



Tourbière de Marchiennes en 1989 (photographie J. Timmerman)

Étude écohydrologique de la Réserve Naturelle Nationale de la Tourbière de Marchiennes - Rapport final 2024

LIFE+ Nature Anthropofens - LIFE18 NAT/FR/000906

« Restaurer les habitats de marais tourbeux alcalins du Nord de la France et de la Belgique dans l'Anthropocène »

Prestataire :



Arnaud DURANEL
5, Clos Jean
54700 Pont-à-Mousson
Email: arnaud.duranel@univ-st-etienne.fr
M : +33 (0) 7 80 32 60 76
SIRET : 882 793 359 00028

Commanditaire :



Syndicat Mixte du Parc naturel régional
Scarpe-Escaut
357 rue Notre-Dame d'Amour
59230 Saint-Amand-les-Eaux
T : +33 (0) 3 27 19 19 70
Responsable : Aurélien Thurette
Chargée de Projet : Mathilde Castelli

Résumé étendu

Dans le cadre du programme LIFE+ Nature « Anthropofens » (2020-2025), le Parc naturel régional Scarpe-Escaut (PNRSE) a commissionné Ecotelm pour réaliser une étude éco-hydrologique de la tourbière de Marchiennes, dans la commune du même nom. Cette étude s'inscrit dans une démarche de diagnostic fonctionnel, qui vise à déterminer les processus qui contribuent au développement, au maintien ou à l'évolution d'un écosystème, afin de proposer une stratégie de conservation adaptée. Elle comprend un ensemble d'investigations s'articulant les unes avec les autres. Elle a été menée en parallèle avec une étude commandée par le PNRSE au Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), visant à mieux comprendre les échanges entre eaux de surface et eaux souterraines dans le secteur de Vred et de Marchiennes.

La tourbière de Marchiennes a récemment été classée Réserve Naturelle Nationale, notamment du fait de la présence de bas-marais alcalins exceptionnels dans le nord de la France, et en particulier de la roselière turficole à Cladion marisque (*Cladietum marisci*) et de la roselière turficole à Fougère des marais et Phragmite commun (*Thelypterido palustris - Phragmitetum australis*). Ces habitats se sont développés dans la partie la plus basse (nommée « zone centrale ») de la légère dépression occupée par la tourbière. Au cours des dernières décennies, ils ont fortement régressé suite au fort développement à leurs dépens d'habitats préforestiers ou forestiers humides, notamment du fourré à Saule cendré et Aulne glutineux (*Alno glutinosae - Salicetum cinereae*). En périphérie nord-est de cette dépression (nommée « zone nord-est »), on trouve un ensemble de groupements de roselières, de grandes cariçaies et de boisements. La tourbière est bordée au sud par le cours d'eau du Wacheux, dont elle est partiellement isolée par une digue interrompue par un ouvrage hydraulique, au nord-est par la Scarpe canalisée, dont les niveaux sont maintenus constants pour la navigation et toujours plus élevés que dans la tourbière, et à l'ouest par la route surélevée de Somain. Au nord elle reçoit le réseau de fossés drainant la partie sud de la ville de Marchiennes.

L'analyse de la littérature indique que la dépression dans laquelle s'est formée la tourbière résulte de processus thermokarstiques à la fin du Pléniglaciaire weichselien, il y a environ 17000 à 21000 ans. Cette dépression s'est formée dans des sédiments minéraux quaternaires (sables, sables limoneux et limons) majoritairement déposés pendant le Pléniglaciaire supérieur weichselien. La stratigraphie sous-jacente est constituée (de haut en bas) par des sables thanétiens (sables d'Ostricourt), des argiles thanétiennes (argiles de Louvil), et des craies du Séno-Turonien. L'existence de flux significatifs par drainance entre l'aquifère des sédiments minéraux quaternaires et des sables thanétiens d'une part, et l'aquifère de la craie d'autre part, au travers des argiles de Louvil, est disputée.

L'analyse des documents historiques disponibles montre que la zone centrale de la tourbière a fait l'objet d'une importante extraction de tourbe au 18^e siècle, qui a résulté en la création d'un large plan d'eau peu profond en couvrant probablement la quasi-totalité à la fin de cette période. En 1859, un dense réseau de fossés disposés en arêtes de poisson a été creusé à des fins de valorisation agricole. Les fossés de 2 à 3 m de largeur séparent des lègres de 10 m de largeur environ, et convergent vers un fossé central. L'ensemble a été isolé du reste de la tourbière par une digue périphérique. Le niveau de l'eau a été abaissé à 60 cm sous le sol au moyen d'une pompe, et les lègres mis en culture. Cette tentative de valorisation agricole semble avoir été infructueuse, et a été abandonnée à une date inconnue comprise entre 1860 et 1940.

Dans la zone centrale, la cartographie du recouvrement des ligneux sur la base des photographies aériennes disponibles depuis 1955 montre une colonisation progressive de la quasi-totalité des zones ouvertes à cette date, en particulier par le Saule cendré, avec une très forte accélération de la vitesse de colonisation dans les années 1990 et 2000, puis une forte baisse du fait de la saturation des espaces disponibles.

Les études stratigraphiques et paléoécologiques ont mis en évidence le très fort impact de l'exploitation de la zone centrale de la tourbière aux 18^e et 19^e siècles sur les processus hydrologiques, sédimentaires et pédologiques, et sur les communautés végétales qui s'y sont succédé. Les tourbes les plus profondes, antérieures à ces perturbations, semblent avoir été mises en place par une végétation dominée par le Phragmite, avec une forte représentation d'espèces des eaux stagnantes peu profondes, sans qu'il soit possible de déterminer si ces végétations se sont succédé dans le temps ou ont co-existé. L'extraction de tourbe vraisemblablement généralisée au 18^e siècle a conduit à la formation d'un plan d'eau peu profond, au fond duquel se serait déposé par endroits un tuf carbonaté. En 1859, après pompage et abaissement du niveau de la nappe, les déblais issus du creusement des fossés, comprenant le tuf, la tourbe encore présente et les sédiments minéraux quaternaires, ont été étalés sur les lègres, formant un remblai épais de plusieurs dizaines de centimètres. Ce remblai semble avoir été labouré, ou régulièrement et pendant plusieurs années abondé de sédiments tirés du fond des fossés. Pendant la phase d'exploitation agricole, le niveau du sol s'est vraisemblablement affaissé du fait du tassement des matériaux et de la minéralisation de la tourbe sous-jacente. A une date indéterminée, probablement vers la fin du 19^e siècle ou le début du 20^e, l'exploitation agricole a été abandonnée, et le pompage stoppé. Le niveau de la nappe a retrouvé son altitude initiale, plusieurs dizaines de centimètres au-dessus du niveau du sol. Au-dessus des lègres, le plan d'eau peu profond ainsi formé a été quasiment intégralement colonisé par un radeau à Marisque, espèce jusque-là très peu présente sur le site. Les fossés sont restés libres. En 160 ans au maximum, le Marisque a permis l'accumulation de 20 à 45 cm de tourbe. Les restes de ligneux sont rares dans la colonne de tourbe, à part à la base et en surface, témoignant de la récente colonisation par le Saule cendré. Dans la zone nord-est, la tourbe est plus dégradée et les macro-restes plus difficilement identifiables. Le Phragmite semble y avoir été prépondérant, avec quelques phases plus aquatiques mais une absence notable du Marisque.

La partie supérieure du dépôt tourbeux, en particulier dans les secteurs périphériques où l'altitude du sol est plus élevée, montre des signes de minéralisation indiquant une augmentation relativement récente (probablement depuis quelques décennies) de la profondeur de la nappe.

L'analyse des mesures piézométriques réalisées par le PNRSE depuis 1998 dans les sédiments minéraux quaternaires de la plaine de la Scarpe montre un abaissement généralisé de la nappe en période de basses eaux, et dans une moindre mesure en période de hautes eaux. L'analyse montre que cet abaissement a commencé de manière relativement simultanée dans la plupart des piézomètres, entre 2015 et 2020 environ, et donc qu'un même facteur explicatif est vraisemblablement en cause. Cette évolution est attribuée au changement climatique, puisqu'elle est corrélée à une sécheresse climatique prolongée depuis 2016-2017.

Un suivi piézométrique et limnimétrique détaillé a été mené au cours de l'étude, sur la base d'un réseau de piézomètres et de limnimètres installés dans les eaux de surface, la tourbe, et les sédiments minéraux quaternaires. Les données collectées par le BRGM dans deux piézomètres installés dans les sables thanétiens et la craie séno-turonienne en périphérie immédiate de la tourbière ont également été analysées. Il est montré que les niveaux piézométriques et limnimétriques (exprimés en m NGF69) dans les eaux de surface (y compris le Wacheux mais à l'exception de la Scarpe canalisée), la tourbe, les sédiments minéraux quaternaires et les sables thanétiens sont à peu près identiques sur l'ensemble du site, et ne dépendent pas de la topographie de surface, ni de la profondeur de la crépine des piézomètres. Ils sont donc essentiellement l'expression de la position d'une seule et même nappe, ne présentant que très peu ou pas de flux verticaux, et circulant latéralement dans les formations plutôt perméables et sans différence hydrodynamique majeure que constituent les sables thanétiens et les sédiments quaternaires dont les alluvions de la Scarpe (Pinson & Mardhel 2008). Cette nappe intersecte les creux topographiques pour former les surfaces d'eau libre dans la tourbière en période de submersion, le Wacheux, les fossés et très probablement les étangs. L'hydropériode des différents secteurs de la tourbière dépend donc

principalement de la topographie de surface, qui détermine la profondeur de la nappe (exprimée en m sous le niveau du sol). Ainsi, la zone centrale est plus longtemps submergée que la zone nord-est du simple fait d'une altitude du sol inférieure.

Ce modèle conceptuel principal est modulé à la marge par des phénomènes de moindre importance et plus localisés, qui peuvent affecter localement le niveau de la nappe et générer des gradients hydrauliques latéraux et donc des flux également latéraux.

Le premier de ces phénomènes correspond aux échanges avec le Wacheux, communiquant avec la tourbière via un ouvrage hydraulique. En période de hautes eaux cet ouvrage est totalement submergé, mais paradoxalement les échanges avec le Wacheux semblent très réduits voire nuls, le drainage du Wacheux étant fortement limité par la faible pente et les hauts niveaux en aval. Pendant cette période les niveaux dans la tourbière et le Wacheux sont identiques et fixés par ceux de la nappe des sables thanétiens et des sédiments quaternaires. L'ouvrage hydraulique n'est pas complètement étanche, même lorsque les niveaux dans la tourbière et le Wacheux descendent sous le seuil de submersion. En période de remplissage de la tourbière, il réduit donc fortement mais pas complètement les apports du Wacheux. Inversement en période de vidange, il réduit fortement mais pas complètement les pertes vers le Wacheux. En période de basses eaux le Wacheux est à sec et ne draine ni la tourbière ni la nappe des sédiments quaternaires (en tout cas localement et pendant la période de suivi disponible).

Le deuxième phénomène semble résulter des différences de porosité efficace entre les surfaces d'eau libre (pour lesquelles la « porosité efficace » est de 100%), les tourbes en plus ou moins bon état de conservation, et les sédiments minéraux (sables thanétiens inclus), dans lesquels la porosité efficace est la plus faible. Ces différences de porosité efficace entre secteurs vont induire une réponse différente de la nappe aux périodes d'évapotranspiration intense et aux épisodes pluvieux, et générer localement des gradients hydrauliques horizontaux de faible ampleur et de courte durée, mais qui vont se traduire par des flux de surface et/ou souterrains et un rééquilibrage des niveaux à l'échelle du site. Ces flux semblent se produire des formations minérales périphériques vers la tourbière suite aux épisodes pluvieux, et de la tourbière vers les formations minérales périphériques lors des périodes d'évapotranspiration intense.

Le troisième phénomène résulte des différences de surface de bassin versant (y compris à l'extérieur de la tourbière) entre les différents secteurs en basses eaux. Du fait de son endiguement même incomplet, la zone centrale reçoit en effet moins d'apports par ruissellement de surface ou de subsurface lors des épisodes pluvieux que les fossés périphériques et la zone nord-est.

Le quatrième phénomène résulte de la redistribution des eaux de surface au sein de la tourbière par le réseau hydraulique, dont la connectivité hydraulique varie avec le niveau (très élevée en hautes eaux, beaucoup plus faible en basses eaux).

Les apports à la tourbière et aux sables thanétiens depuis la Scarpe canalisée sont tout au plus très limités, et vraisemblablement nuls, corroborant les observations de Pinson & Mardhel (2008) à plus large échelle. La reconstitution statistique des niveaux piézométriques historiques dans la craie au droit de la tourbière à partir des données collectées à 800 m de celle-ci montre qu'ils étaient constamment supérieurs au niveau du sol dans la tourbière avant les années 1930. De constamment ascendant avant les années 30, le gradient hydraulique entre la craie et la tourbière est devenu constamment descendant après 1946 ; ce qui implique l'impossibilité physique depuis cette date d'un apport à la tourbière par drainance ascendante depuis la nappe de la craie. Toutefois cela ne veut pas dire qu'un tel apport n'existait pas avant 1946, ni que le niveau piézométrique actuel dans la craie n'a pas d'impact sur les pertes par drainance descendante des sables thanétiens (et donc potentiellement de la tourbière) vers la craie.

En collaboration avec le BRGM, la composition chimique des eaux de surface et souterraines a été analysée en trois occasions. Le travail d'interprétation réalisé dans le cadre de ce travail s'est limité à certains éléments majeurs, une interprétation plus détaillée étant en cours de réalisation par le BRGM. Ces analyses ont montré que les concentrations en calcium et la végétation alcalinophile observées dans la tourbière peuvent s'expliquer par les seuls apports issus des sables thanétiens, des sédiments quaternaires et/ou du Wacheux, sans qu'un théorique apport par drainance ascendante depuis la nappe

de la craie ne soit requis. Elles ont également montré que les concentrations de certains polluants (phosphates, phosphore total, ammonium, sulfates) dépassent nettement les valeurs-seuils compatibles avec un bon état de conservation établis pour différents habitats de tourbières neutro-alcalines en Europe du Nord-Ouest. Les phosphates et sulfates semblent avoir pour origine à la fois le Wacheux et les fossés situés au nord du site (qui drainent la ville de Marchiennes et se déversent dans le fossé longeant la limite nord du site), alors que le phosphore total semble provenir principalement de ces derniers. Une analyse de la composition chimique des échantillons (sur la base d'un nombre limité d'éléments) suggère une similarité forte et permanente entre les eaux issues des sables thanétiens, des sédiments quaternaires minéraux sous la tourbe, des tourbes de la zone centrale, du réseau de surface dans la tourbière et du Wacheux. Ces échantillons diffèrent nettement des précipitations et des eaux prélevées dans la Scarpe. Une analyse de mélange des composants finaux (End-Member Mixing Analysis) suggère que les apports de la nappe des sables thanétiens et des sédiments minéraux quaternaires contribueraient à hauteur de 70 à 87% à l'alimentation de la tourbière, les précipitations à hauteur de 7 à 28%, et le Wacheux à hauteur de 2 à 6%. En période de remise en eau, ces proportions seraient de 46 à 50% pour les eaux souterraines, 14 à 28% pour les précipitations et 26 à 36% pour le Wacheux. Toutefois, certaines incohérences requièrent que ces résultats soient considérés avec circonspection.

Le suivi de la conductivité électrique des eaux de surface et dans les piézomètres suggère une contribution légèrement plus importante des précipitations au bilan hydrique de la zone centrale, par comparaison avec les fossés périphériques et la zone nord-est. Les profils verticaux de conductivité électrique et de température dans la tourbe ne mettent pas en évidence d'émergence localisée d'eau souterraine.

L'analyse des concentrations en certains éléments majeurs dans la tourbe de surface montre que la densité de cette tourbe est le principal facteur explicatif de sa teneur en éléments par unité de volume, quelle que soit la variable analysée. Il existe une très nette différence entre les tourbes de la zone centrale, peu denses et donc avec des concentrations élémentaires relativement faibles, et les tourbes de la zone nord-est, beaucoup plus denses et avec des concentrations bien plus élevées. Cette différence s'explique par l'histoire du site, les tourbes de la zone centrale étant nettement plus jeunes et formées dans un contexte nettement plus humide suite à l'extraction de tourbe et à la tentative de valorisation agricole aux 18^e et 19^e siècles. Un résultat identique a été obtenu dans la tourbière de Vred (Duranel 2024a), mettant en évidence l'impact prépondérant des activités passées d'extraction de tourbe sur les caractéristiques physico-chimiques des tourbes dans la région. A Marchiennes, les teneurs en phosphore Olsen dépassent les valeurs-seuils considérées comme compatibles avec un bon état de conservation dans la zone nord-est, et les teneurs en phosphore total dans la quasi-totalité des échantillons. Les tourbes de la zone centrale étant postérieures à la fin du 19^e siècle, leur pollution par le phosphore l'est donc également, et est selon toute vraisemblance causée par les apports de phosphore par le Wacheux et/ou les fossés drainant la ville de Marchiennes. Dans la zone nord-est, les fortes concentrations en phosphore s'expliquent également par la compaction et la minéralisation de la tourbe. Une procédure d'extraction séquentielle du phosphore suggère qu'il est très majoritairement peu disponible à court terme pour les plantes, et peu sensible aux changements de potentiel d'oxydo-réduction et donc de niveau de nappe à court terme. Par contre il est immobilisé dans des composés sensibles aux changements de nappe à moyen et long terme conduisant à la minéralisation de la matière organique, et à l'acidification. Le maintien de la profondeur de la nappe à moyen et long terme ainsi que des apports en bases par les eaux souterraines et de surface est donc un enjeu important pour éviter la mobilisation de ce stock de phosphore et une eutrophisation marquée des habitats.

Les facteurs environnementaux expliquant les différentes végétations ont été analysés en combinant les données collectées dans la tourbière de Marchiennes et dans la tourbière de Vred. L'analyse a montré une forte corrélation entre un grand nombre des variables environnementales disponibles, notamment entre les variables hydrologiques et géochimiques, qui a singulièrement compliqué l'identification des

facteurs déterminants pour la végétation. Cette corrélation témoigne de l'effet déterminant des modifications de la topographie et de la nature des sols héritées du 18^e et 19^e siècle, suite à l'extraction de tourbe à Vred et à Marchiennes, et à la mise en culture à Marchiennes. Les zones dont la surface a été abaissée sont caractérisées par des durées de submersion plus importantes, une profondeur de nappe plus faible, des tourbes moins denses et moins riches en matières minérales et en nutriments, et des végétations à plus forte valeur patrimoniale. Les facteurs hydrologiques sont les principaux facteurs expliquant la composition spécifique et la distribution des différents groupements végétaux dans les deux sites, suivis par la teneur des sols en phosphore. Ce résultat est vrai à l'échelle des sites dans leur intégralité, comme à l'échelle des seules zones dont la topographie a été modifiée au 18^e et 19^e siècles. Au sein de celles-ci, il existe un net gradient d'humidité (croissante) entre le *Lathyro palustris* - *Lysimachietum vulgaris*, le *Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis* et le *Cladietum marisci*. Les teneurs en phosphore sont plus élevées dans le premier groupement que dans les deux derniers. Les boisements humides se caractérisent par une nappe légèrement plus profonde que le *Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis* et le *Cladietum marisci*, en particulier pendant les basses eaux. Les teneurs en phosphore dans ces trois groupements ne sont pas significativement différentes.

Les modalités de développement passé et le fonctionnement éco-hydrologique actuel de la tourbière sont résumés dans une synthèse fonctionnelle. L'accent est mis sur les pressions auxquelles la tourbière fait face actuellement : pollution par les eaux de surface, baisse du niveau de la nappe et colonisation par les ligneux, notamment le Saule cendré. Le changement climatique est une cause probable de la baisse de la nappe. Le rôle des travaux de curage du Wacheux ainsi que de l'effondrement du niveau piézométrique de la nappe de la craie depuis la Seconde Guerre Mondiale n'a pas pu être démontré, mais n'est pas à exclure. Plusieurs hypothèses, non mutuellement exclusives, sont avancées pour expliquer le fort développement des ligneux.

L'étude soulève de nouvelles questions qui devront faire l'objet d'investigations complémentaires, en particulier sur la limitation de la croissance des végétaux par l'azote, le phosphore et le potassium, et sur l'identification précise de l'origine des pollutions par le phosphore, l'ammonium et les sulfates. Elle met en avant la nécessité d'un travail de modélisation hydrogéologique et hydrologique intégrée, pour mieux quantifier les transferts entre aquifères et eaux de surface, l'impact passé et futur des changements climatiques, et l'impact de la gestion hydraulique des cours d'eau, et tester différents scénarios de mitigation et d'adaptation. Elle propose la poursuite à long terme du suivi hydrologique et des végétations.

Plusieurs actions de gestion conservatoire sont proposées. La limitation de la pollution par les eaux de surface doit être une priorité, et nécessite un travail dans l'ensemble du bassin versant de la tourbière (Wacheux compris). La création de dispositifs de phyto-épuration pourrait être envisagée pour réduire la charge polluante des eaux de surface pénétrant dans la tourbière. La vidange de la tourbière en période de décrue pourrait être limitée en relevant le seuil de débordement de l'ouvrage hydraulique la séparant du Wacheux, en améliorant son étanchéité, et en ajustant le niveau deux fois par an, en période de très hautes eaux et en période de très basses eaux. Le relèvement des niveaux de nappe qui s'en suivrait devrait contribuer à la limitation du développement des ligneux. L'étrépage superficiel de la tourbe apparaît comme une solution pertinente pour la gestion de l'hydropériode, la diminution locale de la charge en nutriments et la conservation des habitats qui se sont développés suite aux perturbations des 18^e et 19^e siècle. Toutefois il est nécessaire de considérer les impacts de cette technique sur les émissions de gaz à effet de serre. La gestion des ligneux par arrachage ou coupe sur des surfaces significatives devrait limiter les pertes par évapotranspiration.

Table des matières

Résumé étendu	2
Table des matières	7
Liste des Figures	10
Liste des Tableaux	13
1 Contexte	14
1.1 Contexte de l'étude	14
1.2 Présentation du site	16
1.2.1 Présentation générale	16
1.2.2 Toponymie	17
1.2.3 Géologie, hydrogéologie et géomorphologie	18
1.3 Méthodologie générale	22
2 Géohistoire de la tourbière de Marchiennes	23
3 Cartographie du réseau hydrographique (Marchiennes).....	28
3.1 Objectifs	28
3.2 Méthodes	28
3.3 Résultats et discussion	28
4 Evolution du recouvrement des ligneux	31
4.1 Objectifs	31
4.2 Méthodes	31
4.3 Résultats et discussion	31
5 Stratigraphie	34
5.1 Objectifs	34
5.2 Méthodes	34
5.3 Résultats et discussion	35
6 Macro-restes végétaux	46
6.1 Objectifs	46
6.2 Méthodes	46
6.3 Résultats et discussion	47
7 Suivi de la conductivité électrique et du pH	52
7.1 Objectifs	52
7.2 Méthodes	52
7.3 Résultats et discussion	53
7.3.1 Conductivité électrique	53
7.3.2 pH.....	57
8 Cartographie 3D de la conductivité électrique et de la température	59
8.1 Objectifs	59
8.2 Principes généraux.....	59
8.3 Méthodes	59
8.3.1 Prospections de terrain	59
8.3.2 Température de l'eau dans les formations minérales sous la tourbe.....	60
8.3.3 Analyses	60
8.4 Résultats et discussion	61
8.4.1 Température	61
8.4.2 Conductivité électrique	67
9 Hydrologie	70
9.1 Objectifs	70
9.2 Méthodes	70
9.2.1 Contexte climatique.....	70

9.2.2	Equipements de suivi hydrologique dans la tourbière de Marchiennes et à proximité immédiate	70
9.2.3	Equipements en périphérie de la tourbière de Marchiennes	73
9.2.4	Analyse des données	74
9.3	<i>Résultats et discussion</i>	74
9.3.1	Evaluation de la qualité des données	74
9.3.2	Contexte climatique.....	77
9.3.3	Evolution des niveaux piézométriques dans la plaine de la Scarpe	77
9.3.4	Niveaux dans le Wacheux et échanges avec la tourbière	80
9.3.5	Niveaux piézométriques historiques dans la craie	83
9.3.6	Gradients hydrauliques entre craie, sables thanétiens, tourbière et Scarpe.	85
9.3.7	Niveaux piézométriques dans la nappe des sables thanétiens	86
9.3.8	Comparaison et analyse des niveaux piézométriques et limnimétriques dans les sables thanétiens, la tourbière et le Wacheux	88
9.3.9	Pompages	101
9.3.10	Suivi du niveau du sol	102
9.3.11	Profondeur de la nappe	103
10	Hydrochimie	106
10.1	<i>Objectifs</i>	106
10.2	<i>Méthodes</i>	106
10.2.1	Prélèvements	106
10.2.2	Chimie des précipitations	107
10.2.3	Evaluation de la qualité de l'eau et des impacts sur l'état de conservation des habitats	108
10.2.4	Evaluation de l'origine des eaux présentes dans la tourbière	108
10.3	<i>Résultats</i>	109
10.3.1	Concentrations en calcium	109
10.3.2	Valeurs-seuils.....	109
10.3.3	Evaluation de l'origine des eaux présentes dans la tourbière	115
11	Géochimie	122
11.1	<i>Objectifs</i>	122
11.2	<i>Méthodes</i>	122
11.3	<i>Résultats</i>	124
11.3.1	Caractéristiques physico-chimiques générales	124
11.3.2	Teneurs en phosphore.....	128
11.3.3	Disponibilité du phosphore	131
11.4	<i>Conclusion</i>	132
12	Végétation	133
12.1	<i>Objectifs</i>	133
12.2	<i>Méthodes</i>	133
12.2.1	Relevés de végétation.....	133
12.2.2	Variables environnementales	135
12.2.3	Analyse des données	136
12.3	<i>Résultats et discussion</i>	137
12.3.1	Groupements végétaux	137
12.3.2	Expression des données géochimiques par rapport au poids ou à la masse sèche.....	142
12.3.3	Relations entre variables environnementales et végétation	142
12.4	<i>Conclusion</i>	156
13	Synthèse fonctionnelle	157
13.1	<i>Une tourbière topogène dépendant de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens</i>	157

13.2	<i>Un rôle en apparence limité du Wacheux.....</i>	<i>157</i>
13.3	<i>Un rôle incertain de la nappe de la craie</i>	<i>157</i>
13.4	<i>L'héritage des 18^e et 19^e siècles.....</i>	<i>158</i>
13.5	<i>Une probable perturbation hydrologique récente, qui devrait s'accroître du fait du changement climatique</i>	<i>159</i>
13.6	<i>Une tourbière sous pression de la pollution</i>	<i>159</i>
13.7	<i>La colonisation par les boisements humides</i>	<i>160</i>
14	Recommandations	163
14.1	<i>Suivis</i>	<i>163</i>
14.1.1	<i>Suivi hydrologique</i>	<i>163</i>
14.1.2	<i>Suivi de la végétation.....</i>	<i>164</i>
14.2	<i>Etudes complémentaires</i>	<i>164</i>
14.2.1	<i>Détermination des nutriments limitant la croissance des plantes à Vred et Marchiennes..</i>	<i>164</i>
14.2.2	<i>Surveillance des concentrations en polluant dans les eaux de surface et identification des sources</i>	<i>165</i>
14.2.3	<i>Modélisation hydrologique</i>	<i>165</i>
14.3	<i>Gestion conservatoire du site</i>	<i>166</i>
14.3.1	<i>Gestion des pollutions</i>	<i>166</i>
14.3.2	<i>Gestion hydraulique</i>	<i>166</i>
15	Références	169
Annexe A.	Localisation des sondages stratigraphiques.....	177
Annexe B.	Localisation et altitude des équipements hydrologiques	178
Annexe C.	Détection de tendances par utilisation de Modèles Additifs Généralisés Mixtes	179
Annexe D.	Protocole d'extraction séquentielle du phosphore.....	180
Annexe E.	Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Marchiennes, exprimées par rapport à la matière sèche.	181
Annexe F.	Localisation des placettes de suivi de la végétation.....	182
Annexe G.	Relevés phytosociologiques.....	184

Liste des Figures

Figure 1. Diagnostic fonctionnel d'une zone humide (modifié d'après Goubet 2018).	15
Figure 2. Diagnostic fonctionnel d'un complexe tourbeux (modifié d'après Goubet 2018).	15
Figure 3. Toponymie de la tourbière de Marchiennes.	18
Figure 4. Log géologique validé du sondage BSS000CFJE, en périphérie nord-ouest de la tourbière de Marchiennes (source : Banque du Sous-Sol, http://infoterre.brgm.fr).....	19
Figure 5. Reconstitution de la paléogéographie de la plaine de la Scarpe depuis le Pléniglaciaire supérieur weichselien (repris de Deschodt 2015).	21
Figure 6. Extrait du plan général des marais de la seigneurie de Marchiennes (vers 1750).....	23
Figure 7. Extrait de la carte topographique de la concession d'Anzin (vers 1759).	24
Figure 8. Extrait d'une carte de 1783 (tiré de Vanrenterghem, non publié).	24
Figure 9. Extrait du cadastre de 1816 (Arch. Dép. Nord, P 31 / 158_1, section A 1 ^{ère} partie).	25
Figure 10. Extrait du cadastre de 1860, levé en 1859 (Arch. Dép. Nord, P 31 / 452, section C2, 2 ^{ème} feuille).	26
Figure 11. Extrait du plan d'assemblage du cadastre de 1860 (Arch. Dép. Nord, P 31 / 452).	27
Figure 12. Réseau hydrographique de la tourbière de Marchiennes.....	29
Figure 13. Cartographie du recouvrement des ligneux dans la tourbière de Marchiennes depuis 1955. .32	
Figure 14. Evolution du recouvrement des ligneux dans la tourbière de Marchiennes depuis 1955.	33
Figure 15. Localisation des sondages stratigraphiques à Marchiennes.	34
Figure 17. Exemple de tuf calcaire (entre les marques 38 et 47 cm) à Marchiennes.	36
Figure 18. Exemple d'une inclusion argileuse.	38
Figure 18. Profils stratigraphiques à Marchiennes.....	39
Figure 19. Altitude de l'interface minéral / tourbe à Marchiennes.	44
Figure 21. Localisation des carottes analysées pour les macro-restes.	46
Figure 21. Profil paléoécologique du sondage n°3.	48
Figure 22. Profil paléoécologique du sondage n°6.	48
Figure 23 . Profil paléoécologique du sondage n°7.	49
Figure 24. Profil paléoécologique du sondage n°10.	49
Figure 25 . Profil paléoécologique du sondage n°19.	50
Figure 26. Localisation des prélèvements d'eau pour la mesure de la conductivité électrique et du pH à Marchiennes.	52
Figure 27. Conductivités électriques dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Marchiennes.	55
Figure 28. Evolution de la conductivité électrique dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Marchiennes.....	56
Figure 29. pH dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Marchiennes.	57
Figure 30. Evolution du pH dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Marchiennes.	58
Figure 31. Relation entre température du sol et profondeur à Marchiennes.	61
Figure 32. Température du sol à différentes profondeurs (Marchiennes).	63
Figure 33. Similarité de la température du sol avec les températures enregistrées dans les formations minérales sous-jacentes (Marchiennes).	64
Figure 34. Impacts de la date et de l'heure de mesure sur la température à différentes profondeurs (Marchiennes).	65
Figure 35. Fonctions de lissage du modèle additif généralisé exploratoire (Marchiennes).	66
Figure 36. Anomalies de température du sol à différentes profondeurs (Marchiennes).	67
Figure 37. Conductivité électrique à différentes profondeurs (Marchiennes).	69
Figure 38. Equipements de suivi hydrologique à proximité immédiate de la tourbière de Marchiennes. 71	
Figure 39. Localisation des piézomètres suivis par le PNRSE.	73

Figure 40. Dérive des enregistreurs à Marchiennes.....	75
Figure 41. Dérive des enregistreurs (avant lissage) de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique à l'exutoire sud-est de la tourbière de Marchiennes (à gauche : Wacheux – aval vanne - M_AVV ; à droite : amont vanne - M_AMV).	76
Figure 42. Indice de Précipitation et d'Évapotranspiration Normalisé (SPEI) sur la base des données enregistrées par Météo-France à Lille-Lesquin.	77
Figure 43. Chroniques piézométriques dans les alluvions de la Scarpe.....	78
Figure 44. Evolution des niveaux piézométriques dans les alluvions de la Scarpe (profondeur maximale annuelle).	79
Figure 45. Evolution des niveaux piézométriques dans les alluvions de la Scarpe (profondeur minimale annuelle).	79
Figure 46. Niveaux de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique sud. M_AVV : Wacheux en aval de la vanne ; M_AMV : extrémité sud-est du fossé de la digue centrale.	80
Figure 47. Direction d'écoulement au niveau de l'ouvrage hydraulique sud, et niveaux de part et d'autre depuis décembre 2021. M_AVV : Wacheux en aval de la vanne ; M_AMV : extrémité sud-est du fossé de la digue centrale. Les précipitations à Vred sont données pour référence.	81
Figure 48. Relation entre les niveaux piézométriques mesurés dans la craie aux Hudions et à Marchiennes (M_Craie).	83
Figure 49. Niveaux piézométriques horaires observés et prédits dans la craie à Marchiennes (2020-2023).	84
Figure 50. Reconstitution des niveaux piézométriques quotidiens dans la craie à Marchiennes.	85
Figure 51. Comparaison des niveaux piézométriques et limnimétriques dans la craie, les sables thanétiens, la Scarpe et la tourbière de Marchiennes.....	86
Figure 52. Niveaux piézométriques dans les sables thanétiens (M_Sables).	87
Figure 53. Niveaux piézométriques dans les sables thanétiens (M_Sables) au printemps 2022.	87
Figure 54. Interprétation des types de cycles diurnes pouvant être observés dans les séries piézométriques de nappes libres superficielles (repris de Goubet, 2018).	88
Figure 55. Comparaison des niveaux piézométriques et limnimétriques dans les sables thanétiens (M_Sables), le réseau hydrographique (Wacheux : M_AVV ; fossé de la digue centrale : M_L2 et M_AMV ; fossé central : M_L1), les alluvions minérales sous la tourbe (M_P1 et M_P4) et les sols (M_D1 à M_D6) de la tourbière de Marchiennes.	89
Figure 56. Matrice de corrélations de Pearson entre séries piézométriques et limnimétriques à Marchiennes.	90
Figure 57. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 15 au 24 juillet 2021.	93
Figure 58. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 19 septembre au 24 octobre 2021.	95
Figure 59. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 1er juillet au 1 ^{er} septembre 2022.	96
Figure 60. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 6 au 13 septembre 2022.	98
Figure 61. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 10 décembre 2022 au 11 avril 2023.	101
Figure 62. Exemple de probables signaux de pompage dans le fossé de la digue centrale (M_L2).	102
Figure 63. Relation entre niveau de la nappe et niveau du sol à Marchiennes.	103
Figure 64. Profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol à Marchiennes : séries temporelles. ..	104
Figure 65. Profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol à Marchiennes.	104
Figure 66. Localisation des points de prélèvement d'eau pour les analyses hydrochimiques	107
Figure 67. Chimie des précipitations aux deux stations EBAS les plus proches.	108
Figure 68. Concentrations en calcium mesurées à Marchiennes.....	109
Figure 69. Concentrations en nitrates mesurées à Marchiennes.	110
Figure 70. Concentrations en ammonium mesurées à Marchiennes.	111
Figure 71. Concentrations en phosphates mesurées à Marchiennes.	112
Figure 72. Concentrations en phosphore total mesurées à Marchiennes.....	113
Figure 73. Concentrations en sulfates mesurées à Marchiennes.	114

Figure 74. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en mai 2022.....	115
Figure 75. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de mai 2022.....	116
Figure 76. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en mars 2023.....	116
Figure 77. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de mars 2023.....	117
Figure 78. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en septembre 2022.	117
Figure 79. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de septembre 2022.	118
Figure 80. Analyse en Composantes Principales des données hydrochimiques retenues pour l'analyse de mélange des composants finaux à Marchiennes.....	119
Figure 81. Analyse en Composantes Principales des eaux de surface (cercles noirs) et des sources potentielles à Marchiennes.	120
Figure 82. Localisation des prélèvements de sol pour analyse géochimique.	123
Figure 83. Densité des échantillons de sol.	124
Figure 84. Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Marchiennes, exprimées par rapport au volume.	125
Figure 85 . Distribution des concentrations en calcium dans les sédiments de surface.....	126
Figure 86 . Distribution des concentrations en magnésium dans les sédiments de surface.	126
Figure 87 . Distribution des concentrations en potassium dans les sédiments de surface.	127
Figure 88 . Distribution des concentrations en fer dans les sédiments de surface.	127
Figure 89 . Distribution des concentrations en aluminium dans les sédiments de surface.....	128
Figure 90. Distribution des concentrations en phosphore Olsen dans les sédiments de surface.	128
Figure 91. Concentrations en phosphore Olsen dans les sédiments de surface.....	129
Figure 92. Concentrations en phosphore total dans les sédiments de surface.	130
Figure 93. Distribution des concentrations en phosphore total dans les sédiments de surface.....	130
Figure 94. Stocks de phosphore (rapportés à la matière sèche) pour chaque placette.	131
Figure 95. Localisation des placettes de suivi de la végétation à Marchiennes.....	133
Figure 96. Localisation des placettes de suivi de la végétation à Vred.	134
Figure 97. Analyse en composantes principales des données environnementales (jeu de données complet).....	142
Figure 98. Caractéristiques environnementales par groupement (variables continues, jeu de données complet).....	144
Figure 99. Caractéristiques environnementales par groupement (variables ordinales, jeu de données complet).....	145
Figure 100. Analyse en composantes principales des végétations (jeu de données complet).....	147
Figure 101. Analyse canonique de redondances (jeu de données complet).	148
Figure 102. Partition de la variance (jeu de données complet).	149
Figure 103. Caractéristiques environnementales des cladiaies, phragmitaies et aulnaies (22 placettes).	151
Figure 104. Courbe des profondeurs de nappe classées (période de suivi complète).	152
Figure 105. Courbe des profondeurs de nappe classées (mai - septembre).	153
Figure 106. Hydrochimie de la nappe par groupement (jeu de données restreint).	154
Figure 107. Analyse en composantes principales des végétations (jeu de données restreint).	155
Figure 108. Développement d'une population de Saule cendré à Newborough Warren, Pays de Galles (Alliende & Harper 1989).	160
Figure 109. Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Marchiennes, exprimées par rapport à la matière sèche.....	181

Liste des Tableaux

Tableau 1. Stratigraphie du sondage BSS000CSUG (source : Banque du Sous-Sol, http://infoterre.brgm.fr).	19
Tableau 2. Stratigraphie du sondage BSS004CFVR (piézomètre M_Craie)	19
Tableau 3. Ouvrages hydrauliques dans et à proximité immédiate de la tourbière de Marchiennes.....	30
Tableau 4. Végétations actuelles au niveau de chaque sondage paléoécologique.	46
Tableau 5 . Localisation des prélèvements d'eau pour la mesure de la conductivité électrique et du pH à Marchiennes.	52
Tableau 6 . Moyenne (+/- écart-type [minimum – maximum]) des conductivités électriques ($\mu\text{S}/\text{cm}$, 25°C) mesurées dans la craie, les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires, la Scarpe et le Wacheux.	53
Tableau 7 . Moyenne (+/- écart-type [minimum – maximum]) des valeurs de pH mesurées dans la craie, les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires, la Scarpe et le Wacheux.	57
Tableau 8. Caractéristiques des équipements de suivi hydrologique.....	71
Tableau 9. Précision des enregistrements piézométriques et limnimétriques par rapport au sommet du piézomètre / limnimètre.....	75
Tableau 10. Ajustement des séries piézométriques et limnimétriques.....	76
Tableau 11 . Coefficients des modèles linéaires entre les niveaux piézométriques mesurés dans la craie aux Hudions et à Marchiennes (M_Craie).	83
Tableau 12. Pente de la relation entre niveau de la nappe et niveau du sol.....	103
Tableau 13 . Statistiques de profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol.	105
Tableau 14 . Contribution (%) des différentes sources à la composition chimique des eaux de surface à Marchiennes selon l'analyse de mélange des composants finaux.	120
Tableau 15. Statistiques descriptives des caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol prélevés à Marchiennes (moyenne +/- écart-type, [minimum – maximum]).....	124
Tableau 16. Quantités de phosphore extraites par la procédure d'extraction séquentielle ($\mu\text{mol P} / \text{g}$ de matière sèche)	131
Tableau 17. Quantités de phosphore extraites par la procédure d'extraction séquentielle ($\text{mg P} / \text{l}$ de matière fraîche)	131
Tableau 18. Échelle d'abondance/dominance utilisée.....	135
Tableau 19. Liste des groupements végétaux identifiés.	137
Tableau 20. Relevés phytosociologiques classifiés.....	138
Tableau 21 . Capacité des variables environnementales à distinguer les groupements entre eux (méthode de Jancey 1979) – jeu de données complet.....	143
Tableau 22. Variables environnementales sélectionnées par la procédure de sélection pas-à-pas ascendante.....	149
Tableau 23 . Capacité des variables environnementales à distinguer les groupements de cladaies, phragmitaies et aulnaies entre eux (méthode de Jancey 1979).	150
Tableau 24 . Capacité des variables environnementales à distinguer les groupements entre eux (méthode de Jancey 1979) – jeu de données restreint.....	154
Tableau 25. Localisation des sondages stratigraphiques.	177
Tableau 26. Localisation et altitude des équipements de suivi hydrologique.	178
Tableau 27 . Localisation des placettes de suivi de la végétation.	182

1 Contexte

1.1 Contexte de l'étude

Dans le cadre du programme LIFE+ Nature « Anthropofens » (2020-2025), le Parc naturel régional Scarpe-Escout (PNRSE) a commissionné Ecotelm pour réaliser une étude éco-hydrologique des tourbières de Vred et de Marchiennes, deux tourbières neutro-alcalines situées à environ 3 km l'une de l'autre sur le territoire du Parc.

Cette étude fait suite à deux études réalisées par le Cabinet Pierre Goubet (Goubet 2013, 2015) et visant à réaliser un diagnostic fonctionnel de la tourbière de Vred. Par analyse des macro-restes végétaux préservés dans la tourbe et reconstitution de l'histoire des végétations, ces études avaient mis en évidence une bascule relativement récente de l'écosystème, avec une régression puis une disparition de bas-marais alcalins oligotrophes à Marisque (*Cladium mariscus*) établis de longue date au profit de grandes roselières, puis de saulaies, aulnaies ou boulaies. Cette évolution pouvant témoigner d'une augmentation du niveau trophique des habitats, et la végétation des tourbières alcalines étant généralement limitée par le phosphore, il avait été suggéré qu'une augmentation de la disponibilité du phosphore ait pu être à l'origine de cette évolution. Cette augmentation de la disponibilité du phosphore aurait pu résulter d'une augmentation des apports en phosphore issu des eaux usées domestiques et des cultures environnantes. Toutefois, la disponibilité du phosphore dans les milieux tourbeux étant fortement dépendante des concentrations en calcium du fait d'une coprécipitation avec la calcite (Boyer & Wheeler 1989), l'hypothèse avait été faite que l'eutrophisation de la tourbière ait pu être accélérée par une baisse des apports en calcium issus de la nappe de la craie sous-jacente, par drainance ascendante. Cette baisse des apports issus de la nappe de la craie aurait résulté de la forte augmentation des prélèvements dans celle-ci depuis la Seconde Guerre Mondiale, de la forte baisse du niveau piézométrique qui en a effectivement suivi, et donc de l'inversion du gradient hydraulique vertical entre celle-ci et la tourbière. Toutefois ces hypothèses n'avaient pas pu être démontrées.

Le PNRSE a souhaité vérifier ces hypothèses, à la fois sur la tourbière de Vred et sur la tourbière de Marchiennes, qui présente une évolution similaire même si moins avancée. Un ensemble d'investigations complémentaires visant à établir un diagnostic fonctionnel ont également été menées à Marchiennes, les connaissances sur son fonctionnement éco-hydrologique étant quasi-inexistantes.

Le diagnostic fonctionnel est une démarche qui, pour les tourbières françaises, a été formalisée par Pierre Goubet (Goubet 2018), même si des approches similaires sont mises en œuvre depuis un certain temps à l'étranger, en particulier aux Pays-Bas (Grootjans *et al.* 1996; Wassen & Grootjans 1996) et au Royaume-Uni (Acreman 2003). Il vise à évaluer l'état d'un écosystème et à déterminer les processus qui contribuent à son développement, à son maintien ou à son évolution. Il constitue une étape préliminaire à la définition d'une stratégie de conservation de celui-ci.

Le diagnostic fonctionnel d'une tourbière s'appuie sur une logique d'intégration de données de différents types qui peuvent être regroupés en trois pôles majeurs : structure, transferts et diachronie (**Figure 1**). Ces données sont issues de nombreuses disciplines (botanique, pédologie, hydrologie, géologie, géomorphologie, chimie, (paléo)écologie).

	Pôle "Structure"	Pôle "Transferts"	Pôle "Diachronie"
Objectifs	Caractérisation de la composition et de la structure actuelles des éléments du complexe	Caractérisation des flux de matière au sein du complexe	Caractérisation des variations de composition, de structure et de flux dans le temps
Champs d'investigation	<ul style="list-style-type: none"> Contexte géologique Contexte géomorphologique Contexte topographique Réseau hydrographique Nature et géométrie des formations sédimentaires superficielles Végétation Infrastructures 	<ul style="list-style-type: none"> Flux hydriques Flux de sédiments Flux de nutriments (N & P) Flux d'autres éléments minéraux déterminants (Ca, S, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> Histoire de la sédimentation Histoire des végétations Histoire des activités humaines
Exemples de méthodes	<ul style="list-style-type: none"> Recherche et analyse des données existantes Relevés topographiques et bathymétriques Relevés pédologiques et sédimentologiques Relevés de végétation Téledétection et SIG ... 	<ul style="list-style-type: none"> Recherche et analyse des données existantes Hydrométrie Piézométrie Micro-météorologie Analyses hydrochimiques Analyses géochimiques Modélisation ... 	<ul style="list-style-type: none"> Recherche et analyse des données d'archive : <ul style="list-style-type: none"> Archives écrites Cartographie et iconographie anciennes Photographies aériennes historiques Entretiens Analyses paléo-environnementales (macro-restes végétaux, datations, etc.) ...

Figure 1. Diagnostic fonctionnel d'une zone humide (modifié d'après Goubet 2018).

La synthèse de ces données permet d'élaborer un modèle conceptuel de fonctionnement à l'échelle d'un site ou de sous-parties (unités fonctionnelles). C'est sur la base de ce modèle conceptuel que l'on pourra faire une évaluation de l'état de conservation du site et établir des recommandations de gestion. Le diagnostic fonctionnel est un processus itératif, qui peut (et doit) être approfondi en fonction de l'évolution des connaissances et des objectifs de gestion (**Figure 2**).

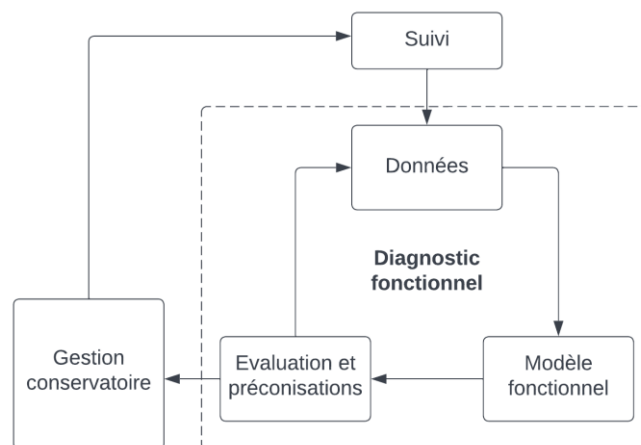


Figure 2. Diagnostic fonctionnel d'un complexe tourbeux (modifié d'après Goubet 2018).

Les investigations constitutives de cette étude, qui s'articulent les unes avec les autres, se rapportent à trois volets qui correspondent aux trois pôles du diagnostic fonctionnel :

- Etude et caractérisation de la structure des complexes tourbeux :
 - Collecte et analyse des documents et données existants ;
 - Description des flux hydrologiques de surface ;
 - Stratigraphie des dépôts tourbeux et para-tourbeux ;
 - Description et suivi des végétations ;

- Teneur en phosphore des sols tourbeux ;
- Etude et caractérisation des transferts et des flux au sein de ces complexes ;
 - Profils de conductivité électrique et de température ;
 - Étude piézométrique ;
 - Étude hydrochimique pour l'identification de l'origine des apports en eau à la tourbière et d'éventuelles pollutions ;
- Diachronie et définition des trajectoires passées des habitats ;
 - Description des macro-restes végétaux et détermination des trajectoires écologiques passées ;
 - Analyse de l'évolution temporelle du recouvrement des ligneux par photo-interprétation.

