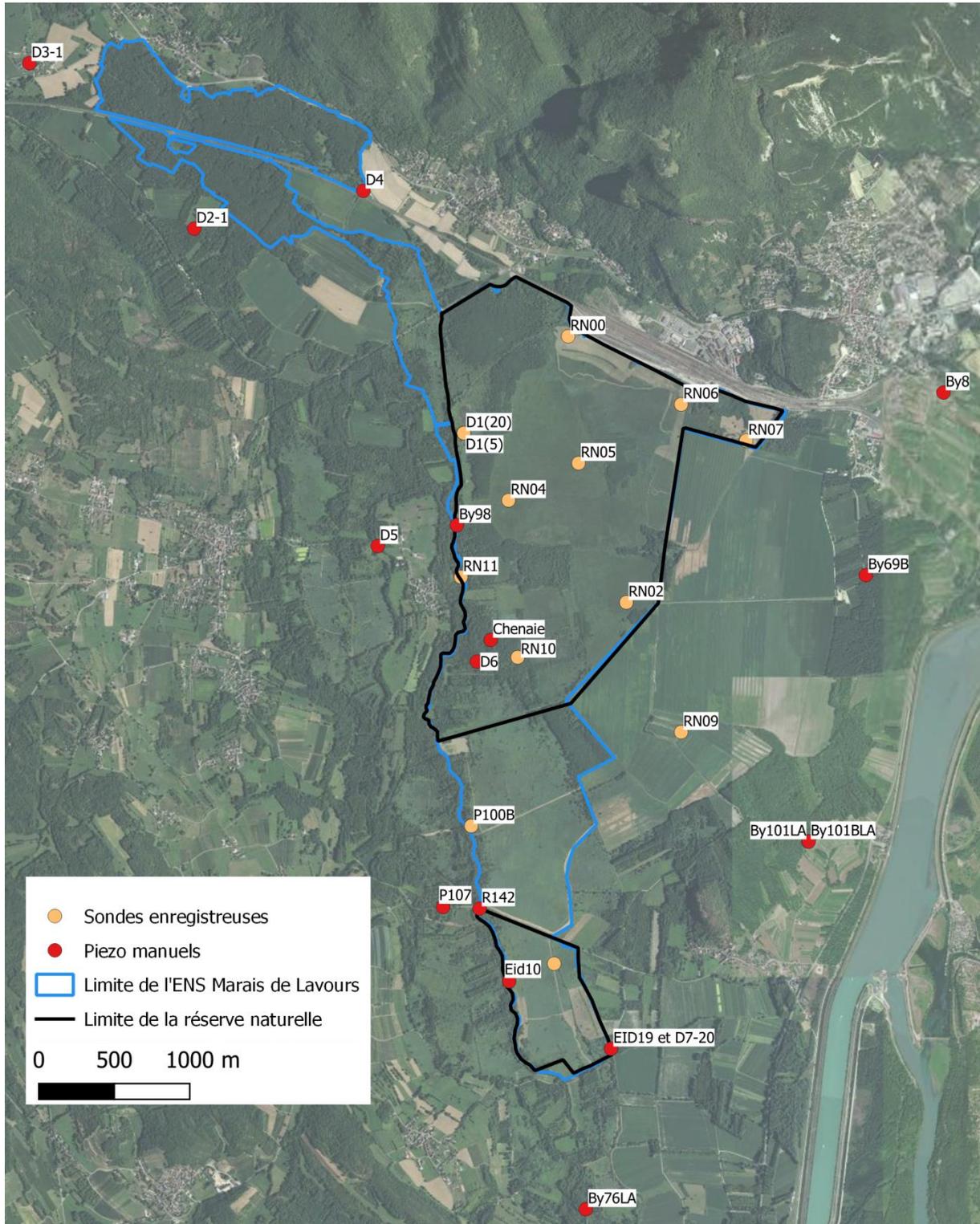
Code RhoMeo	Nom latin	1988	1990	1992	1996	1999	2003	2005	2007	2009	2011	2013	2015	2019
104173	Juncus effusus L.						•	•	•	•	•	•		•
104214	Juncus inflexus L.									•	•		•	•
104340	Juncus subnodulosus Schrank	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
105239	Lathyrus palustris L.					•	•	•	•	•	•	•	•	•
105400	Leersia oryzoides (L.) Sw.					•	•			•			•	
106288	Linum catharticum L.		•	•			•				•		•	
106353	Liparis loeselii (L.) Rich.		•					•		•			•	
106653	Lotus corniculatus L.						•		•		•	•	•	
106670	Lotus glaber Mill.									•	•		•	
106698	Lotus uliginosus Schkuhr				•	•		•					•	•
106747	Ludwigia palustris (L.) Elliott				•		•		•	•	•		•	•
107038	Lycopus europaeus L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
107073	Lysimachia nummularia L.					•		•	•	•		•		
107090	Lysimachia vulgaris L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
107117	Lythrum salicaria L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
107887	Melilotus altissimus Thuill.										•	•		
108027	Mentha aquatica L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
108345	Menyanthes trifoliata L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
108718	Molinia caerulea (L.) Moench	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
109091	Myosotis scorpioides L.						•							
109869	Oenanthe fistulosa L.					•	•					•		•
109881	Oenanthe lachenalii C.C.Gmel.			•	•	•	•	•	•	•	•		•	•
82286	Orchis palustris Jacq.										•			
112426	Parnassia palustris L.	•	•		•					•	•			•
112590	Pedicularis palustris L.													•
126615	Peucedanum palustre (L.) Moench	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
112975	Phalaris arundinacea L.										•			•
113260	Phragmites australis (Cav.) Steud.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
114011	Platanthera bifolia (L.) Rich.						•	•	•	•	•	•	•	
114312	Poa palustris L.													
114332	Poa pratensis L.												•	