Les résultats de ces investigations font l'objet d'une synthèse fonctionnelle, qui permet d'établir des recommandations pour la conservation et la gestion de la tourbière.

Un certain nombre d'investigations ont été menées en parallèle à Vred et Marchiennes. Le présent rapport concerne la tourbière de Marchiennes, les investigations menées sur la tourbière de Vred étant présentées dans un rapport distinct (Duranel 2024a). Certains aspects concernant les deux tourbières sont néanmoins repris dans les deux rapports, en particulier l'analyse des facteurs environnementaux déterminant les végétations observées sur les deux sites.

1.2 Présentation du site

1.2.1 Présentation générale

La tourbière de Marchiennes est située sur la commune de Marchiennes (département du Nord). Elle est située sur la rive droite de la Scarpe. La surface de la zone humide est d'environ 43,2 hectares. Une grande partie de cette zone humide (33,8 ha) a été classée Réserve Naturelle Nationale le 03/02/2022, sous les codes RNN334 - FR3600186. La zone classée correspond aux propriétés du département du Nord (partie est) et du Conservatoire d'Espaces Naturels des Hauts-de-France (partie centrale). Le classement du site en réserve naturelle se justifie par un nombre conséquent d'espèces patrimoniales (Grenouille des champs, Butor étoilé, Aeschne isocèle, Grande douve, Sénéçon des marais, Fougère des marais, Vertigo de Des Moulin, etc.), et par la présence de bas-marais alcalins exceptionnels dans le nord de la France en dehors des systèmes littoraux :

- gazon amphibie à Samole de Valerand et à Baldélie fausse-renoncule (*Samolo valerandi* - *Baldellion ranunculoidis*) ;
- roselière à Gesse des marais et Lysimaque commune (*Lathyro palustris* - *Lysimachietum vulgaris*) ;
- roselière turficole à Cladion marisque (*Cladietum marisci*) ;
- roselière turficole à Fougère des marais et Phragmite commun (*Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis*).

Au cours des dernières décennies, ces habitats ouverts ont fortement régressé suite au fort développement à leurs dépens d'habitats préforestiers ou forestiers humides, notamment du fourré à Saule cendré et Aulne glutineux (*Alno glutinosae* - *Salicetum cinereae*) et de l'aulnaie à Aulne glutineux (*Alnion glutinosae*).

Le climat régional est un climat océanique de transition. L'amplitude thermique saisonnière est faible, avec des hivers froids aux alentours de 0 à 5°C et des étés tempérés à frais aux alentours de 20 à 25°C. Le cumul de précipitations annuelles est d'environ 800 mm, et celles-ci sont assez bien réparties sur toute l'année (Fontenelle & Duhayon 2019).

La tourbière est une cuvette (**Figure 3**), et constitue le point le plus bas de la commune de Marchiennes. La topographie du site est peu marquée avec des altitudes au sein de la tourbière qui varient de 16 à 17 m au-dessus du niveau de la mer, les cotes de 17 m étant d'origine anthropique (bourelets issus du creusement de plans d'eau). En périphérie, les altitudes sont un peu plus élevées (17,5 m en moyenne).

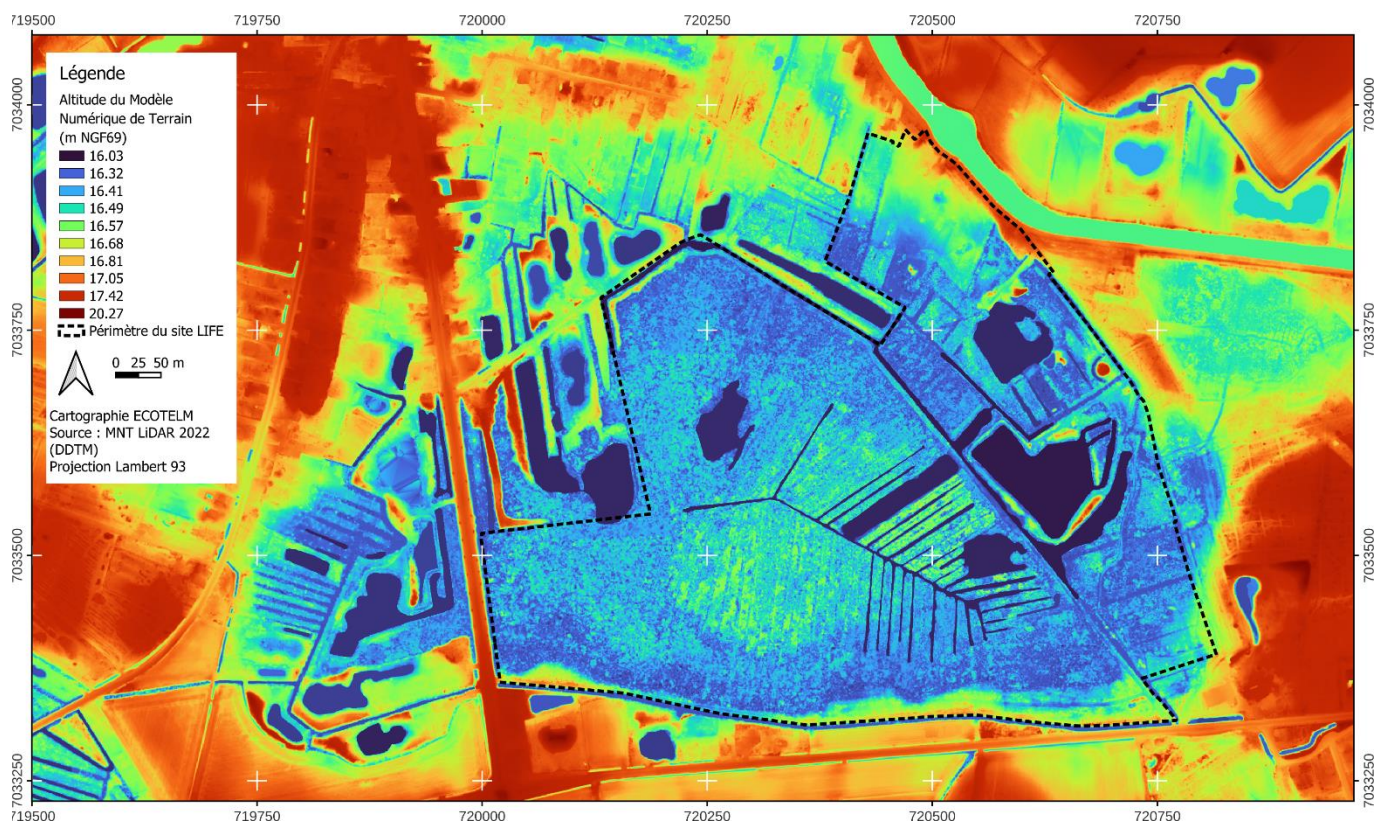


Figure 3. Modèle Numérique de Terrain dérivé des données LiDAR¹.

La Scarpe canalisée coule en limite nord-est du site, mais il n'existe pas de connexion hydraulique de surface entre celle-ci et la tourbière. Le réseau de fossés dans la tourbière est par contre connecté au courant du Wacheux, un canal de drainage qui longe la limite sud de la tourbière puis se jette dans la Grande Traitoire à environ 4 km en aval de celle-ci.

Fontenelle & Duhayon (2019) présentent une synthèse des connaissances disponibles sur le site, qui portent principalement sur les espèces et habitats présents.

1.2.2 Toponymie

Un certain nombre de toponymes sont utilisés par les différentes gestionnaires de la tourbière de Marchiennes ainsi que dans le présent rapport. Ces toponymes sont représentés sur la **Figure 4**.

¹ Le MNT dérivé du LiDAR peut par endroits différer substantiellement de la topographie réelle du sol, notamment lorsque la végétation est très dense et relativement haute. C'est le cas du centre de la tourbière, où le Marisque forme un écran dense, et qui apparaît comme légèrement plus haut que la périphérie alors que les mesures au GPS différentiel ont montré qu'il était en réalité plus bas (cf. Section 3.2).

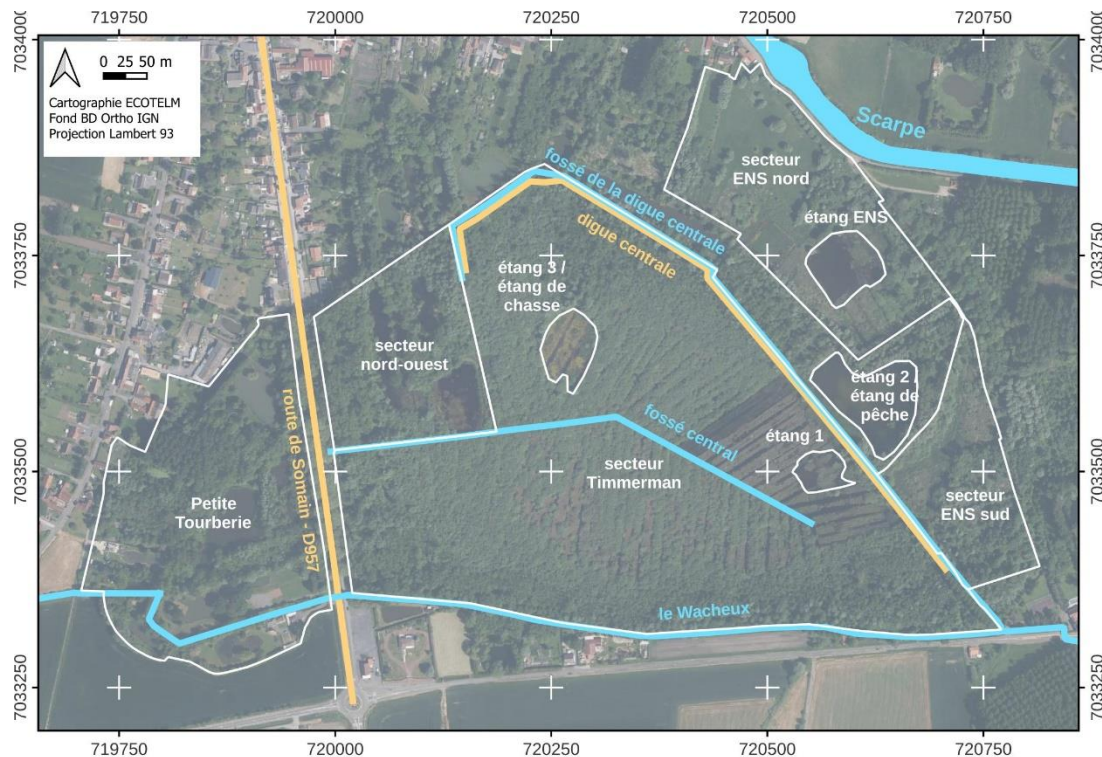


Figure 4. Toponymie de la tourbière de Marchiennes.

Le secteur dit « Timmerman » (du nom de l'ancien propriétaire) et le secteur nord-ouest, situés au sud-ouest de la digue centrale, seront dénommés collectivement « zone centrale ». Les secteurs situés au nord-est de la digue centrale (y compris le fossé de la digue centrale) seront dénommés collectivement « zone nord-est ».

1.2.3 Géologie, hydrogéologie et géomorphologie

La **Figure 5** présente le log géologique d'un sondage profond (223 m) réalisé en 1896 à 400 m au nord-ouest de la tourbière de Marchiennes, réinterprété par le BRGM. Le **Tableau 1** présente le log d'un forage réalisé en 1883 à l'intérieur de de la tourbière, au sud-est de la « Petite Tourberie » à proximité de la route de Somain ; et le **Tableau 2** le log encore provisoire du forage réalisé en 2021 en limite nord-est de la tourbière à l'initiative du PNRSE, et interprété par le BRGM (cf. piézomètre M_Craie, Section 9).

La stratigraphie présentée dans le **Tableau 1** n'a pas été actualisée : le terme de Landénien est obsolète, et correspond au Thanétien. Il est néanmoins encore fréquemment utilisé dans la littérature. Les craies du Turonien au Campanien sont souvent dénommées collectivement craies du Séno-Turonien (le Sénonien suivant le Turonien et regroupant le Coniacien, le Santonien et le Campanien).

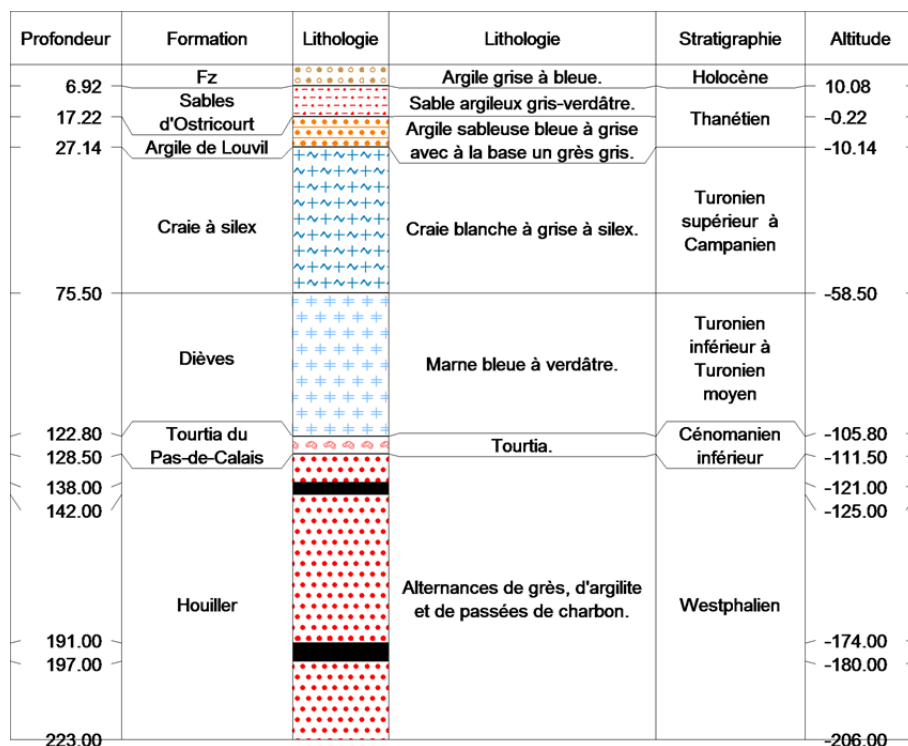


Figure 5. Log géologique validé du sondage BSS000CFJE, en périphérie nord-ouest de la tourbière de Marchiennes (source : Banque du Sous-Sol, <http://infoterre.brgm.fr>).

Tableau 1. Stratigraphie du sondage BSS000CSUG (source : Banque du Sous-Sol, <http://infoterre.brgm.fr>).

Profondeur	Lithologie	Stratigraphie
De 0 à 0.3 m	TERRE VEGETALE	QUATERNAIRE
De 0.3 à 1.1 m	TOURBE	QUATERNAIRE
De 1.1 à 17.3 m	SABLE VERT	LANDENIEN-SUP
De 17.3 à 20.9 m	ARGILE DE LOUVIL	LANDENIEN-INF
De 20.9 à 21.3 m	CRAIE DURE	SENONIEN
De 21.3 à 26.65 m	CRAIE TRES AQUIFERE	SENONIEN
De 26.65 à 36.05 m	CRAIE MOINS AQUIFERE	SENONIEN

Tableau 2. Stratigraphie du sondage BSS004CFVR (piézomètre M_Craie. Source : BRGM)

Profondeur (m)	Lithologie
0-1	argile noire sableuse et glauconieuse, riche en matière organique et fragments de végétaux, quelques éléments de grès très tendre
1-5	sable très fin verdâtre, quartzeux et légèrement glauconieux, passées argilo-sableuses bariolées ocres, orangées ou lie-de-vin
5-9	sable très fin gris-verdâtre, très homogène, quartzeux et légèrement glauconieux, quelques rares paillettes de muscovite, rares éléments indurés et passées d'argile sableuse
9-10	argile sableuse compacte gris +/- foncé, glauconieuse, légèrement pyriteuse, contenant des éléments gréseux gris clair et glauconieux
10-18	argile plastique sombre gris à noirâtre, ferme, glauconieuse et pyriteuse, rares passées plus sableuses de couleur ocre, éléments crayeux millimétriques vers 16 m.
18-19	argile collante noirâtre à nombreux fragments de craie blanche fine et traçante, présence de pyrite
19-21	craie franche, fine et traçante, quelques éléments argileux gris foncé
21-23	craie grisâtre, fracturée et argileuse
23-28	craie gris blanchâtre, franche, fine et traçante assez homogène
28-29	craie grisâtre et fracturée
29-40	craie gri blanchâtre fine et traçante, homogène, sans silex

Les niveaux aquifères d'intérêt dans le cadre de la présente étude sont la craie séno-turonienne, les sables thanétiens et les dépôts quaternaires. Les sables thanétiens ont une conductivité hydraulique de l'ordre de $1 \text{ à } 2 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ (Pinson & Mardhel 2008). Ils sont séparés de la craie séno-turonienne par les argiles de Louvil. La faible conductivité hydraulique de ces argiles (1×10^{-10} à $1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ d'après (1×10^{-10} à $1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ d'après Clevenot *et al.* 1991) ne semble pas empêcher complètement les échanges entre la nappe de la craie et celle des sables thanétiens : sur la base de la conductivité hydraulique des argiles de Louvil et du gradient piézométrique moyen entre sables et craie, Clevenot *et al.* (1991) ont estimé le flux des sables vers la craie à 364,7 l/s en moyenne sur l'ensemble du bassin d'Orchies, soit 13% des débits d'entrée totaux dans la nappe de la craie. Ces échanges peuvent être facilités localement par des variations de faciès des argiles de Louvil, avec des passées plus sableuses ou une plus faible épaisseur. Ainsi, dans les trois sondages mentionnés ci-dessus et situés autour de la tourbière de Marchiennes, son épaisseur varie de 3,6 à 9,9 m, l'épaisseur la plus faible étant notée en limite sud-ouest du site.

Sur les documents géologiques, les sédiments quaternaires déposés au-dessus des sables thanétiens sont souvent identifiés comme « alluvions holocènes », mais les nombreuses études géomorphologiques menées dans la plaine de la Scarpe (Fourrier & Masson 1982; Fourrier 1989, 1991, 1992; Deschodt 2002, 2009, 2014, 2015, 2019; Deschodt *et al.* 2012) ont montré que cette dénomination est trop restrictive, tant en termes d'origine que de chronologie des dépôts. Deschodt (2019) décrit ainsi les sédiments minéraux quaternaires comme majoritairement déposés pendant le Pléniglaciaire supérieur weichselien (donc au Pléistocène et non à l'Holocène), et comprenant à la base une formation sableuse ou sablo-limoneuse litée associée à des conditions fluviales, et en surface une formation limoneuse loessique. Les deux formations ainsi définies couvrent la presque totalité des fonds de vallée de la plaine de la Scarpe. Un sable éolien peut s'ajouter en surface et correspond alors à un modelé dunaire. Dans le présent rapport, ces sédiments seront dénommés collectivement « sédiments minéraux quaternaires ».

Deschodt (2015) note que le contexte presque entièrement sableux du bassin versant et du remplissage de la plaine de la Scarpe rend difficile le suivi de limites stratigraphiques, à commencer par le contact entre les formations quaternaires et les formations antérieures. La nappe des sables thanétiens et celle des sédiments quaternaires sont alors en continuité hydraulique et en équilibre (Pinson & Mardhel 2008; Anonyme 2010; Manlay 2019). Sur la base d'une cartographie des niveaux piézométriques en basses eaux de la nappe des formations quaternaires, Pinson & Mardhel (2008) indiquent que, sur le secteur couvrant la tourbière de Marchiennes et allant de Vred à Wandignies-Hamage et Warlaing :

- il y a une déconnexion totale entre la nappe des sédiments quaternaires et la Scarpe canalisée ;
- le gradient hydraulique est faible (forte perméabilité et faible pente) ;
- le niveau de la nappe est contrôlé par les affluents de la Scarpe et les réseaux de drainage.

Deschodt (2015) propose une reconstitution de la paléogéographie de la plaine de la Scarpe depuis le Pléniglaciaire supérieur weichselien (**Figure 6**).

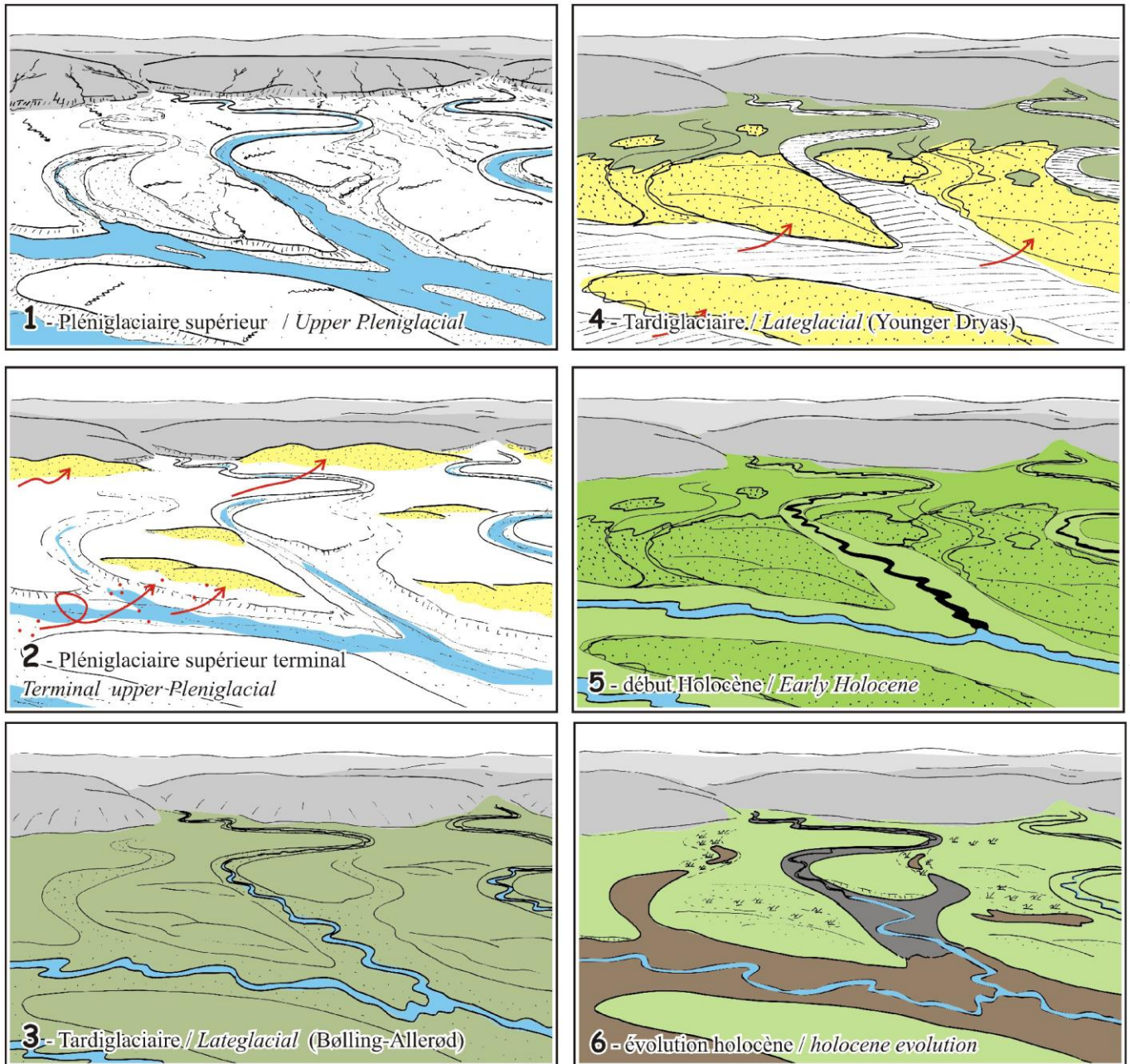


Figure 6. Reconstitution de la paléogéographie de la plaine de la Scarpe depuis le Pléniglaciaire supérieur weichselien (repris de Deschodt 2015).

Phase 1 : Au Pléniglaciaire, les cours d'eau provenant de la Pévèle sont très mobiles. Remaniant le substrat sableux, ils forment des cônes d'épandage au pied du talus bordier argileux.

Phase 2 : À la fin du Pléniglaciaire, le climat devient plus aride. Le vent reprend le sable à disposition dans les chenaux et forme de modestes dunes, en bordure des chenaux ou adossées au talus argileux.

Phase 3 : Au Tardiglaciaire, des petits chenaux incisent les lits laissés par les écoulements antérieurs. Les lits pléniglaciaires deviennent alors des lits majeurs. Une pédogenèse affecte les formations alluviales et éoliennes antérieures.

Phase 4 : À la fin du Tardiglaciaire, au Dryas récent, une nouvelle phase d'éolisation affecte le réseau. Cette fois, le sable forme des nappes à proximité immédiate des zones de déflation.

Phase 5 : Dans la première partie de l'Holocène, les cours d'eau occupent une partie des chenaux pléniglaciaires.

Phase 6 : Au cours de l'Holocène, la remontée de la nappe conduit à un ennoiment des points bas par des formations tourbeuses. Des dépôts argileux scellent le fond de vallée de ruisseaux affluents.

Deschodt (2019) identifie un grand nombre de dépressions thermokarstiques dans la plaine de la Scarpe, prenant la forme d'une dépression plus ou moins circulaire parfois entourée d'un bourrelet. Les formes les plus modestes peuvent être rapportées à des lithalses (pâles minérales, c'est-à-dire des restes de buttes formées de glace de ségrégation) ou à des pingos. Les formes les plus vastes présentent des

analogies avec les lacs ou à des lacs thermokarstiques actuels des régions arctiques. Ces modèles thermokarstiques, attribuables à la fin du Pléniglaciaire weichselien, traduisent des conditions particulières favorisant leur développement (eau libre disponible dans des conditions de pergélisol, contexte de sédiments fins). L'auteur identifie la tourbière de Marchiennes comme une probable dépression d'origine thermokarstique, la « Petite Tourberie » à l'ouest de la route de Somain ayant possiblement pour origine une deuxième dépression de plus petite taille.

1.3 Méthodologie générale

La majorité des différents volets de l'étude sont articulés autour d'une vingtaine de points d'observation disposés au sein des sols tourbeux ou para-tourbeux présents sur le site de manière à échantillonner les principaux gradients environnementaux apparemment présents sur celui-ci, en particulier les gradients de végétation et de topographie. Les différentes investigations ont été menées sur l'ensemble de ces points d'observation (stratigraphie des sédiments meubles, chimie de la tourbe en surface, relevés de végétation) ou sur un sous-échantillon (macrorestes, piézométrie, hydrochimie, suivi de la conductivité et du pH). Un numéro unique a été attribué à chaque point d'observation, et ce numéro est repris dans les dénominations spécifiques à chaque volet de l'étude. Par exemple, le point d'observation n°1 inclut la placette de végétation n°1, le sondage stratigraphique n°1, le prélèvement de tourbe n°1, le piézomètre « profond » P1 et le piézomètre superficiel D1 (dans lesquels on a suivi le niveau piézométrique et la température de l'eau, et effectué les prélèvements d'eau pour les analyses hydrochimiques détaillées et le suivi de la conductivité et du pH). Il est donc aisé de mettre en relation les résultats des différents volets d'investigation entre eux. Les investigations ayant été menées en parallèle sur les tourbières de Vred et de Marchiennes, les dénominations propres à chaque site seront précédées du préfixe « M_ » ou « V_ » (par exemple M_D1 pour le piézomètre superficiel associé au point d'observation n°1 à Marchiennes).

En plus de ces points d'observation sur sols tourbeux, des mesures limnimétriques et des prélèvements d'eau pour les analyses hydrochimiques et le suivi de la conductivité et du pH ont été réalisés dans certains fossés, cours d'eau et plans d'eau, ainsi que dans des piézomètres préexistants. La localisation de ces mesures ne coïncide pas avec les points d'observation sur sols tourbeux, et leur dénomination ne suit donc pas la procédure décrite ci-dessus, à part pour le préfixe de site. Par exemple, le limnimètre M_L1 à Marchiennes n'est pas situé à proximité du point d'observation n°1.

2 Géohistoire de la tourbière de Marchiennes

La géohistoire des zones humides de la vallée de la Scarpe a été étudiée par plusieurs auteurs (Dion 1988; Vanrenterghem 2007; Ghils 2013; Deudon 2018, 2019; Louis 2023)¹. Nous ne reprendrons donc ici que les éléments pouvant être rattachés avec certitude à la tourbière de Marchiennes et ayant une importance pour le diagnostic fonctionnel de celle-ci.



Figure 7. Extrait du plan général des marais de la seigneurie de Marchiennes (vers 1750)².

D'après Vanrenterghem (non publié), c'est en 1740 qu'il est décidé d'établir la route (« pavé ») correspondant à la route de Somain actuelle à travers les marais de Marchiennes. Comme le montre une carte datée des alentours de 1750 (Figure 7), la tourbière de Marchiennes fut dès lors divisée en deux : la « Grande Tourberie » à l'Est et la « Petite Tourberie » à l'Ouest. Le Wacheux apparaît assez clairement sur cette carte (Marque 1 Figure 7).

L'utilisation de la tourbière de Marchiennes pour l'extraction de tourbe destinée au chauffage domestique est attestée par plusieurs documents historiques. Outre les mentions de « Tourberie » sur la carte mentionnée ci-dessus, la carte de Cassini, levée et publiée pour ce secteur en 1758, porte la mention « Tourbières » à l'emplacement de la tourbière de Marchiennes, ce qui à l'époque indique une exploitation de la tourbe.

D'après Louis (comm. pers. PNRSE), 20 bonniers (soit environ 40 ha) de la tourbière de Marchiennes furent vendus en 1738 par l'Abbaye de Marchiennes qui en était propriétaire à des entrepreneurs prévoyant d'en extraire la tourbe. Une extraction de tourbe en cours dans la « Grande Tourberie » est mentionnée de façon univoque en 1787³. La carte topographique de la concession d'Anzin, datée des alentours de 1759, montre l'existence d'une grande structure dans la partie est de la tourbière (Marque 1 Figure 8), avec des contours géométriques caractéristiques d'une fosse d'extraction de tourbe, même si leur tracé détaillé est probablement principalement illustratif. On note l'existence de deux fosses plus petites dans la partie ouest de la tourbière (Marque 2 Figure 8). Toutefois l'extraction de tourbe semble avoir cessé à la fin du 18^e siècle : en 1801, une demande d'autorisation d'exploitation de la tourbe dans une tourbière de la commune de Marchiennes, qui n'est pas celle qui nous intéresse, mentionne qu'elle est « encore la seule dans la commune pour le chauffage aux habitants »⁴. A la fin du 18^e siècle, l'extraction de tourbe dans la tourbière de Marchiennes semble avoir résulté en la création d'un large plan d'eau. C'est en tout cas sous cette forme qu'un plan de 1783 représente les « tourberies de Marchiennes » (Marque 1 Figure 9). Un document daté de 1787 portant sur l'adjudication de la tourbière de Marchiennes⁵ mentionne la

¹ En 2007, Vanrenterghem a également recensé et analysé les documents d'archives relatifs aux tourbières sur la commune de Marchiennes. Les informations extraites des Archives Départementales du Nord citées dans cette section sont issues de ce travail, malheureusement non publié.

² Côte 53fi 76, Arch. Dép. Nord, tiré de Louis (2023).

³ Côte J471/214-216, 1776, Arch. Dép. Nord, identifié par Vanrenterghem (non publié).

⁴ Côte O379_69, juillet 1801, P9799, Arch. Dép. Nord, identifié par Vanrenterghem (non publié).

⁵ Côte J471/214-216, 1776, Arch. Dép. Nord, identifié par Vanrenterghem (non publié).

présence d'un « lac d'eau de la Grande Tourberie, où l'on tire actuellement de la tourbe, contenant 37 rasières, 3 coupes, mesure du Hainaut », soit 17 hectares¹, ce qui correspond à la quasi-totalité de la zone centrale de la tourbière de Marchiennes (secteur Timmerman et secteur nord-ouest).

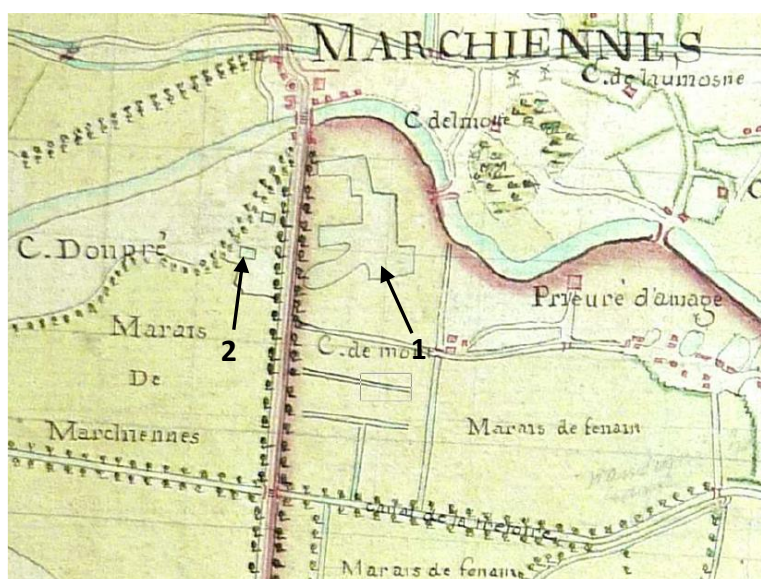


Figure 8. Extrait de la carte topographique de la concession d'Anzin (vers 1759)².



Figure 9. Extrait d'une carte de 1783 (tiré de Vanreenterghem, non publié).

D'autres parties de cette Grande Tourberie sont « couvertes de roseaux, de gerbelles ou d'herbes ». Une carte du réseau hydrographique de la vallée de la Scarpe de 1840 mentionnée par Vanreenterghem (2007) représente également la tourbière de Marchiennes comme un « étang » relativement étendu.

Toutefois, aucun plan d'eau n'est dessiné dans la tourbière sur le plan cadastral de 1816, à part en limite nord, en dehors du site LIFE (**Marque 1 Figure 10**).

Sur le plan cadastral de 1860, levé en 1859, certaines parcelles sont colorées en bleu foncé (**Marque 1 Figure 11**) et peut-être également en bleu clair (**Marque 2 Figure 11**) pour indiquer les plans d'eau, notamment sur la Petite Tourberie et la zone nord-est, mais ce n'est pas le cas du cœur de la tourbière. Le plan d'assemblage ne montre pas non plus de plan d'eau dans la partie centrale, alors que les plans d'eau et zones d'extraction de tourbe sont clairement dessinés en périphérie de la tourbière (**Marque 1 Figure 12**) et ailleurs dans la commune (par exemple dans le Marais de Vivier, au nord-ouest de la ville, **Marque 2 Figure 12**).

La disparition apparente du plan d'eau au début du 19^e siècle est surprenante. La turfigénèse peut être très importante dans les fosses d'extraction des tourbières de la vallée de la Scarpe : à Vred, la fosse occupant la majeure partie de la tourbière s'est comblée quasiment entièrement en moins d'un siècle (Goubet 2015). Néanmoins, il semble peu probable que la fosse d'extraction à Marchiennes ait pu être entièrement comblée en 30 ans. L'explication de cette disparition tient peut-être dans la création à travers la zone

centrale d'un fossé orienté du nord au sud, depuis la Scarpe jusqu'au Wacheux.

¹ Une rasière du Hainaut (ou de Douai) équivalait à 0,4522 ha (Derville & Delmaire 2008). Une rasière contient 4 coupes.

² Centre Historique Minier de Lewarde, non côté. Tiré de Louis (2023).

Ce fossé, apparent sur le plan cadastral (**Marque 2 Figure 10**) ainsi que sur la carte de l'état-major, a pu permettre le drainage du plan d'eau, qui, au vu de l'altitude de l'interface entre la tourbe et le substrat minéral (cf. Section 5), ne pouvait être que peu profond.



Figure 10. Extrait du cadastre de 1816 (Arch. Dép. Nord, P 31 / 158_1, section A 1^{ère} partie).

Sur le plan cadastral de 1860, levé en 1859, ce fossé n'existe plus (**Figure 11**). Par contre, le fossé central et le fossé longeant la digue centrale, toujours en existence actuellement, sont représentés (**Marques 3 et 4, Figure 11**).

En 1859 la commune de Marchienne vend 24 ha de la tourbière (surface qui correspond à celle de la zone centrale) à M. Vuillemin, directeur des mines d'Aniche. Celui-ci installe « de suite une petite locomobile et une pompe : dans la même année la tourbière fut mise à sec, les fossés creusés, la terre éparse, les champs mis en culture et plusieurs ensemencés »¹ ; puis loués pour 9 ans à des agriculteurs. Le niveau de l'eau était maintenu à 60 cm sous le sol par la pompe actionnée une journée par semaine. En 1860, M. Vuillemin fait part de l'avancement des travaux au Comice Agricole : « Le dessèchement proprement dit a été effectué pendant l'été dernier, rapidement et complètement. La moitié du terrain est en état de culture, et l'autre moitié sera achevée cette année. Mais il reste encore des travaux assez importants d'endiguement à exécuter, pour empêcher les infiltrations des terrains avoisinants, coupés de fossés, c'est même là une des parties difficiles du dessèchement, et dont je m'occupe en ce moment. »² Les fossés en arêtes de poisson, qui n'existaient pas sur le cadastre levé quelques mois auparavant, résultent donc de ces travaux, et il est probable que la digue centrale corresponde aux travaux d'endiguement mentionnés.

¹ Compte-rendu de la séance du 1er décembre 1859 du comice agricole du canton de Douai, <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k5506527f/f221.image.r=marchiennes>

² Compte-rendu de la séance du 2 février 1860 du comice agricole du canton de Douai, <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k5506527f/f229.item.r=tourbi%C3%A8re%20marchiennes>

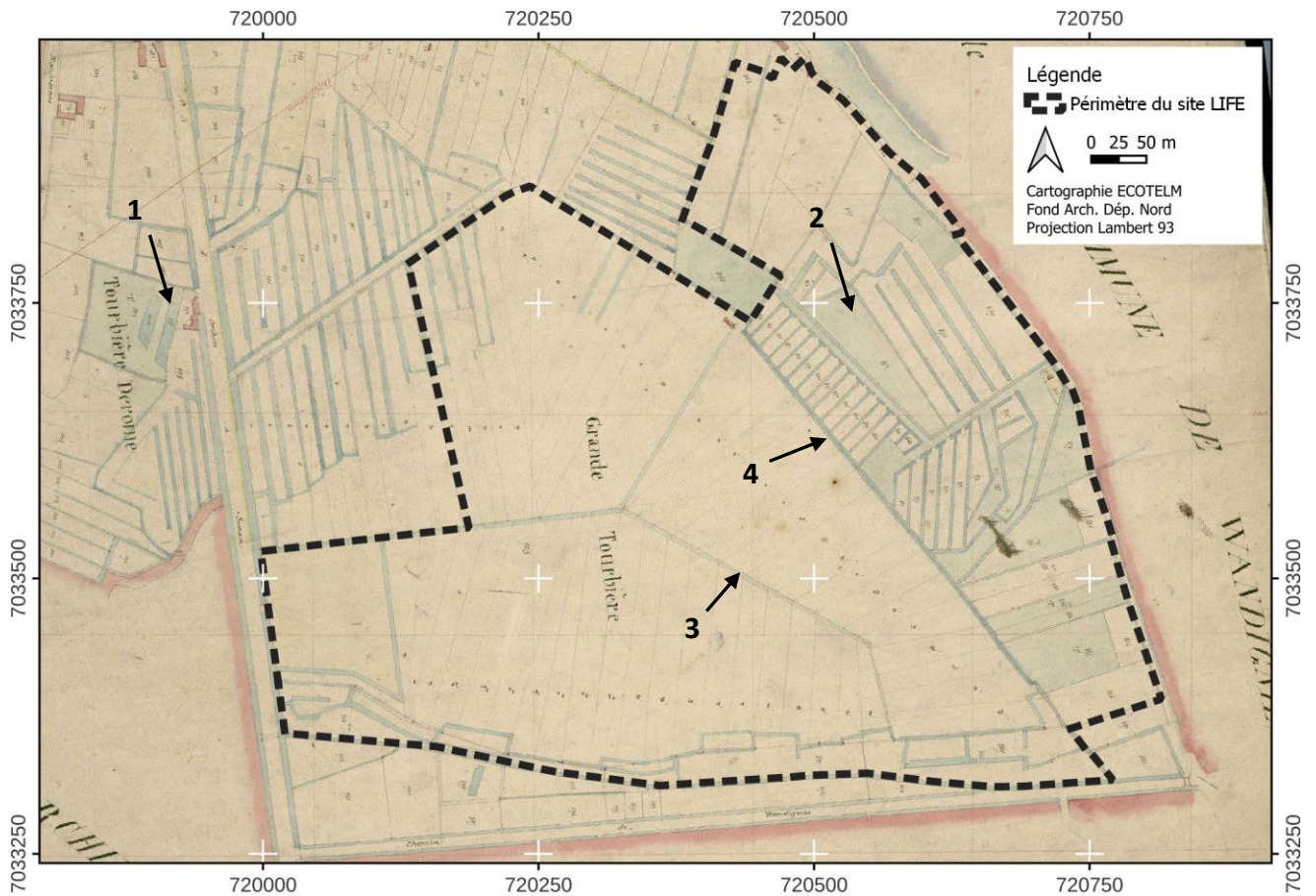


Figure 11. Extrait du cadastre de 1860, levé en 1859 (Arch. Dép. Nord, P 31 / 452, section C2, 2^{ème} feuille).

Au cours du vingtième siècle le site est principalement utilisé à des fins cynégétiques : à une date inconnue mais antérieure à 1955, une mare de chasse à la Sarcelle est creusée à l'extrémité ouest du secteur Timmerman, près de la route de Marchiennes, et trois étangs peu profonds sont établis au nord du fossé central : deux dans le secteur Timmerman, et un dans le secteur nord-ouest en dehors du périmètre du site LIFE. Ce dernier sera agrandi en 1966 ou 1967, puis à nouveau plusieurs fois par la suite. Deux autres étangs seront ensuite creusés dans le même secteur. L'étang de pêche est quant à lui creusé en 1970, en lieu et place d'une peupleraie (Fontenelle & Duhayon 2019). A l'emplacement de l'étang ENS, la photographie aérienne de 1955 montre une petite zone en eau entre deux fossés, qui pourrait correspondre à une fosse d'extraction de tourbe, mais qui n'apparaît pas sur le cadastre levé en 1859. L'étang lui-même est creusé entre 1967 et 1969.

Entre 1997 et 2009, dans le cadre de sa politique « Espaces Naturels Sensibles », le Département du Nord achète les terrains situés dans la zone nord-est de la tourbière, actuellement dénommés « Secteurs ENS » (nord et sud). Une série de travaux de restauration et de gestion conservatoire ont été entrepris depuis : reprofilage de l'étang dit « étang ENS », débroussaillage, fauche d'entretien, etc.

En 2000 les propriétaires du secteur Timmerman contactent le PNRSE, inquiets de l'assèchement de deux mares de leur propriété suite au curage du Wacheux réalisé en 1996. En 2002, le PNRSE installe un ouvrage hydraulique permettant de réguler les niveaux d'eau afin de limiter les pertes d'eau de la tourbière vers le Wacheux en période d'étiage. En 2009 et 2016, des travaux de contrôle des ligneux sont menés sur la partie est du secteur Timmermann. Ils ont été suivis d'une fauche régulière sur deux lègres pour réduire la dominance du Marisque et augmenter la diversité floristique. L'ensemble des travaux à vocation conservatoire sont décrits en détail par Fontenelle & Duhayon (2019).

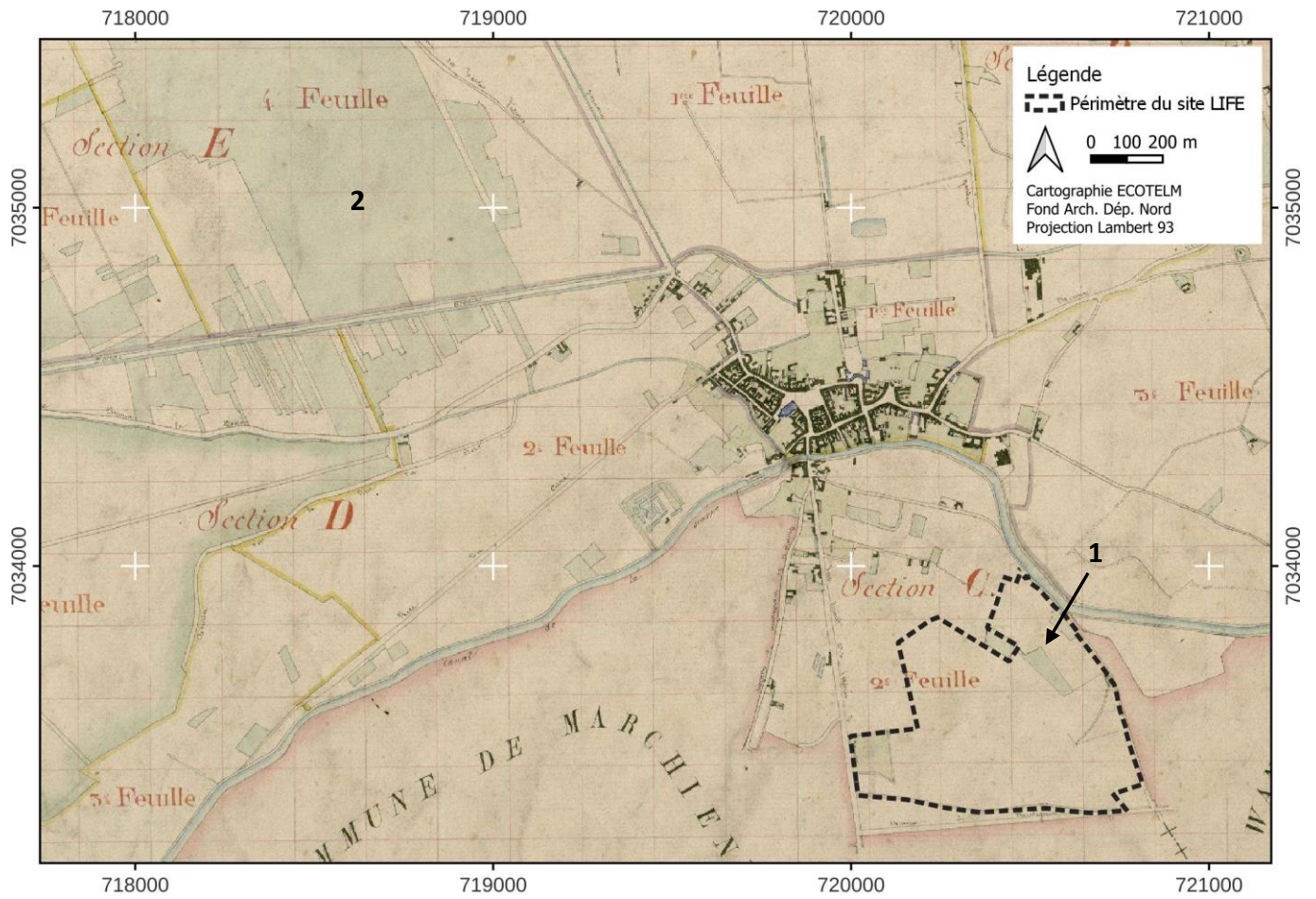


Figure 12. Extrait du plan d'assemblage du cadastre de 1860 (Arch. Dép. Nord, P 31 / 452).

3 Cartographie du réseau hydrographique

3.1 Objectifs

Du fait de la couverture arborée dense et des difficultés d'accès au site, le tracé et la connectivité hydraulique du réseau hydrologique de Marchiennes sont mal connus. L'objectif de cette section est donc de vérifier et d'améliorer les données existantes sur ces aspects.

3.2 Méthodes

La précision des jeux de données LiDAR disponibles pour la tourbière de Marchiennes, issus des vols réalisés pour le compte de la DIREN en janvier 2008 et de la DDTM en février 2022, est malheureusement toute relative. La comparaison des données LiDAR de 2022 avec l'altitude du sol relevée avec un GPS différentiel RTK Leica GS07 de précision centimétrique au niveau des placettes de végétation (cf. Section 12) en dehors des zones arborées indique une erreur quadratique moyenne de 0.60 m. Cette erreur, élevée pour ce type de jeu de données, semble notamment causée par la densité de la biomasse aérienne dans les cladaies et roselières. Ainsi le LiDAR suggère que la partie centrale du secteur Timmerman est plus haute que la périphérie, alors qu'elle est plus basse d'une vingtaine de centimètres en moyenne. De plus un certain nombre de fossés sous couvert forestier dense ne sont pas visibles sur le LiDAR.

Le tracé et la connectivité hydraulique du réseau hydrologique ont donc été cartographiés en combinant et en validant de façon croisée plusieurs sources complémentaires : prospections de terrain (pour les zones accessibles à pied ou en barque), LiDAR, photographies aériennes ortho rectifiées de l'IGN (BD Ortho de 1955, 2018 et 2021), et cadastre de 1860. La BD Ortho de 1955 a été utilisée parce que la couverture arborée était bien moins étendue et les fossés bien mieux visibles à l'époque, et le cadastre de 1860 parce qu'il montre de manière précise et détaillée les fossés présents à l'époque et bien souvent encore existants. Les données anciennes n'ont été intégrées que lorsque la couverture arborée dense a empêché l'utilisation des sources des données modernes. Le niveau de confiance relatif à chaque tracé a été évalué. Les tronçons busés ont été identifiés. Les tracés ont été numérisés au 1:500^e et sont fournis au format fichier de formes mentionnant les sources utilisées, le niveau de confiance et la présence ou non d'un tronçon busé.

3.3 Résultats et discussion

La **Figure 13** détaille le réseau hydrographique de la tourbière de Marchiennes et de sa périphérie immédiate. Les trois ouvrages hydrauliques existants sont décrits dans le **Tableau 3**.

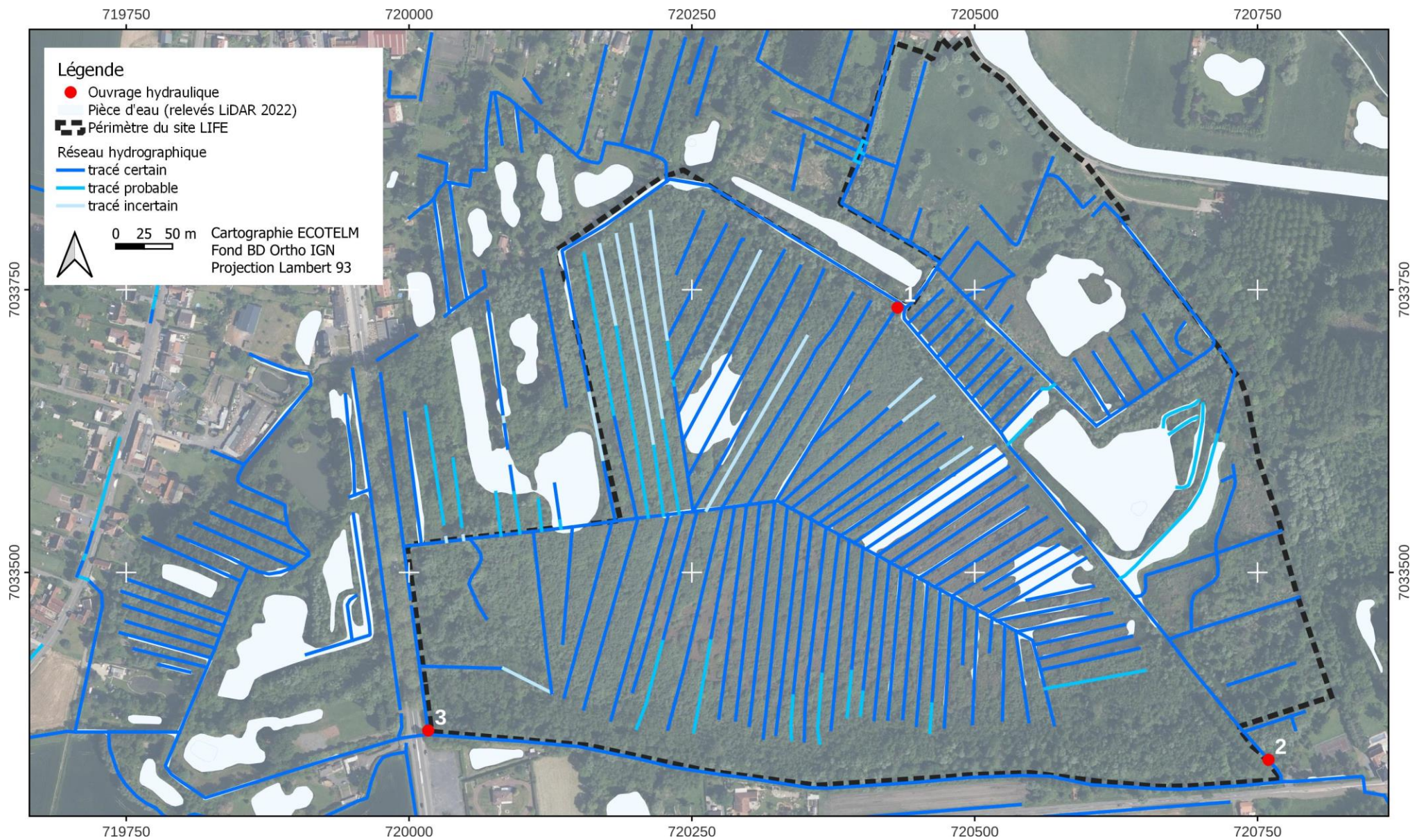





Figure 13. Réseau hydrographique de la tourbière de Marchiennes.

Tableau 3. Ouvrages hydrauliques dans et à proximité immédiate de la tourbière de Marchiennes.

N°	Figure 13 Description	Photographie
1	<p>Ancien ouvrage hydraulique désaffecté, actif en hautes eaux. Relevé DGPS impossible du fait de la couverture arborée.</p>	 <p>Photographie ECOTELM (29/01/2021)</p>
2	<p>« Ouvrage hydraulique sud » : ouvrage hydraulique opérationnel, vanne submergée en hautes eaux. Altitude de débordement (sommet de la planche supérieure) en mars 2022 : 16,183 m.</p>	 <p>Photographie tirée de Fontenelle & Duhayon (2019)</p>
3	<p>Buse béton avec clapet anti-retour côté Wacheux, très endommagé et non fonctionnel. Altitude sommet buse côté nord: 16.713 m (précision 0.027 m). About femelle au nord : diamètre interne 50 cm, diamètre externe maximal 76 cm. Semi-enterrée côté nord, lit à 50 cm sous le sommet de la buse (donc à 16.21 m).</p>	 <p>Photographie ECOTELM (16/05/2022)</p>

4 Evolution du recouvrement des ligneux

4.1 Objectifs

L'objectif de cette section est de quantifier précisément l'évolution du recouvrement des ligneux sur la tourbière de Marchiennes au cours des 8 dernières décennies, et de préciser si et quand leur développement a pu s'accélérer.

4.2 Méthodes

L'évolution du recouvrement des ligneux sur la tourbière de Marchiennes a été estimée sur la base des photographies aériennes historiques de l'IGN. Les photographies ortho-rectifiées ont été privilégiées lorsque disponibles et de suffisamment bonne qualité pour pouvoir identifier les ligneux correctement (1955, 1983, 2000, 2005, 2015, 2021). Les orthophotographies ont été complétées par des photographies aériennes historiques de l'IGN (1967, 1975, 1993), rectifiées manuellement à partir de points d'amer géoréférencés sur la base de la BD Ortho de 2021, pour obtenir au moins une série de données par décennie depuis 1955. Les surfaces occupées par des ligneux ont été numérisées au 1:500^e.

4.3 Résultats et discussion

La **Figure 14** montre le recouvrement des ligneux pour au minimum chaque décennie depuis 1955. On notera qu'en périphérie nord-ouest de la zone centrale, les zones déjà colonisées par les ligneux en 1955 correspondent assez fidèlement aux lègres déjà existants sur le cadastre de 1859. On peut émettre l'hypothèse des conséquences d'une mise en culture, et/ou du drainage plus précoce de ce secteur. De même, les zones nouvellement colonisées entre 1955 et 1975 correspondent en grande partie à des secteurs apparaissant comme plus sombres sur la photographie aérienne de 1955. Certains lègres au sud-ouest de la zone centrale sont ainsi colonisés quasiment intégralement jusqu'au fossé central pendant cette période, alors que les lègres adjacents restent ouverts. La nature de ces zones sombres n'est malheureusement pas identifiable. On peut penser à un brûlis, ou à une végétation différente (roselière en périphérie vs. cladiaie au centre) indiquant des conditions hydro-pédologiques différentes.

Dans la zone centrale, la colonisation s'est faite de manière centripète, et plus rapidement à l'ouest qu'à l'est.

La **Figure 15** résume l'évolution dans le temps du recouvrement des ligneux. Au sein du secteur Timmerman, une distinction a été faite entre la zone centrale qui n'a fait l'objet que de très peu de travaux de gestion des ligneux (« zone sans travaux »), et la zone est qui a fait l'objet de travaux de restauration de milieux ouverts en 2008 et 2016 (« zone avec travaux »). Pour celle-ci, seules les données antérieures aux travaux ont été considérées, l'objectif de l'analyse étant de mettre en évidence une éventuelle accélération de la dynamique spontanée des ligneux dans la tourbière, évidemment masquée par ces travaux. Les secteurs à l'est de la digue, le long de la limite sud et au nord-est du secteur Timmerman ont fait l'objet de multiples interventions au cours du temps, et la couverture des ligneux n'y reflète pas leur dynamique spontanée. Ils n'ont donc pas été inclus dans les calculs.

La proportion de la tourbière colonisée par les ligneux a augmenté de façon relativement régulière de 1955 à 2005. Elle a depuis fortement ralenti, toutefois une part importante des espaces ouverts résiduels correspond aux fossés les plus profonds et à l'étang de chasse, dans lesquels la profondeur de l'eau empêche la colonisation. Par contre, la proportion de la surface ouverte résiduelle colonisée entre deux cartographies, qui reflète mieux la dynamique de colonisation, a connu une forte augmentation dans les années 1990 et 2000. On peut donc supposer que les facteurs potentiellement à l'origine du fort développement des ligneux sont antérieurs à cette période.

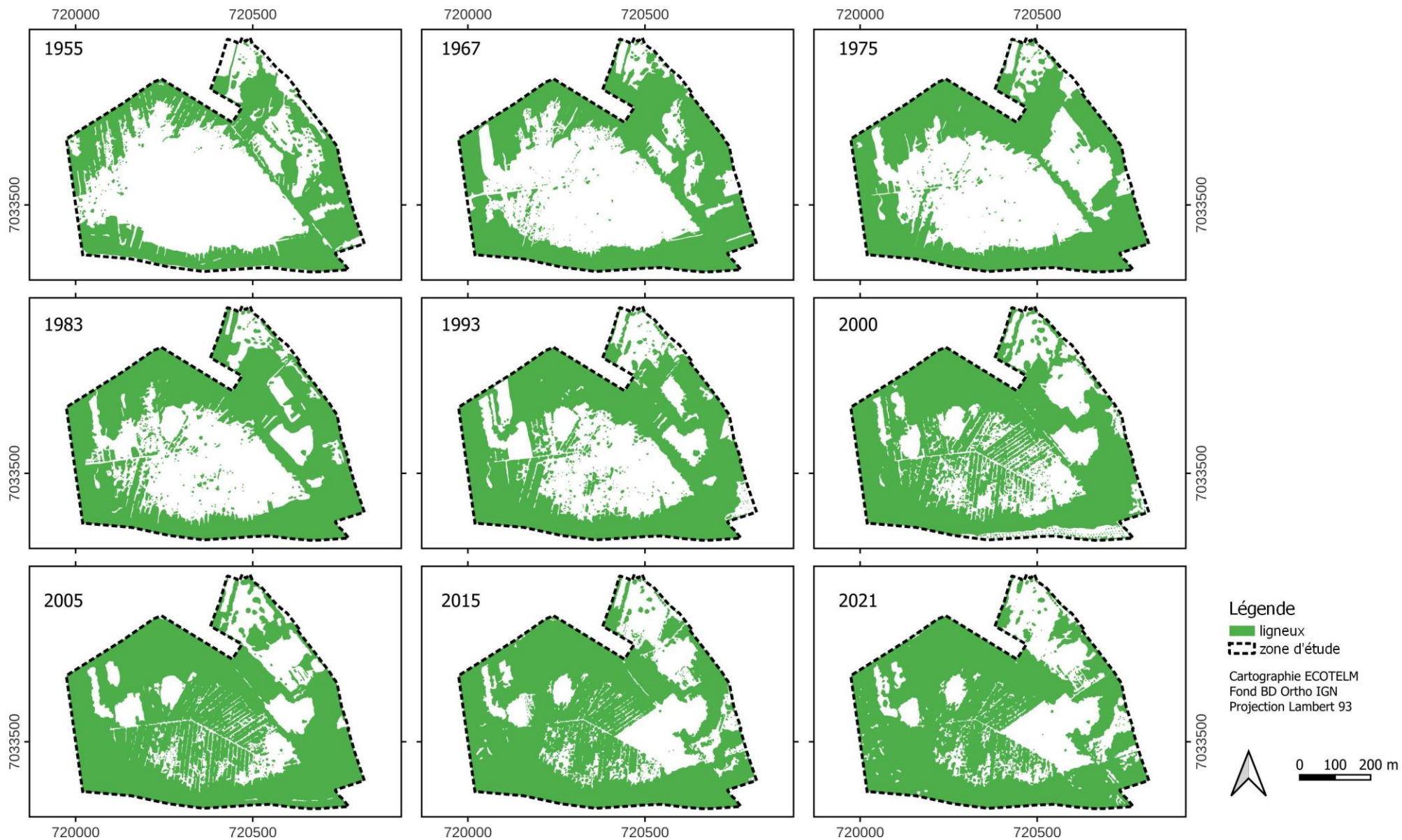


Figure 14. Cartographie du recouvrement des ligneux dans la tourbière de Marchiennes depuis 1955.

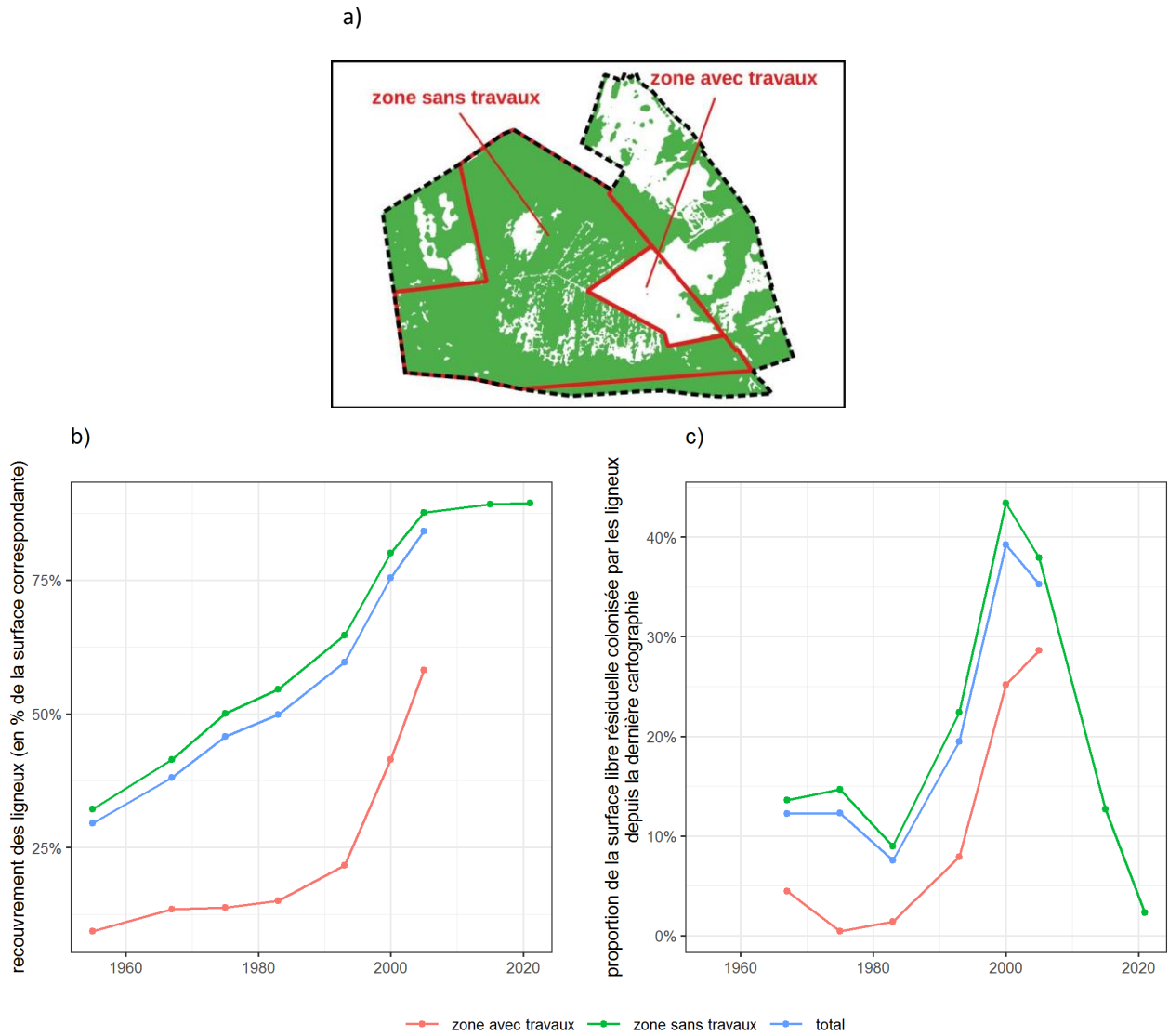


Figure 15. Evolution du recouvrement des ligneux dans la tourbière de Marchiennes depuis 1955.

a) : zones de calcul ; b) : évolution du recouvrement des ligneux en pourcentage de la surface totale au sein de chaque zone ; c) : évolution de la proportion de la surface libre résiduelle colonisée par les ligneux depuis la dernière cartographie.

5 Stratigraphie

5.1 Objectifs

Les objectifs de cette section sont de :

- préciser la profondeur, la nature et l'état de conservation des tourbes à Marchiennes ;
- préciser la nature des formations minérales sous-jacentes ;
- contribuer à la détermination de la trajectoire écologique passée de la tourbière et à l'identification des facteurs environnementaux ayant pu l'expliquer, en parallèle à l'analyse des macro-restes végétaux (cf. Section 6).

5.2 Méthodes

Les dépôts tourbeux et la partie supérieure des sédiments minéraux sous-jacents ont été décrits en vingt-deux points à Marchiennes (**Figure 16, Annexe A**). Les sondages ont été disposés pour assurer un échantillonnage le plus représentatif possible du site, mais les difficultés d'accès ont nécessité une disposition en transects à peu près perpendiculaires au fossé central et limité les investigations dans la partie ouest.

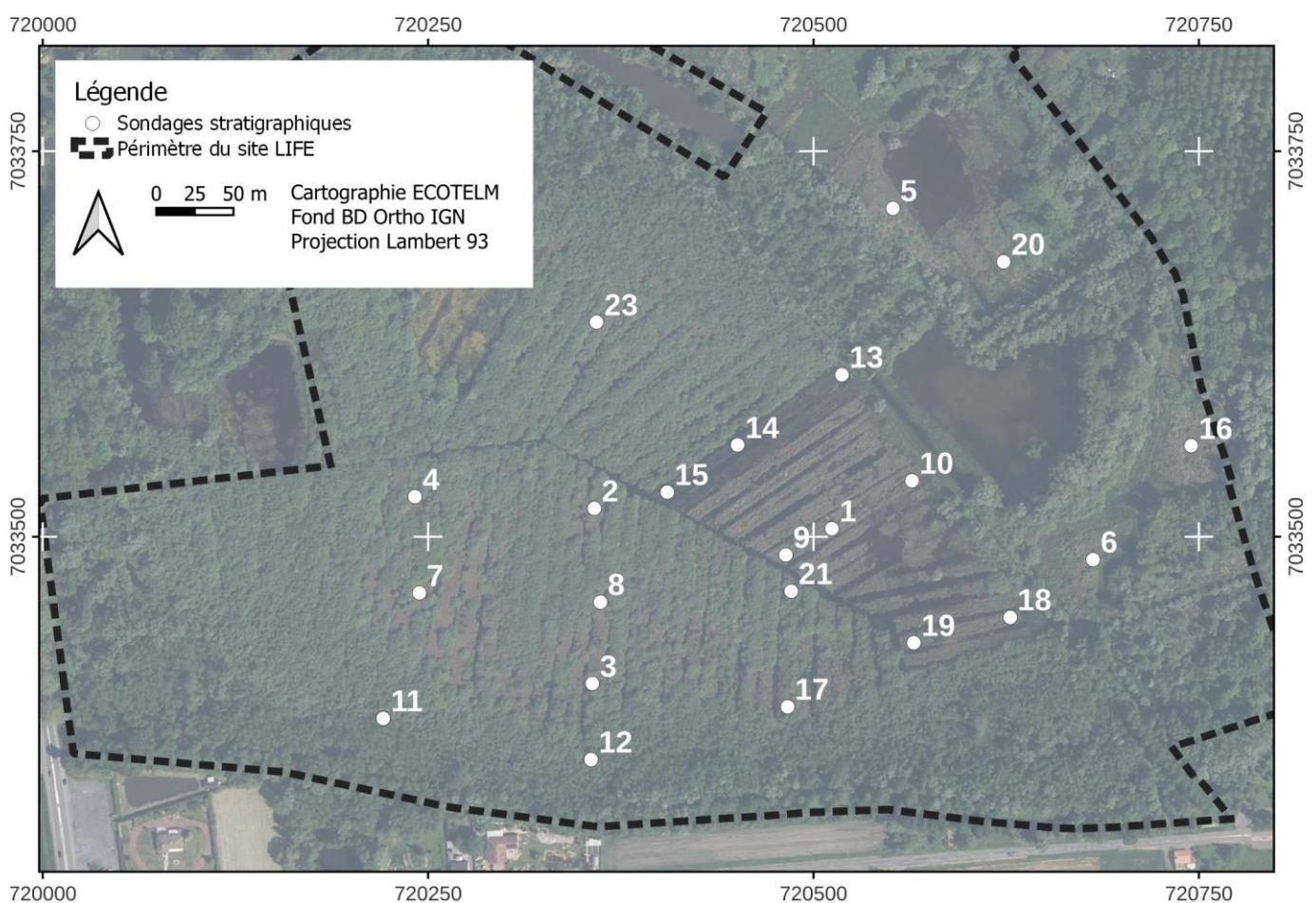


Figure 16. Localisation des sondages stratigraphiques à Marchiennes.

Les sondages ont été réalisés en août 2020 manuellement avec un carottier russe et une tarière Edelman, jusqu'au refus. L'indice d'humification de von Post¹ (von Post 1922) est donné en fin de description de

¹ Le test de von Post, qui permet de déterminer l'indice du même nom, est un test de terrain simple qui permet d'estimer le degré de décomposition de la tourbe. Il consiste à comprimer dans la main une poignée de tourbe et à décrire la couleur et la nature du liquide qui passe entre les doigts ainsi que du résidu. Ces caractéristiques sont comparées à une échelle préétablie, qui va de H1 (décomposition nulle) à H10 (décomposition totale). L'indice de von Post est étroitement corrélé à un ensemble d'autres paramètres difficilement mesurables sur le terrain, notamment la densité, la teneur en cendres, la porosité efficace et la conductivité hydraulique (Boelter 1969; Verry *et al.* 2011).

l'horizon concerné (H1 à H10). Il a servi de base à la classification des tourbes en tourbes fibriques (H1 à H4), mésiques (H5 et H6) et sapriques (H7 à H10), selon les seuils les plus fréquemment retenus au niveau international, notamment par le système canadien de classification des sols (Soil Classification Working Group 1998) et par Szajdak et al. (2011). Ces seuils diffèrent légèrement de ceux retenus par le référentiel pédologique français (Baize & Girard 2009).

La conductivité électrique du sol a été mesurée avec un conductimètre à lecture directe Fieldscout 2266FSTP (Spectrum Technologies) calibré avant chaque journée de terrain pour permettre une comparaison avec les valeurs mesurées lors de la cartographie 3D de la conductivité (cf. Section 6). La sonde du conductimètre a été enfoncée dans la carotte immédiatement après extraction et avant toute autre perturbation.

L'emplacement de chaque sondage et l'altitude du sol (profondeur 0) ont été déterminés au moyen d'un GPS différentiel RTK avec une précision centimétrique (cf. **Annexe A**), ce qui a permis de déterminer l'altitude de l'interface entre le substrat minéral et la tourbe.

5.3 Résultats et discussion

Les profils stratigraphiques réalisés à Marchiennes sont présentés sous forme graphique sur la **Figure 19**. La conductivité électrique du sol est indiquée sur la partie gauche de chaque profil (« CE ») en $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les photos sont celles des carottes en place dans le carottier ou la tarière. La signification des abréviations utilisées dans cette figure est donnée ci-dessous.

am.	amorphe	frag.	fragment	més.	mésique	qlqs	quelques
aqu.	aquatique	gast.	gastéropode	min.	minéral	rad.	radicelle
calc.	calcaire	grum.	grumeleux	nbx, nbses	nombreux, nombreuses	rhiz.	rhizome
coq.	coquille	inf.	inférieur	org.	organique	sap.	saprique
dom.	dominant	lég.	légèrement	org.-min.	organo-minéral	sup.	supérieur
fib.	fibrique	mat.	matière	phrag.	Phragmite	vég.	végétal, végétaux

L'analyse des données stratigraphiques permet d'identifier certains horizons qui se retrouvent dans un certain nombre de profils. Ils sont décrits ci-dessous en commençant par les horizons les plus profonds et donc les plus anciens.

Sur l'ensemble des profils le substrat minéral est formé d'argiles et de sables fins en proportion variable, correspondant vraisemblablement aux dépôts quaternaires du Pléniglaciaire weichselien (Deschodt *et al.* 2012; Deschodt 2014, 2015, 2019). Ces dépôts sont souvent marqués de traces blanchâtres qui semblent résulter de l'altération de graviers de craie, de tels graviers étant présents dans certains horizons. La cartographie de la profondeur de l'interface entre le substrat minéral et la tourbe (**Figure 20**) montre une topographie relativement plate, ne variant que de 70 cm au maximum sur l'ensemble du site. A l'inverse de Vred (Goubet 2015), aucune trace de méandre ne peut être observée, même si un plus grand nombre de sondages serait nécessaire pour en être certain. Deschodt (2015, 2019) indique que la tourbière de Marchiennes correspond probablement à une dépression thermokarstique, c'est-à-dire créée par la fonte de la glace du pergélisol. La Petite Tourberie, située à l'ouest de la route de Somain, correspondrait possiblement à une dépression thermokarstique de plus petite taille. Le processus précis et la chronologie du phénomène sont inconnus, mais les interactions entre les modelés thermokarstiques, les traces de chenaux et les dunes à l'échelle de la plaine de la Scarpe indiquent un développement contemporain ou ultérieur à l'activité éolienne de la fin du Pléniglaciaire weichselien, il y a environ 17000 à 21000 ans.

Au-dessus des sédiments minéraux quaternaires, on trouve un dépôt tourbeux de 10 à 70 cm d'épaisseur, caractérisé par des tourbes sapriques très décomposées, compactes, souvent plus ou moins grumeleuses. Cette structure particulière évoque les horizons histiques « murshiques » (de « mursh » ou « moorsh »), c'est-à-dire les horizons résultant du drainage d'une tourbe généralement neutro-alcaline. Les cycles de

saturation/désaturation entraînent une transformation des substances humiques, qui coagulent et forment de manière irréversible des agrégats assez durs (Okruszko 1993; Okruszko & Ilnicki 2003; Schulz *et al.* 2019a; b; Łachacz *et al.* 2023). Schulz *et al.* (2019a) distinguent un degré d'altération intermédiaire (« earthified peat ») avant la formation d'un *marsh* caractérisé, et les tourbes basales à Marchiennes correspondent plutôt à cette description. Leur altération est vraisemblablement le résultat du drainage de la tourbière, en particulier à la fin du 19^e siècle (cf. Section 1.2.3). Elle suggère que la nappe est descendue de manière prolongée au moins jusqu'à la base du dépôt tourbeux pendant un certain nombre d'années voire dizaines d'années. La compression de la tourbe résultant du remblaiement et de la surélévation des lègres à la même époque (cf. ci-dessous) a pu également contribuer à sa densification.

Au-dessus des tourbes sapriques basales dégradées, on trouve dans une dizaine de sondages un tuf calcaire¹ de couleur crème à beige, très riche en coquilles de gastéropodes dont certains clairement aquatiques (bivalves), épais de quelques à une quinzaine de centimètres (**Figure 17**). Cet horizon ne se retrouve qu'une seule fois au sein des profils dans lesquels il est présent, à l'exception du profil 19 (cf. ci-dessous). Goubet (2013, 2015), Deschodt *et al.* (2012) et Deschodt (2014, 2015) ont identifié un horizon identique à Vred, dans la tourbière pour le premier et dans un paléo-chenal au lieu-dit Le Marais à l'ouest du village pour les seconds. Le contexte de mise en place de ce tuf calcaire est discuté. Son caractère unique dans la colonne sédimentaire, ainsi que les limites assez tranchées avec les sédiments situés



Figure 17. Exemple de tuf calcaire (entre les marques 38 et 47 cm) à Marchiennes.

Photographie ECOTELM

en-dessous et au-dessus, incitent Deschodt *et al.* (2012) et Deschodt (2014, 2015) à considérer que sa présence résulte d'un changement hydrologique très important mais limité dans le temps, avec un apport massif d'eau nettement plus carbonatée. Au lieu-dit Le Marais à Vred, ils montrent que sa mise en place est postérieure à l'époque gallo-romaine, mais qu'il contient des éléments végétaux plus anciens de quelques siècles, qui ont donc été remobilisés plus en amont puis redéposés avec le tuf. Ils interprètent donc ce dépôt comme une conséquence des bouleversements hydrologiques et érosifs qui ont suivi la capture anthropique de la Satis ou Scarpe d'Arras vers la plaine de la Scarpe au niveau de Vitry-en-Artois puis d'Arleux, aux 10^e et 11^e siècles (Lohrmann 1984; Deudon 2018). Les travaux de détournement de la Satis à cette époque ont en effet fait passer le bassin versant de la Scarpe de 770 km² à 1320 km², provoquant une augmentation des débits ainsi que de la fréquence des inondations dans l'ensemble de la vallée inférieure, la largeur du lit tardiglaciaire étant réinondé pour la première fois depuis le début de l'Holocène. Ces modifications hydrologiques, relatées dans le polyptyque de Marchiennes écrit vers 1120², ont poussé les communautés riveraines à développer un vaste réseau hydraulique d'assèchement (Lohrmann 1984; Deudon 2018). Le fossé de Rieulay, ancêtre de la Traitoire, est ainsi creusé entre 1172 et 1120 (Deudon 2018). Deschodt *et al.* (2012) et Deschodt (2014, 2015) n'apportent toutefois pas d'explication au caractère selon eux très carbonaté des eaux d'inondation, qui ne se retrouve à aucun autre moment au cours de l'Holocène. Une contribution plus importante des eaux issues de la nappe de la craie, affleurante dans le bassin supérieur de la Scarpe, n'est probablement pas en jeu puisque le dépôt

¹ Deschodt *et al.* (2012) et Deschodt (2014, 2015) utilisent également et indifféremment le terme « limon travertineux ». Schulz *et al.* (2019a) parlent de « gyttja calcaire » pour des formations similaires en Allemagne, même si ce terme est un peu plus restrictif car il implique un dépôt en contexte aquatique stagnant.

² « frequenti alluvione redundans, quondam humum fructiferam nunc in amnem producit et generat paludem » : « les montées des eaux fréquentes produisirent et générèrent des marais » (Deudon 2018).

de tuf ne s'est pas poursuivi. Une crise érosive dans la partie crayeuse du bassin versant générée par le réajustement de la morphologie du cours d'eau et limitée dans le temps est une possibilité¹. A Marchiennes, environ la moitié des sondages ne présentent pas d'horizon tuffeux. Les sondages 11, 12, 16, 17, et 18 sont situés en limite sud de la tourbière, il est donc possible que ces secteurs soient restés émergés pendant la phase de mise en place du tuf. Cette explication ne tient vraisemblablement pas pour les sondages n°2, 4, 10, 21, 23 situés plus au centre de la tourbière, et à proximité de sondages présentant un horizon tuffeux. Pour ces sondages, l'extraction de l'horizon tuffeux en même temps que la tourbe est une hypothèse alternative.

Goubet (2013, 2015) fait quant à lui l'hypothèse que les tufs trouvés à Vred sont liés à des apports issus de la nappe de la craie par artésianisme à travers les formations tertiaires. L'exploitation intensive de la nappe après la Seconde Guerre Mondiale aurait réduit ces apports carbonatés. Cette hypothèse explique toutefois assez mal le caractère unique du dépôt tuffeux au cours de l'Holocène.

Sur les tufs calcaires, on trouve parfois (sondages n°6, 7, 19 et 20) une tourbe saprique peu épaisse, dont les caractéristiques sont assez proches de celles des tourbes basales. Comme celles-ci, elle résulte probablement de l'altération de la tourbe en place suite aux travaux de drainage du 19^e siècle.

Toutefois, dans un plus grand nombre de profils, le remblai (cf. ci-dessous) repose directement sur le tuf (sondages n°3, 5, 8, 9, 13, 14) ou n'en est séparé que par une fine couche de gyttja organique (n°15). Cette observation est surprenante. Elle implique soit que la turfigénèse se soit arrêtée juste après la mise en place du tuf, soit que la tourbe formée au-dessus du tuf ait été extraite (les tourbiers stoppant l'extraction précisément en atteignant le tuf), soit que le tuf soit beaucoup plus récent que celui identifié et daté de la fin du Haut Moyen-Age par Deschodt *et al.* (2012) et Deschodt (2014, 2015) à Vred, et précède de peu le creusement des fossés et la mise en place du remblai en 1859. La première et la deuxième hypothèses semblent assez peu probables : d'une part on imagine mal une absence totale de sédimentation (tourbeuse ou autre) pendant presque un millénaire, en particulier vu la dynamique récente (cf. ci-dessous), et d'autre part l'extraction de la tourbe se faisait plus ou moins à l'aveugle dans des fosses en eau, comme le montre la présence attestée d'un « lac d'eau » au 18^e siècle. La troisième hypothèse est plus acceptable. Elle impliquerait donc que le tuf se soit mis en place suffisamment peu de temps avant 1859 pour que des sédiments ne puissent pas recouvrir celui-ci de façon substantielle. Ce tuf pourrait donc correspondre à une gyttja calcaire (sensu stricto), sédimentée au fond de la fosse d'extraction de tourbe. Le dépôt de gyttja calcaire au fond des fosses d'extraction dans les tourbières neutro-alkalines semble assez fréquent, par exemple dans la vallée de la Somme (van Diggelen, comm. pers.).

Les conditions de mise en place de l'horizon de tuf sont donc incertaines, une datation au ¹⁴C permettrait de mieux les comprendre en vérifiant si elle s'est faite au Moyen-Age comme à Vred, ou si elle est postérieure.

A un niveau supérieur, on trouve sur la quasi-totalité des sondages un horizon épais de 15 à 70 cm environ, assez variable d'un sondage à l'autre mais formé d'un mélange déstructuré, plus ou moins fin, de faciès organiques et de faciès minéraux en proportions variables, voire parfois de petites quantités de tuf

¹ On remarquera que le canal creusé au Moyen-Age entre Biache-St-Vaast et Virty-en-Artois l'a été dans des dépôts tuffeux de 1 à 3 m d'épaisseur, mis en place un peu avant l'époque gallo-romaine au sein d'un vaste lac qui existait alors autour d'Hamblain-les-Prés (Sommé 2006). Une mobilisation de ces tufs lors de la capture anthropique de la Satis et leur re-sédimentation en aval est donc possible, même si le volume mobilisé est probablement très faible au regard des volumes déposés en aval. A l'échelle régionale, les tufs calcaires constituent un faciès très répandu dans les formations fluviatiles des vallées situées dans un environnement crayeux (Aa, Scarpe, Escaut, Deûle). Sommé (2006) indiquent que les tufs de la plaine maritime, du marais de Saint-Omer et de la vallée morte d'Hamblain-les-Prés datent tous des siècles qui précèdent l'occupation gallo-romaine au 2^e et 3^e siècles de notre ère, ce qui suggère une origine commune d'ordre climatique, qui pourrait être la détérioration marquant le Subatlantique, ayant entraîné une augmentation des précipitations, de la recharge de l'aquifère de la craie et donc des apports d'eau carbonatée par les rivières le drainant.

calcaire, aux limites plus ou moins nettes. Dans plusieurs des profils, cet horizon se caractérise par la présence au sein de sédiments tourbeux d'inclusions d'argiles ne contenant pas de matière organique, avec des limites très franches (**Figure 18**). La seule explication cohérente pour ces observations est que cet horizon correspond à un remblai artificiel, issu du creusement des fossés et des étangs dans la tourbe en place et le substrat minéral ainsi que du dépôt et de l'étalement des matériaux extraits sur les lègres adjacents. Dans la zone centrale, le creusement des fossés en arêtes de poisson et donc le dépôt de ce remblai sont datés de 1859 précisément. Une implication importante est que les horizons tourbeux en place au-dessus de ce remblai (cf. ci-dessous) se sont formés après cette date, après l'abandon des cultures et du pompage et la remontée du niveau d'eau.



Figure 18. Exemple d'une inclusion argileuse.

Photographie ECOTELM

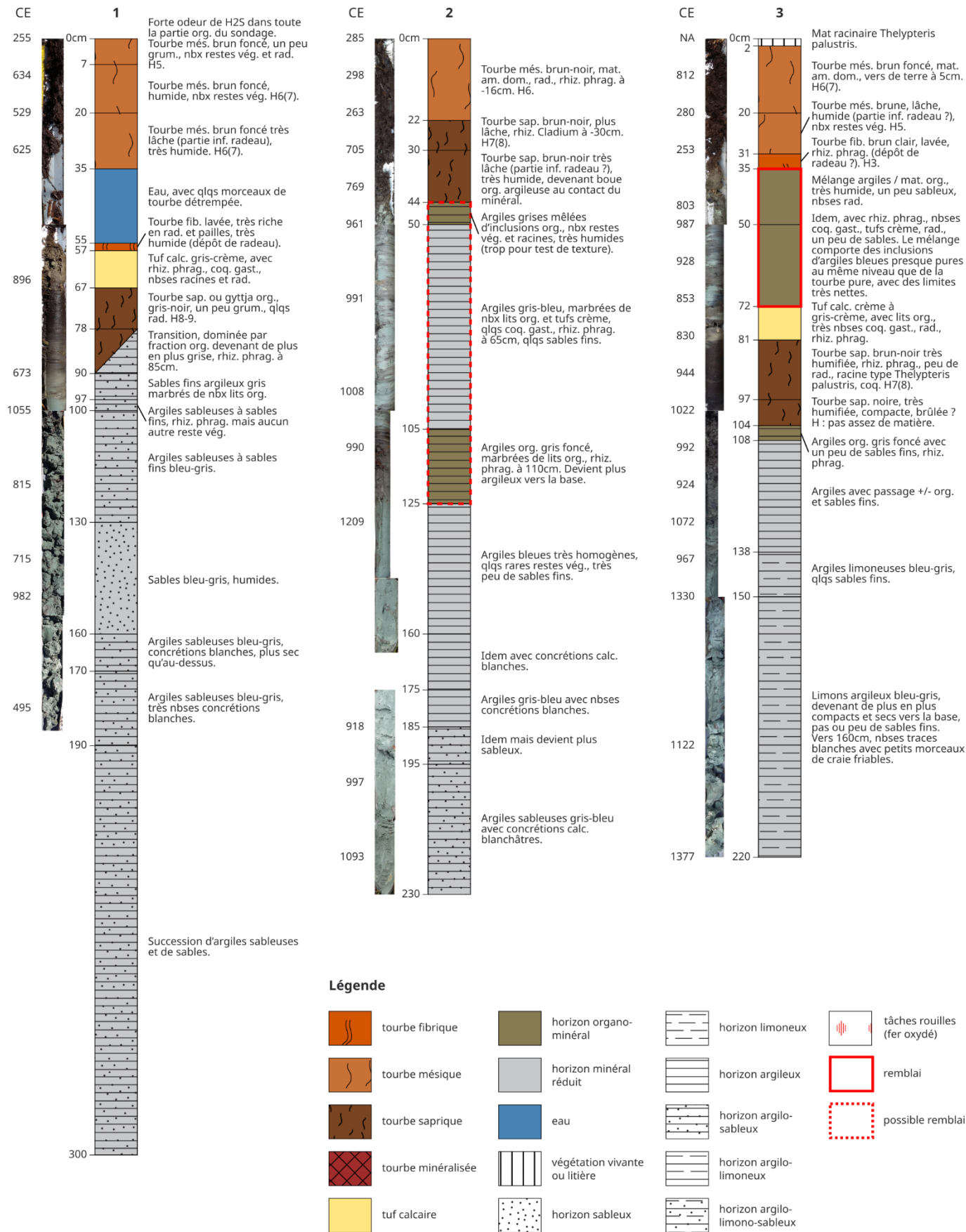


Figure 19. Profils stratigraphiques à Marchiennes.

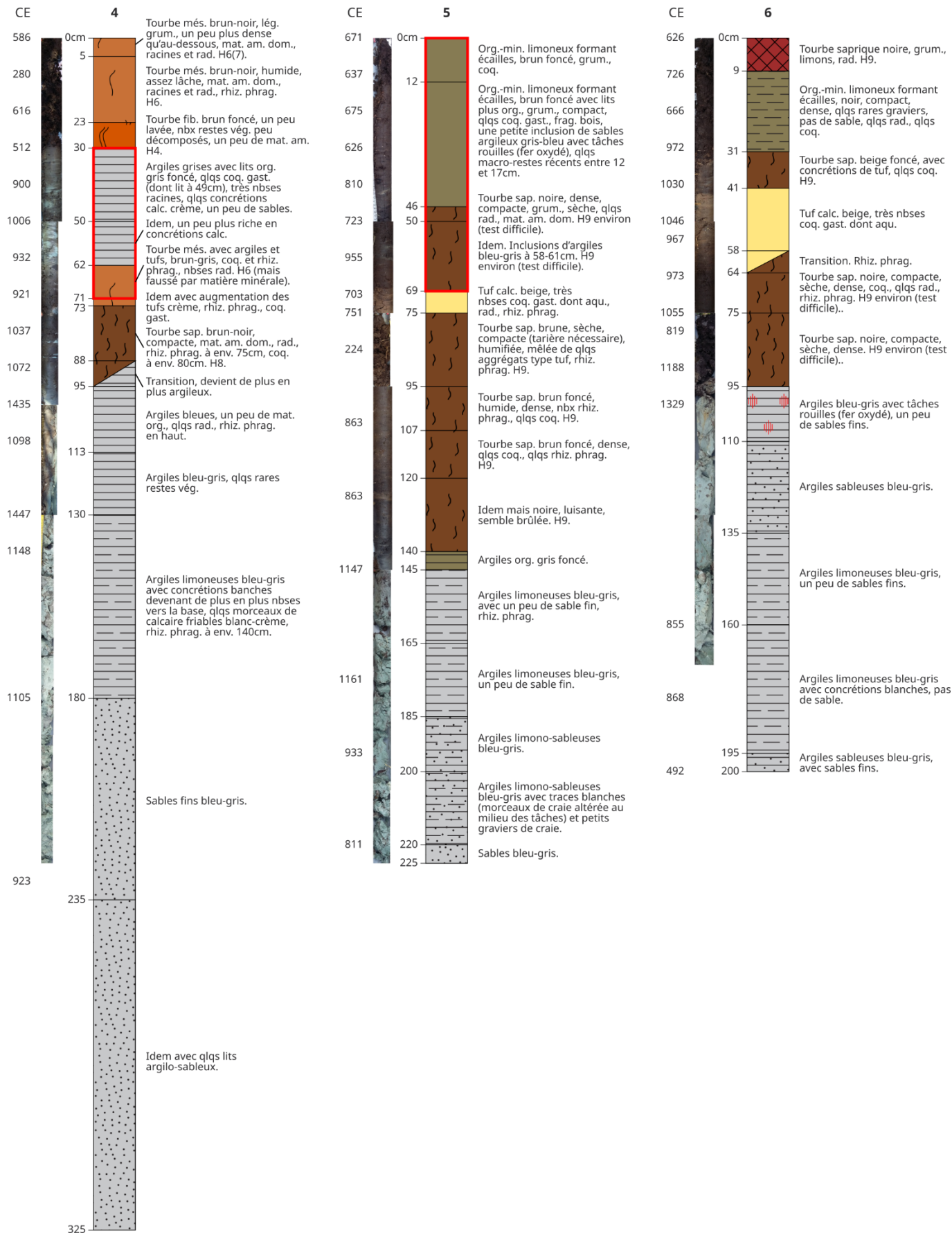


Figure 19 (suite). Profils stratigraphiques à Marchiennes.

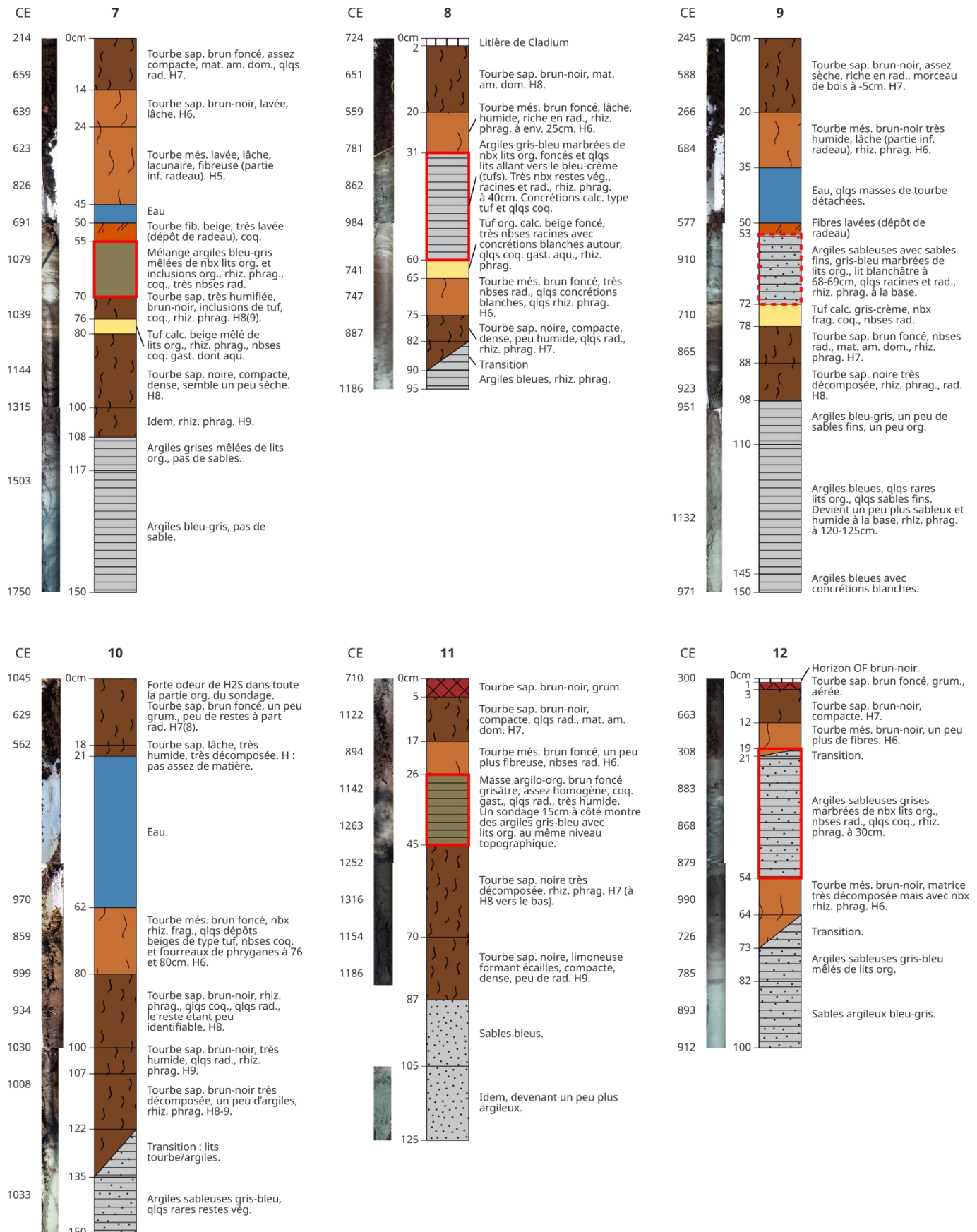


Figure 19 (suite). Profils stratigraphiques à Marchiennes.