114416	Poa trivialis L.							•	•	•			•	•
114822	Polygonum persicaria L.								•					
115470	Potentilla erecta (L.) Rausch.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
116903	Ranunculus acris L.								•		•		•	•
117025	Ranunculus flammula L.			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
117096	Ranunculus lingua L.			•										
117201	Ranunculus repens L.					•	•	•				•	•	
117224	Ranunculus sceleratus L.				•									
117731	Rhynchospora alba (L.) Vahl		•			•	•	•	•	•				
119991	Salix cinerea L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
120189	Salix purpurea L.						•	•	•		•		•	
120758	Sanguisorba officinalis L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
121581	Schoenus nigricans L.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
95922	Scirpus palustris L.		•	•										
122069	Scutellaria galericulata L.	•	•		•		•	•	•	•	•	•	•	•
122329	Selinum carvifolia (L.) L.						•	•					•	
122678	Senecio paludosus L.	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•
122971	Serratula tinctoria L.	•	•	•		•	•	•	•	•	•		•	•
123367	Silaum silaus (L.) Schinz & Thell.										•		•	•
124034	Solanum dulcamara L.						•							
124168	Solidago gigantea Aiton				•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
124798	Stachys palustris L.							•	•	•				•
125295	Succisa pratensis Moench	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
126124	Thalictrum flavum L.	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•
127439	Trifolium pratense L.											•		
128268	Urtica dioica L.												•	
128394	Valeriana dioica L.	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•		•
128419	Valeriana officinalis L.	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•
128754	Verbena officinalis L.													•
129087	Viburnum opulus L.	•	•						•	•	•		•	
129147	Vicia cracca L.		•			•	•	•	•	•	•			•
Nombre d'espèces	119	39	48	42	43	57	75	73	69	76	85	64	80	75