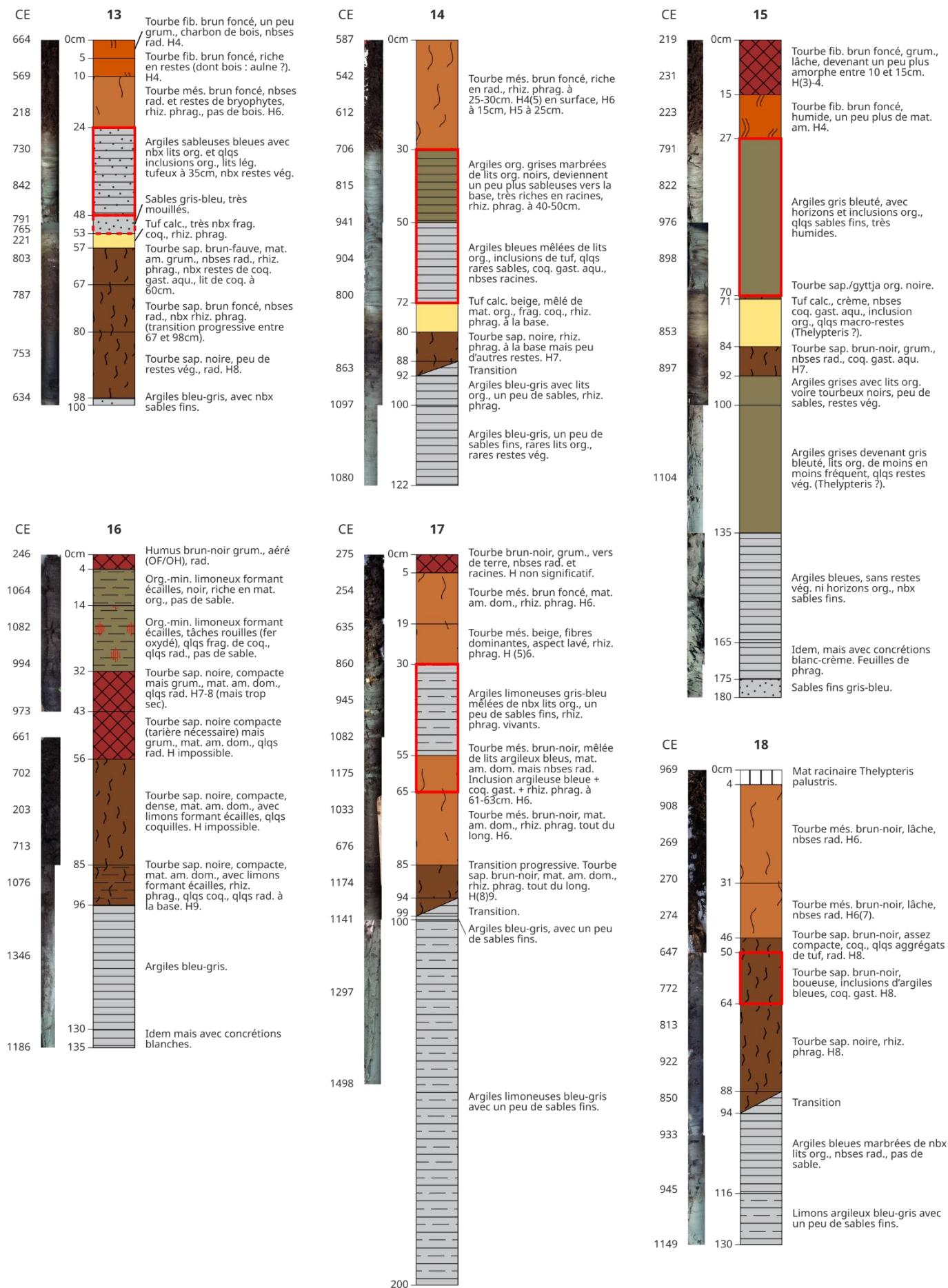


Figure 19 (suite). Profils stratigraphiques à Marchiennes.

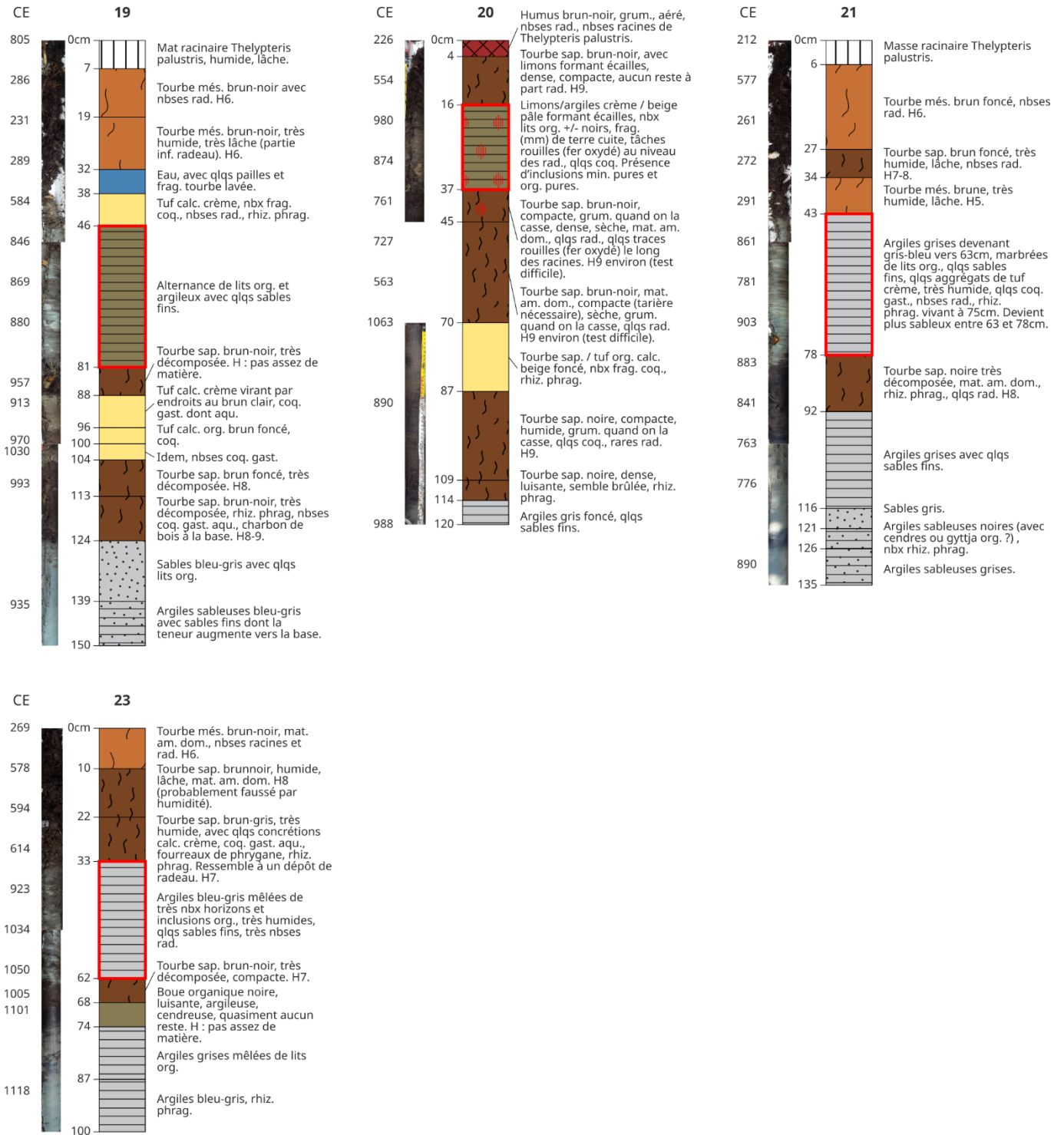


Figure 19 (suite). Profils stratigraphiques à Marchiennes.

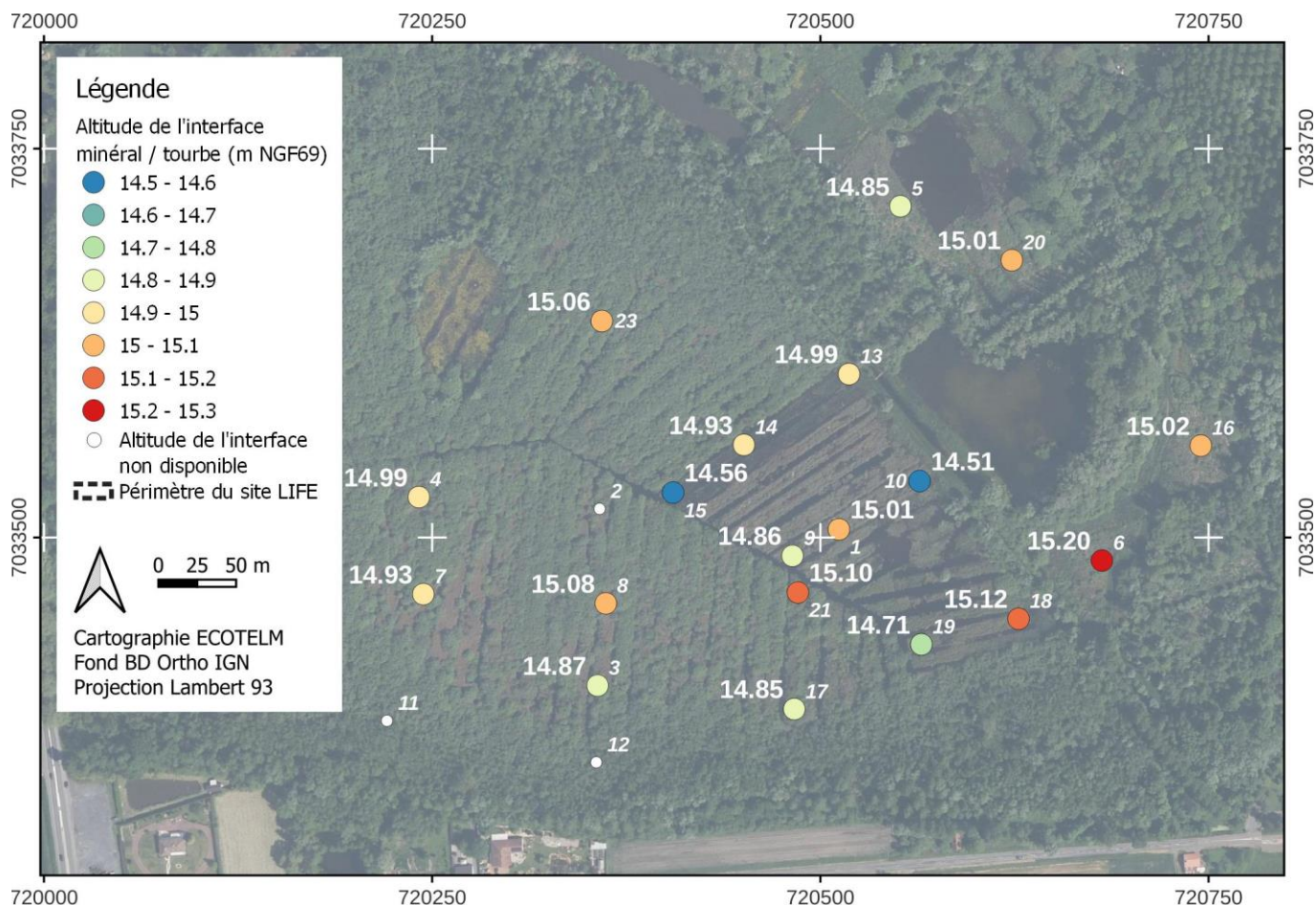


Figure 20. Altitude de l'interface minéral / tourbe à Marchiennes.

Les chiffres en italiques et de petite taille indiquent le numéro de sondage. Le sondage 2 ne présente pas d'horizon historique sous le remblai. L'altitude de l'interface n'a pas été calculée pour les sondages 11 et 12 du fait d'une précision altitudinale insuffisante.

Un remblai est également présent dans le secteur ENS nord, au niveau des sondages n°5 et 20. Dans le premier cas il est vraisemblablement issu du creusement de l'étang ENS entre 1967 et 1969, et dans le deuxième cas du creusement des fossés adjacents, antérieur à 1859.

Seuls 3 profils ne présentent pas de remblai : les n°1, 10, 6 et 16. Dans les deux premiers cas, cela peut probablement s'expliquer par une hétérogénéité de remblaiement. Les sondages n°6 et 16 sont situés dans le secteur ENS sud, en dehors de la zone centrale drainée en 1859, et à une distance assez grande du fossé le plus proche. Ils présentent tous les deux un horizon organo-minéral à faible profondeur, mais il n'est pas possible de dire s'il correspond à un remblai ancien ou à un KTH¹ sensu stricto.

Dans la plupart des sondages de la zone centrale, au-dessus du remblai, on trouve un ensemble d'horizons caractéristiques d'un radeau (ou tremblant) tourbeux avec, de bas en haut :

- Un dépôt de tourbe et/ou de restes végétaux peu dégradés, très lâche, ayant un aspect lavé, parfois avec des restes d'invertébrés aquatiques, résultant de la sédimentation de fragments se détachant du radeau lui-même (appelé « dépôt de radeau »² sur la **Figure 19**) ;
- Une lame d'eau de 5 à 40 cm d'épaisseur (sondages n°1, 7, 9, 10, 19), parfois réduite à 0 au moment du carottage en août 2020 mais probablement encore plus ou moins présente par

¹ Le KTH (« Kultureller Trockenhorizont » - horizon sec culturel, Sjögren *et al.* 2007; Bernard 2015; Goubet 2017, 2018, 2021) est un horizon pédologique généralement proche de la surface de la tourbière, caractérisé par une décomposition de la matière organique et un contenu minéral plus importants que dans les horizons sous-jacents, ce qui lui confère un aspect plus sec, plus dense et plus sombre. Il résulte généralement d'une forte pression de pâturage sur la tourbière.

² Goubet (2015) parle de « gyttja de tremblant ».

endroits en période de hautes eaux vu les caractéristiques de l'horizon supérieur (sondages n°2, 3, 4, 17, 21, 23) ;

- Un horizon tourbeux généralement mésique mais parfois fibrique ou saprique, très lâche, très humide, également d'aspect un peu lavé, effiloché à la base lorsqu'il flotte sur la lame d'eau (appelé « partie inférieure de radeau » sur la **Figure 19**) ;
- Un horizon tourbeux mésique ou saprique, d'aspect plus classique ;
- Eventuellement une accumulation de litière en surface, un mas racinaire dense ou un humus grumeleux (sondage n°17, cf. ci-dessous).

L'ensemble du radeau (hors dépôt de radeau et lame d'eau) a une épaisseur de 20 à 45 cm selon les sondages. La présence de ce radeau généralisé dans la zone centrale a plusieurs implications :

- La présence d'un radeau véritablement flottant (au moins dans le passé) implique que la surface de celui-ci corresponde à quelques centimètres près au niveau de l'eau. Le niveau d'eau pendant la plus grande partie de la formation du radeau et sur l'essentiel du secteur Timmerman aurait donc été au minimum supérieur de 30 à 55 cm au niveau du sol tel qu'il était après le remblaiement de 1859 et la période d'utilisation agricole qui a suivi. L'arrêt du pompage après l'abandon des cultures explique évidemment cette constatation. La subsidence de la tourbe encore en place en 1859 suite au drainage et au remblaiement a pu également jouer un rôle.
- La remontée du niveau d'eau et la reprise de la turfigénèse après l'abandon des cultures et du pompage dans la seconde moitié du 19^e siècle ont permis en 160 ans au maximum la formation de 20 à 45 cm de tourbe. On notera toutefois qu'il s'agit d'une tourbe de radeau, assez peu compacte.
- Les secteurs au sein desquels une épaisse lame d'eau est encore présente devraient en théorie avoir une certaine résilience par rapport aux variations du niveau d'eau dans la tourbière, puisque le radeau et les végétations qui y croissent montent et descendent avec celui-ci. Cette résilience se réduit lorsque la turfigénèse et l'enfoncement progressif du radeau sous son propre poids finissent par combler la lame d'eau. Si cette mobilité verticale a pu exister dans le passé, on verra à la Section 9 qu'elle est actuellement très faible, possiblement du fait de l'enracinement profond des saules qui ont colonisé la tourbière.

Sur les sondages n°4, 7 et 9, on note que l'horizon de surface du radeau est plus humifié que les horizons inférieurs, ce qui dénote vraisemblablement une baisse plus ou moins récente du niveau d'eau relativement à la surface du radeau. Au niveau des sondages n°11, 12, 15 et 17, on note même la présence d'un horizon de surface en cours de minéralisation, grumeleux, qui démontre un assèchement marqué et prolongé au moins en été.

Sur la zone nord-est (sondages n°5, 6, 16 et 20), les profils montrent l'absence de turfigénèse récente, et une minéralisation significative des tourbes de surface lorsqu'elles sont présentes (n°6 et 20). La présence d'un gley oxydé en profondeur (110, 32 et 45 cm pour les sondages n°6, 16 et 20, respectivement) témoignent d'un battement important de la nappe, qui s'enfonce profondément pendant la période estivale.

6 Macro-restes végétaux

6.1 Objectifs

L'objectif de cette section est de préciser la trajectoire écologique passée de la tourbière de Marchiennes et à l'identification des facteurs environnementaux pouvant l'expliquer, sur la base de l'analyse des macro-restes végétaux.

6.2 Méthodes

Un ensemble de carottes de tourbe et de sédiments meubles ont été prélevés en vue de procéder à l'identification des macro-restes présents dans ceux-ci et de déterminer la trajectoire passée des communautés dans la tourbière. Ces prélèvements ont été réalisés à proximité immédiate (20-30 cm maximum) de chaque sondage stratigraphique (cf. Section 5), et juste après celui-ci en août 2020. Après extraction avec un carottier russe de 50 cm de longueur et de 5 cm de diamètre interne, les carottes ont été transférées dans un

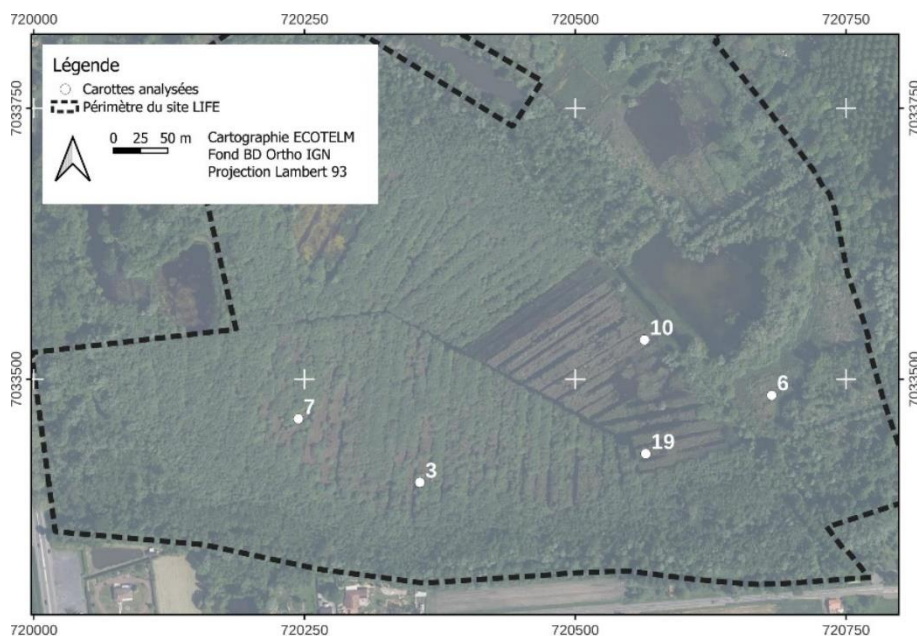


Figure 21. Localisation des carottes analysées pour les macro-restes.

demi-cylindre en PVC de mêmes dimensions, étiquetées, emballées dans un film plastique, puis congelées le jour même à -18°C et stockées jusqu'à leur analyse.

Parmi l'ensemble des emplacements carottés, un sous-échantillon représentatif de cinq d'entre eux (**Figure 21**) a été sélectionné pour analyse des macro-restes en fonction des résultats de l'analyse stratigraphique, sur les bases suivantes :

- sélection d'au moins quelques sondages avec les tourbes les plus épaisses et les mieux conservées ;
- sélection des sondages dans lesquels les limites inférieures et supérieures du remblai (cf. Section 5) étaient les plus facilement identifiables ;
- sélection d'un ensemble de sondages représentatif du site en termes d'horizons identifiés pendant la phase de description stratigraphique, ainsi que de distribution spatiale.

Les végétations actuellement présentes au niveau de ces points de sondage ont été inventoriées et identifiées (**Tableau 4**, cf. Section 12 pour la méthodologie et les relevés phytosociologiques détaillés).

Tableau 4. Végétations actuelles au niveau de chaque sondage paléoécologique.






Sondage	Végétation actuelle
3	Thelypterido palustris - Phragmitetum australis Kuyper 1957 em. Segal & Westh. in Westh. & Den Held 1969
6	Groupement à Carex acutiformis et Carex riparia Duhamel & Catteau in Catteau, Duhamel et al. 2009 (Caricion gracilis Neuhausl 1959)
7	Cladietum marisci Allorge 1922
10	Cladietum marisci Allorge 1922
19	Thelypterido palustris - Phragmitetum australis Kuyper 1957 em. Segal & Westh. in Westh. & Den Held 1969

Après décongélation des carottes, une tranche de 2 cm d'épaisseur a été coupée et prélevée avec un couteau tranchant tous les dix centimètres environ. La profondeur de prélèvement a parfois été ajustée

de quelques centimètres pour assurer un échantillonnage de l'ensemble des horizons identifiables visuellement. L'abondance relative de la matière amorphe, du tuf et de la matière minérale autre que le tuf a été évaluée sous loupe binoculaire en fragmentant l'échantillon, puis celui-ci a été tamisé avec une maille de 250 µm sous un courant d'eau. Le résidu a été transféré dans une boîte en plexiglas transparent, et l'ensemble des macrorestes examinés et identifiés sous loupe binoculaire, voire microscope lorsque nécessaire. L'identification s'est basée sur un ensemble d'articles et d'ouvrages spécialisés (Fearnside 1938; Grosse-Brauckmann 1972, 1974, 1992; Kats *et al.* 1977; Daniels & Eddy 1985; Duhamel 2001; Michaelis 2001; Groningen Institute of Archaeology & Deutsches Archäologisches Institut 2006; Mauquoy & Vangeel 2007; Bojnanský & Fargašová 2007; Birks 2017; Schulz *et al.* 2019a). L'abondance de chaque taxon a été estimée selon une échelle ordinale DAFOR (dominant, abondant, fréquent, occasionnel, rare).

6.3 Résultats et discussion

Les résultats sont présentés ci-dessous sous forme d'histogrammes paléoécologiques avec en abscisse l'abondance de chaque taxon et en ordonnée la profondeur. Les taxons sont groupés par affinité écologique. Les couleurs sur le profil indiquent les principaux horizons stratigraphiques selon le code couleur suivant :

	tourbe		remblai (quelle que soit sa teneur en matière organique et matière minérale)
	tuf		sédiments minéraux quaternaires
	eau		

Les limites entre horizons pouvant varier de façon non négligeable à quelques décimètres de distance, elles peuvent ne pas correspondre exactement entre les profils stratigraphiques présentés à la Section 5 et les profils paléoécologiques.

Les profils paléoécologiques apportent un certain nombre d'informations nouvelles et importantes pour la compréhension du développement de la tourbière de Marchiennes.

Tout d'abord, il est flagrant qu'on ne retrouve des restes de Marisque (feuilles, bases des feuilles, rhizomes et graines) en quantité significative qu'en partie supérieure des profils dans la zone Timmerman, sous des communautés dans lesquelles cette espèce est présente, et au-dessus du remblai issu du creusement des fossés en arêtes de poisson en 1859-60 et du dépôt sur les lègres des matériaux qui en sont issus (cf. Sections 2 et 5). Quelques graines (plutôt résistantes à la décomposition) ont parfois été retrouvées dans le remblai ou sous celui-ci, mais isolées et en quantité bien inférieure par rapport à la partie supérieure du profil. Par comparaison avec l'abondance des graines immédiatement sous les communautés à Marisque actuelles, on peut donc conclure que ces graines isolées ne témoignent pas de la présence d'une telle communauté au droit du profil lors de leur dépôt, mais vraisemblablement d'un transport puis d'un dépôt par les inondations. Avant l'abandon du pompage et de la culture, le Marisque était donc vraisemblablement présent sur le site, mais en quantité bien moindre qu'actuellement. Le développement de la vaste cladiaie dans le secteur Timmerman est donc un phénomène relativement récent, qui fait suite à l'abandon du pompage et de la culture des lègres, et au relèvement de la nappe à une date située entre 1860 et 1940 (date de la première photographie aérienne disponible, sur laquelle le secteur Timmerman est déjà occupé par la cladiaie). Au moins une partie de cette cladiaie semble s'être développée en tant que radeau flottant à la surface d'une surface d'eau libre submergeant certains lègres (par exemple au niveau du sondage n°10, **Figure 25**).

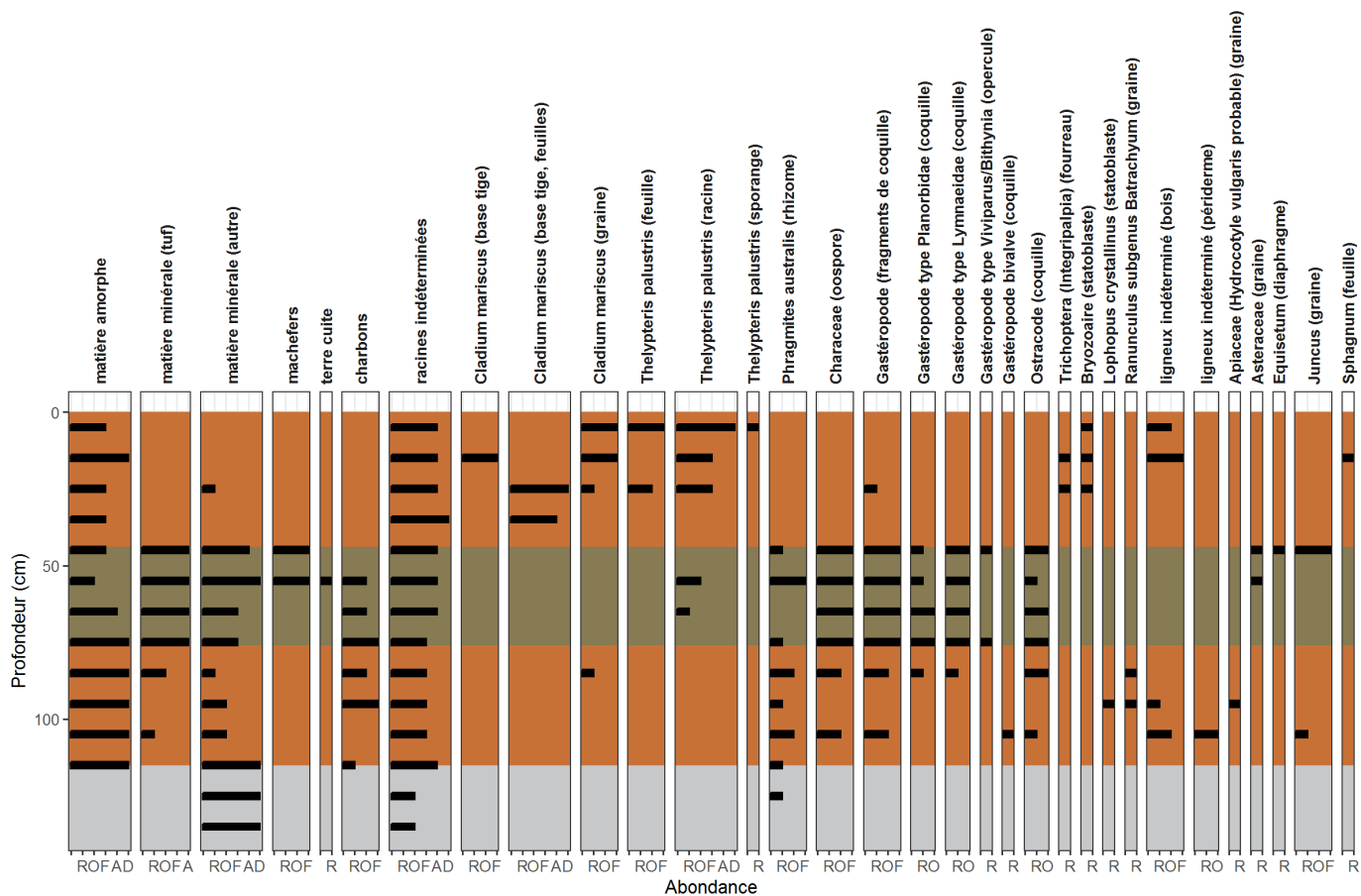


Figure 22. Profil paléocologique du sondage n°3.

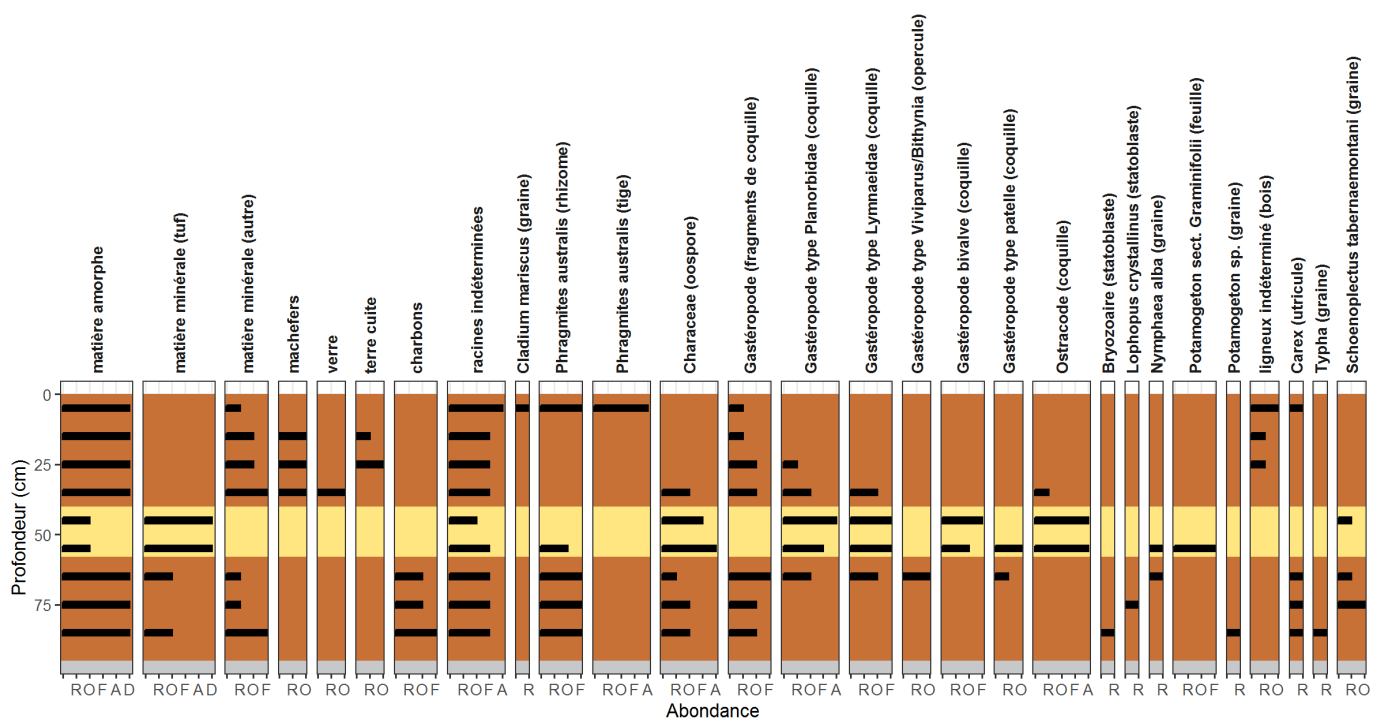


Figure 23. Profil paléocologique du sondage n°6.

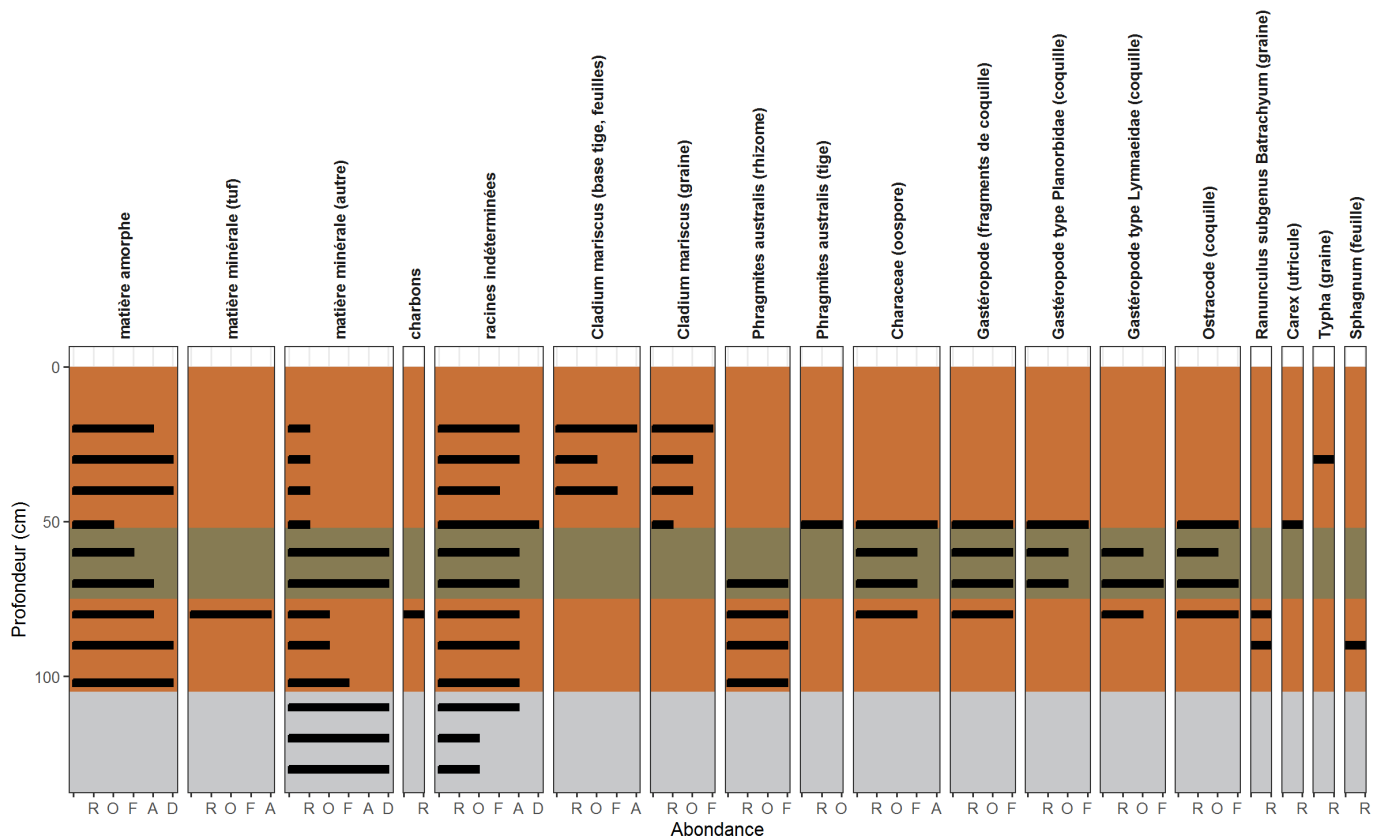


Figure 24 . Profil paléoécologique du sondage n°7.

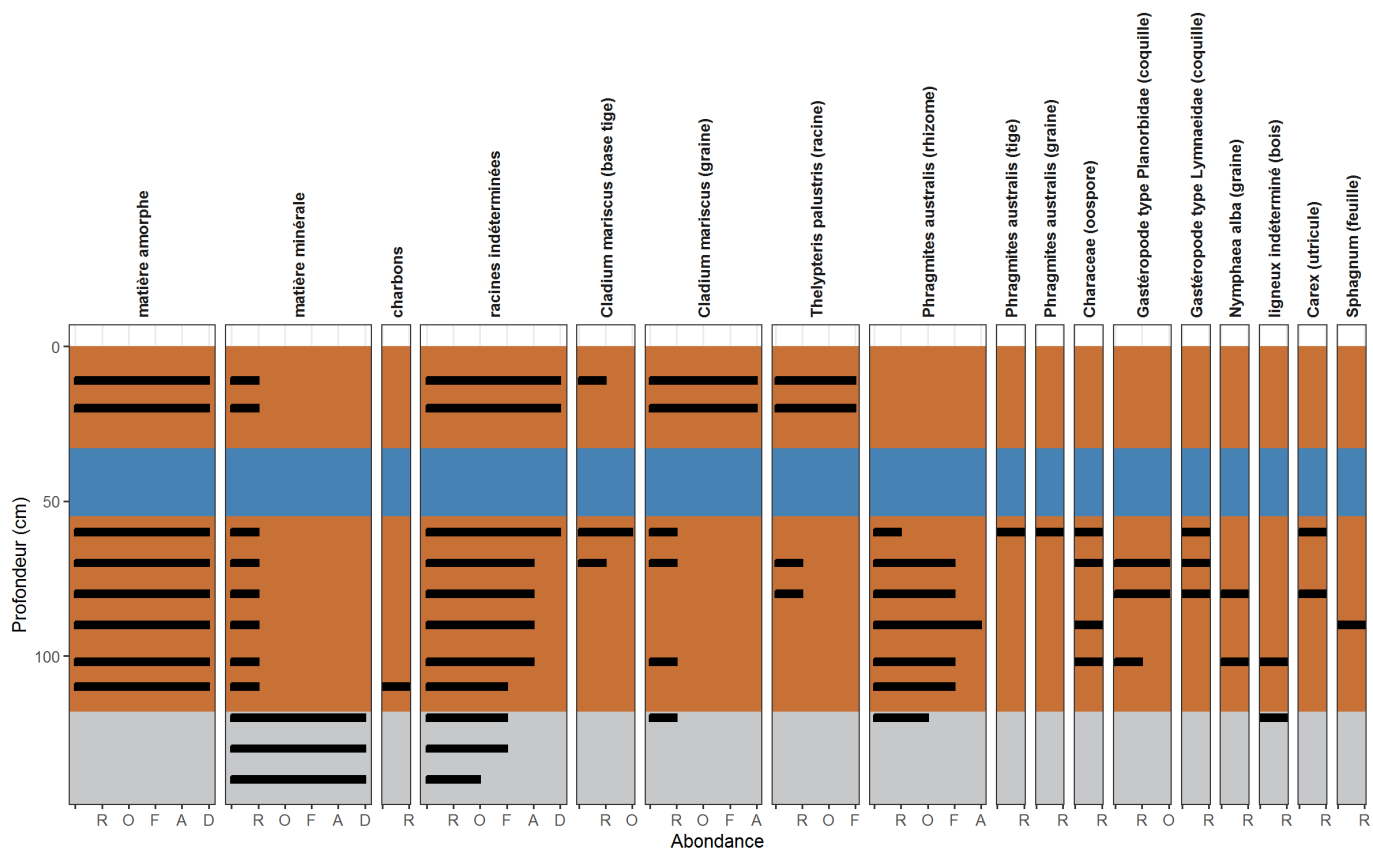


Figure 25. Profil paléoécologique du sondage n°10.

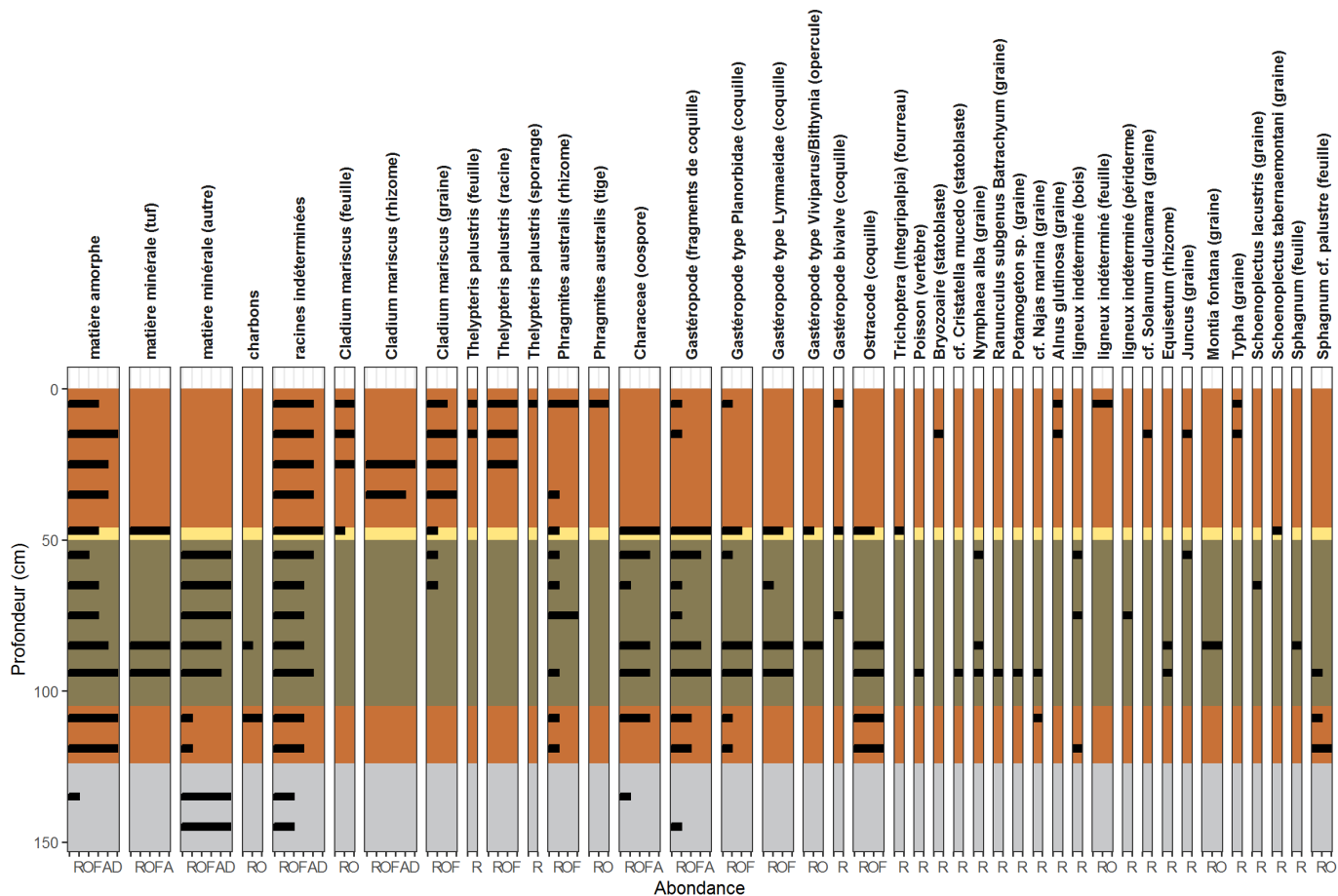


Figure 26 . Profil paléocologique du sondage n°19.

Dans les profils 6 et 19, on retrouve un horizon de tuf carbonaté, formé en milieu aquatique stagnant alcalin, comme le montre l'abondance des oospores de characées, des coquilles d'ostracodes et de gastéropodes aquatiques, et la présence de graines de Nénuphar blanc et de feuilles de potamots. Sur le profil 6 (du côté est de la digue centrale), il est assez épais, et précède immédiatement un horizon tourbeux qu'on peut dater de l'époque industrielle par la présence de mâchefers. On peut donc raisonnablement penser qu'il s'est formé dans une fosse d'extraction de tourbe au cours du 18^e siècle. Sur le profil 19 par contre (dans le secteur Timmerman), l'horizon tuffeux est moins épais, et situé juste au-dessus du remblai mis en place à partir de 1859. Ce tuf résulte donc probablement de l'arrêt du pompage et de l'abandon de la culture entre 1860 et 1940, du relèvement de la nappe à un niveau supérieur au lège, et du développement d'un habitat aquatique permanent, même si transitoire puisqu'il laisse rapidement la place à la cladiaie.

L'existence d'un remblai inséré dans le dépôt tourbeux sur la majorité du secteur Timmerman est confirmée par l'observation dans les prélèvements d'inclusions soit de matière minérale dans la tourbe, soit de tourbe dans la matière minérale. Ces inclusions sont de tailles et de formes variables, et ont souvent des contours très tranchés non horizontaux. Comme indiqué dans la Section 5, la seule explication possible est que cet horizon correspond au dépôt sur les lègres de matériaux extraits des fossés lors de leur creusement en 1859-60, dans la tourbe existante et les sédiments minéraux quaternaires sous-jacents. Toutefois, dans tous les profils on note la présence assez constante dans ce remblai de dépôts tuffeux et de taxons caractéristiques de milieux aquatiques stagnants alcalins : oospores de characées, coquilles d'ostracodes, coquilles de gastéropodes aquatiques, statoblastes de bryozoaires, vertèbre de poisson, graines de Nénuphar blanc, de potamots, de renoncules aquatiques, etc. On l'a vu plus haut, ces restes ont très probablement été déposés au fond d'une surface d'eau stagnante. On ne les retrouve pas dans les sédiments minéraux quaternaires, ils ne résultent donc pas des déblais issus de cet horizon. Une explication possible est qu'ils proviennent des fossés adjacents aux lègres (donc après leur creusement),

et qu'ils aient été progressivement ajoutés au remblai par curage régulier des fossés et étalement des matériaux sur les lègres. Le remblai aurait donc été constitué progressivement, par ajouts des matériaux de curage des fossés aux matériaux issus du creusement initial. La constance des restes de taxons aquatiques sur toute la hauteur du remblai suggère soit que les fossés ont été curés à de nombreuses reprises (et donc que la culture des lègres a duré un certain nombre d'années) ; soit que le remblai a été labouré et les différents matériaux mélangés de façon plus ou moins homogène. La présence de mâchefers dans ce remblai au niveau du profil n°3 (**Figure 22**) est compatible avec une mise en place dans la seconde moitié du 19^e siècle.

L'abondance des oospores de characées et des restes d'ostracodes et de gastéropodes dans les horizons tuffeux, le remblai et dans une moindre mesure les horizons inférieurs tranche avec leur totale absence (pour les ostracodes et oospores de characées) ou grande rareté (pour les gastéropodes) dans l'horizon supérieur, en particulier celui déposé par la cladiaie après l'arrêt de l'exploitation agricole du secteur Timmerman. Elle tranche aussi avec **l'absence actuelle totale de characées dans les fossés** adjacents aux profils 3, 7 et 19 d'après les prospections exhaustives menées en 2021 par le CEN HdF (Lecocq, comm. pers.)¹. La première observation s'explique possiblement par le fait que les conditions environnementales dans la cladiaie même submergée pendant quelques mois de l'année ne sont pas favorables au développement de ces espèces. La deuxième implique vraisemblablement une **très forte raréfaction des characées dans le réseau de fossés du site depuis la fin du 19^e siècle**. Deux hypothèses peuvent expliquer cette évolution :

- la fin du curage régulier des fossés et donc le changement de nature des sédiments (certaines espèces de characées ne tolérant pas l'accumulation de sédiments fins et/ou organiques) ;
- une dégradation de la qualité de l'eau.

La tourbe située sous le remblai est très humifiée, et assez peu de macrorestes y sont identifiables. Néanmoins on note la constance et l'abondance des rhizomes de Phragmite, y compris dans les secteurs où il est absent actuellement (les rhizomes ne sont donc pas récents, et datent au plus tard d'avant la mise en culture en 1859-60). On note également la présence de dépôts tuffeux finement mêlés à la tourbe, et de taxons des eaux alcalines stagnantes. Trois hypothèses peuvent être avancées pour expliquer cette apparente co-occurrence de deux habitats aux exigences différentes :

- Etant donné l'histoire d'extraction de tourbe jusqu'à la fin du 18^e siècle, on peut émettre l'hypothèse de fosses de tourbage, probablement peu profondes vu la faible épaisseur de tourbe sur l'ensemble du site, régulièrement colonisées par le Phragmite et dans lesquelles la tourbe se régénère rapidement, avant un nouveau cycle d'extraction.
- Une hypothèse alternative serait une variation cyclique des niveaux d'eau dans la tourbière, avec une alternance de phases aquatiques et de phases plus sèches dominées par le Phragmite.
- Enfin, on peut imaginer, entre l'arrêt de l'exploitation de la tourbe à la fin du 18^e siècle et le creusement du réseau de fossés en 1859-60, une colonisation par le Phragmite de dépôts organiques déposés antérieurement en contexte aquatique, dans les fosses de tourbage.

On note également la présence très occasionnelle, et la plupart du temps fugace, de sphaignes, possiblement *Sphagnum palustre*. Seules quelques rares feuilles isolées ont été retrouvées. Les sphaignes sont à l'heure actuelle totalement absentes du site.

Dans le profil 6 on retrouve quelques graines de *Schoenoplectus tabernaemontani*, une espèce qui fut favorisée, voire cultivée, pour la vannerie.

Les restes de ligneux sont assez peu présents sur l'ensemble des profils. On les trouve en petites quantités quasiment uniquement à la base de la colonne de tourbe, ou en surface, où ils traduisent le développement récent des saules et des aulnes constaté sur le site (cf. Section 4). **La tourbière semble donc avoir été très peu boisée pendant l'essentiel de son histoire.**

¹ Une station existe à environ 25 m du profil n°10 ; et le secteur ENS sud autour du profil n°6 n'a pas été prospecté.

7 Suivi de la conductivité électrique et du pH

7.1 Objectifs

L'objectif de cette section est de contribuer à l'identification des masses d'eau alimentant la tourbière de Marchiennes, ainsi que d'éventuelles sources de pollution, sur la base d'un suivi régulier de la conductivité électrique et du pH sur un réseau étendu de points de mesure.

7.2 Méthodes

Le pH et la conductivité électrique (25°C) ont été mesurées par le personnel du PNRSE dans des échantillons d'eau prélevés dans les eaux de surface (cours d'eau, fossés, étangs) et les piézomètres installés dans la tourbe, les sédiments minéraux quaternaires immédiatement sous la tourbe, les sables du Thanétien, et la craie du Séno-Turonien (**Figure 27** et **Tableau 5**). Les piézomètres installés dans la tourbe sont crépinés jusqu'en surface (ils sont donc en communication avec les eaux d'inondation si présentes). Les piézomètres installés dans les formations minérales ne sont crépinés qu'au niveau de l'horizon-cible et aveugles au-dessus ; et l'espace annulaire a été étanchéifié.

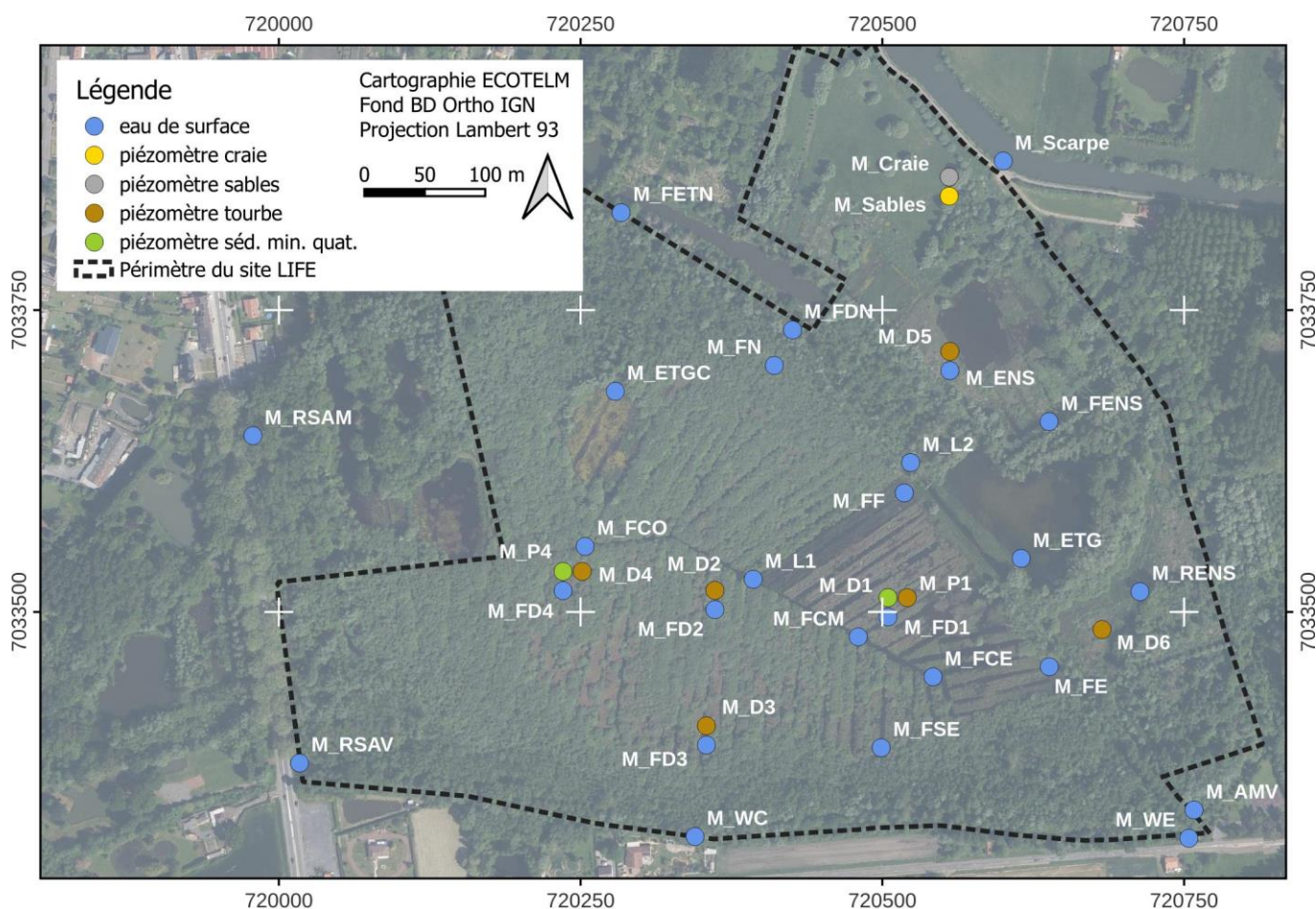


Figure 27. Localisation des prélèvements d'eau pour la mesure de la conductivité électrique et du pH à Marchiennes.

Par souci de lisibilité, les points se superposant ont été légèrement espacés par rapport à leur emplacement réel.

Tableau 5. Localisation des prélèvements d'eau pour la mesure de la conductivité électrique et du pH à Marchiennes.

Code	Précisions emplacement	Type	X (L93)	Y (L93)
M_AMV	fossé parallèle à la digue, immédiatement en amont de la vanne	eau de surface	720758	7033336
M_Craie		piézomètre craie	720555	7033859
M_D1	D1	piézomètre tourbe	720512	7033505
M_D2	D2	piézomètre tourbe	720358	7033518
M_D3	D3	piézomètre tourbe	720357	7033406

Code	Précisions emplacement	Type	X (L93)	Y (L93)
M_D4	D4	piézomètre tourbe	720242	7033526
M_D5	D5	piézomètre tourbe	720551	7033713
M_D6	D6	piézomètre tourbe	720682	7033485
M_ENS	étang ENS	eau de surface	720561	7033719
M_ETG	étang de pêche	eau de surface	720615	7033544
M_ETGC	étang de chasse	eau de surface	720279	7033683
M_FETN	Fossé parallèle à la digue, au niveau de l'étang nord	eau de surface	720284	7033831
M_FCE	fossé central (est)	eau de surface	720542	7033446
M_FCM	fossé central (milieu)	eau de surface	720480	7033479
M_FCO	fossé central (ouest)	eau de surface	720254	7033554
M_FD1	fossé au droit du piézomètre M_D1	eau de surface	720515	7033501
M_FD2	fossé au droit du piézomètre M_D2	eau de surface	720365	7033517
M_FD3	fossé au droit du piézomètre M_D3	eau de surface	720351	7033405
M_FD4	fossé au droit du piézomètre M_D4	eau de surface	720247	7033525
M_FDN	fossé parallèle à la digue (nord)	eau de surface	720426	7033733
M_FE	fossé est	eau de surface	720639	7033455
M_FENS	fossé ENS	eau de surface	720638	7033658
M_FF	fossé zone fauchée	eau de surface	720518	7033599
M_FN	fossé nord	eau de surface	720411	7033704
M_FSE	fossé sud-est	eau de surface	720499	7033387
M_L1	fossé central, au niveau du limnimètre M_L1	eau de surface	720393	7033527
M_L2	Fossé parallèle à la digue, au niveau du limnimètre M_L2	eau de surface	720524	7033624
M_P1		piézomètre sédiments minéraux quaternaires	720512	7033505
M_P4		piézomètre sédiments minéraux quaternaires	720242	7033526
M_RENS	roselière ENS	eau de surface	720714	7033517
M_RSAM	fossé Route de Somain (D957) amont	eau de surface	719979	7033646
M_RSAV	fossé Route de Somain (D957) aval	eau de surface	720017	7033375
M_Sables		piézomètre sables	720556	7033862
M_Scarpe	Scarpe	eau de surface	720600	7033873
M_WC	Wacheux, point central	eau de surface	720345	7033314
M_WE	Wacheux (est), juste en amont de la sortie sud	eau de surface	720754	7033312

Les mesures ont été réalisées directement dans les eaux de surface, ou après prélèvement avec un petit récipient au bout d'une perche dans les piézomètres peu profonds (tourbe et alluvions), au moyen d'un testeur pH/T°/CE/SDT de poche Combo - HI98129 (Hanna Instruments), calibré avant chaque journée de terrain avec une solution de calibration appropriée. Les mesures ont été réalisées à peu près tous les mois de décembre 2021 à avril 2023. Deux campagnes ont également été réalisées en janvier et mars 2021. Dans les piézomètres aux sables et à la craie, la conductivité électrique (25°C) a été mesurée avec une fréquence horaire au moyen d'une sonde CTP (conductivité – température – pression) Dipper-PTEC (Seba Hydrometrie GmbH) installée et maintenue par le BRGM. Le pH n'y est pas mesuré.

7.3 Résultats et discussion

7.3.1 Conductivité électrique

Les conductivités électriques (25°C) mesurées à Marchiennes sont présentées de manière synthétique sur la **Figure 28**, et leur évolution dans le temps sur la **Figure 29**. Le **Tableau 6** donne la conductivité moyenne dans les formations minérales sous-jacentes et les cours d'eau adjacents.

Tableau 6 . Moyenne (+/- écart-type [minimum – maximum]) des conductivités électriques ($\mu\text{S}/\text{cm}$, 25°C) mesurées dans la craie, les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires, la Scarpe et le Wacheux.

Craie (M_Craie)	Sables thanétiens (M_Sables)	sédiments minéraux quaternaires (M_P1 et M_P4)	Scarpe (M_Scarpe)	Wacheux (M_WC et M_WE)
954+/-4 [942-978]	1038+/-3 [1032-1043]	1040+/-240 [554-1438]	829 +/-112 [640-1006]	908 +/-116 [588-1095]

La conductivité dans la craie et les sables thanétiens est restée très stable au cours du suivi.

La conductivité électrique des eaux de pluie est comparativement très faible (généralement inférieure à 100 voire 50 $\mu\text{S}/\text{cm}^1$). Des valeurs inférieures à celles enregistrées dans les formations minérales dénotent donc une contribution significative des eaux de pluie. A l'inverse, des valeurs supérieures dénoteront un enrichissement en ions par rapport aux apports météoriques ou issus des sables thanétiens, de la Scarpe ou du Wacheux. La craie n'est pas une source potentielle : sur les deux sites, les niveaux piézométriques enregistrés y sont inférieurs de plusieurs mètres à ceux enregistrés dans les sables et la tourbière, les apports depuis la craie sont donc impossibles (cf. Section 9).

A l'exception des prélèvements effectués dans le fossé le long de la route de Somain (cf. ci-dessous), les conductivités enregistrées dans les eaux de surface sont quasiment toutes inférieures à celles enregistrées dans les sables thanétiens, ce qui suggère que, s'ils existent, les apports issus de ces sables ont été significativement dilués par des apports complémentaires météoriques ou de surface. **Il existe une très nette différence entre la zone centrale, où les conductivités des eaux de surface sont plus faibles et plus stables, et la zone située à l'est de la digue centrale, où les conductivités sont plus élevées et plus variables** (la seule exception est l'étang ENS M_ENS). **Ces deux zones ont donc un fonctionnement hydrologique relativement distinct**, même si une connexion hydraulique existe entre elles de façon certaine au moins en surface en période de hautes eaux.

Les conductivités dans la zone centrale sont plus faibles que celles enregistrées non seulement dans les sables thanétiens, mais aussi dans la Scarpe, dans le Wacheux et dans les fossés périphériques. Il existe donc une **contribution plus importante des eaux de pluie à la composition des eaux de surface dans cette zone que sur le reste du site.**

Les conductivités des eaux de surface à l'intérieur de la zone centrale sont très similaires les unes aux autres et très stables, ce qui s'explique vraisemblablement par la fréquence de submersion et le volume et la densité du réseau de fossés, qui permettent une homogénéisation des eaux de surface. Les conductivités dans les piézomètres insérés dans la tourbe sont similaires en période hivernale lorsque l'eau circule facilement depuis les fossés soit en surface, soit dans les lames d'eau présentes sous les radeaux. Elles augmentent en été lorsque la nappe descend sous le niveau du sol et que les échanges avec les fossés diminuent, possiblement du fait de la concentration des solutés par l'évapotranspiration et/ou de la minéralisation de la tourbe. De ce fait elles sont plus variables que les conductivités enregistrées dans les eaux de surface.

Les conductivités enregistrées dans les fossés de la zone située à l'est de la digue centrale (M_FDN, M_AMV, M_FETN, M_RENS, M_L2) sont très proches de celles enregistrées dans le Wacheux (M_WE et M_WC), ce qui suggère des échanges importants et relativement continus entre tous ces points via l'ouvrage hydraulique sud (ouvrage n°2 sur la **Figure 13**) et le fossé parallèle à la digue centrale.

La conductivité est très variable dans le fossé le long de la route de Somain (M_RSAM et M_RSAV), avec des valeurs atteignant 2536 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les valeurs les plus fortes sont observées en hiver, ce qui suggère une **possible contamination par les sels de déneigement de la route**. La conductivité étant la plus élevée dans la partie aval (M_RSAV) que dans la partie amont (M_RSAM), une contamination par des effluents issus de la ville de Marchiennes est moins probable. Une contamination depuis le Wacheux (M_WC) n'est pas non plus envisageable, la conductivité n'y dépassant jamais 1095 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La conductivité dans le piézomètre M_D6 est également très variable. Elle augmente pendant la période estivale, et atteint un maximum de 1911 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en juin 2022. Pendant la période hivernale les valeurs sont similaires à celles enregistrées dans le reste de la zone nord-est. On observe une évolution similaire, bien que de moindre amplitude, dans le piézomètre M_D6. Cette saisonnalité peut potentiellement s'expliquer par des phénomènes de concentration par l'évapotranspiration en été, ainsi que par des apports de solutés par minéralisation de la tourbe.

¹ La moyenne des conductivités électriques pondérées par le cumul de précipitations et enregistrées à la station EBAS la plus proche (Koksijde, sur la côte belge) de 2017 à 2021 était de 28 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La moyenne des conductivités mesurées dans les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbière est quasiment identique à celle des sables thanétiens, mais elles sont beaucoup plus variables, pour une raison qui n'a pas été identifiée.

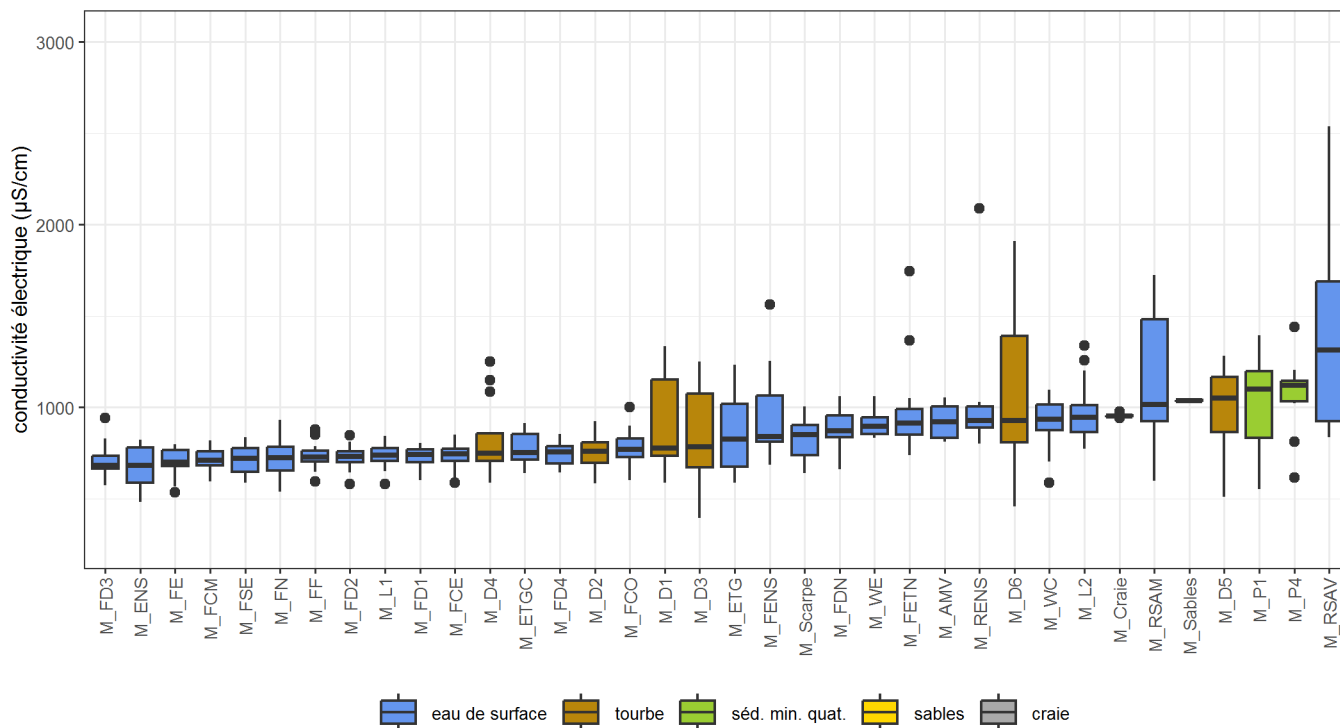


Figure 28. Conductivités électriques dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Marchiennes.

Les diagrammes en boîtes à moustaches se décomposent de la façon suivante : la ligne horizontale en gras indique la médiane, le rectangle (« boîte ») inclut les premier et troisième quartiles (donc 50% des données), les lignes verticales (« moustaches ») incluent les données situées à une distance du premier ou troisième quartile au maximum égale à 1,5x l'écart interquartile ; les points noirs sont les données « anormales » se démarquant nettement de la majorité des données.



Figure 29. Evolution de la conductivité électrique dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Marchiennes.

7.3.2 pH

Les valeurs de pH mesurées à Marchiennes sont présentées de manière synthétique sur la **Figure 28**, et leur évolution dans le temps sur la **Figure 29**. Elles sont quasiment toutes comprises entre 7 et 8, à quelques exceptions près. Les valeurs moyennes et extrêmes enregistrées dans la craie, les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires, la Scarpe et le Wacheux sont données dans le **Tableau 7**.

Tableau 7 . Moyenne (+/- écart-type [minimum – maximum]) des valeurs de pH mesurées dans la craie, les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires, la Scarpe et le Wacheux.

Craie (M_Craie)	Sables thanétiens (M_Sables)	sédiments minéraux quaternaires (M_P1 et M_P4)	Scarpe (M_Scarpe)	Wacheux (M_WC et M_WE)
7.33+/-0.25 [7.05-7.49]	7.11+/-0.11 [7.00-7.22]	7.31+/-0.24 [6.92-7.81]	7.48+/-0.56 [6.59-8.04]	7.26+/-0.3 [6.56-7.7]

Les valeurs de pH des eaux circulant dans les sables thanétiens sont légèrement inférieures à celles enregistrées dans la craie et dans les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe. Le pH de la Scarpe est le plus variable ; celui du Wacheux relativement faible par rapports aux autres eaux de surface.

A quelques exceptions près (le Wacheux notamment), le pH des eaux de surface est généralement plus haut que celui mesuré dans les piézomètres, qu'ils soient insérés dans la tourbe ou les formations minérales. Les trois étangs (M_ETGC, M_ENs et M_ETG) se caractérisent par de fortes valeurs.

Le piézomètre M_D5 se différencie par des valeurs nettement plus faibles que celles observées ailleurs. Il est situé sur un léger relief correspondant au dépôt des matériaux issus du creusement de l'étang ENS. Cette particularité peut donc potentiellement s'expliquer par une contribution plus importante des précipitations du fait de cette situation topographique.

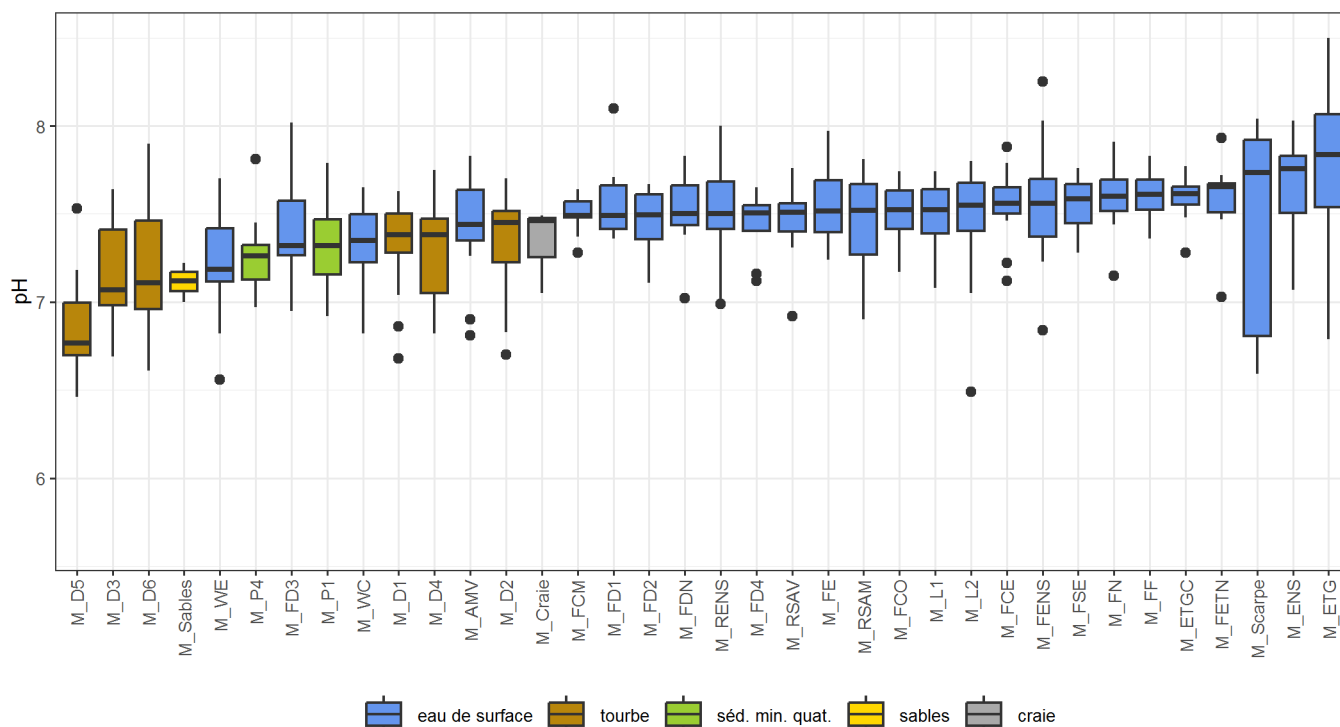


Figure 30. pH dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Marchiennes.

Les diagrammes en boîtes à moustaches se décomposent de la façon suivante : la ligne horizontale en gras indique la médiane, le rectangle (« boîte ») inclut les premier et troisième quartiles (donc 50% des données), les lignes verticales (« moustaches ») incluent les données situées à une distance du premier ou troisième quartile au maximum égale à 1,5x l'écart interquartile ; les points noirs sont les données « anormales » se démarquant nettement de la majorité des données.

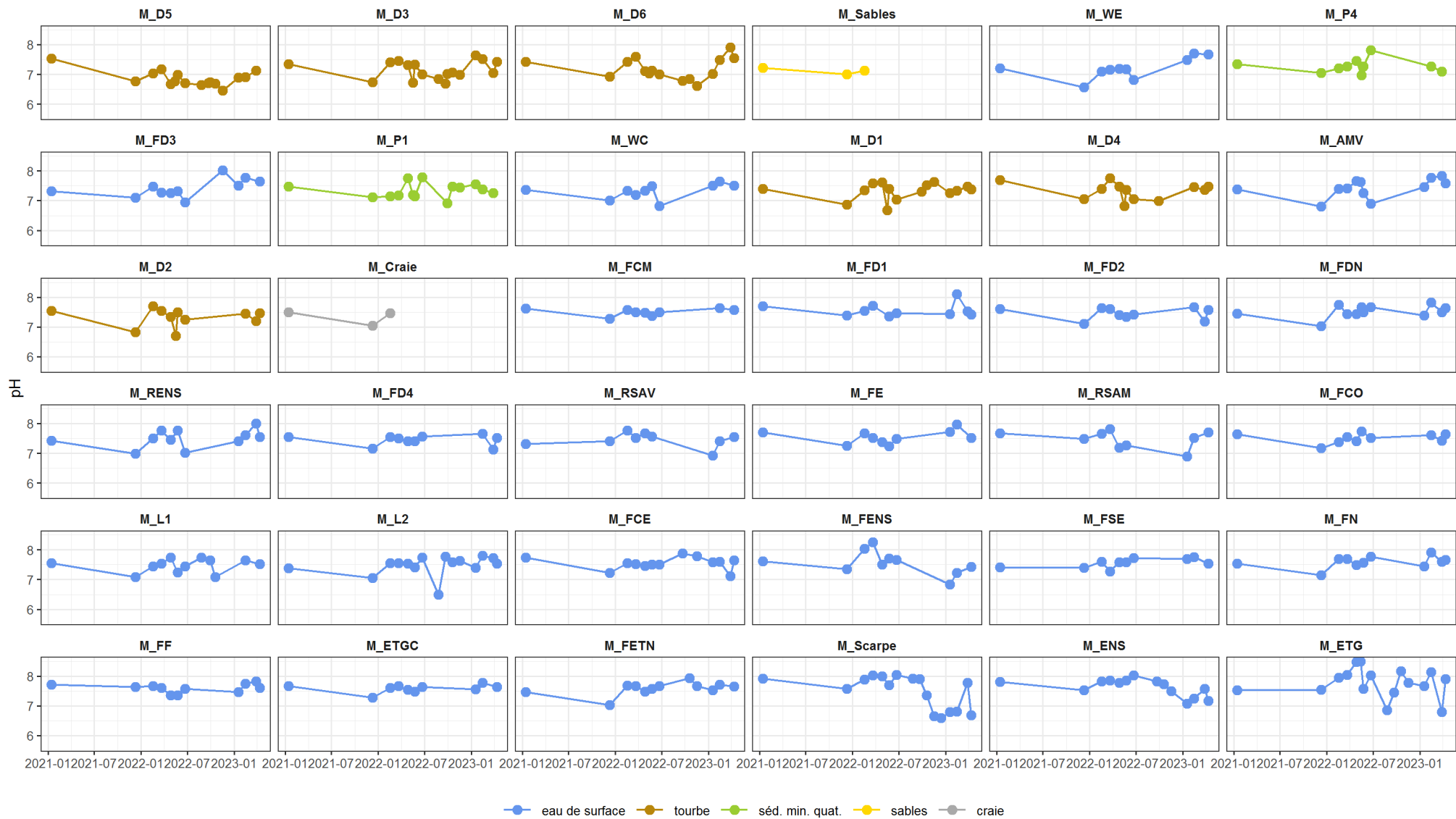


Figure 31. Evolution du pH dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Marchiennes.

8 Cartographie 3D de la conductivité électrique et de la température

8.1 Objectifs

L'objectif de cette section est de mettre en évidence d'éventuels apports souterrains à la tourbière de Marchiennes, et de cartographier l'importance relative de ces apports souterrains et des apports météoriques, en utilisant une méthode de cartographie 3D de la conductivité électrique et de la température.

8.2 Principes généraux

Dans les tourbières alcalines alimentées par la résurgence d'eaux fortement minéralisées issues de l'aquifère minéral sous-jacent (ci-après dénommées « eaux souterraines »), la cartographie 3D à haute résolution de la conductivité électrique au sein de la masse tourbeuse peut permettre de mettre en évidence et de cartographier l'importance relative de ces apports souterrains et des apports météoriques qui sont très peu minéralisés. Les zones alimentées principalement par des eaux météoriques se caractériseront par une faible conductivité électrique, alors que les zones alimentées par des eaux souterraines ou de surface fortement minéralisées se caractériseront par une forte conductivité (Grootjans & Van Diggelen 2009; Grootjans & Jansen 2012).

La cartographie 3D de la température du sol peut être utilisée de manière similaire. En effet, les variations périodiques des flux radiatifs à la surface du sol se transmettent à travers le sol, mais avec une atténuation et un décalage dans le temps d'autant plus importants que la profondeur est grande. A une certaine profondeur qui varie en fonction des caractéristiques du sol, mais qui est comprise entre quelques mètres et dizaines de mètres, la température du sol (et de l'eau qui s'y trouve) est relativement stable et est très proche de la température moyenne annuelle de l'atmosphère. Lorsqu'une eau souterraine ayant circulé dans cette zone de température stable se décharge en surface, la zone de décharge se caractérise donc par une anomalie thermique : elle est plus froide que les secteurs sans apports souterrains en été, et plus chaude en hiver. Cette anomalie thermique a été utilisée avec succès pour identifier les zones de décharge de la nappe dans certaines tourbières alcalines, simplement en mesurant la température de la tourbe à plusieurs profondeurs selon un carroyage plus ou moins régulier (House *et al.* 2015). Pour que les différences de températures puissent être interprétées sans traitement supplémentaire, cette méthode nécessite que le contraste entre la température des eaux souterraines et celle de l'air soit importante (donc que les mesures soient réalisées lors d'une période substantiellement plus froide ou plus chaude que la température moyenne annuelle), et que la température de l'air soit relativement stable pendant les mesures (donc que les prospections soient réalisées sur une période relativement courte). En période chaude, l'applicabilité de la méthode peut être limitée par la baisse du niveau de la nappe lorsque celle-ci est importante.

8.3 Méthodes

8.3.1 Prospections de terrain

La conductivité électrique (en $\mu\text{S}/\text{cm}$, corrigée à 25°C) et la température du sol (en °C) ont été mesurées dans la tourbe et les sédiments meubles avec un conductimètre à lecture directe Fieldscout (Spectrum Technologies) dont la sonde a été modifiée pour permettre une mesure jusqu'à deux mètres de profondeur. Ces variables ont été mesurées à 0.15, 0.30, 0.50, 0.75, 1.0 et 1.5 m de profondeur. Pour éviter d'endommager l'instrument, le sondage a été arrêté à la première résistance rencontrée (généralement au contact des formations minérales sous la tourbe). La température de l'air au-dessus de chaque point de sondage, ainsi que la conductivité et la température de l'eau de surface en cas de submersion du sol, ont également été mesurées. L'instrument a été calibré quotidiennement avec une solution de calibration à 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La localisation et l'altitude de chaque sondage a été déterminée au moyen d'un GPS différentiel RTK. La précision (horizontale et verticale) était de quelques centimètres en milieu ouvert mais était beaucoup moins bonne sous couvert arboré.

Les difficultés d'accès et la disponibilité de l'équipe du PNRSE ont réduit les possibilités de prospection à un maillage régulier de 10x10 m dans la roselière côté ENS, des transects réguliers (avec un intervalle de 10 m) sur l'ensemble des lègres présentant un faible couvert arbustif au nord-est de la propriété Timmerman, et deux transects (également avec un intervalle de 10 m) sur deux lègres dans la partie sud de la tourbière.

Pour les raisons expliquées ci-dessus, les mesures auraient dû être faites sur une courte période froide (House *et al.* 2015). Toutefois, le site étant en grande partie inondé et difficilement accessible en hiver, elles n'ont pu être commencées qu'en avril 2022. De plus, la progression au sein du site a été relativement difficile et lente. Les prospections se sont donc étalées sur deux semaines, du 07/04/2022 au 20/04/2022. Cette période correspond à une submersion par quelques cm d'eau sur l'ensemble de la zone prospectée, ce qui assure une teneur en eau du sol suffisante (c'est-à-dire au minimum de 35%, Scoggins & van Iersel 2006) jusqu'en surface pour que la mesure de conductivité ne soit pas influencée par celle-ci. Dans ces conditions, la conductivité électrique mesurée directement dans la tourbe est équivalente à celle de la solution du sol (van Wirdum 2014).

L'intégralité des mesures a été effectuée par l'équipe du PNRSE, après mise à disposition de la sonde et formation à son utilisation et à celle du GPS différentiel par ECOTELM.

L'applicabilité de la méthode au site de Marchiennes a été mise en doute dès la phase de conception de l'étude éco-hydrologique, et ce pour plusieurs raisons :

- les difficultés d'accès ne permettent de suivre un carroyage régulier que sur les zones relativement accessibles ;
- il est probable que le réseau de drainage très dense, creusé jusqu'au substrat minéral sous-jacent, capte l'essentiel des flux verticaux si ceux-ci existent (Schot *et al.* 2004).

Il a malgré tout été décidé de mettre en œuvre la méthode à Marchiennes à titre exploratoire, en limitant l'effort de prospection.

8.3.2 Température de l'eau dans les formations minérales sous la tourbe

La température de l'eau dans les formations minérales sous la tourbe a été suivie en continu par un enregistreur automatique installé dans deux piézomètres sur chaque site. La crépine de ces piézomètres, d'une longueur de 1 m, est insérée dans les formations minérales immédiatement sous la tourbe, à une profondeur maximale qui varie entre 2.3 et 2.9 m. Un bouchon de bentonite empêche la circulation verticale d'eau dans l'espace annulaire. L'enregistreur est suspendu à environ une vingtaine de cm au-dessus de l'extrémité inférieure de la crépine.

8.3.3 Analyses

Les données de conductivité électrique ont pu être visualisées et interprétées sans traitement autre qu'une simple vérification de leur cohérence et d'une correction de quelques erreurs typographiques. Par contre, les données de température du sol n'ont pas pu être utilisées directement, la température moyenne de l'air ayant augmenté d'environ une dizaine de degrés entre le début et la fin des prospections. La température du sol a donc varié significativement durant les prospections du simple fait du réchauffement de l'atmosphère, et les écarts de température du sol au sein du site reflètent donc plus ce phénomène qu'une éventuelle décharge de la nappe. Un traitement supplémentaire a donc été nécessaire pour essayer d'individualiser et d'éliminer l'effet de la variation de température de l'air sur la température du sol à différentes profondeurs.

Une modélisation à base physique n'était pas envisageable dans les délais impartis, du fait de l'absence d'enregistrement de la température en continu et de la grande variabilité du couvert arboré sur le site. Un modèle empirique, statistique, a donc été privilégié. Une exploration des données a été réalisée par une approche graphique et par développement de modèles additifs généralisés, permettant d'évaluer le type de relation entre la température du sol et différentes variables prédictives potentielles. Pour des raisons expliquées ci-après, un modèle linéaire plus simple, comprenant les variables explicatives identifiées pendant la phase exploratoire, a ensuite été construit. Il permet de prédire la température du sol à différentes profondeurs sous l'hypothèse d'une distribution spatiale homogène des propriétés du

sol (y compris des flux d'eau) au sein du site. La température prédite par le modèle a ensuite été soustraite à la température observée, et c'est cette anomalie de température qui a été cartographiée.

La température de l'air sur chaque point de sondage n'a été mesurée qu'une seule fois, au moment de ce sondage. Pour prendre en compte l'effet des variations de températures passées, nous nous sommes basés sur les données en libre accès SYNOP fournies par Météo-France pour la station la plus proche, à Lille-Lesquin. Ces données ont été lissées sur une période identifiée pour chaque profondeur par minimisation du critère d'information d'Akaike (AIC) d'un modèle linéaire incluant, parmi d'autres variables prédictives potentielles, les données SYNOP lissées sur ladite période. A Marchiennes, la période de lissage optimale augmente avec la profondeur : 72h à -0.15m, 4 jours à -0.3m, 5 jours à -0.5m, -0.75m et -1m, et 180 jours à -1.5m.

Un modèle linéaire complet a ensuite été construit individuellement pour chaque site et chaque profondeur. Il inclut comme variables prédictives initiales la température de l'air sur site au moment du sondage, la température moyenne de l'air à Lille-Lesquins lissée sur la période identifiée comme décrit précédemment, l'heure de mesure et une fonction sinusoidale de l'heure de mesure. Un modèle minimal a ensuite été identifié par sélection inverse des variables sur la base de tests F, puis utilisé pour prédire la température attendue.

8.4 Résultats et discussion

8.4.1 Température

La température de l'eau dans les formations minérales immédiatement sous la tourbe a été d'environ 9.5°C en moyenne pendant les prospections à Marchiennes. Elle a très légèrement augmenté pendant la durée des prospections : elle était de 9.4 et 9.3°C dans les piézomètres P1 et P4 le 07/04/2022, et de 9.8 et 9.4°C le 20/04/2022.

La **Figure 33** montre la température du sol mesurée dans les sédiments meubles à différentes profondeurs. Elle varie de 6.6 à 21.4°C. La **Figure 34** montre les sondages pour lesquels la température du sol est inférieure à, se situe dans, ou est supérieure à la plage de variabilité des températures enregistrées dans les formations minérales sous-jacentes (9.3 à 9.8°C). Comme à Vred (Duranel 2024a), les sondages avec une température égale à celle des eaux souterraines étant très peu nombreux et très dispersés dans les horizons superficiels, on pourrait donc en première approche en conclure que les apports d'eau souterraine ont été assez faibles (voire nuls) pendant la période de prospection pour ne pas influencer de manière significative la température de la tourbe.

Comme pour Vred, une analyse plus détaillée a été tentée. En effet, il existe également une relation nette entre température du sol et profondeur : en moyenne, la température ainsi que sa variabilité diminuent en profondeur et se stabilisent vers 0,75 m (**Figure 32**). De plus, malgré la durée de prospection plus courte qu'à Vred, la température de l'air, de l'eau en surface et du sol à différentes profondeurs a aussi varié significativement au cours du temps, y compris au cours de la journée (**Figure 35**).

La **Figure 36** montre les relations entre température du sol aux différentes profondeurs et variables explicatives potentielles dans un modèle additif généralisé. Les relations mises en évidence sont à peu près similaires à celles obtenues à Vred.

Comme pour Vred, un modèle linéaire plus simple a été privilégié pour cartographier les anomalies de température (**Figure 37**). Elles sont très faibles en profondeur, ce qui suggère soit des apports par

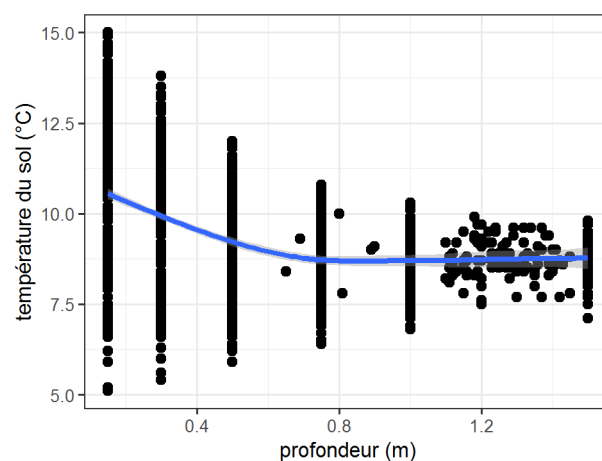


Figure 32. Relation entre température du sol et profondeur à Marchiennes.

La courbe bleue représente une estimation de la tendance par régression polynomiale locale (LOESS).

émergence homogènes sur l'ensemble du site, ce qui paraît peu probable, soit l'absence d'émergence (au moins au niveau des lègres). Elles deviennent plus importantes (en valeur absolue) sur certains secteurs au fur et à mesure qu'on se rapproche de la surface, ce qui suggère que des facteurs locaux, de surface et donc non liés à une éventuelle émergence sont en jeu. Les températures plus élevées qu'attendu au niveau des lègres tout au nord de la zone prospectée peuvent ainsi s'expliquer par l'influence de la végétation, qui, lorsqu'elle est dense, limite le réchauffement de la tourbe. Les deux lègres concernés sont en effet fauchés annuellement, au contraire du reste du secteur Timmerman.

En conclusion, comme à Vred, la cartographie de la température des sols à Marchiennes ne met pas en évidence d'apports souterrains dans la période pendant laquelle elle a été réalisée. Il faut néanmoins rappeler que seuls les lègres ont été prospectés, et non les fossés. Or il a été montré que la création de fossés modifie considérablement les flux d'émergence, en les concentrant dans les fossés eux-mêmes au détriment des lègres (Schot *et al.* 2004).

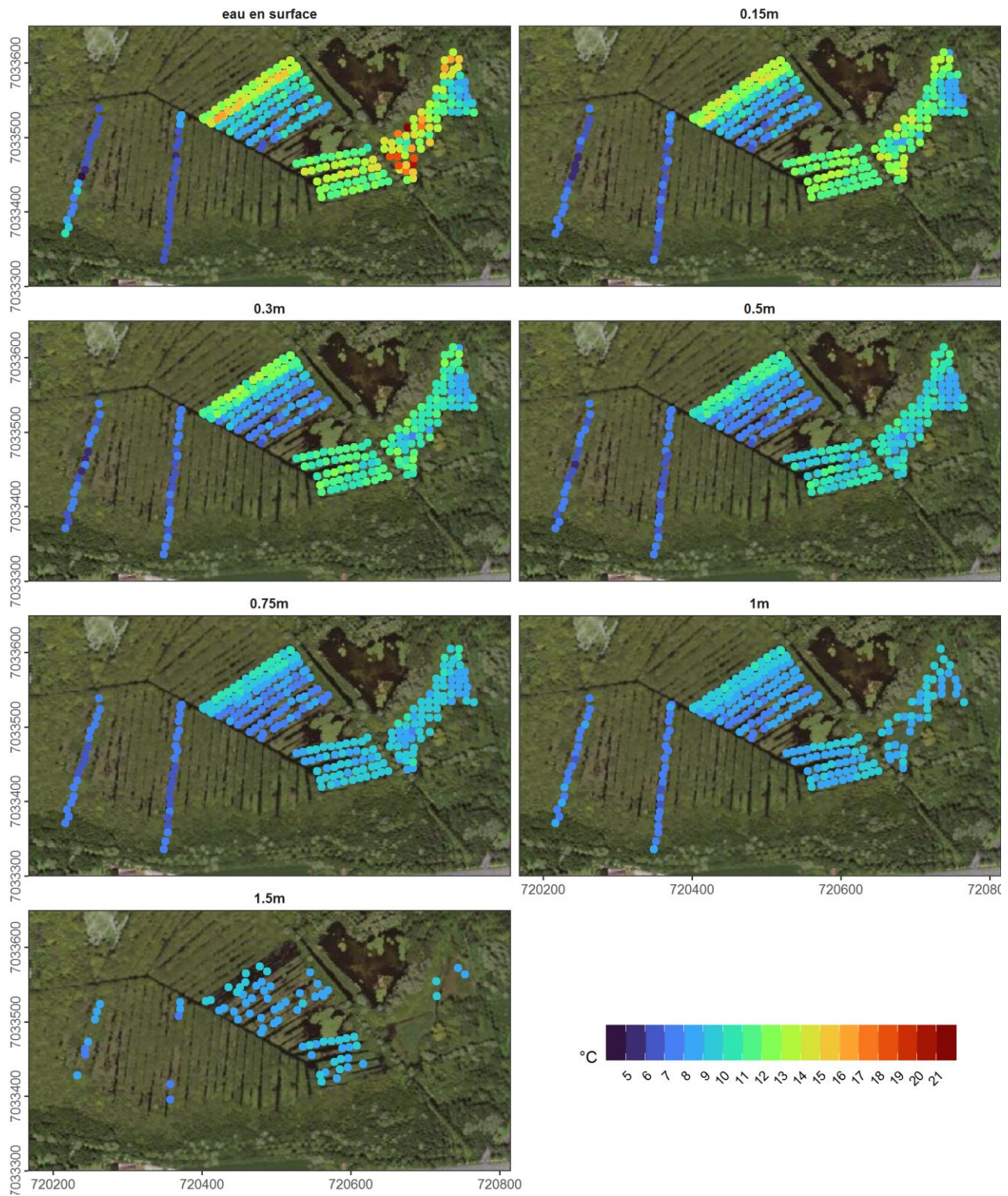


Figure 33. Température du sol à différentes profondeurs (Marchiennes).

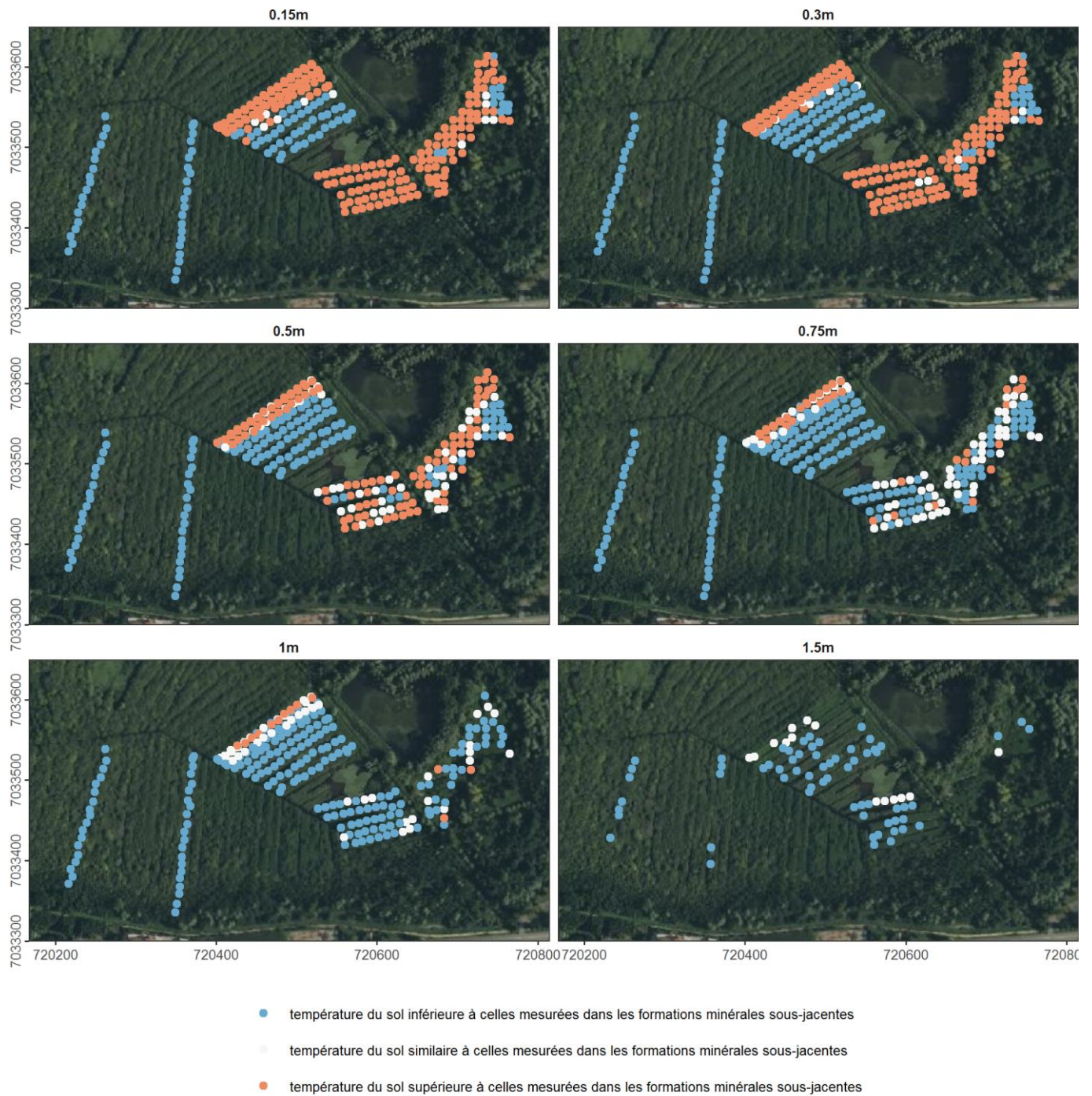


Figure 34. Similarité de la température du sol avec les températures enregistrées dans les formations minérales sous-jacentes (Marchiennes).