13. **Tableau 4.** Valeurs du coefficient de conservatisme, de l'indice d'engorgement et de l'indice de fertilité pour les espèces de plantes vasculaires contactées lors des suivis de 1988 à 2019.

Code RhoMeo	Nom latin	Coefficient de conservatisme	Indice d'engorgement	Indice de fertilité
79921	<i>Achillea ptarmica</i> L.	6	7	3
139976	<i>Agropyron caninum</i> (L.) P.Beauv.	0	6	0
80639	<i>Agrostis gigantea</i> Roth	2	6	3
80759	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	5	7	4
81272	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	6	9	3
81569	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	5	8	4
82738	<i>Angelica sylvestris</i> L.	5	7	3
86490	<i>Briza media</i> L.	3	3	2
87540	<i>Caltha palustris</i> L.	6	9	3
87560	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.	3	6	4
88314	<i>Carex acuta</i> L.	6	8	4
88318	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	6	8	4
88459	<i>Carex davalliana</i> Sm.	8	8	2
88478	<i>Carex disticha</i> Huds.	8	8	3
88491	<i>Carex elata</i> All.	6	9	3
88510	<i>Carex flacca</i> Schreb.	3	4	2
88511	<i>Carex flava</i> L.	7	8	3
88578	<i>Carex hostiana</i> DC.	7	8	2
88614	<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh.	8	8	2
132826	<i>Carex lepidocarpa</i> Tausch	7	8	2
88448	<i>Carex otrubae</i> Podp.	7	7	3
88752	<i>Carex panicea</i> L.	7	8	2
88794	<i>Carex pseudocyperus</i> L.	8	9	3
88833	<i>Carex riparia</i> Curtis	6	8	4
88840	<i>Carex rostrata</i> Stokes	7	9	2
88942	<i>Carex vesicaria</i> L.	6	9	3
89250	<i>Carum carvi</i> L.	2	5	3
89619	<i>Centaurea jacea</i> L.	3	5	3
91382	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	6	7	3
91823	<i>Cladium mariscus</i> (L.) Pohl	7	9	3
116478	<i>Cyperus flavescens</i> L.	5	7	3
93936	<i>Cyperus fuscus</i> L.	3	8	3
94259	<i>Dactylorhiza incarnata</i> (L.) Soó	6	8	2
95922	<i>Eleocharis palustris</i> R.Br.	5	8	3
95933	<i>Eleocharis uniglumis</i> (Link) Schult.	6	8	2
96180	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	4	7	4
96465	<i>Epipactis palustris</i> (L.) Crantz	7	7	2
96519	<i>Equisetum fluviatile</i> L.	7	9	3
96534	<i>Equisetum palustre</i> L.	7	8	2
96856	<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck.	8	8	2
96852	<i>Eriophorum latifolium</i> Hoppe	8	8	2
97434	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	4	7	4
98717	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	5	7	4
98888	<i>Frangula alnus</i> Mill.	3	6	2
98921	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	2	6	3
99494	<i>Galium palustre</i> L.	6	7	2
99828	<i>Genista tinctoria</i> L.	3	4	2
99922	<i>Gentiana pneumonanthe</i> L.	8	7	2
100576	<i>Gratiola officinalis</i> L.	7	8	3
102900	<i>Holcus lanatus</i> L.	3	5	3
103142	<i>Hydrocotyle vulgaris</i> L.	6	8	2
103329	<i>Hypericum tetrapterum</i> Fr.	6	7	3
103648	<i>Inula salicina</i> L.	5	6	2
103772	<i>Iris pseudacorus</i> L.	6	8	4
104111	<i>Juncus alpinoarticulatus</i> Chaix	6	8	3
104126	<i>Juncus articulatus</i> L.	5	8	3
104160	<i>Juncus conglomeratus</i> L.	6	6	3