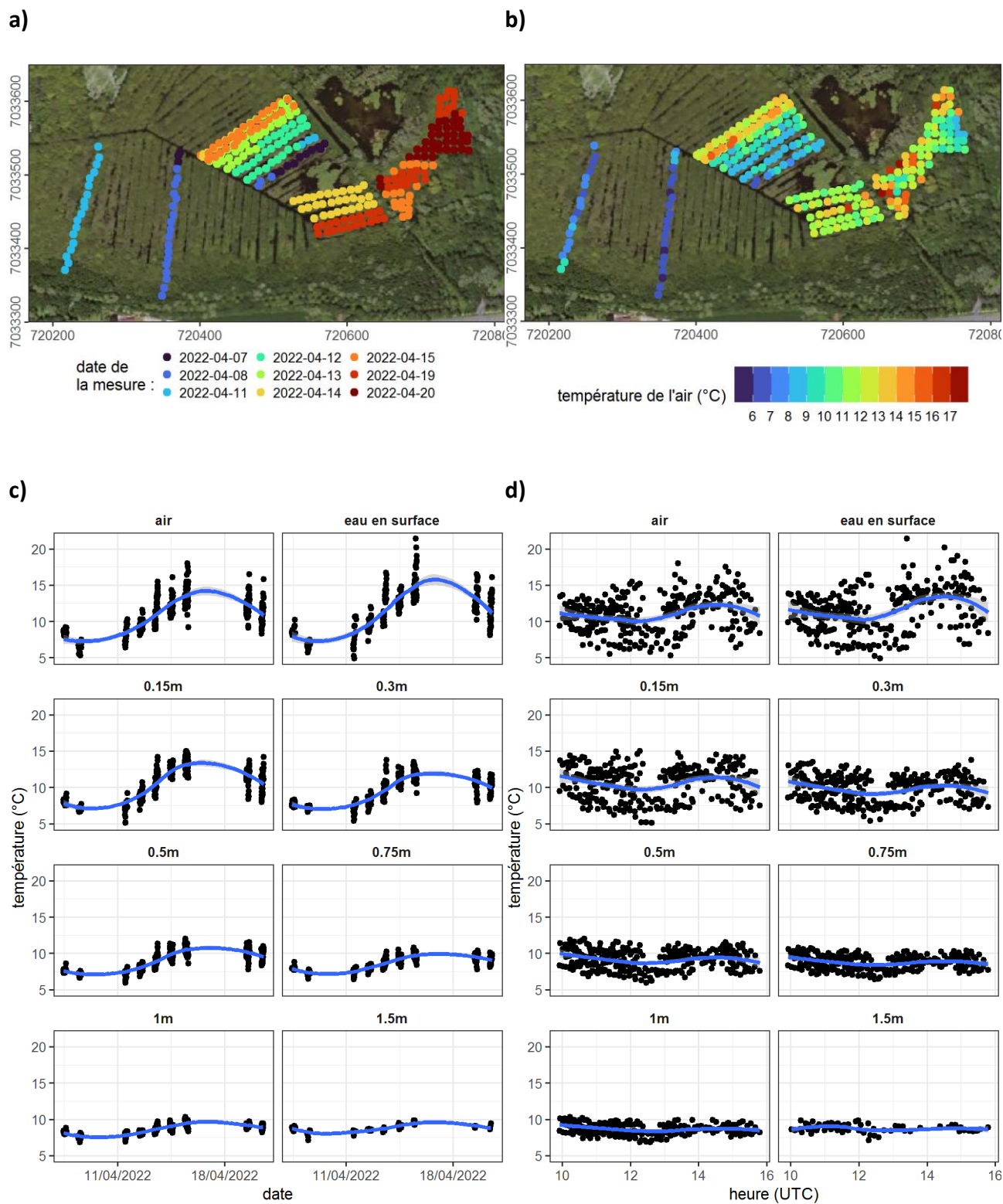


Figure 35. Impacts de la date et de l'heure de mesure sur la température à différentes profondeurs (Marchiennes).

a) date de la mesure ; b) température de l'air lors de la mesure ; c) température en fonction de la date et de la profondeur de mesure ; d) température en fonction de l'heure et de la profondeur de mesure. Les courbes bleues représentent une estimation de la tendance par régression polynomiale locale (LOESS).

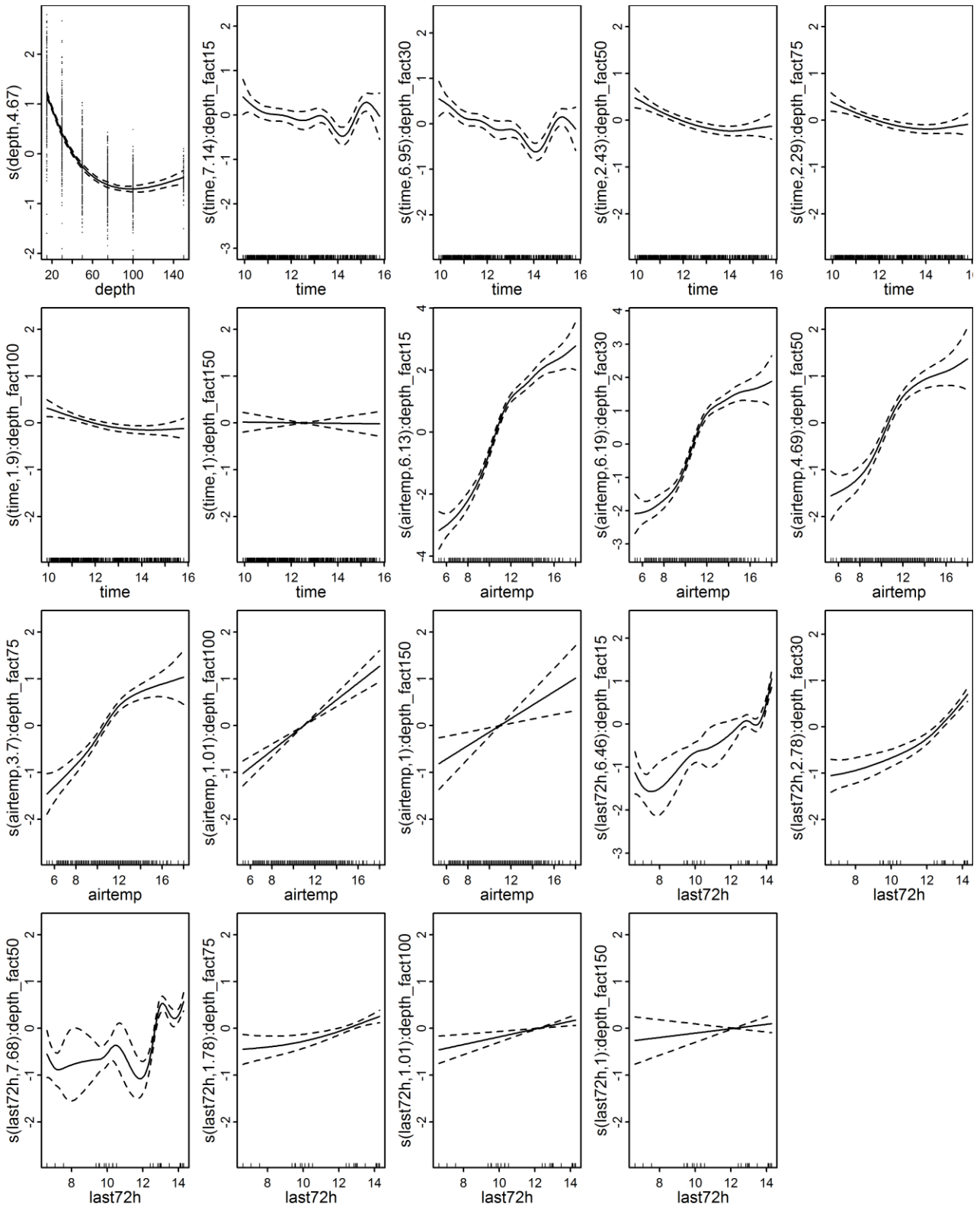


Figure 36. Fonctions de lissage du modèle additif généralisé exploratoire (Marchiennes).

Les courbes représentent les valeurs lissées d'une variable prédictive (en abscisse) en fonction des résidus partiels (en ordonnée), c'est-à-dire les résidus qui subsistent après suppression de l'effet de toutes les autres variables prédictives. Ce tracé permet d'appréhender la nature de la relation entre la variable prédictive et les valeurs résidualisées de la variable dépendante.

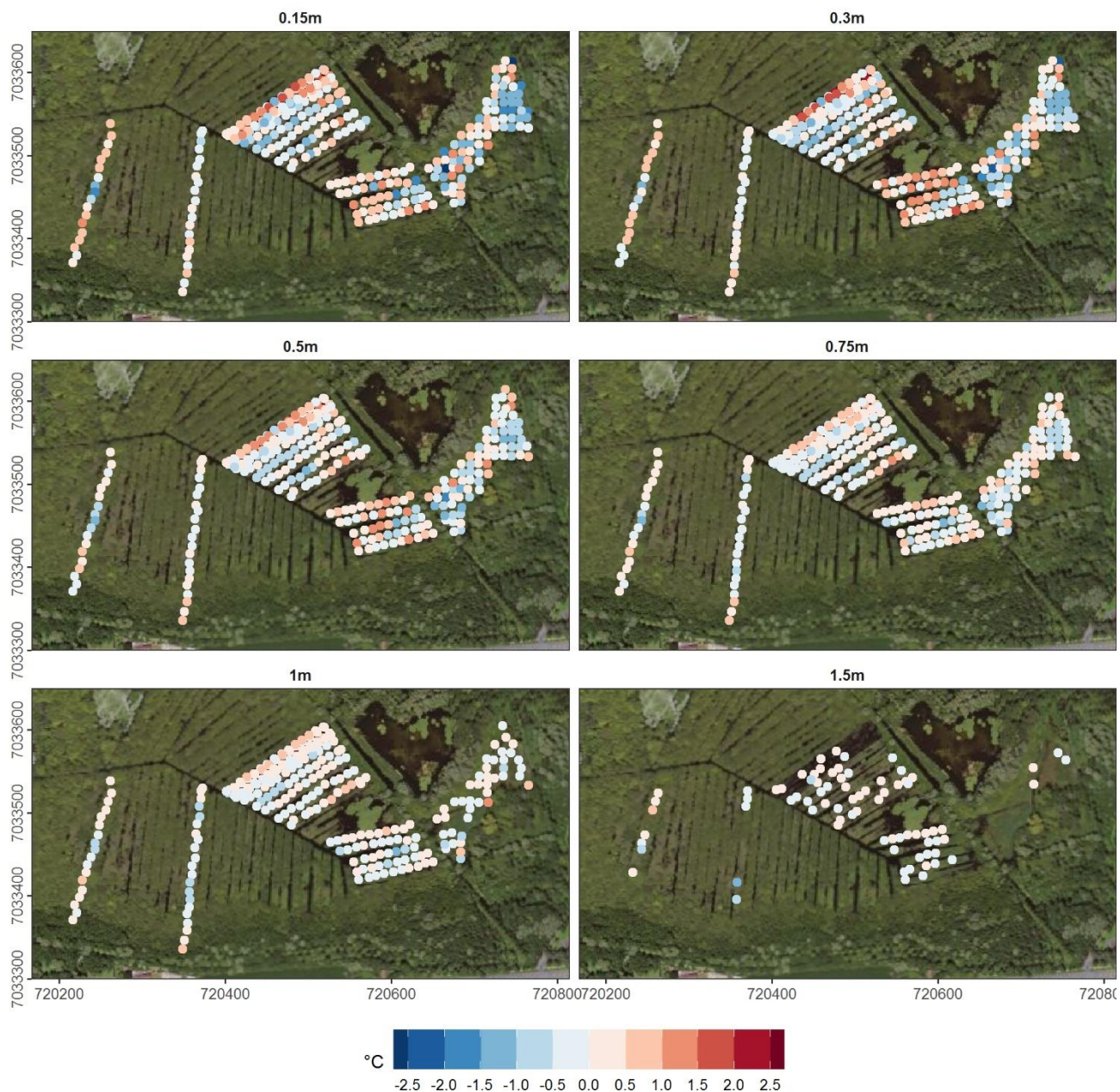


Figure 37. Anomalies de température du sol à différentes profondeurs (Marchiennes).

8.4.2 Conductivité électrique

La cartographie de la conductivité électrique des eaux de surface et du sol à différentes profondeurs sur le site de Marchiennes est présentée sur la **Figure 38**. Les eaux de surface étaient systématiquement présentes pendant les prospections. On note une claire différenciation entre la zone centrale (avec des conductivités dans les eaux de surface comprises entre 559 et 935 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et la roselière ENS, avec des conductivités plus élevées et comprises entre 803 et 1421 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les conductivités mesurées dans la zone centrale sont homogènes, ce qui résulte évidemment de la submersion de quasiment toute la zone pendant l'hiver précédent, et encore de quelques centimètres pendant les prospections. Elles sont tout-à-fait similaires à celles mesurées dans les eaux de surface pendant le suivi temporel de la conductivité (Section 6). Dans la roselière ENS, les valeurs sont plus variables, la submersion y étant moins longue pendant l'hiver et moins complète pendant les prospections. On note également qu'une partie des eaux de surface a une conductivité beaucoup plus élevée que celle enregistrée pendant le suivi temporel dans les fossés environnants, et plus proche de celles enregistrées dans le piézomètre M_D6 (Section 6). **L'eau de surface s'enrichit donc localement au contact de la tourbe minéralisée.**

On retrouve la même différenciation entre la zone centrale et la roselière ENS en profondeur. **Ces observations corroborent les conclusions développées à la Section 6 sur le fonctionnement hydrologique distinct des deux zones**, qui ne seront donc pas reprises ici.

A 15 et 30 cm de profondeur, et dans une moindre mesure à 50 cm, on note un nombre non négligeable de mesures inférieures à celles enregistrées dans les eaux de surface (la conductivité minimale est de 136 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 15 cm, 347 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 30 cm, et 165 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 50 cm). Il subsiste donc au printemps des poches d'eau en partie d'origine météorique dans le sol datant au minimum de l'été précédent. Toutefois, contrairement à Vred, des conductivités inférieures à 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (témoignant d'une contribution majoritaire des eaux météoriques à la composition de l'eau du sol) n'ont été mesurées qu'en trois points isolés, et des conductivités inférieures à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ qu'en une petite trentaine de points également isolés.

A Marchiennes, même si les eaux de surface et du sol dans la zone centrale ont été plus ou moins diluées par des eaux d'origine météorique, il n'y a donc pas de lessivage des bases et d'ombrotrophisation aussi poussés qu'à Vred. Même si les fossés génèrent une lentille d'eau météorique plus ou moins étendue en période estivale lorsque le niveau d'eau dans ceux-ci est bas, dont il reste quelques traces jusqu'en fin d'hiver suivant, les apports par débordement des fossés lors de la submersion hivernale, par circulation de l'eau sous les radeaux là où ils sont présents, et par circulation latérale à travers la tourbe au-dessus du remblai suffisent à maintenir en début de saison de végétation une concentration en composés ioniques dans la tourbe globalement similaire à celle enregistrée dans les fossés.

Dans le sol, la conductivité augmente progressivement avec la profondeur : 699 +/-98 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 15 cm, 725 +/- 126 à 30cm, 782 +/-157 à 50 cm , 851 +/-148 à 75 cm, et 894 +/-171 à 100 cm. Plusieurs hypothèses non mutuellement exclusives peuvent expliquer cette observation : contribution plus importante des eaux météoriques en surface, lessivage de la charge ionique en surface en période estivale, minéralisation plus importante de la tourbe en profondeur, présence d'un remblai avec une part minérale plus ou moins importante en profondeur, et substrat minéral peu profond.

Dans la roselière ENS, à part 5 valeurs isolées, l'eau du sol a systématiquement une conductivité électrique supérieure à 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (et jusqu'à 1783 $\mu\text{S}/\text{cm}$), et environ 80% des mesures sont supérieures à celles enregistrées dans les fossés environnants et dans les sables thanétiens pendant le suivi temporel (Section 6). Comme indiqué précédemment et dans ladite section, ces valeurs traduisent une élévation de la charge ionique au contact du sol, et donc une minéralisation relativement importante de la tourbe dans ce secteur.

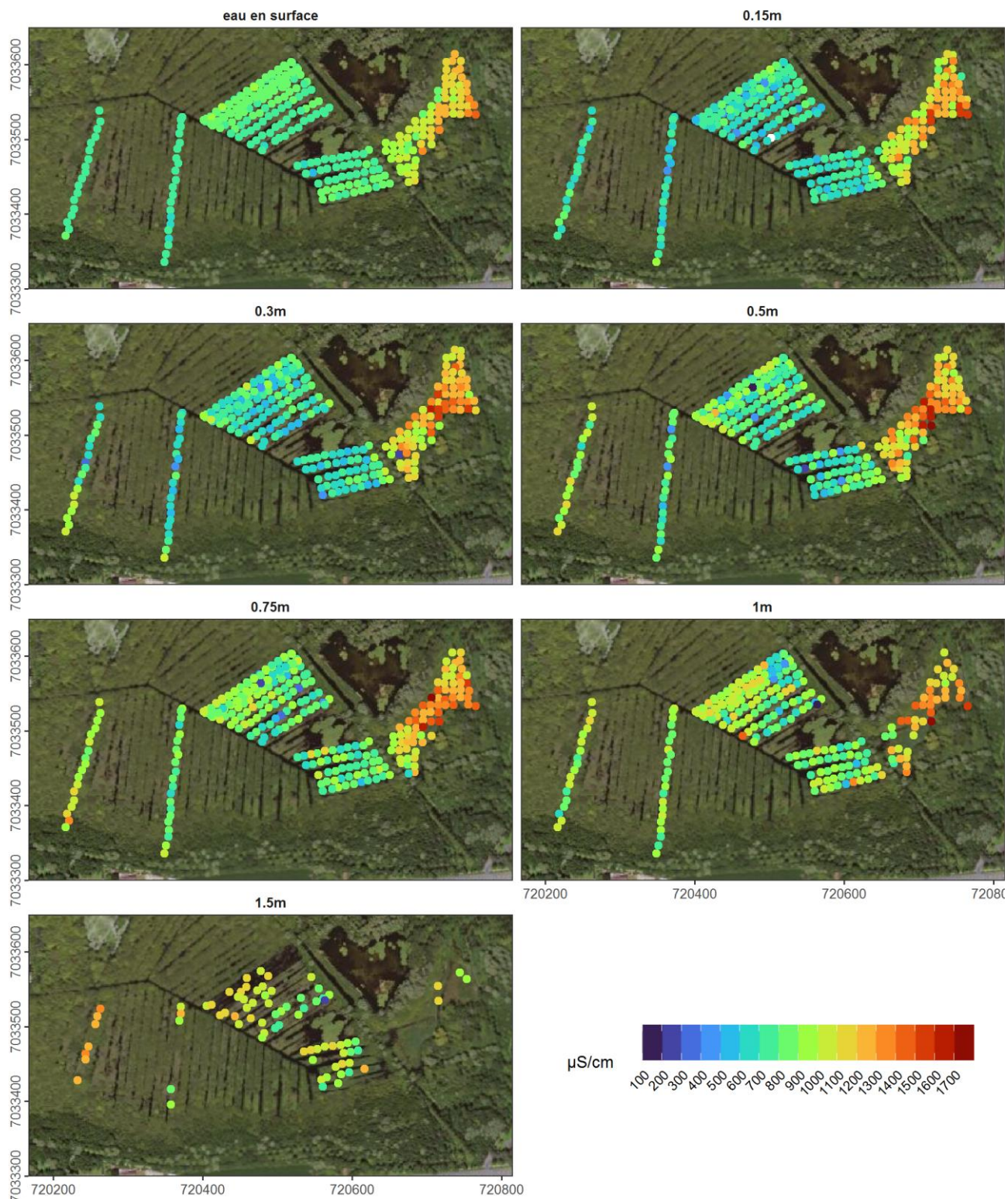


Figure 38. Conductivité électrique à différentes profondeurs (Marchiennes).

9 Hydrologie

9.1 Objectifs

L'objectif de cette section est de caractériser le fonctionnement hydrologique de la tourbière de Marchiennes sur la base de la mesure des niveaux piézométriques dans les eaux souterraines et limnimétriques dans les eaux de surface. Il est également d'acquérir les données de profondeur de nappe nécessaire à l'identification des facteurs environnementaux pouvant expliquer les différentes végétations présentes à Marchiennes et à Vred (cf. Section 12).

9.2 Méthodes

9.2.1 Contexte climatique

L'Indice de Précipitation et d'Évapotranspiration Normalisé (SPEI : Standardised Precipitation Evapotranspiration Index, Vicente-Serrano *et al.* 2010; Beguería *et al.* 2014) a été utilisé pour résumer le contexte climatique de la période de suivi hydrologique. Cet indice repose sur l'accumulation à différents pas de temps (ici de 1 à 48 mois) des précipitations nettes mensuelles, c'est-à-dire de la différence entre totaux de précipitations et d'évapotranspiration potentielle. Pour chaque mois (par exemple janvier de l'année n), le cumul de précipitations nettes sur les 1 à 48 derniers mois est comparé au cumul calculé de la même manière pour les mêmes mois de la série de données (par exemple tous les mois de janvier). Si le cumul est inférieur au cumul médian, le SPEI est négatif et indique une période de sécheresse climatique, et vice-versa. L'évapotranspiration potentielle a été estimée par la méthode de Hargreaves (1994) modifiée par Droogers et Allen (2002). Elle utilise les moyennes mensuelles des températures minimales et maximales quotidiennes, la latitude et le cumul mensuel des précipitations, ces deux dernières variables permettant d'estimer la radiation nette. Les données climatologiques proviennent de la station synoptique la plus proche, c'est-à-dire la station Météo-France de Lille-Lesquin. L'indice SPEI a été calculé avec le package SPEI pour R.

9.2.2 Equipements de suivi hydrologique dans la tourbière de Marchiennes et à proximité immédiate

Le **Figure 39** donne la position des équipements de suivi hydrologique utilisés dans le cadre de l'étude et situés dans ou à proximité immédiate de la tourbière de Marchiennes, et le **Tableau 8** leurs caractéristiques. Le piézomètre historique BSS000CSUG a été installé dans la craie du Séno-Turonien en 1883 et a été suivi de manière irrégulière entre 1958 et 2001. Le piézomètre p103 a été installé en 1998 par le PNRSE dans le cadre du suivi piézométrique des sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe et est depuis relevé manuellement tous les mois (cf. Section 9.2.3). Deux capteurs radars ont été installés par le PNRSE en février 2013 de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique dit « ouvrage hydraulique sud » qui régule l'écoulement entre le fossé parallèle à la digue et le Wacheux en bordure sud-est du site. Le premier capteur (M_AMV) enregistre le niveau d'eau dans le fossé de la digue centrale immédiatement en amont de l'ouvrage hydraulique ; le second (M_AVV) enregistre le niveau du Wacheux au niveau de la confluence. L'intervalle d'enregistrement de ces capteurs a été d'une heure jusqu'en novembre 2021, et de 15 minutes depuis. Un capteur de direction d'écoulement est également en fonction depuis décembre 2021 en aval de l'ouvrage hydraulique. Les piézomètres M_Sables et M_Craie ont été installés par un prestataire spécialisé en juin 2021 dans le cadre d'une convention entre le PNRSE et le BRGM. Ils ont d'abord été équipés par nos soins d'un enregistreur temporaire (Mini-Diver -Schlumberger- pour M_Craie, et Levelogger – Solinst- pour M_Sables) à partir de juillet 2021, puis par le BRGM d'un enregistreur automatique dipper PTEC (Seba Hydrometrie) définitif en mars 2022.

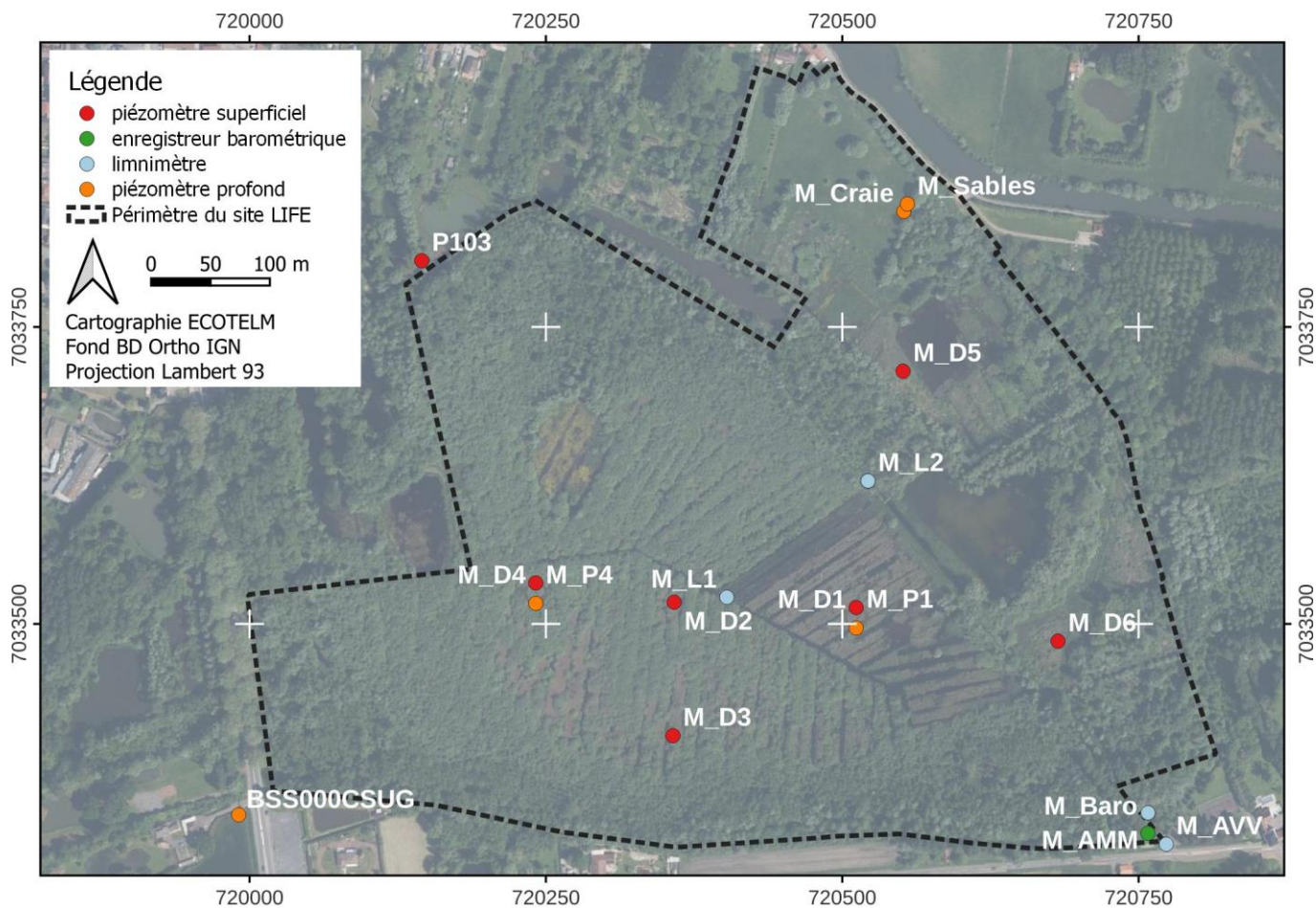


Figure 39. Equipements de suivi hydrologique à proximité immédiate de la tourbière de Marchiennes.

Par souci de lisibilité, les points se superposant ont été légèrement espacés par rapport à leur emplacement réel.

Tableau 8. Caractéristiques des équipements de suivi hydrologique.

Code	Type	Formation dans laquelle la crépine est insérée	Longueur (m)	Distance entre le sol et le sommet du tube lors de la pose (m)	Altitude de la limite inférieure de la crépine (m NGF69)	Altitude de la limite supérieure de la crépine (m NGF69)
M_Baro	enregistreur barométrique	-	2	-	-	-
M_D1	piézomètre « superficiel »	tourbe	1.59	0.53	14.90	-
M_D2	piézomètre « superficiel »	tourbe	1.76	0.51	14.82	-
M_D3	piézomètre « superficiel »	tourbe	1.85	0.53	14.71	-
M_D4	piézomètre « superficiel »	tourbe	1.63	0.53	14.88	-
M_D5	piézomètre « superficiel »	tourbe	2.06	0.49	14.79	-
M_D6	piézomètre « superficiel »	tourbe	1.71	0.52	15.05	-
P103	piézomètre « superficiel »	alluvions minérales quaternaires	4.5	env. 0	11.96	-
M_P1	piézomètre « profond »	alluvions minérales quaternaires	2.86	0.48	13.58	14.49
M_P4	piézomètre « profond »	alluvions minérales quaternaires	3.45	0.52	13.91	14.82
M_Craie	piézomètre « profond »	craie du Séno-Turonien	41.16	1.16	-23.46	-13.46
M_Sables	piézomètre « profond »	sables du Thanétien	11.82	0.82	5.47	10.47

Code	Type	Formation dans laquelle la crépine est insérée	Longueur (m)	Distance entre le sol et le sommet du tube lors de la pose (m)	Altitude de la limite inférieure de la crépine (m NGF69)	Altitude de la limite supérieure de la crépine (m NGF69)
BSS000CSUG	piézomètre « profond »	craie du Séno-Turonien	36.15	0	-19.83	-4.7
M_L1	limnimètre	eaux de surface	2.06	-	14.28	-
M_L2	limnimètre	eaux de surface	2.06	-	14.63	-
M_AMM	limnimètre	-	-	-	-	-
M_AVV	limnimètre	-	-	-	-	-

Les autres équipements listés sur la **Figure 39** et dans le **Tableau 8** ont été installés dans le cadre de la présente étude. Ils incluent des limnimètres dans les eaux de surface, des piézomètres superficiels dans les tourbes, et des piézomètres dits « profonds » dans les alluvions minérales quaternaires sous la tourbe. Les piézomètres ont été construits en tube préfabriqué PEHD à vis de 63mm de diamètre (SDEC).

Les piézomètres superficiels sont crépinés sur l'ensemble de leur longueur (ils correspondent à ce que les anglo-saxons nomment « dipwell », et, à défaut d'équivalence en français, ils sont donc identifiés par le préfixe « D »). Ils ont une longueur maximale de 2m. Ils sont fixés à une tige métallique ancrée dans le substrat minéral sous-jacent pour éviter tout mouvement vertical.

La tourbe étant un matériau compressible, l'altitude du sol dans les tourbières varie en fonction de la profondeur de la nappe. Ces variations sont encore plus importantes sur les radeaux, qui flottent plus ou moins à la surface de la colonne d'eau. Pour suivre ces variations du niveau du sol, une plaque en acier inox de 50x50cm et de 2mm d'épaisseur, percée en son centre d'un trou de 10cm de diamètre, a été installée de façon à servir de repère pour la mesure manuelle de la hauteur relative du sol par rapport au sommet du piézomètre.

Les piézomètres profonds (identifiés par le préfixe « P ») ne sont crépinés que dans leur partie inférieure, longue de 1m et insérée dans les formations minérales présentes sous la tourbe. Ils ont été construits de la manière suivante :

- A leur base, un tube crépiné gainé d'un manchon de sable (diamètre externe 60 mm) long de 1 m ;
- Au-dessus de la crépine, un ensemble de tubes aveugles de longueur variable, gainé de deux manchons de bentonite (diamètre externe 70 mm, longueur 30 cm environ) empêchant la circulation de l'eau dans l'espace annulaire. Au-dessus de ces manchons, l'espace annulaire a été comblé avec de la bentonite en granulés.

Les piézomètres profonds ont été installés dans les forages résultant des sondages stratigraphiques. Les piézomètres superficiels ont par contre été installés dans des forages dédiés de même profondeur, creusés à 30-40cm du sondage stratigraphique correspondant.

Les piézomètres ont été équipés d'un enregistreur automatique de pression Levellogger (Solinst), programmé avec un intervalle d'enregistrement de 15min.

Une sonde barométrique (Baro) permet de réaliser une compensation barométrique pour calculer le niveau d'eau à partir des données de pression enregistrées par les enregistreurs Levellogger. Elle a été installée dans un tube aveugle de 2m, enfoncé d'environ 1.7m dans le sol en dehors des zones inondables, étanche à l'eau mais en communication avec l'atmosphère, afin d'éviter les artéfacts causés par une différence de température entre enregistreur barométrique et enregistreurs piézométriques (Cuevas *et al.* 2010).

L'ensemble des équipements a été nivelé avec un GPS différentiel RTK Leica GS07 de précision centimétrique. Les piézomètres profonds ont été nivelés par rapport au piézomètre superficiel associé avec un niveau à bulle pour plus de précision. Les résultats sont présentés dans le **Tableau 26** en **Annexe B**.

Le niveau de la Scarpe canalisée entre les écluses de Marchiennes et de Warlaing est enregistré par Voies Navigables de France immédiatement à l'aval de l'écluse de Marchiennes, environ 1 km en amont de la tourbière de Marchiennes. Les données couvrant la période d'étude ont été transmises par VNF. Elles ont un pas de temps de 15 minutes.

Les précipitations ont été mesurées à Vred à 3,5 km à l'ouest du site par Véolia pour le compte de Noréade, avec un pluviomètre à auget et un pas de temps de 5 minutes.

9.2.4 Analyse des données

L'existence et la direction de tendances dans les séries piézométriques collectées par le PNRSE dans les alluvions de la Scarpe a été testée au moyen de Modèles Additifs Généralisés Mixtes (GAMM), en suivant la méthode proposée par Curtis et Simpson (2014), Monteith et al. (2014) et Simpson (2018) et expliquée plus en détail en **Annexe C**.

Pour les piézomètres installés dans la tourbe, la relation entre niveau de la nappe (mesuré de manière continue par les enregistreurs) et niveau du sol (mesuré ponctuellement) a été modélisée par régression linéaire, et la relation utilisée pour estimer le niveau du sol en continu, et donc la profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol.

La relation entre les niveaux piézométriques dans la craie à Marchiennes (M_Craie) et dans le piézomètre historique des Hudions a été modélisée par régression linéaire en utilisant la méthode des moindres carrés ordinaires. Les données piézométriques étant auto-corrélées, une régression par la méthode des moindres carrés généralisés avec plusieurs structures d'autocorrélation différentes a été testée, mais n'a pas pu aboutir du fait de capacités de calcul limitées. L'intervalle de prédiction basé sur la méthode des moindres carrés est donc probablement sous-estimé.

Les données collectées par les capteurs radar de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique sud (M_AMV et M_AVV) se sont avérées avoir une faible précision, avec un « bruit » important. Elles ont donc été « lissées » par moyenne mobile triangulaire avec une fenêtre de quatre heures.

9.3 Résultats et discussion

9.3.1 Evaluation de la qualité des données

Les mesures piézométriques et limnimétriques manuelles ont été réalisées avec une sonde piézométrique graduée en centimètres. La précision de ces mesures exprimées en profondeur par rapport au sommet du tube piézométrique ou limnimétrique est donc estimée à +/-0.5 cm.

Comme la plupart du matériel disponible sur le marché, un certain nombre d'enregistreurs ont été sujets à une dérive dans le temps, c'est-à-dire une variation dans le temps de la hauteur d'eau mesurée pour une hauteur d'eau réelle donnée. Cette dérive est approximativement linéaire. La dérive des enregistreurs installés par nos soins a été modélisée et corrigée par régression linéaire¹ (**Figure 41**). En plus de cette dérive, les mesures piézométriques et limnimétriques ont une certaine marge d'erreur liée à la précision des enregistreurs, à la précision des mesures manuelles de contrôle, au mauvais repositionnement des enregistreurs dans le tube après téléchargement, etc. Cette marge d'erreur se traduit sur la **Figure 41** par la dispersion des points de mesure manuelle autour de la droite de régression. Elle est quantifiée par l'erreur quadratique moyenne² (**Tableau 9**).

¹ La dérive des enregistreurs installés par le BRGM dans M_Craie et M_Sables en mars 2022 n'a pas pu être évaluée faute de mesures manuelles de contrôle assez fréquentes sur la durée de la présente étude.

² A noter que l'erreur quadratique moyenne est ici calculée sur la base des points utilisés pour la modélisation de la dérive, et non sur des mesures indépendantes. L'erreur réelle peut donc être légèrement supérieure à cette estimation.

L'erreur associée aux mesures manuelles et automatiques s'ajoute à l'erreur de nivellement du sommet du piézomètre ou du limnimètre (cf **Tableau 26** en **Annexe B**). L'erreur totale doit être prise en compte lors de la comparaison et l'interprétation des séries hydrologiques.

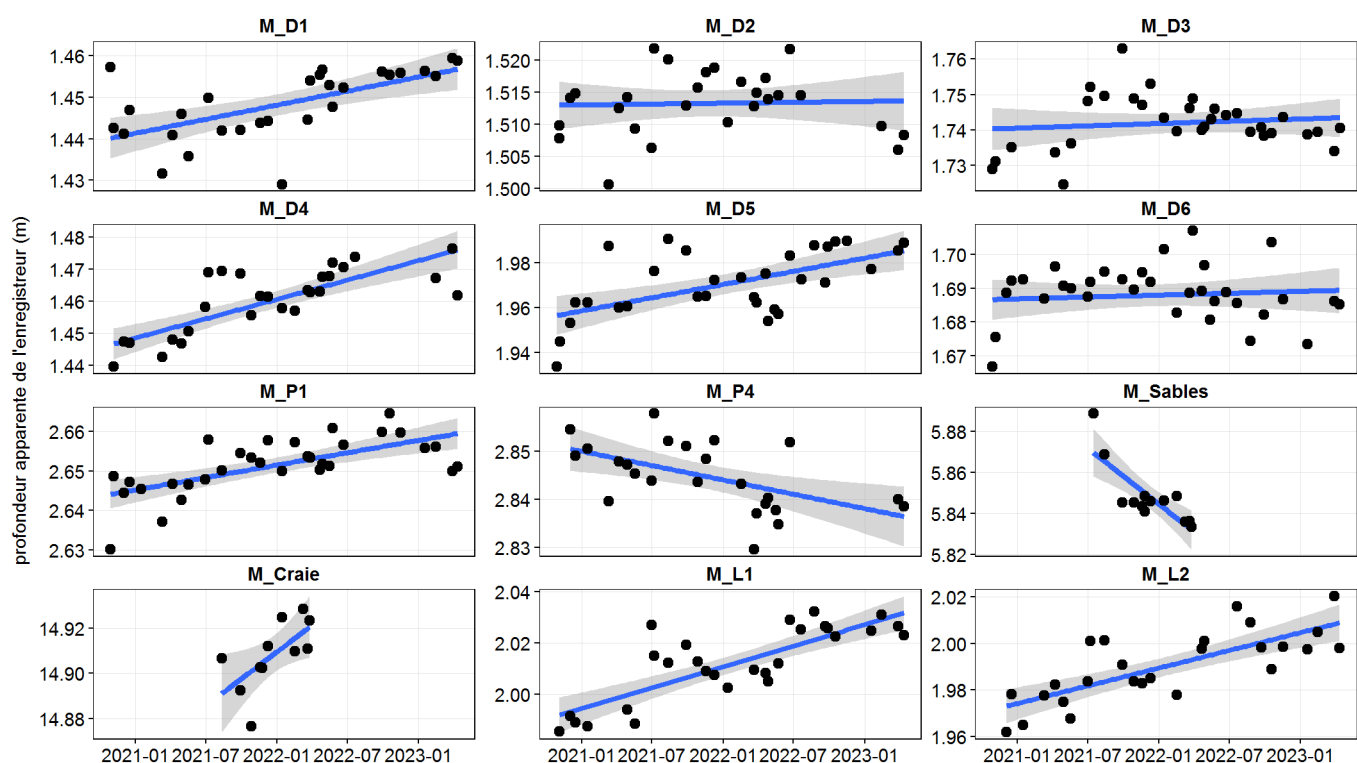


Figure 41. Dérive des enregistreurs à Marchiennes.

Les points représentent la profondeur apparente de l'enregistreur (profondeur de la nappe mesurée manuellement + hauteur d'eau mesurée au même moment par l'enregistreur), la droite bleue la droite de régression linéaire, et la bande grise l'intervalle de confiance à 95% de cette droite.

Tableau 9. Précision des enregistrements piézométriques et limnimétriques par rapport au sommet du piézomètre / limnimètre.

EQM : erreur quadratique moyenne

Code	EQM	Code	EQM	Code	EQM
M_D1	0.006	M_D5	0.012	M_P1	0.005
M_D2	0.005	M_D6	0.009	M_P4	0.006
M_D3	0.007	M_L1	0.008		
M_D4	0.006	M_L2	0.01		

L'enregistreur radar situé dans le Wacheux à Marchiennes (M_AVV) a également montré une dérive statistiquement significative d'environ 4 cm sur une durée d'un peu moins de trois ans (**Figure 42**). Elle n'a pas été corrigée, car d'une part la série temporelle disponible est beaucoup plus longue que la série de contrôles manuels collectée dans le cadre de la présente étude et d'autre part les procédures d'étalonnage utilisées par les sociétés de maintenance des enregistreurs radar ne sont pas connues. Il n'est donc pas possible de savoir si cette dérive a existé avant 2021 et si elle a été linéaire. Ce résultat montre que les données fournies par cet enregistreur doivent être considérées avec précaution, que les mesures automatiques doivent s'accompagner de mesures manuelles de contrôle régulières, et qu'il est nécessaire d'exiger des sociétés de maintenance qu'elles collectent et transmettent régulièrement les données requises pour l'évaluation et la correction des données (dates d'intervention, changements des paramètres des enregistreurs, étalonnage, etc.).

L'enregistreur situé en amont de l'ouvrage hydraulique sud (M_AMV) ne montre pas de dérive statistiquement significative, l'amplitude de celle-ci étant inférieure aux erreurs de mesure de

l'enregistreur et/ou des contrôles manuels. La présence de quelques mesures aberrantes (s'écartant fortement de la droite de régression) suggère que la procédure de mesure manuelle doit être clarifiée auprès des opérateurs pour en améliorer la précision¹.

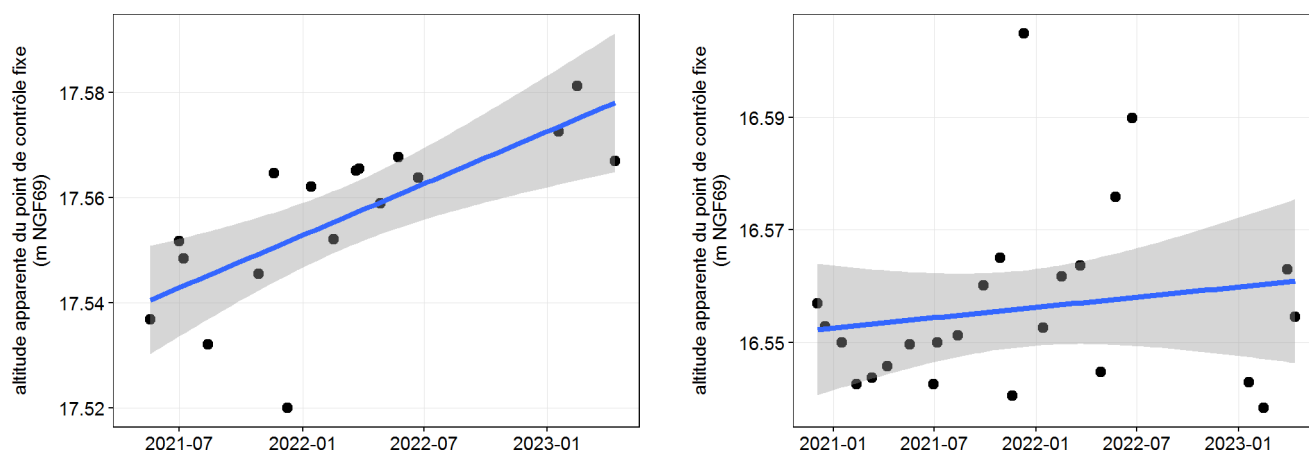


Figure 42. Dérive des enregistreurs (avant lissage) de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique à l'exutoire sud-est de la tourbière de Marchiennes (à gauche : Wacheux – aval vanne - M_AVV ; à droite : amont vanne - M_AMV).

La comparaison des altitudes de la nappe lors des épisodes de très hautes eaux en février 2021, janvier 2022 et avril 2023 montre des valeurs quasiment identiques à quelques centimètres près et des évolutions similaires dans pratiquement tous les piézomètres superficiels (« dipwells ») et limnimètres, à l'exception du piézomètre M_D5, situé sur un secteur un peu plus haut que les autres. Ceci suggère une inondation continue sur la plus grande partie du site, les différences d'altitude de la nappe reflétant alors l'erreur de nivellement par DGPS. Par conséquent, les altitudes de ces séries ont été ajustées pour que l'altitude mesurée pendant le pic d'inondation de janvier 2022 soit la même dans tous ces piézomètres et limnimètres, et corresponde à la médiane des valeurs mesurées au sein du site. L'ajustement pour chaque équipement est donné dans le **Tableau 10**.

Tableau 10. Ajustement des séries piézométriques et limnimétriques

L'ajustement correspond à la valeur soustraite de l'altitude de chaque équipement pour que les séries coïncident lors du pic d'inondation de janvier 2022.

Code	Ajustement (m)
M_D1	-0.013
M_D2	0.000
M_D3	-0.020
M_D4	-0.005
M_D6	0.006
M_P1	-0.013
M_P4	-0.005
M_L1	0.017
M_L2	0.011

Pour l'ouvrage hydraulique sud, l'ajustement de M_AMV a été fait en calant les données sur celles enregistrées en hautes eaux par le limnimètre M_L2, situé dans le même fossé. Les données collectées en m NGF69 par l'enregistreur sont surestimées de 0.067 m (la mesure au DGPS suggérait une surestimation très proche de 0.076 m).

¹ On pourra notamment faire les mesures manuelles à partir d'un point fixe sur la passerelle en acier plutôt qu'à partir du rebord béton, et marquer ce point de manière permanente et univoque.

9.3.2 Contexte climatique

La **Figure 43** montre l'Indice de Précipitation et d'Évapotranspiration Normalisé (SPEI) calculé sur la base des données enregistrées par Météo-France à Lille-Lesquin depuis 1996. Il apparaît que **la période de suivi hydrologique, de 2020 à 2023, a été sèche relativement aux données climatiques enregistrées depuis 1996**. A un pas de temps plus court, l'été 2021 et l'hiver 2023 ont été relativement humides, alors que le reste de la période de suivi hydrologique a été relativement sec.

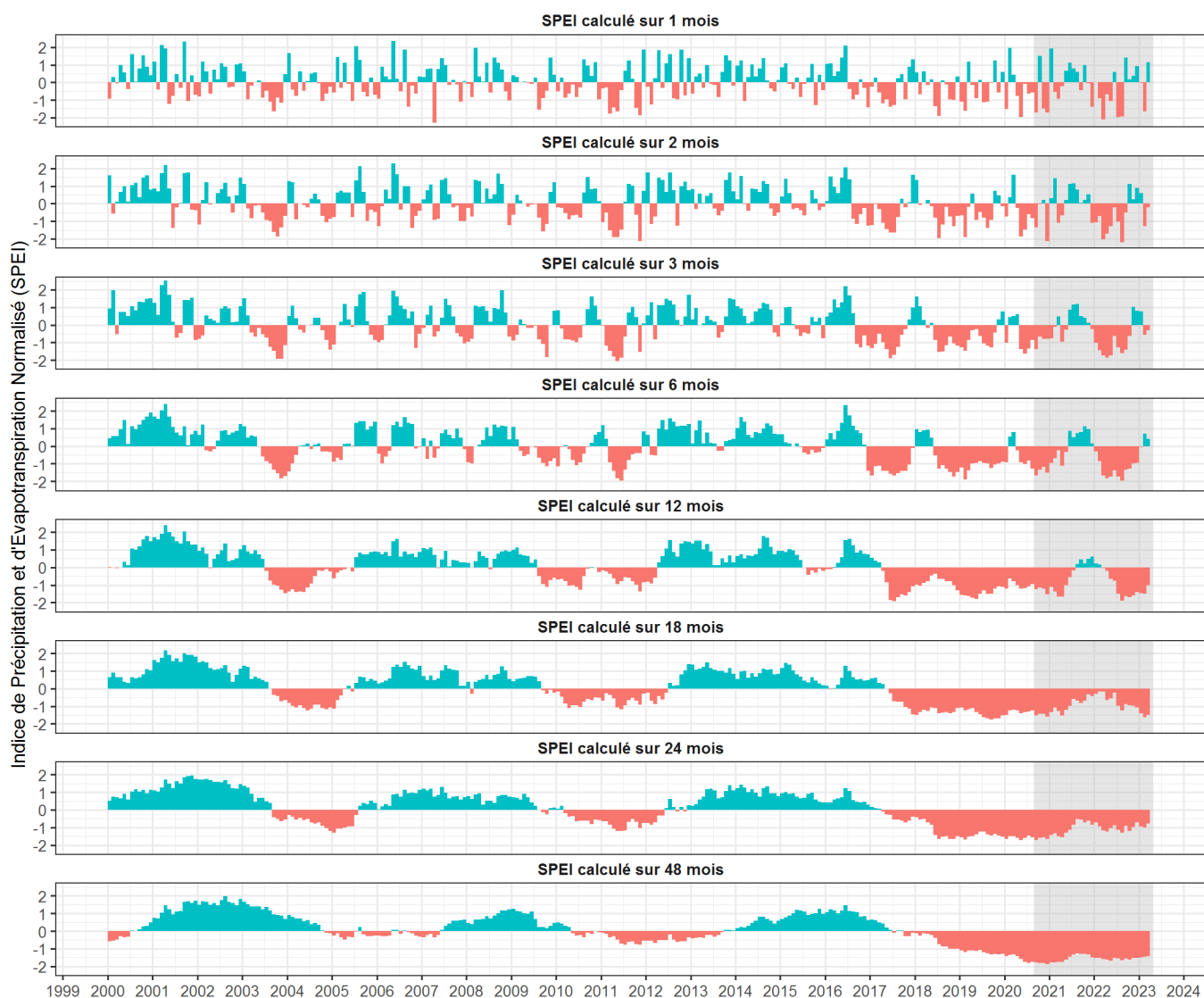


Figure 43. Indice de Précipitation et d'Évapotranspiration Normalisé (SPEI) sur la base des données enregistrées par Météo-France à Lille-Lesquin.

Les périodes sèches et humides sont respectivement représentées en rouge et en bleu. Le fond gris correspond à la période de suivi hydrologique.

9.3.3 Evolution des niveaux piézométriques dans la plaine de la Scarpe

La **Figure 44** montre les chroniques piézométriques enregistrées par le PNRSE dans les alluvions de la Scarpe depuis 1998. La **Figure 45** reprend les maxima annuels et les courbes de tendance associées. Elle montre une augmentation statistiquement significative des profondeurs maximales dans 8 piézomètres sur 16 au seuil de 0.05% (9 piézomètres au seuil de 0.1%). La tendance est également à l'abaissement de la nappe, même si non statistiquement significatif, dans 5 autres piézomètres. Un seul piézomètre, le p26, présente une tendance à la hausse. Ce piézomètre est relativement excentré par rapport aux autres, en bordure sud de la plaine de la Scarpe. **Le suivi piézométrique témoigne donc d'un abaissement généralisé de la nappe des alluvions de la Scarpe en période de basses eaux. L'analyse montre que cet abaissement a commencé de manière relativement simultanée dans la plupart des piézomètres, entre 2015 et 2020**

environ, et donc qu'un même facteur explicatif est vraisemblablement en cause. Cette constatation est évidemment à rapprocher de l'évolution de l'Indice de Précipitation et d'Évapotranspiration Normalisé, qui met en évidence une sécheresse climatique relative prolongée depuis 2016-2017.

Les minima annuels (Figure 46) suivent à peu près les mêmes tendances, même si de manière un peu moins nette. Le piézomètre p26 se distingue à nouveau par une tendance à la hausse.

Le piézomètre p103, situé en périphérie immédiate de la tourbière de Marchiennes, fait également figure d'exception, la profondeur maximale annuelle de la nappe n'ayant pas augmenté, et la profondeur minimale ayant même légèrement augmenté vers 2010-2013. Les raisons de cette exception ne sont pas connues.

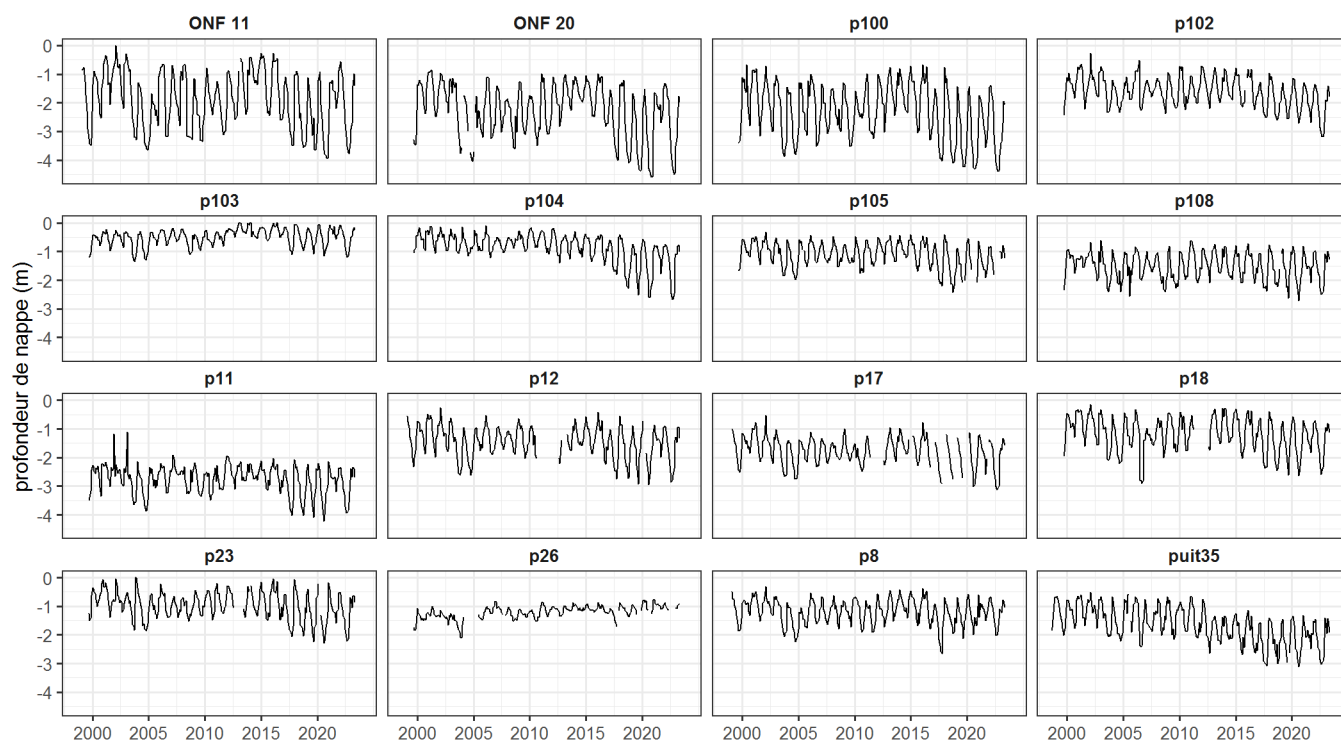


Figure 44. Chroniques piézométriques dans les alluvions de la Scarpe.

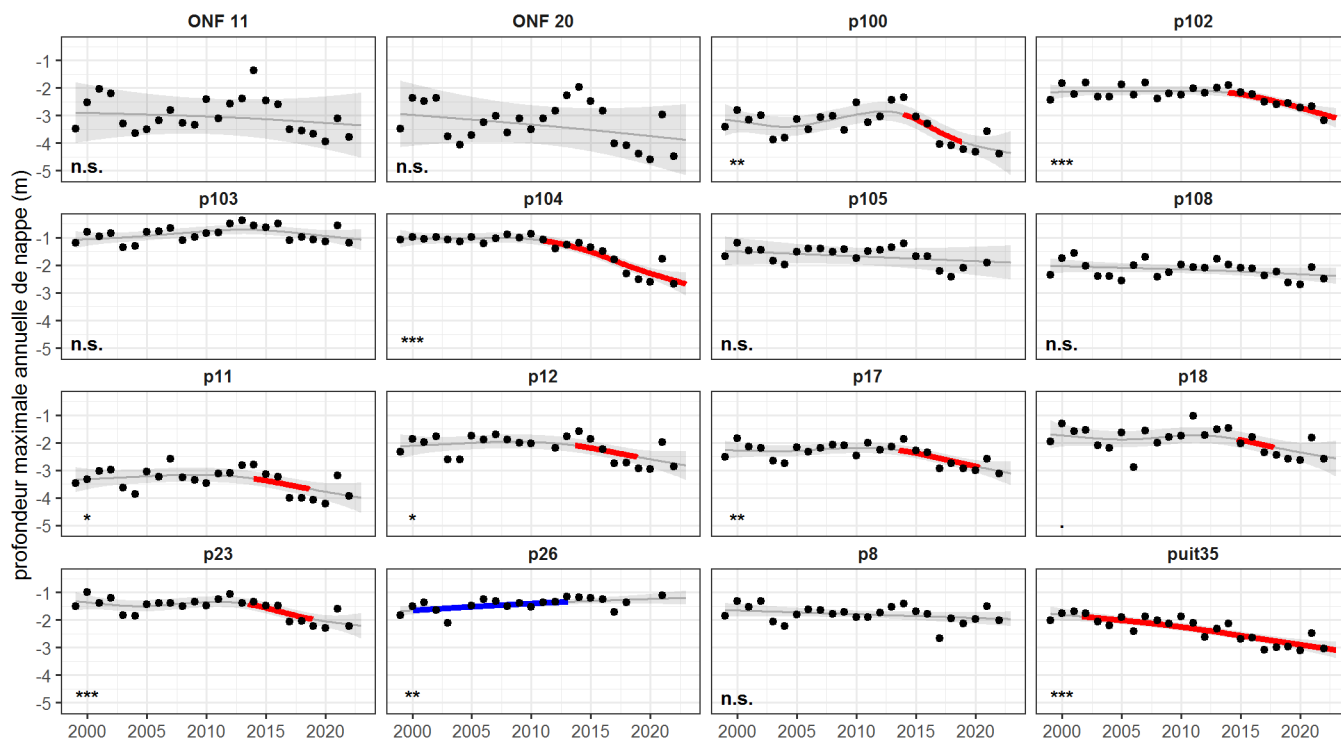


Figure 45. Evolution des niveaux piézométriques dans les alluvions de la Scarpe (profondeur maximale annuelle).

Les points noirs représentent les profondeurs maximales annuelles observées, la ligne grise la tendance modélisée à l'aide d'un modèle additif généralisé, et le ruban gris un intervalle de confiance ponctuel de 95 % sur la tendance modélisée. La tendance modélisée est surlignée en bleu (rouge) lorsque sa dérivée première est supérieure (inférieure) à zéro au seuil de 95 %. Le symbole en bas à gauche de chaque panneau indique la signification statistique de la tendance (** : valeur $p \leq 0.01$, * : valeur $p \leq 0.05$, . : valeur $p \leq 0.1$, n.s. : valeur $p > 0.1$).

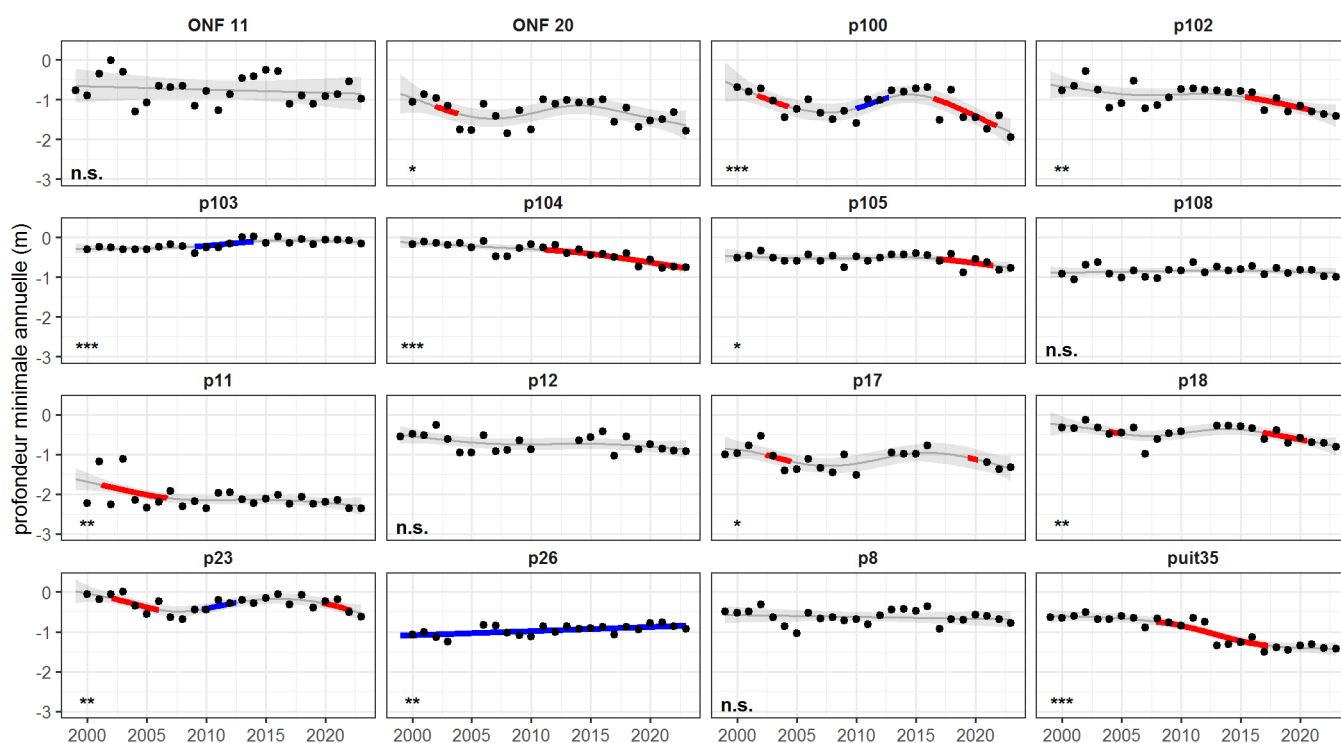


Figure 46. Evolution des niveaux piézométriques dans les alluvions de la Scarpe (profondeur minimale annuelle).

Les points noirs indiquent les profondeurs minimales annuelles observées. Voir la légende de la Figure 45 pour les autres symboles.

9.3.4 Niveaux dans le Wacheux et échanges avec la tourbière

Les niveaux d'eau dans le Wacheux et à l'extrémité sud-est du fossé de la digue centrale sont suivis depuis 2013 de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique sud. Cet ouvrage, décrit dans le **Tableau 3**, a été installé en 2002. Il est constitué d'une vanne à débâtement par le bas, dont le seuil de submersion peut être réglé manuellement, et en théorie étanche sous ce seuil de submersion. Initialement, le seuil de submersion était fixé à 16,03 m NGF69 de février à novembre, puis abaissé au niveau minimum à 15,73 m NGF69 pendant l'hiver pour permettre l'expansion des crues du Wacheux dans la tourbière (Fontenelle & Duhaion 2019). Depuis mars 2016 le seuil de submersion est maintenu en permanence en position haute, à 16,18 m NGF69 selon les relevés au GPS différentiel. Toutefois les observations de terrain montrent que la vanne n'est pas complètement étanche en-dessous de cette cote, un léger courant résiduel pouvant parfois être observé. Pour rappel, les capteurs de niveau sont situés dans le fossé de la digue centrale immédiatement à l'amont de cette vanne (M_AMV), et dans le Wacheux au niveau de la confluence avec le fossé, en aval de la vanne (M_AVV).

Des flux de surface entre le Wacheux et la tourbière sont également possibles via une buse située entre le Wacheux et le fossé le long de la route de Somain (côté est), qui communique lui-même en hautes eaux avec le fossé central (point 3 **Figure 13** et **Tableau 3**)¹. Le lit de cette buse est à 16,21 m NGF69.

La **Figure 47** montre l'évolution de ces niveaux depuis le début des enregistrements, et la **Figure 48** depuis le début des enregistrements de direction d'écoulement en décembre 2021. La **Figure 47** montre de manière assez claire que, **depuis 2013, les niveaux d'eau dans le Wacheux comme dans le fossé de la digue centrale ont très nettement baissé en période de basses eaux, d'environ 50 à 60 cm, avec une nette rupture dès 2017** (l'absence de données pendant la période estivale de 2016 ne permet toutefois pas de se prononcer sur la date exacte de cette rupture). On remarque en particulier **l'apparition d'assecs qui n'existaient pas pendant la décennie précédente**. Ces assecs touchent à la fois le Wacheux (en 2018, 2019 et 2023 ; les données sont manquantes en 2020) et le fossé (toutes les années depuis 2017 à l'exception de 2021). Ils se traduisent sur la série de données par de fortes oscillations aléatoires autour d'une droite horizontale (par exemple de fin juillet à mi-décembre 2022 pour M_AMV sur la **Figure 48**).

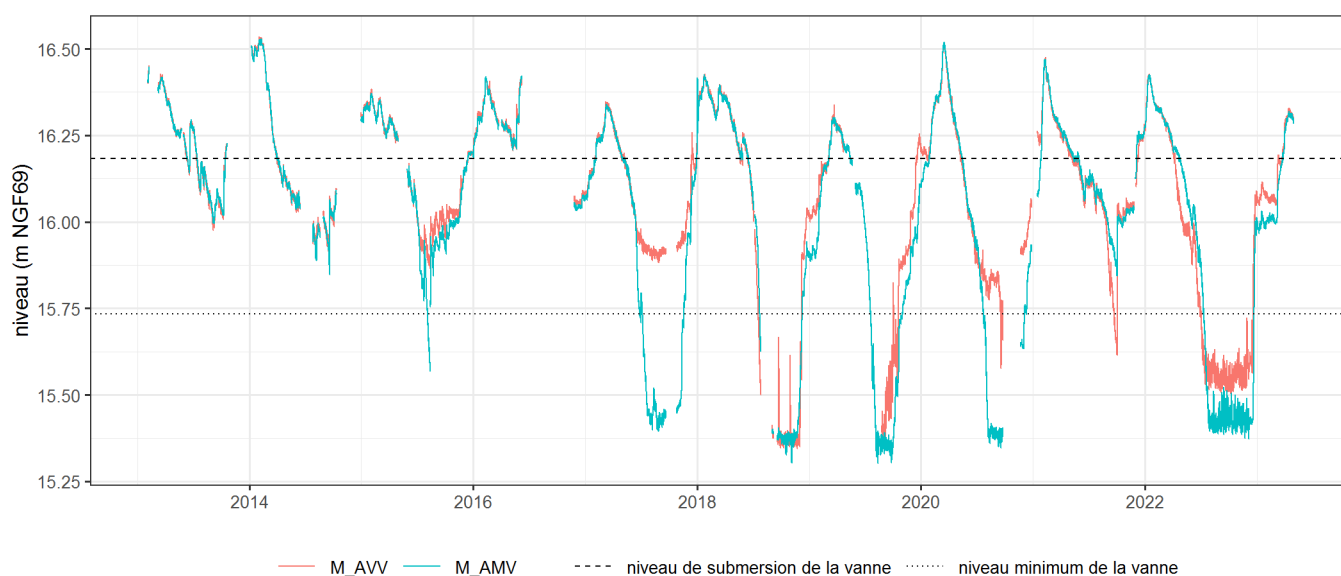


Figure 47. Niveaux de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique sud. M_AVV : Wacheux en aval de la vanne ; M_AMV : extrémité sud-est du fossé de la digue centrale.

¹ Ainsi le 29/01/2021 on constate à l'extrémité nord de la buse la présence d'un courant du Wacheux vers la tourbière. Au même moment le niveau enregistré à M_AVV est de 16,316 m.

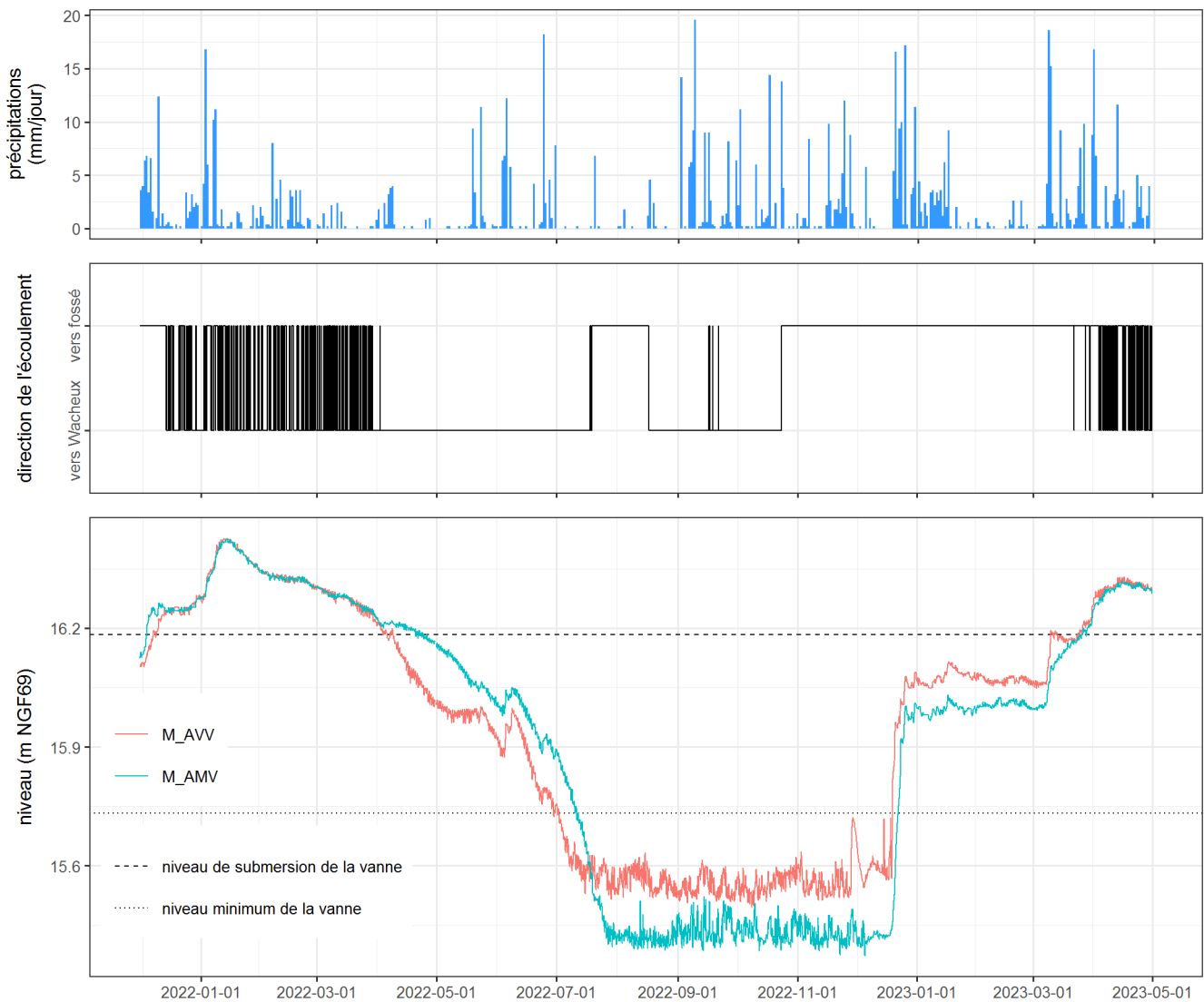


Figure 48. Direction d'écoulement au niveau de l'ouvrage hydraulique sud, et niveaux de part et d'autre depuis décembre 2021. M_AVV : Wacheux en aval de la vanne ; M_AMV : extrémité sud-est du fossé de la digue centrale. Les précipitations à Vred sont données pour référence.

Cette évolution est évidemment à mettre en relation avec l'évolution tout-à-fait similaire des niveaux de nappe dans les alluvions de la Scarpe à l'échelle du territoire du PNRSE, détaillée dans la Section 9.3.3. Comme pour celle-ci, il est probable que le facteur explicatif soit climatique. La chute des niveaux estivaux en 2017 coïncide en effet avec le début de la période de sécheresse climatique bien mise en évidence par l'Indice de Précipitation et d'Évapotranspiration Normalisé (**Figure 43**). On note également que durant l'automne 2021, le moins sec depuis 2017, les niveaux n'ont pas descendu aussi bas que pendant les automnes 2017 à 2020 ainsi que 2022. Il est vraisemblable que cette période prolongée de sécheresse climatique et la baisse des niveaux estivaux qui en résulte soient annonciatrices de tendances futures du fait du changement climatique.

L'hypothèse d'une modification des conditions d'écoulement du Wacheux pourrait également être avancée. Celui-ci a en effet fait l'objet d'un curage en 2014-2015, qui a pu accroître sa capacité de drainage et abaisser la ligne d'eau estivale. Toutefois les dates ne coïncident pas exactement, et cette hypothèse ne peut pas expliquer la baisse des niveaux piézométriques dans les alluvions de la Scarpe à l'échelle du territoire du PNRSE démontrée à la Section 9.3.3.

Le gradient hydraulique entre le Wacheux (M_AVV) et la partie aval du fossé de la digue centrale (M_AMV) suit à peu près le même schéma saisonnier d'une année sur l'autre.

Pendant toute la durée de la remise en eau automnale et/ou estivale, les niveaux dans le Wacheux sont généralement supérieurs à ceux du fossé, la différence pouvant atteindre 10 à 15 cm (**Figure 47**). Cette situation est observée pendant toutes les périodes de remise en eau pour lesquelles des données sont disponibles (automne 2015, 2017 et 2021, et hivers 2016-17, 2018-19, 2019-20, 2020-21 et 2022-23), même si la différence de niveau est plus ou moins importante d'une année à l'autre. L'écoulement se fait quasiment sans interruption du Wacheux vers le fossé, comme démontré par les mesures de direction d'écoulement entre décembre 2022 et mars 2023 (**Figure 48**). **Pendant la remise en eau automnale et/ou estivale, le Wacheux contribue donc systématiquement à l'alimentation du fossé de la digue centrale, des fossés qui y sont connectés et de la tourbière.** L'écoulement reste constamment orienté du Wacheux vers le fossé y compris lorsque le niveau du Wacheux est inférieur au niveau de submersion de la vanne, ce qui confirme que celle-ci est loin d'être étanche. Néanmoins, dans ces conditions, le gradient hydraulique est relativement important, alors que le lit du fossé entre les deux capteurs ne fait que 25 m de long et n'est pas obstrué par la végétation. Cette observation suggère que, **même si elle n'est pas étanche, la vanne de l'ouvrage hydraulique réduit les écoulements du Wacheux vers le fossé et donc les apports à la tourbière tout au long de la période de remise en eau.**

En hautes eaux, au-dessus d'environ 16,25 m NGF69, les niveaux sont à peu près identiques de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique. La **Figure 48** montre également que ces périodes coïncident avec des inversions extrêmement fréquentes de la direction d'écoulement, qui ne correspondent pas aux épisodes pluvieux. Ces deux observations suggèrent **des flux paradoxalement limités entre le fossé et le Wacheux en période de hautes eaux.** En l'absence de flux importants, l'équivalence et l'évolution simultanée des niveaux dans le fossé et dans le Wacheux implique un déterminisme commun. **L'explication la plus probable est qu'en période de hautes eaux ce niveau commun reflète celui de la nappe des alluvions de la Scarpe.** Cette conclusion mériterait d'être confirmée par un suivi de plus longue durée des directions d'écoulement.

Les gradients hydrauliques ont été plus variables d'une année à l'autre lors de la décrue. D'avril à juillet 2022, le niveau dans le fossé a été constamment plus élevé que dans le Wacheux, et la direction d'écoulement constamment du fossé au Wacheux, y compris lorsque le niveau dans le fossé était inférieur au seuil de submersion de la vanne (**Figure 48**). **Pendant la décrue, c'est donc le fossé de la digue centrale, et par conséquent les fossés qui y sont connectés et la tourbière, qui ont alimenté le Wacheux.** La vanne a freiné mais pas stoppé cette vidange.

Au fil des années, on note une accentuation des gradients hydrauliques observés pendant la phase de décrue printanière et estivale :

- Jusqu'en 2017, ils sont à peu près nuls, la décrue s'effectuant simultanément dans le fossé et dans le Wacheux ;
- En 2018, on observe un gradient hydraulique d'une quinzaine de centimètres seulement pendant la fin de la période de décrue, en juillet ;
- En 2019, le capteur au niveau du Wacheux (M_AVV) a dysfonctionné pendant toute la période de décrue ;
- En 2020 et 2021, on observe un gradient hydraulique de quelques centimètres ;
- En 2022, le gradient hydraulique est d'une quinzaine de centimètres pendant toute la période de décrue.

Il est possible que ces observations résultent d'une décrue plus rapide du Wacheux depuis 2017 ou 2018, à mettre en lien avec les tendances décrites plus haut et à la Section 9.3.3. **Le fossé de la digue centrale (ainsi que tout le réseau de fossés qui y est connecté) serait un peu moins impacté par cette évolution et se vidangerait de manière de plus en plus retardée par rapport au Wacheux, probablement grâce à l'ouvrage hydraulique sud.**

En basses eaux, les gradients hydrauliques sont variables d'une année à l'autre :

- Pendant les étés 2013 et 2014, les niveaux, relativement hauts par rapport aux étés suivants, ont été à peu près identiques de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique.
- En 2015, 2017 et 2020 (les données sont manquantes en 2016), le niveau dans le fossé est descendu plus rapidement et plus bas que dans le Wacheux. Dans ces trois cas la déconnexion entre les deux niveaux se fait lorsqu'ils descendent sous 15,95 à 16,00 m environ, ce qui suggère une déconnexion hydraulique et une évolution distincte en fonction de l'évapotranspiration et des épisodes pluvieux. Les niveaux n'étaient pas descendus sous ce seuil en 2013, et seulement très brièvement en 2014.
- En 2018, 2019 et 2022 le fossé comme le Wacheux subissent un assec prolongé.
- En 2021, le niveau dans le Wacheux descend plus vite que dans le fossé.

Le rôle de la buse située entre le Wacheux et le fossé le long de la route de Somain (côté est) est vraisemblablement limité, puisque son niveau minimal (16,21 m NGF69) est supérieur de 3 cm au sommet de la vanne de l'ouvrage hydraulique sud. Cela implique l'absence de flux sauf éventuellement en période de hautes eaux, lorsque les niveaux dans le Wacheux comme dans la tourbière sont de toute façon quasiment identiques.

9.3.5 Niveaux piézométriques historiques dans la craie

La **Figure 49** montre la relation entre les niveaux piézométriques enregistrés dans la craie, dans le piézomètre des Hudions et dans le piézomètre M_Craie, et le **Tableau 11** les coefficients de régression entre ces niveaux obtenus par la méthode des moindres carrés (avec les réserves expliquées dans la partie méthodologie, en particulier sur l'écart-type et l'intervalle de confiance probablement sous-estimés). La relation entre les niveaux piézométriques aux Hudions et à Marchiennes (M_Craie) est quasiment parfaite, le niveau à M_Craie étant simplement 27 à 28 centimètres plus bas qu'aux Hudions.

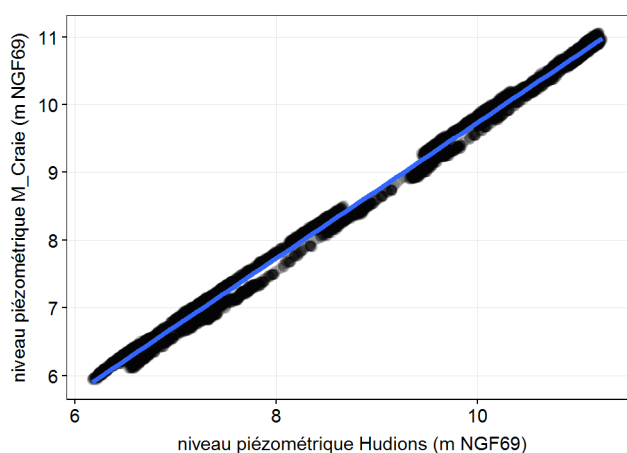


Figure 49. Relation entre les niveaux piézométriques mesurés dans la craie aux Hudions et à Marchiennes (M_Craie).

La droite de régression linéaire est montrée en bleu. L'intervalle de confiance (qui ne tient pas compte de l'autocorrélation) est invisible du fait du grand nombre de points.

Tableau 11 . Coefficients des modèles linéaires entre les niveaux piézométriques mesurés dans la craie aux Hudions et à Marchiennes (M_Craie).

Origine des données	Fréquence de mesure	Coefficient	Estimation	Ecart-type
Hudions				
BRGM	horaire	ordonnée à l'origine	-0.272	0.003
BRGM	horaire	pente	1.001	0.000
ADES	quotidienne	ordonnée à l'origine	-0.279	0.017
ADES	quotidienne	pente	1.000	0.002

La **Figure 50** montre les niveaux piézométriques observés dans la craie pendant la durée de l'étude. Les mesures dans le piézomètre M_Craie n'ayant commencé que le 16/07/2021, les niveaux horaires antérieurs y ont été estimés sur la base du modèle linéaire présenté ci-dessus. Ces estimations sont entourées sur la **Figure 50** d'un intervalle de prédiction à 95% (de façon schématique, la valeur réelle a 95% de chance de se trouver à l'intérieur de cet intervalle ; la largeur de cet intervalle étant toutefois vraisemblablement sous-estimé pour les raisons expliqués dans la partie méthodologie).

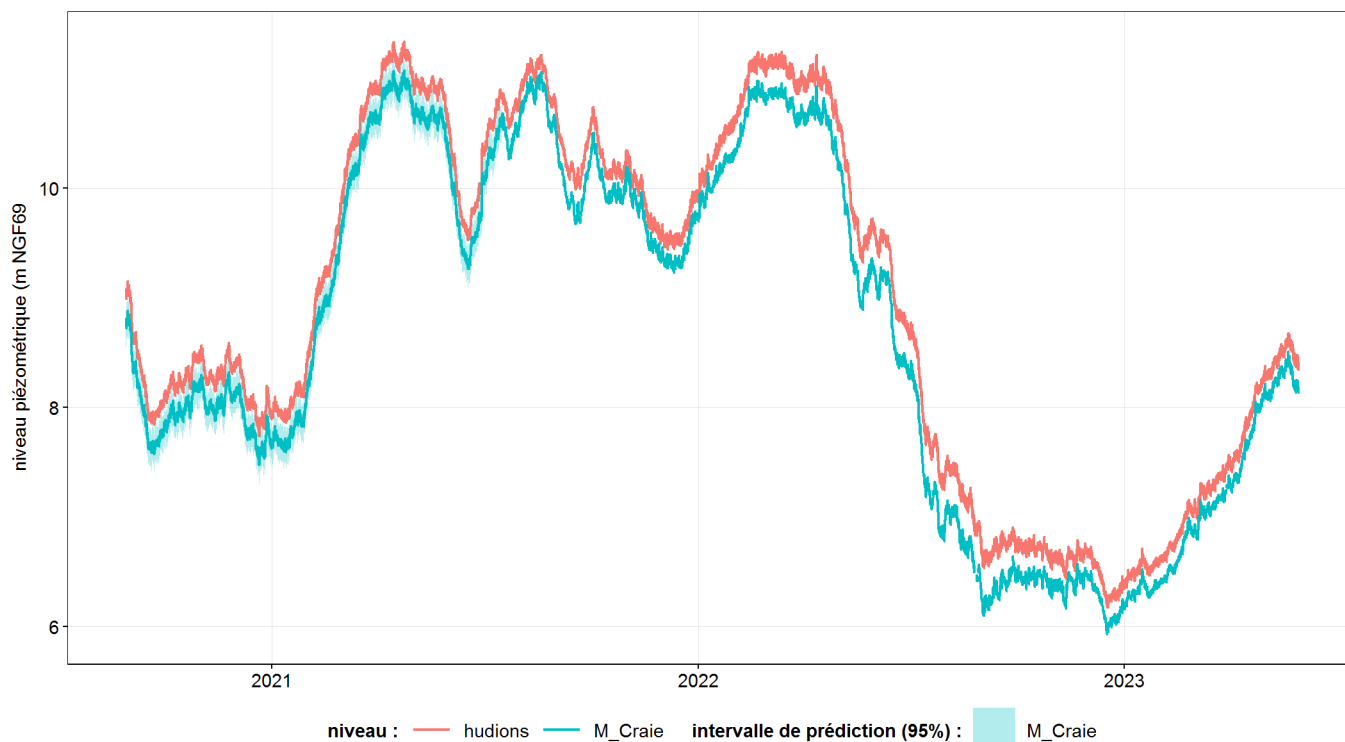


Figure 50. Niveaux piézométriques horaires observés et prédits dans la craie à Marchiennes (2020-2023).

Les niveaux piézométriques historiques dans la craie à Marchiennes ont également été estimés avec une fréquence quotidienne sur la base des données observées aux Hudions (**Figure 51, Tableau 11**). Les niveaux piézométriques estimés pour M_Craie correspondent quasiment parfaitement à ceux observés dans le piézomètre BSS000CSUG au sud-ouest de la tourbière entre 1958 et 2001, ce qui démontre une très bonne capacité prédictive du modèle. **Il suggère que le niveau piézométrique dans la craie était constamment supérieur au niveau du sol dans la tourbière avant les années 1930**, avec un maximum de 17,94 m NGF69 [17,77 – 18,11] en 1906. La base de données BSS indique que le niveau était de 18,76 m NGF69 au piézomètre BSS000CSUG lors de sa création en 1883. La nappe de la craie était donc artésienne. Gosselet (1904) mentionne ainsi que « *Aux environs de Marchiennes, on a creusé un grand nombre de forages qui vont chercher l'eau de la craie à 25 ou 30 m de profondeur. L'eau jaillit naturellement à près de 1 m au-dessus du sol. Presque toutes les grandes fermes ont leur forage.* » En théorie, ce gradient hydraulique ascendant était compatible avec une contribution de la nappe de la craie à l'alimentation de la nappe des sables thanétiens, des alluvions quaternaires et de la surface de la tourbière par drainance ascendante. L'existence et l'importance de cette contribution de la nappe de la craie en termes de bilan hydrique et de chimie des masses d'eau supérieures dépendaient de la conductivité hydraulique et de l'épaisseur des formations traversées, en particulier des argiles de Louvil.

De constamment ascendant avant les années 30, le gradient hydraulique entre la craie et la surface est devenu constamment descendant après 1946 ; ce qui implique l'impossibilité physique depuis cette date d'un apport à la tourbière par drainance ascendante depuis la nappe de la craie. Ce résultat a un haut degré de certitude, même en appliquant une marge de sécurité pour tenir compte de la profondeur des fossés et du fait que les niveaux piézométriques et limnimétriques dans la tourbière descendent sous

le niveau du sol en période estivale. En effet, le gradient hydraulique descendant entre la surface de la tourbière (au niveau de M_D1) et la nappe de la craie a été au minimum de 3,18 m depuis 1955 (et au maximum de 15,94 m). Depuis 2008, on note une certaine remontée du niveau piézométrique d'étéage dans la craie, mais encore très insuffisante pour retrouver un gradient hydraulique ascendant.

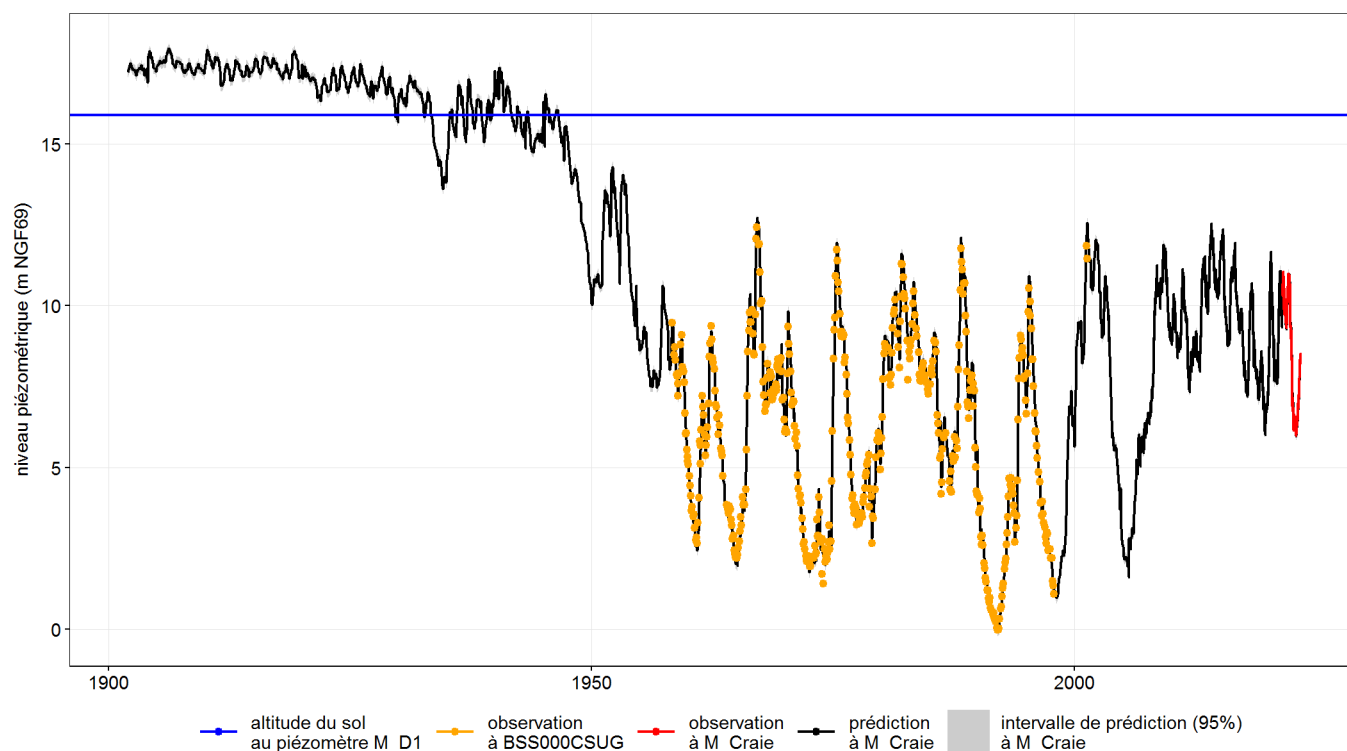


Figure 51. Reconstitution des niveaux piézométriques quotidiens dans la craie à Marchiennes.

Pour autant, on ne peut pas exclure un impact du niveau de la nappe de la craie sur le fonctionnement hydrologique de la tourbière de Marchiennes. En effet, l'importance de la drainance descendante entre les formations perméables situées au-dessus de l'argile de Louvil (tourbe, alluvions minérales quaternaires et sables thanétiens) dépend, outre de la conductivité hydraulique des formations traversées, du gradient hydraulique vertical entre la nappe circulant dans ces formations et celle circulant dans la craie.

9.3.6 Gradients hydrauliques entre craie, sables thanétiens, tourbière et Scarpe.

La Figure 52 montre les niveaux piézométriques ou limnimétriques dans la Scarpe, la tourbière, les sables thanétiens, et la craie pendant la durée de la présente étude. Nous ne reviendrons pas sur le niveau piézométrique dans la craie, inférieur d'environ 5 à 10 m à ceux enregistrés dans les sables thanétiens et la tourbière, et excluant donc tout apport de la craie à ceux-ci par drainance ascendante.

La Scarpe canalisée est artificiellement maintenue à un niveau quasiment constant (16,900 +/- 0,027 m NGF69), constamment supérieur à ceux enregistrés dans la tourbière, le Wacheux et les sables thanétiens. En théorie des apports souterrains aux alluvions quaternaires et aux sables thanétiens depuis la Scarpe seraient donc possibles. Néanmoins, la carte piézométrique en basses eaux de la plaine de la Scarpe aval dressée par Pinson & Mardhel (2008) montre que, sur le secteur allant de Vred à Wandignies-Hamage et Warlaing, il y a une déconnexion totale entre la nappe des alluvions et la Scarpe canalisée. Les mesures réalisées dans le cadre de la présente étude confirment que, **si des apports depuis la Scarpe existent, ils sont très limités, puisque qu'ils ne génèrent pas de différence majeure de niveau et de comportement piézométriques entre les zones proches de la Scarpe (M_Sables, M_D5) et celles qui en sont éloignées.** De fait, les niveaux dans la tourbière et les sables thanétiens (ainsi que dans le Wacheux, non représentés ici) sont très similaires et peu différenciables sur La Figure 52 ; ils seront donc détaillés plus loin, à la Section 9.3.8.

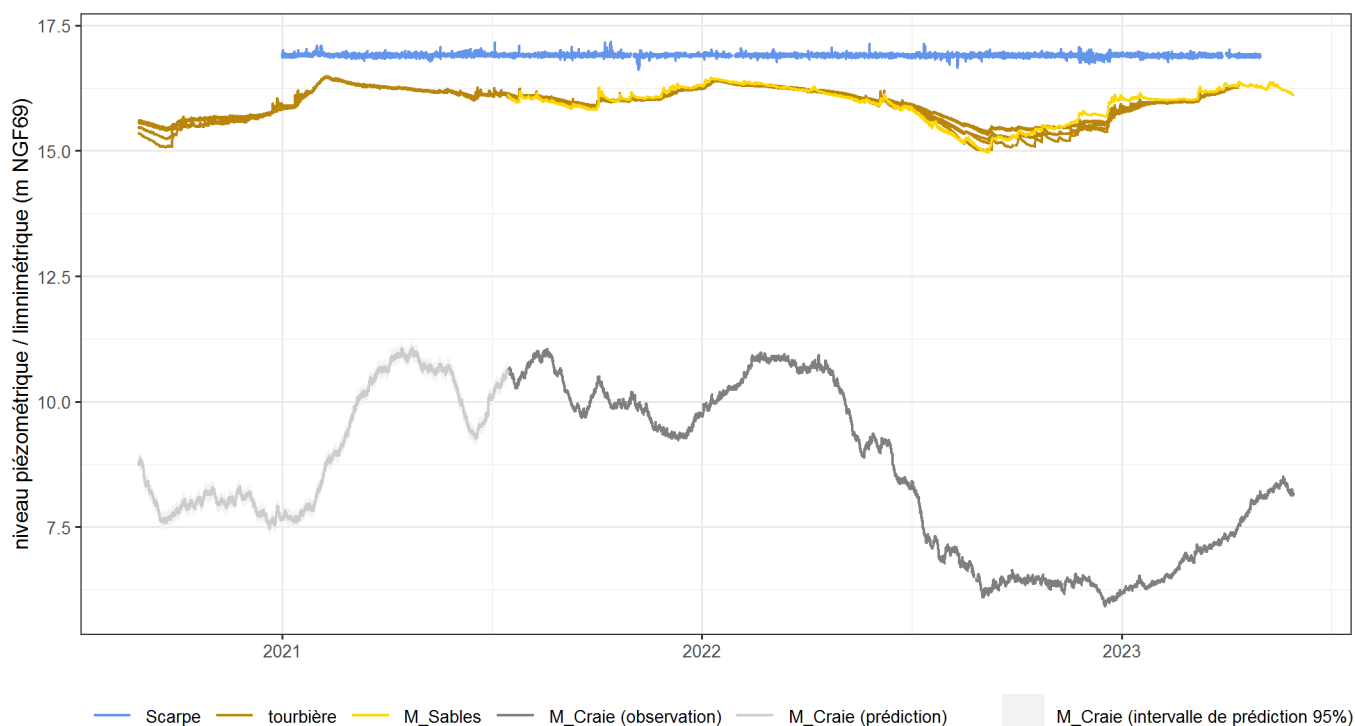


Figure 52. Comparaison des niveaux piézométriques et limnimétriques dans la craie, les sables thanétiens, la Scarpe et la tourbière de Marchiennes.