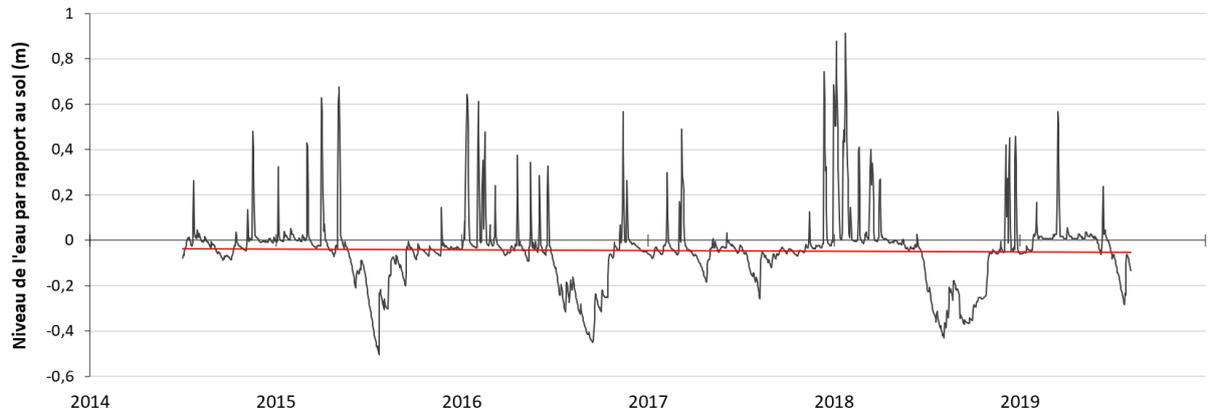
Code RhoMeo	Nom latin	Coefficient de conservatisme	Indice d'engorgement	Indice de fertilité
104173	Juncus effusus L.	6	7	4
104214	Juncus inflexus L.	5	7	4
104340	Juncus subnodulosus Schrank	7	7	4
105239	Lathyrus palustris L.	8	8	2
105400	Leersia oryzoides (L.) Sw.	6	9	4
106288	Linum catharticum L.	3	4	2
106353	Liparis loeselii (L.) Rich.	9	8	1
106653	Lotus corniculatus L.	2	4	3
106670	Lotus glaber Mill.	4	6	3
106698	Lotus uliginosus Schkuhr	7	7	4
106747	Ludwigia palustris (L.) Elliott	6	9	3
107038	Lycopus europaeus L.	5	8	3
107073	Lysimachia nummularia L.	8	6	4
107090	Lysimachia vulgaris L.	6	7	3
107117	Lythrum salicaria L.	5	7	3
107887	Melilotus altissimus Thuill.	3	5	3
108027	Mentha aquatica L.	4	8	3
108345	Menyanthes trifoliata L.	8	8	2
108718	Molinia caerulea (L.) Moench	5	7	2
109091	Myosotis scorpioides L.	6	7	4
109869	Oenanthe fistulosa L.	6	8	3
109881	Oenanthe lachenalii C.C.Gmel.	7	8	3
82286	Orchis palustris Jacq.	7	8	2
112426	Parnassia palustris L.	7	7	2
112590	Pedicularis palustris L.	8	8	2
126615	Peucedanum palustre (L.) Moench	6	8	2
112975	Phalaris arundinacea L.	5	7	4
113260	Phragmites australis (Cav.) Steud.	5	8	4
114011	Platanthera bifolia (L.) Rich.	3	6	2
114312	Poa palustris L.	6	8	3
114332	Poa pratensis L.	3	6	4
114416	Poa trivialis L.	3	6	4
114822	Polygonum persicaria L.	2	5	4
115470	Potentilla erecta (L.) Rausch.	4	5	2
116903	Ranunculus acris L.	2	5	3
117025	Ranunculus flammula L.	6	8	2
117096	Ranunculus lingua L.	8	8	3
117201	Ranunculus repens L.	3	6	4
117224	Ranunculus sceleratus L.	4	8	5
117731	Rhynchospora alba (L.) Vahl	9	8	1
119991	Salix cinerea L.	5	7	2
120189	Salix purpurea L.	4	6	3
120758	Sanguisorba officinalis L.	6	6	4
121581	Schoenus nigricans L.	8	8	2
95922	Scirpus palustris L.	5	8	3
122069	Scutellaria galericulata L.	5	8	3
122329	Selinum carvifolia (L.) L.	7	7	2
122678	Senecio paludosus L.	7	9	3
122971	Serratula tinctoria L.	2	6	2
123367	Silaum silaus (L.) Schinz & Thell.	7	6	2
124034	Solanum dulcamara L.	4	6	4
124168	Solidago gigantea Aiton	0	6	4
124798	Stachys palustris L.	4	6	3
125295	Succisa pratensis Moench	5	6	3
126124	Thalictrum flavum L.	7	7	3
127439	Trifolium pratense L.	2	5	3
128268	Urtica dioica L.	1	6	5
128394	Valeriana dioica L.	6	8	3
128419	Valeriana officinalis L.	5	6	3
128754	Verbena officinalis L.	1	5	4
129087	Viburnum opulus L.	3	6	3
129147	Vicia cracca L.	3	5	3

14. Carte 8. Le réseau de piézomètres du marais de Lavours

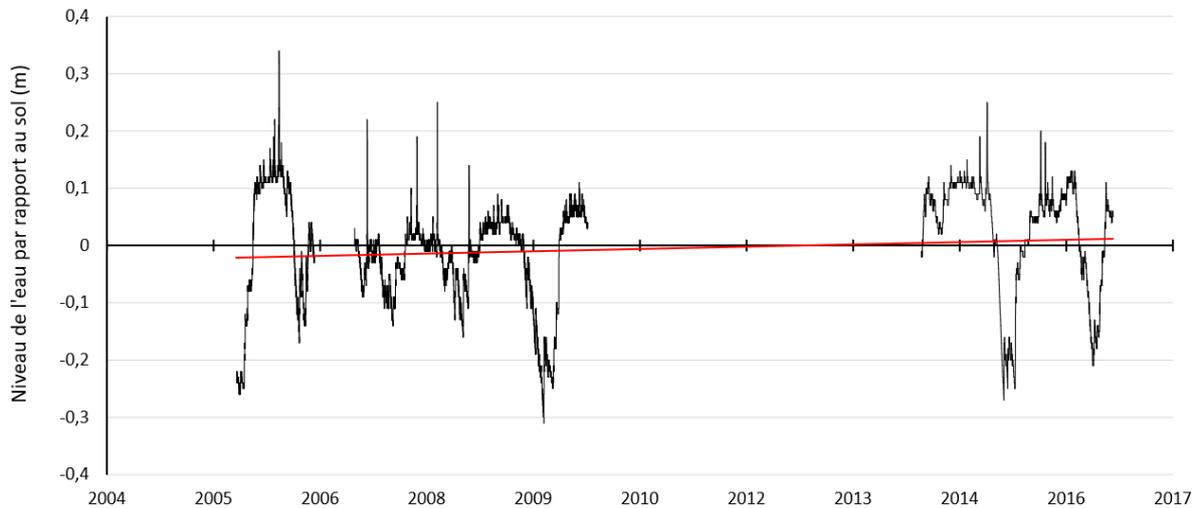


15. **Figure 2.** Evolution du niveau de la nappe phréatique dans les prairies.

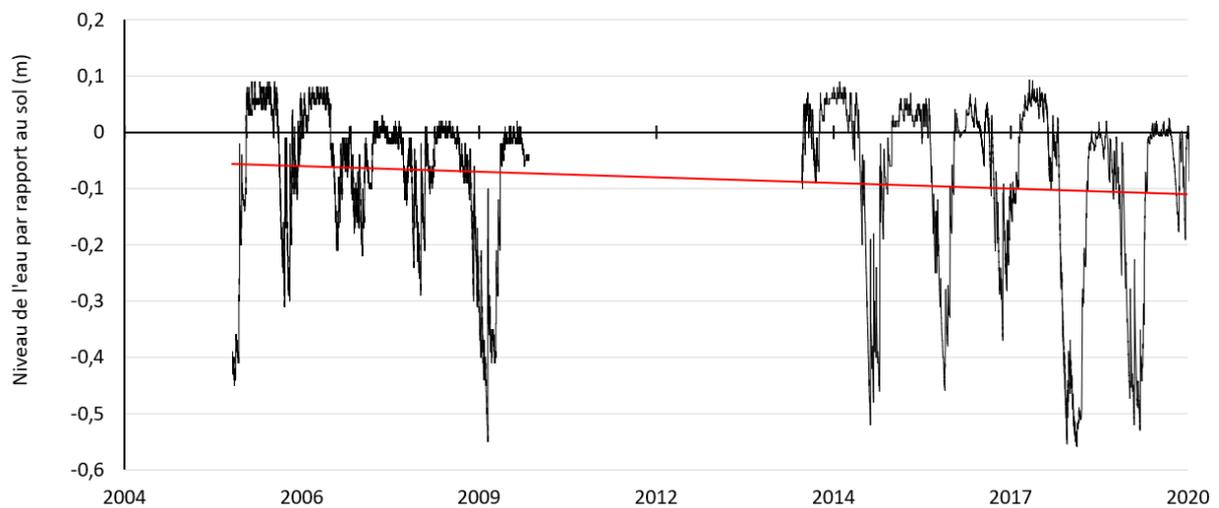
- Piézomètre RN00 (Pré Magnin)



- Piézomètre RN05 (centre-est communal de Béon)



- Piézomètre RN02 (sud communal de Ceyzérieu)



16. Archivage des données

1) Fiches des relevés originaux sur papier : placard du bureau de la Maison du marais, siège de l'EIRAD

2) Fichiers Excel de relevés (data bruts)

T:\La Réserve naturelle\Scientifique\Flore-végétation\Suivis végétation prairiale\Data

3) Fichiers pour synthèse 1988-2019

✓ Fichiers mis en forme pour calculette RhoMeo

T:\La Réserve naturelle\Scientifique\Flore-végétation\Suivis végétation prairiale\Analyses veget\Synthèse végétation 1988-2019\Calculette RhoMeo 1988-2019

✓ Calculette RhoMeo : Rhomeo-1.1.exe (le site Marais de Lavours est déjà saisi)

✓ Fichiers résultats RhoMeo

T:\La Réserve naturelle\Scientifique\Flore-végétation\Suivis végétation prairiale\Analyses veget\Synthèse végétation 1988-2019\Calculette RhoMeo 1988-2019\Résultats RhoMeo RNML 1988-2019

✓ Fichiers d'analyses (nombre de contacts, richesse et diversité spécifique, état de conservation, effet de la gestion des placettes...)

T:\La Réserve naturelle\Scientifique\Flore-végétation\Suivis végétation prairiale\Analyses veget\Synthèse végétation 1988-2019

✓ Piézométrie

T:\La Réserve naturelle\Scientifique\Flore-végétation\Suivis végétation prairiale\Analyses veget\Synthèse végétation 1988-2019\Rapport 1988-2019\Fichiers de travail\Piézométrie

✓ Cartographie SIG

T:\La Réserve naturelle\QGIS\scientifique\Suivi veget prairiale

✓ Rapport

T:\La Réserve naturelle\Scientifique\Flore-végétation\Suivis végétation prairiale\Analyses veget\Synthèse végétation 1988-2019\Rapport 1988-2019

Depuis trente ans, le suivi de la végétation des praires tourbeuses de la Réserve naturelle nationale du marais de Lavours bénéficie du soutien financier de :



ENTENTE INTERDEPARTEMENTALE POUR LA
DEMOUSTICATION

Chemin des prés de la Tour
73 310 Chindrieux

Téléphone : 04 79 54 21 58
Télécopie : 04 79 54 28 41

Mél : contact@reserve-lavours.com