9.3.7 Niveaux piézométriques dans la nappe des sables thanétiens

Les niveaux piézométriques observés dans le piézomètre M_Sables, inséré dans les sables thanétiens entre 6 et 11 m de profondeur à la limite de la tourbière, sont représentés sur la **Figure 53**. Contrairement à certains secteurs de la plaine de la Scarpe (Pinson & Mardhel 2008), le niveau piézométrique ne dépasse ici jamais l'altitude du sol, même si la période d'observation disponible est trop courte pour exclure cette possibilité. Il l'effleure seulement en janvier 2022. La nappe réagit très rapidement et fortement aux précipitations, ce qui traduit une infiltration rapide du fait d'une faible profondeur du toit de la nappe et d'une conductivité hydraulique assez élevée. L'amplitude de la remontée de nappe après un épisode pluvieux est un peu plus faible en basses eaux qu'en hautes eaux, et les délais entre celui-ci et le pic piézométrique un peu plus longs, du fait d'une évapotranspiration plus importante et d'un déficit hydrique et d'une épaisseur de la zone vadose plus grands. La décrue après un épisode pluvieux pendant la période hivernale est aussi très rapide, ce qui implique une vidange relativement rapide lorsque le gradient hydraulique entre la nappe des sables et son (ses) exutoire(s) s'accroît lors des précipitations. La nature de cet exutoire est discutée plus loin.

La **Figure 54** montre la même série piézométrique sur une période plus courte, au cours du printemps 2022. La présence de fluctuations avec une périodicité quotidienne est très nette.

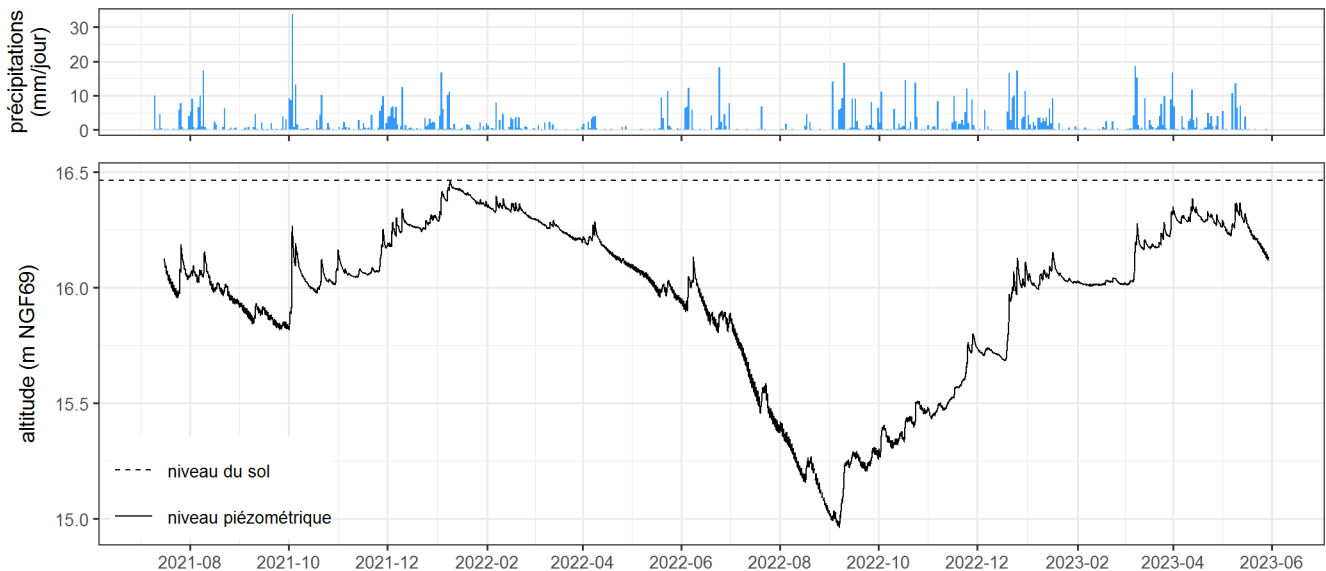


Figure 53. Niveaux piézométriques dans les sables thanétiens (M_Sables).

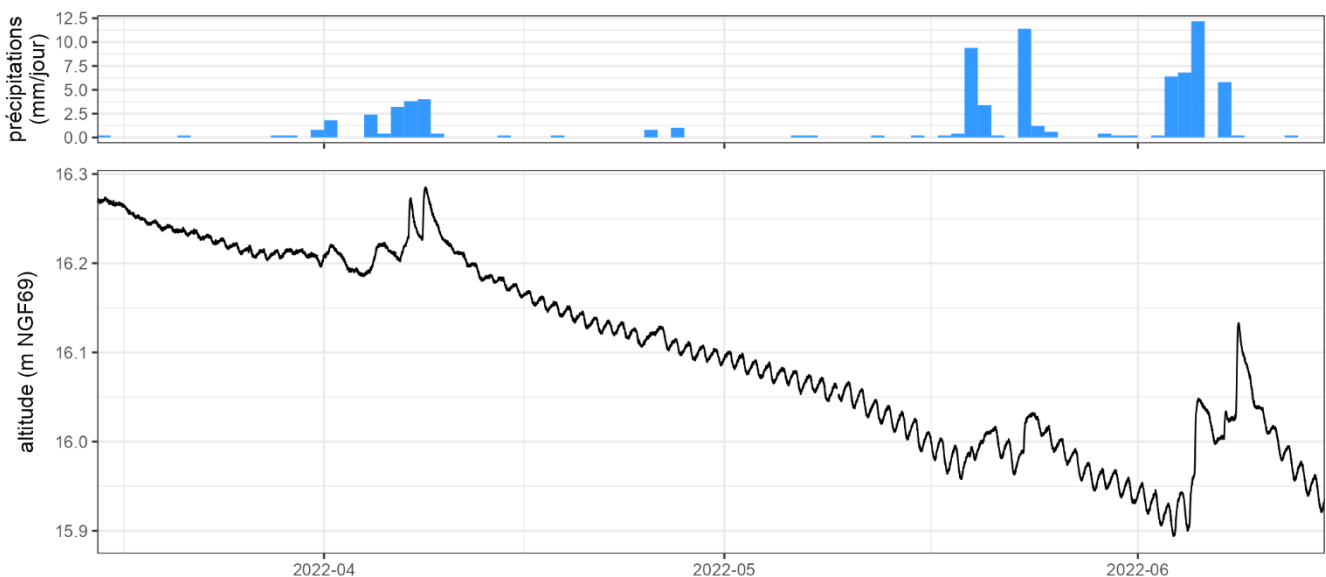


Figure 54. Niveaux piézométriques dans les sables thanétiens (M_Sables) au printemps 2022.

Ces cycles diurnes sont saisonniers et ne s'observent que pendant la période de végétation, et pas en hiver. Ils ne s'expliquent donc pas par un éventuel effet des variations de pression atmosphérique. Ils correspondent à l'effet combiné des fluctuations diurnes d'évapotranspiration (beaucoup plus importante en journée lorsque la température et la radiation globale sont plus élevées) et d'apports d'eau souterraine plus ou moins continus, par transfert latéral ou ascendant.

L'interprétation des différentes formes de cycles diurnes pouvant être observées dans les nappes libres superficielles est détaillée sur le **Figure 55**, reprise de Goubet (2018). Les cycles diurnes observés dans les sables thanétiens correspondent au cas décrit en haut à droite de cette figure. Les cycles diurnes apparaissent début mars, et leur amplitude augmente au cours du printemps, au fur et à mesure du développement de la végétation, ainsi que de l'augmentation de la température, de la radiation solaire et de l'évapotranspiration. Inversement cette amplitude se réduit à partir de début octobre, et les cycles diurnes disparaissent complètement fin octobre.

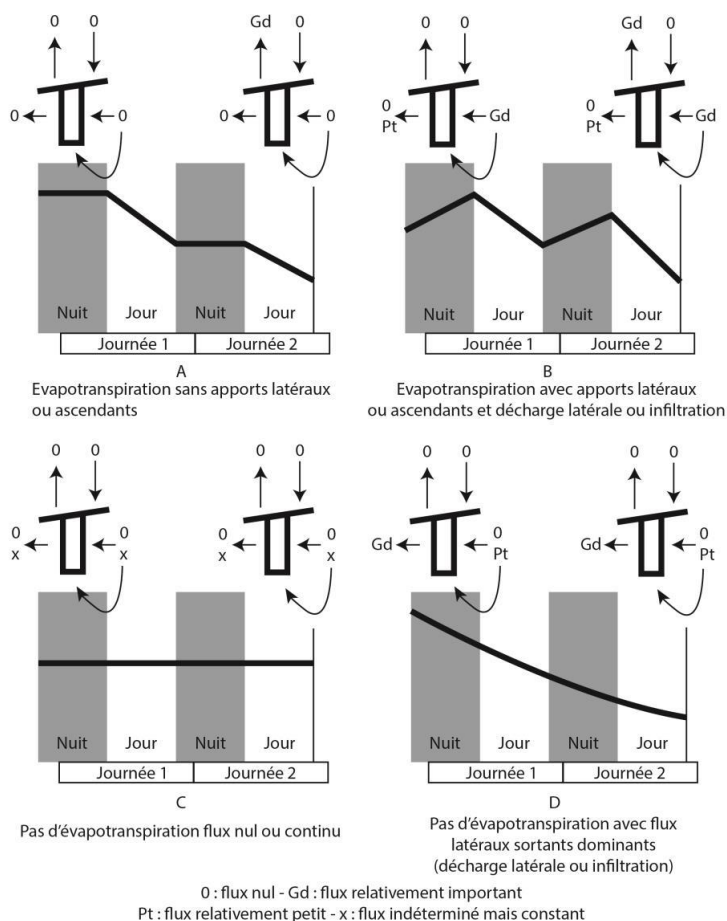


Figure 55. Interprétation des types de cycles diurnes pouvant être observés dans les séries piézométriques de nappes libres superficielles (repris de Goubet, 2018).

La ligne noire schématise l'évolution nyctémérale du niveau de la nappe en fonction de la présence ou de l'absence de pertes par évapotranspiration et d'apports ou de pertes par écoulement souterrain latéral ou vertical.

9.3.8 Comparaison et analyse des niveaux piézométriques et limnimétriques dans les sables thanétiens, la tourbière et le Wacheux

Nous proposons d'abord une comparaison générale des niveaux piézométriques et limnimétriques sur l'ensemble de la période d'étude, puis une comparaison détaillée sur une sélection de périodes plus courtes permettant d'illustrer certains phénomènes.

9.3.8.1 Période complète, du 1^{er} janvier 2021 au 12 avril 2023.

La **Figure 56** montre l'ensemble des séries piézométriques et limnimétriques enregistrées dans la tourbière de Marchiennes du 1^{er} janvier 2021 au 12 avril 2023 (pour rappel, des données ne sont disponibles pour les sables thanétiens M_Sables qu'à partir de juillet 2021). Les corrélations entre les séries sont présentées sur la **Figure 57**.

Il est intéressant de noter que les cycles diurnes sont bien caractérisés et qu'ils sont synchrones avec ceux observés dans les piézomètres superficiels, alors même que le piézomètre M_Sables est aveugle entre 0 et 6 m sous le niveau du sol. Il est donc vraisemblable qu'ils traduisent le prélèvement d'eau par les racines des arbres à proximité dépassant 6 m de profondeur.

La nature des apports souterrains que ces cycles diurnes mettent en évidence sera discutée plus loin. Il est néanmoins établi qu'ils ne peuvent pas résulter d'une drainance ascendante depuis la nappe de la craie (cf. Section 9.3.5).

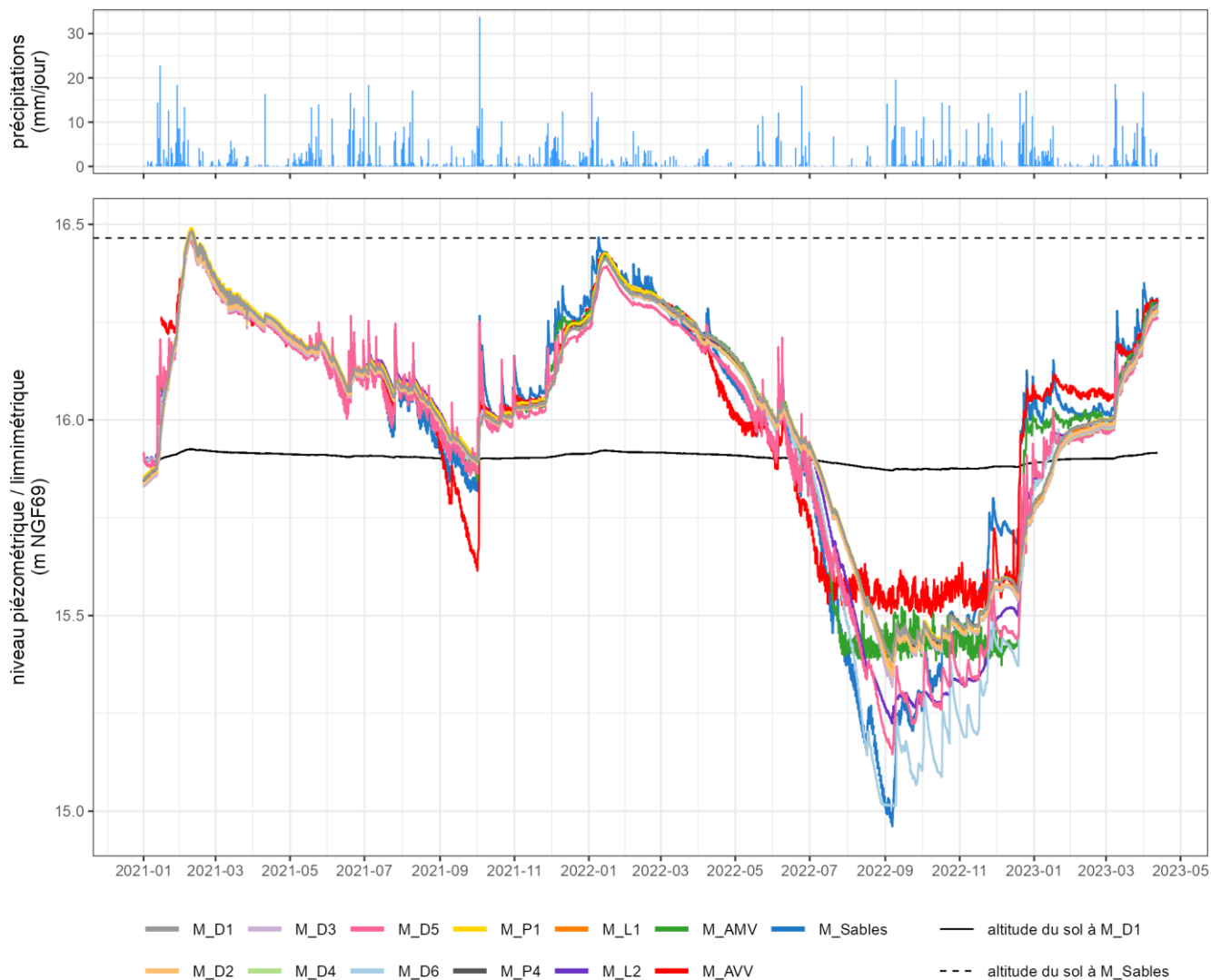


Figure 56. Comparaison des niveaux piézométriques et limnimétriques dans les sables thanétiens (M_Sables), le réseau hydrographique (Wacheux : M_AVV ; fossé de la digue centrale : M_L2 et M_AMV ; fossé central : M_L1), les alluvions minérales sous la tourbe (M_P1 et M_P4) et les sols (M_D1 à M_D6) de la tourbière de Marchiennes.

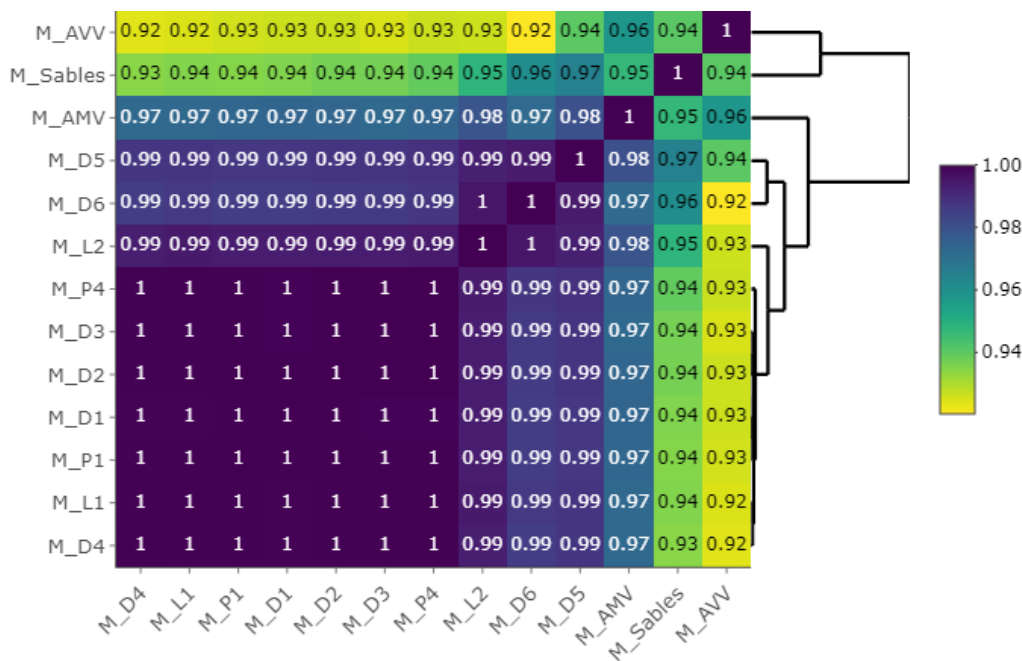


Figure 57. Matrice de corrélations de Pearson entre séries piézométriques et limnimétriques à Marchiennes.

Seules les mesures simultanées sur l'ensemble des points de mesure ont été prises en compte. Les points de mesure sont ordonnés par similarité selon une classification ascendante hiérarchique à lien complet, représentée par le dendrogramme.

On note en tout premier lieu que les séries piézométriques et limnimétriques sont très similaires les unes aux autres, ce qui se traduit par des coefficients de corrélation de Pearson très élevés (le coefficient minimal est de 0,92, entre M_D6 et M_AVV, cette dernière série comprenant un long artéfact causé par l'assec prolongé du Wacheux pendant l'été 2022). **Cette similarité suggère un déterminisme principal commun, les séries ne divergeant les unes des autres qu'occasionnellement et de manière limitée sous l'influence de processus secondaires et plus locaux, plus particulièrement en période de basses eaux.**

Il est notable que les niveaux piézométriques et limnimétriques (exprimés en m NGF69) ne dépendent pas de la topographie de surface, ni de la profondeur de la crépine des piézomètres : ils sont à peu près identiques sur l'ensemble du site, y compris dans le Wacheux, les piézomètres insérés dans les alluvions minérales sous la tourbe (M_P1 et M_P4) entre 1,35 et 2,90 m sous la surface, et le piézomètre inséré dans les sables thanétiens (M_Sables) entre 6 et 11 m sous la surface. Ainsi, on note très peu de différence entre niveaux piézométriques dans les couples de piézomètres insérés dans la tourbe (M_D1 et M_D4) et dans les alluvions minérales sous-jacentes (M_P1 et M_P4). Le gradient hydraulique vertical entre séries enregistrées automatiquement n'est que de l'ordre du centimètre, inférieur à l'erreur associée aux mesures. Le gradient entre les mesures manuelles est également inférieur à la marge d'erreur pour le couple M_D1 et M_P1 (médiane : 0,002 m ; minimum : -0,008 m ; maximum 0,012 m)¹, et très légèrement positif de M_D4 vers M_P4 (médiane : 0,013 m ; minimum 0,002 m ; maximum 0,026 m). **Le gradient hydraulique vertical entre les alluvions minérales et la tourbe est donc nul à marginalement ascendant, et il n'y a pas de drainage descendante de la tourbière vers les alluvions minérales (et donc les sables thanétiens). Il est vraisemblable que ce soit également le cas à la périphérie de la tourbière au niveau du piézomètre M_Sables. Bien qu'aveugle entre 0 et 6 m sous la surface du sol, celui-ci reflèterait donc le niveau du toit de la nappe dans les sols minéraux à la limite de la tourbière, et les écarts mineurs observés entre M_Sables et les piézomètres superficiels dans la tourbière reflèteraient donc un gradient**

¹ Les valeurs rapportées ici correspondent à la charge hydraulique dans le piézomètre inséré dans les alluvions minérales (M_P1 et M_P4) moins la charge hydraulique dans le piézomètre inséré dans la tourbe (M_D1 et M_D4)

piézométrique horizontal plutôt que vertical (cette hypothèse sera étayée par d'autres arguments plus loin).

Ces observations montrent que les niveaux piézométriques et limnimétriques observés dans le réseau de surface, la tourbe, les alluvions minérales quaternaires et les sables thanétiens sont principalement l'expression de la position d'une seule et même nappe, ne présentant que très peu ou pas de flux verticaux, et circulant latéralement dans les formations plutôt perméables et sans différence hydrodynamique majeure que constituent les sables thanétiens et les sédiments quaternaires dont les alluvions de la Scarpe (Pinson & Mardhel 2008). Cette nappe intersecte les creux topographiques pour former les surfaces d'eau libre dans le secteur Timmerman en période de submersion, le Wacheux, les fossés et très probablement les étangs. L'hydropériode des différents secteurs de la tourbière dépend donc principalement de la topographie de surface, qui détermine la profondeur de la nappe (exprimée en m sous le niveau du sol). Ainsi, le secteur Timmerman est plus longtemps submergé que la zone nord-est du simple fait d'une altitude du sol inférieure.

Ce modèle conceptuel principal est modulé à la marge par des phénomènes de moindre importance et plus localisés, qui peuvent affecter localement le niveau de la nappe et générer des gradients hydrauliques latéraux et donc des flux également latéraux. Ces phénomènes sont détaillés ci-dessous mais ne doivent pas faire oublier le fonctionnement général.

Le premier de ces phénomènes est le rôle du Wacheux. Le drainage du fossé de la digue centrale par le Wacheux lors de la décrue printanière et pendant certaines périodes de basses eaux dont l'été 2021 a déjà été mis en évidence dans la Section 9.3.4. La **Figure 56** montre que le Wacheux a vraisemblablement un effet drainant sur l'ensemble du site pendant ces périodes : en fin d'été 2021, son niveau était jusqu'à une vingtaine de centimètres plus bas que toutes les autres séries, et en 2022, il est resté inférieur à ceux dans le reste du site d'avril à mi-juillet. Il a ensuite été à sec pendant 5 mois et n'a donc pas eu d'effet drainant au moins localement, la nappe s'abaissant largement sous son lit. Inversement, le niveau dans le Wacheux a été plus haut que dans le reste du site pendant la période de remontée de la nappe de fin décembre 2022 à mars 2023. Les apports issus du bassin versant du Wacheux en amont de la tourbière ont donc très probablement contribué au moins en partie à la remise en eau de cette dernière, comme déjà démontré pour le fossé de la digue centrale à la Section 9.3.4.

Le deuxième phénomène résulte vraisemblablement des différences de porosité efficace¹ entre les surfaces d'eau libre (pour lesquelles la « porosité efficace » est de 100%), les tourbes en plus ou moins bon état de conservation, et les sédiments minéraux (sables thanétiens inclus), dans lesquels la porosité efficace est la plus faible. Pour un même apport d'eau par précipitation, ou pour une même perte d'eau par évapotranspiration, la baisse ou la montée de la nappe sera d'autant plus importante que la porosité efficace sera faible. Les différences de porosité efficace entre secteurs vont donc générer localement des gradients hydrauliques horizontaux de faible ampleur et de courte durée, mais qui vont se traduire par des flux de surface et/ou souterrains et un rééquilibrage des niveaux à l'échelle du site.

Le troisième phénomène résulte des différences de surface de bassin versant (y compris à l'extérieur de la tourbière) entre les différents secteurs en basses eaux, le secteur Timmerman étant relativement isolé du fait de la présence du Wacheux, de la digue centrale et du fossé parallèle à cette digue, qui ensemble ceinturent la quasi-totalité de ce secteur. Celui-ci reçoit donc moins d'apports par ruissellement de surface ou de subsurface lors des précipitations.

¹ La porosité efficace représente le volume d'eau mobilisable par gravité, c'est-à-dire l'« eau libre » (non liée aux sédiments par capillarité).

Le quatrième phénomène résulte de la redistribution des eaux de surface au sein de la tourbière par le réseau hydraulique, dont la connectivité hydraulique varie avec le niveau (très élevée en hautes eaux, beaucoup plus faible en basses eaux).

Ces différentes hypothèses sont étayées par un ensemble d'observations générales décrites ci-après et par l'analyse de périodes particulières dans les sections qui suivent.

A l'intérieur du secteur Timmerman, les niveaux dans les piézomètres dans la tourbe (M_D1 à M_D4) et dans le limnimètre dans le fossé central (M_L1) sont quasiment identiques pendant toute la durée de l'étude (corrélation quasiment égale à 1). Cette observation traduit une **connexion hydraulique très étroite dans tout ce secteur**, expliquée en hautes eaux par la submersion de l'ensemble de la zone, et lorsque le niveau descend sous celui du sol dans les lègres, par la densité du réseau de fossés profonds quasiment toujours en eau et par une forte perméabilité des tourbes superficielles.

Les niveaux enregistrés dans le secteur Timmerman ont une variabilité plus faible que ceux enregistrés à l'extérieur de ce secteur : ils réagissent de façon moins importante aux précipitations, et s'abaissent moins lors de la période estivale. Inversement, les niveaux dans les sols de la zone nord-est (M_D5 et M_D6) ainsi que dans les sables thanétiens (M_Sables) réagissent plus fortement aux précipitations en atteignant des altitudes plus élevées, et s'abaissent plus profondément pendant la période estivale. **Les séries du secteur Timmerman apparaissent donc « lissées » par rapport aux séries des secteurs périphériques. Une différence de porosité efficace entre les différents secteurs constitue l'explication la plus convaincante à cette observation.**

Le niveau dans le fossé de la digue (M_L2) est similaire à ceux enregistrés dans le secteur Timmerman pendant toute la période de submersion de celui-ci, et n'en diverge qu'en période de basses eaux lorsque le niveau général passe sous un certain seuil, qui correspond à peu près à celui du sol dans le secteur Timmerman (15,90 m environ). Il est probable que cela corresponde à la déconnexion hydraulique des deux systèmes de fossés, au point le plus haut au nord du site. A partir de cette déconnexion, les deux systèmes de part et d'autre de la digue centrale évoluent de manière plus indépendante, les niveaux s'approfondissant plus rapidement dans la zone nord-est pendant la décrue estivale, et inversement remontant plus rapidement pendant la remise en eau hivernale (cf. Section 9.3.8.6).

Le piézomètre M_D6 est fortement corrélé au limnimètre M_L2, témoignant de la forte connexion hydraulique entre le fossé de la digue centrale et le secteur ENS sud, via le réseau de fossés quadrillant ce secteur et connecté au fossé de la digue centrale. Les niveaux dans M_D6 oscillent autour de ceux dans M_L2, y compris en été : ils sont plus haut lors des épisodes pluvieux, et deviennent progressivement plus bas lors des périodes sèches. Une analyse plus détaillée des relations entre ces deux secteurs est proposée à la Section 9.3.8.2.

9.3.8.2 Période du 15 au 24 juillet 2021

La période du 15 au 24 juillet (**Figure 58**) est une période avec peu de précipitations (1 mm au total, répartis en 5 épisodes), qui n'ont aucun effet visible sur les niveaux piézométriques ou limnimétriques. Pendant toute cette période, le secteur Timmerman est submergé, et les niveaux dans ce secteur (M_L1, M_D1, M_D4, M_D2 et M_D3) sont donc logiquement identiques (aux erreurs de mesure près) et suivent la même évolution : on observe une baisse assez forte pendant la journée causée par l'évapotranspiration (beaucoup plus élevée pendant la journée que pendant la nuit), et une légère baisse pendant la nuit, liée à des pertes souterraines et/ou par le réseau de surface, continues et régulières. Ce type de cycle diurne indique que **l'évapotranspiration est le facteur principal, mais pas unique, d'abaissement du niveau de la nappe dans ce secteur pendant cette période**. Il implique également une prédominance des pertes par rapports à d'éventuels apports. Malgré la présence d'un léger gradient hydraulique vertical ascendant au niveau du couple M_D4 et M_P4 (cf. Section 9.3.8.1), **il n'existe aucun signe d'apport par drainage**

ascendante depuis les alluvions minérales sous la tourbe. Même s'il existe, il ne suffit pas à compenser les pertes.

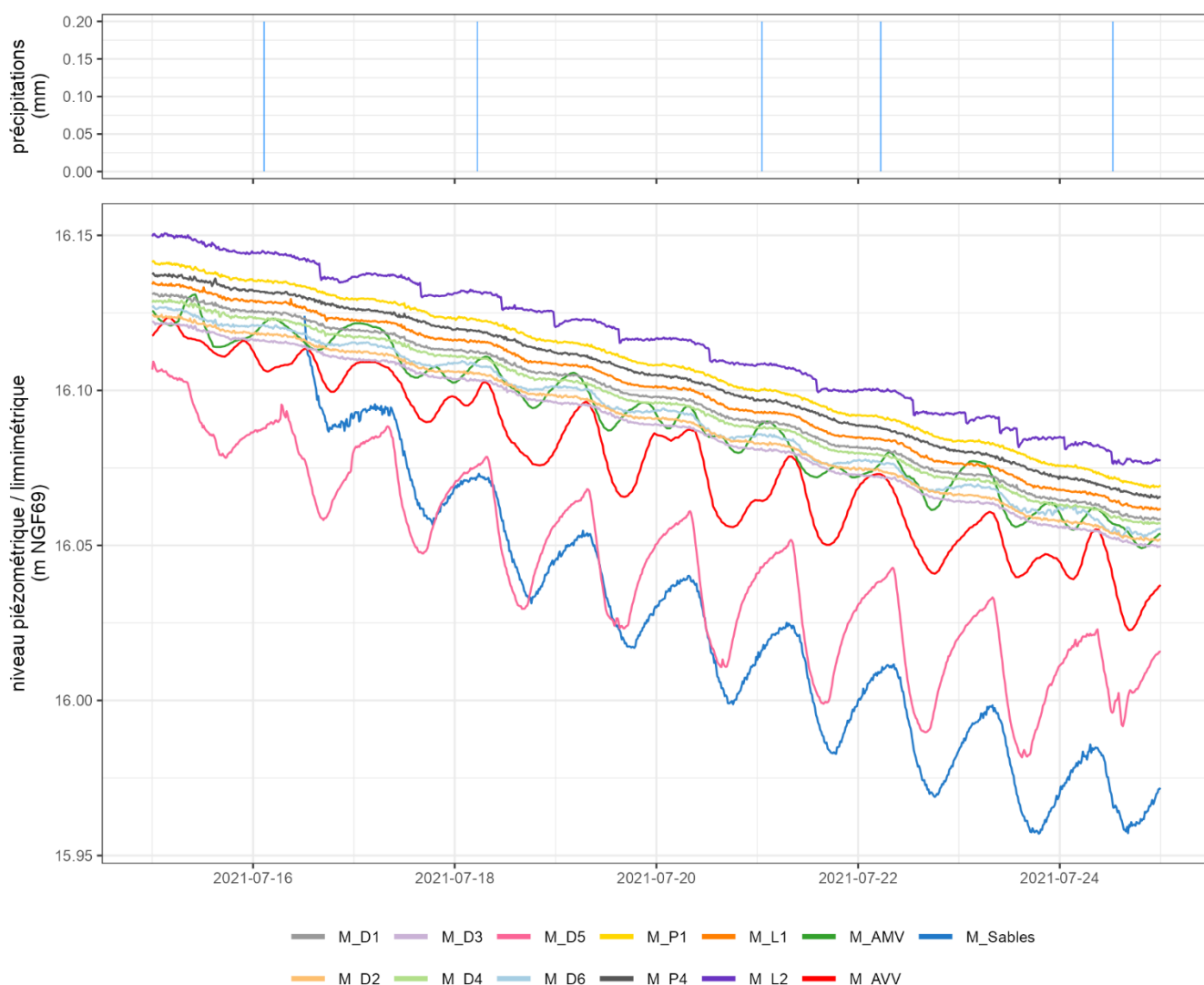


Figure 58. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 15 au 24 juillet 2021.

Le niveau dans le fossé de la digue centrale (M_L2) semble plus haut que dans le secteur Timmerman, mais les mesures manuelles indiquent qu'il est probable que cela résulte d'un biais temporaire de l'enregistreur. Cette hypothèse est confirmée par le capteur à l'extrémité sud-est du fossé (M_AMV), qui indique des niveaux similaires à ceux du secteur Timmerman. On note que le niveau mesuré par M_L2 baisse de manière brutale à de nombreuses reprises, avant de retrouver assez rapidement son niveau initial. Ces phénomènes correspondent vraisemblablement à des pompages, qui sont discutés en détail à la Section 9.3.9. Les pompages n'affectent pas la tendance générale, qui correspond à celle observée dans le secteur Timmerman. Le volume pompé est donc rapidement remplacé du fait de la connectivité entre le fossé de la digue centrale et le réseau de fossés du secteur Timmerman lorsque celui-ci est submergé.

A l'inverse du secteur Timmerman, la zone nord-est (dont M_D5 et M_D6) est émergée pendant la période étudiée. Les deux piézomètres concernés, ainsi que celui dans les sables thanétiens, montrent des cycles diurnes plus prononcés que dans le secteur Timmerman. La baisse liée à l'évapotranspiration pendant la journée est plus accentuée, en particulier pour M_D5 et M_Sables. Cela peut résulter d'un taux d'évapotranspiration plus élevé, mais aussi et surtout de la porosité efficace nettement moins élevée des sols minéraux et organo-minéraux que de l'eau libre (par définition égale à 100 %). Pour une même

quantité d'eau évaporée, la baisse du niveau est de ce fait plus importante dans les sols émergés que dans les eaux stagnantes en surface. Pendant la nuit, M_D5, M_D6 et M_Sables montrent une remontée de nappe, indiquant des apports souterrains. Il est peu probable que ces apports souterrains proviennent des formations sous-jacentes : d'une part le niveau piézométrique dans les sables thanétiens est inférieur à celui dans M_D5 et M_D6 ; et d'autre part on n'observe pas d'émergence dans le secteur Timmerman alors que la densité et la profondeur du réseau de fossés devrait a priori la faciliter par rapport à la zone nord-est. Il est donc plus probable que les apports observés soient des apports latéraux depuis le réseau de fossés, le gradient hydraulique horizontal étant favorable.

Les observations au cours de la période étudiée suggèrent donc **un enfoncement de la nappe causé par l'évapotranspiration, enfoncement plus important dans les secteurs émergés (zone nord-est) que dans les secteurs immergés (secteur Timmerman, réseau de fossés et probablement étangs), du fait de la différence de porosité efficace. Cet enfoncement différencié génèrerait des gradients hydrauliques horizontaux et des flux de surface et souterrains des secteurs immergés vers les secteurs émergés.**

9.3.8.3 Période du 19 septembre au 24 octobre 2021

La première partie de la période, jusque fin septembre, est assez sèche, avec seulement quelques petits épisodes pluvieux totalisant 9,8 mm (**Figure 59**). Une série d'évènements pluvieux surviennent pendant les six premiers jours d'octobre, avec un cumul de 67,2 mm. Ils sont suivis d'une période plus sèche (1,8 mm au total) jusqu'au 17 octobre, d'un nouvel épisode pluvieux du 18 au 21 octobre (17,8 mm au total), et à nouveau d'une période plus sèche. En début de période la nappe est située entre 0,10 m sous le niveau du sol et 0,05 m au-dessus de celui-ci dans le secteur Timmerman, et nettement en dessous dans la zone nord-est.

Pendant la première période, relativement sèche, la situation est similaire à celle décrite pour la période du 15 au 24 juillet 2021 : les niveaux dans le secteur Timmerman baissent progressivement et simultanément, avec une baisse plus accentuée en journée que pendant la nuit. Il n'y a toujours **aucun signe d'apport par drainage ascendante depuis les alluvions minérales sous la tourbe dans ce secteur**. Le niveau dans le fossé de la digue centrale (M_L2) est identique à ceux mesurés dans le secteur Timmerman.

Les niveaux piézométriques dans M_D5 et M_Sables sont inférieurs à ceux observés dans le secteur Timmerman. Ils montrent des fluctuations diurnes similaires à celles décrites précédemment. Il en est de même pour M_D6, même si l'amplitude des fluctuations est plus faible.

Lors des précipitations importantes du 1^{er} au 6 octobre, les niveaux montent de 10 cm dans le secteur Timmerman (M_L1 et M_D1 à M_D4) et dans le fossé de la digue centrale (M_L2), contre 39 cm dans M_D5 et 46 cm dans M_Sables. La topographie ne peut pas expliquer cette différence de réponse aux précipitations par des apports par ruissellement de surface plus importants dans la zone nord-est ; la différence de réponse résulte donc très vraisemblablement de la différence de porosité efficace entre le secteur Timmerman (eau libre et tourbes mésiques) d'une part et la zone nord-est (sols organo-minéraux) et les sables thanétiens d'autre part. Suites aux fortes précipitations, le niveau piézométrique dans M_Sables dépasse donc largement ceux du secteur Timmerman, puis entame une décrue de moins en moins rapide avant de les rejoindre aux alentours des 12-14 octobre. L'analyse des fluctuations diurnes observées dans M_Sables est particulièrement intéressante : après la première phase de décrue très rapide les masquant, on note leur réapparition le 7 octobre, mais avec une différence majeure par rapport à la période sèche précédente : on n'observe pas de remontée de nappe nocturne. Celle-ci ne réapparaîtra que le 12 octobre, lorsque le niveau dans M_Sables atteint une altitude similaire puis inférieure à celles enregistrées dans le secteur Timmerman. Le même phénomène se produit lors de la décrue qui suit les précipitations des 18-21 octobre. **De façon générale pendant toute la durée de l'étude, on observe une remontée de nappe nocturne dans M_Sables et dans M_D5 uniquement lorsque le niveau dans ces piézomètres est inférieur à celui observé dans le secteur Timmerman. Ces observations confortent l'hypothèse d'échanges souterrains latéraux entre d'une part le secteur Timmerman et/ou le réseau hydrographique et plans d'eau qui y sont connectés, et d'autre part les sols situés en périphérie de la**

tourbière (dont les sables thanétiens au niveau de M_Sables). La direction de ces échanges dépendrait en particulier des gradients hydrauliques horizontaux générés par la différence de réponse aux précipitations et à l'évapotranspiration, qui résulterait elle-même des différences de porosité efficace.

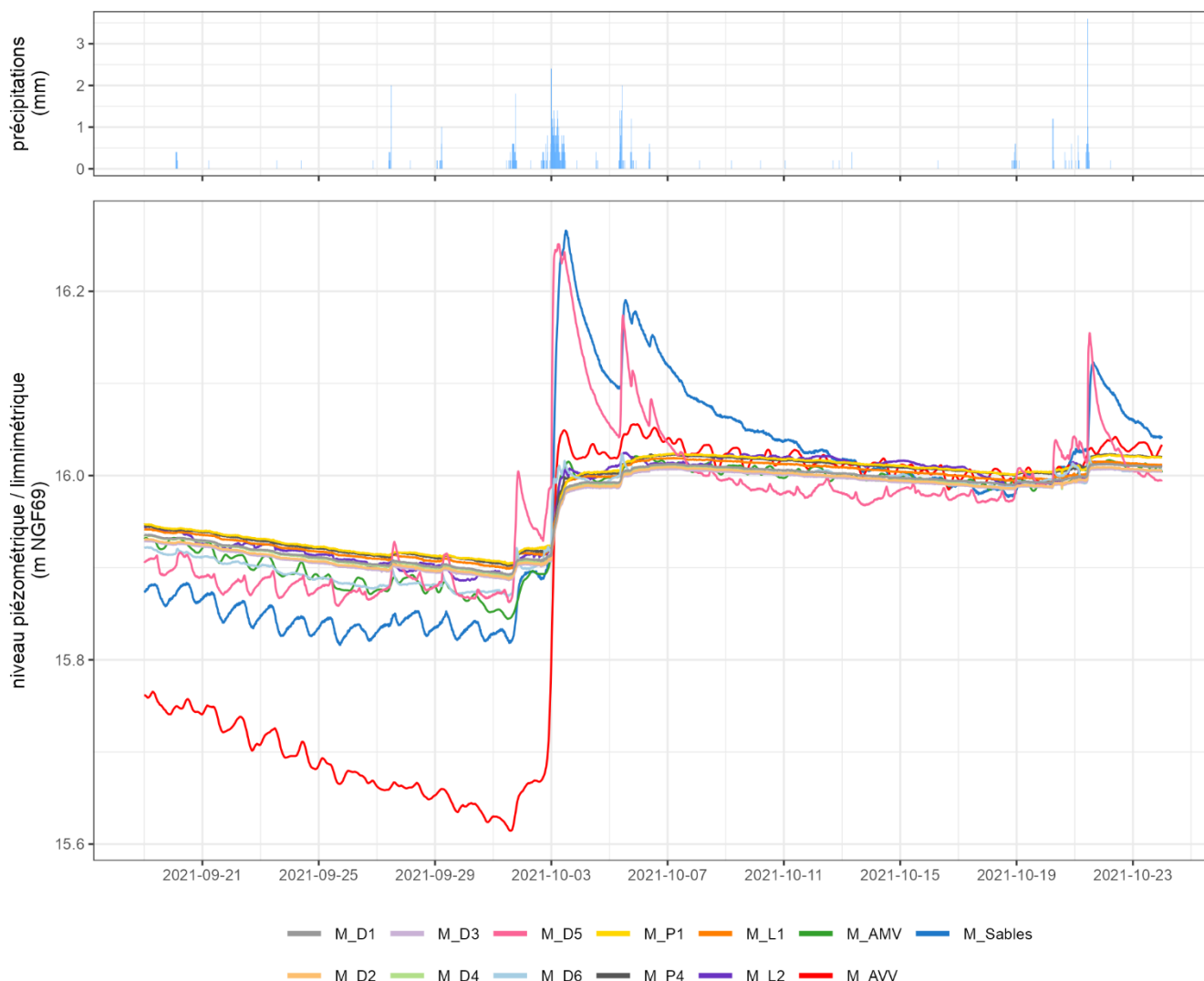


Figure 59. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 19 septembre au 24 octobre 2021.

9.3.8.4 Période du 1^{er} juillet au 1^{er} septembre 2022

La période du 1^{er} juillet au 1^{er} septembre 2022 (**Figure 60**) est une période relativement sèche, avec juste quelques petits épisodes pluvieux provoquant quelques remontées de niveau limitées et insuffisantes pour changer les tendances piézométriques et limnimétriques générales. La nappe est affleurante dans le secteur Timmerman en tout début de période, puis descend sous le niveau du sol dans tous les piézomètres après quelques jours. La zone nord-est est émergée pendant toute la période. Le Wacheux (M_AVV) est à sec à partir du 7 juillet et l'extrémité sud-est du fossé de la digue centrale (M_AMV) à partir de fin juillet, ce qui se traduit jusqu'en fin de période par des oscillations aléatoires autour d'une droite horizontale correspondant au lit de chacun des cours d'eau. **Le niveau dans le fossé de la digue centrale enregistré par M_L2 est nettement supérieur à celui enregistré par M_AMV, ce qui traduit une déconnexion hydraulique entre ces deux points quand le niveau du fossé descend sous 16 m environ.**

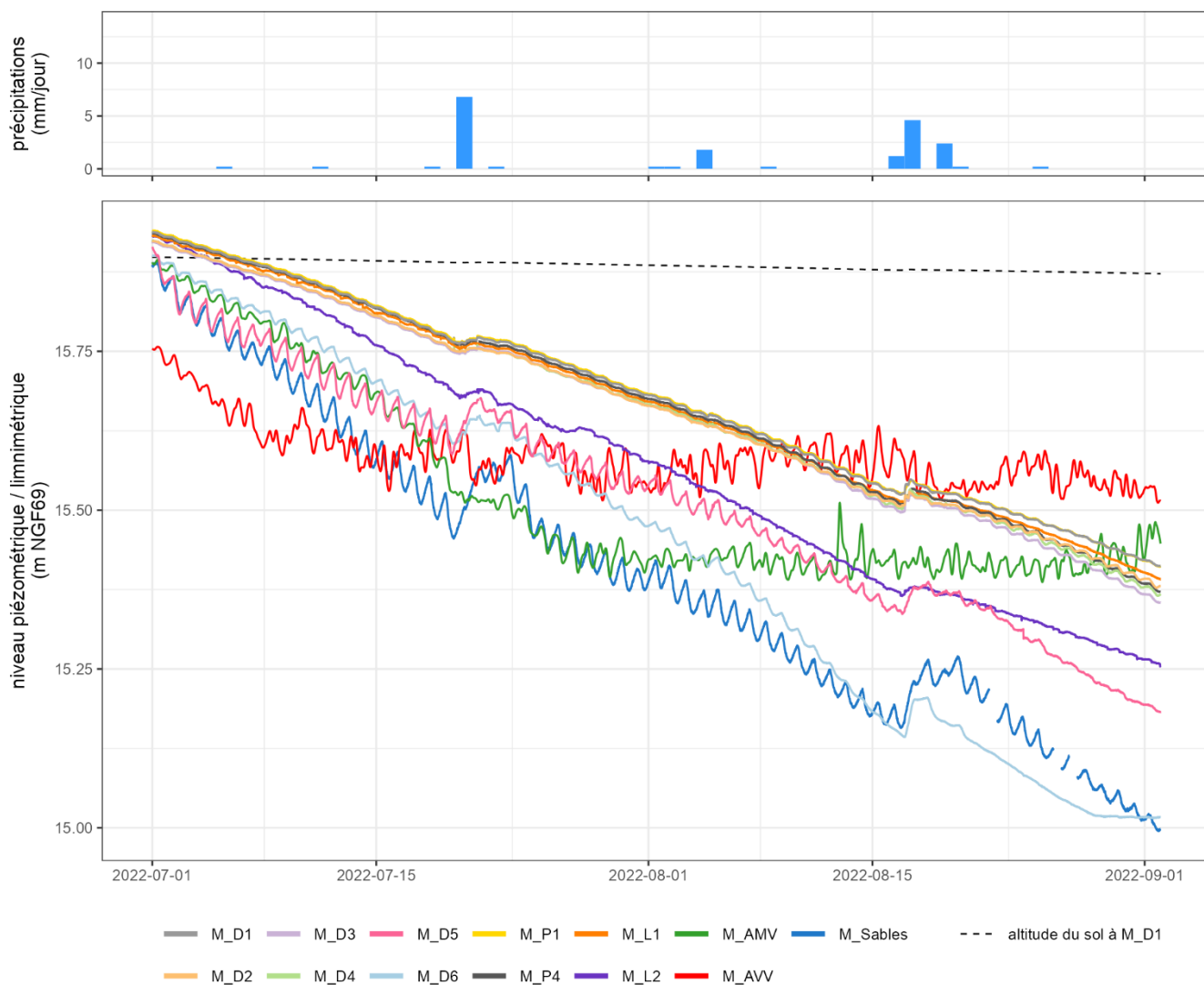


Figure 60. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 1er juillet au 1er septembre 2022.

Les niveaux limnimétriques et piézométriques dans le secteur Timmerman sont identiques jusqu'au 10 août environ, lorsque les niveaux atteignent un seuil situé à environ 15.57-15.59 m (soit environ 29 cm sous le sol au niveau du piézomètre M_D1). Jusqu'à cette date, les cycles diurnes observés dans les piézomètres superficiels (M_D1 à M_D4) ainsi que dans le fossé central (M_L1) sont identiques et à peu près constants, avec une baisse dans la journée générée principalement par l'évapotranspiration, et une très légère baisse la nuit qui suggère l'absence d'apports ou des apports insuffisants pour compenser les pertes. A nouveau (cf. Section 9.3.8.2), l'analyse des cycles diurnes ne montre **aucun signe d'apport par drainance ascendante depuis les alluvions minérales sous la tourbe dans le secteur Timmerman**.

Les pertes ne se produisent vraisemblablement pas par drainance descendante vers les alluvions minérales sous la tourbe puisque le gradient hydraulique vertical de M_D1 vers M_P1 et de M_D4 vers M_D4 est toujours nul ou très légèrement positif. Elle ne se produisent probablement pas non plus via le réseau de fossé, les niveaux étant inférieurs au seuil de déconnexion entre le réseau de fossé du secteur Timmerman et le fossé de la digue centrale mis en évidence à la Section 9.3.8.1. Il est donc vraisemblable qu'elles se produisent par **écoulement souterrain latéral vers les secteurs extérieurs au secteur Timmerman**, où les niveaux piézométriques et limnimétriques sont inférieurs : fossé de la digue centrale (M_L2 et M_AMV), Wacheux (M_AVV, à sec), et zone nord-est (M_D5, M_D6 et M_Sables).

A partir du 10 août environ, la baisse du niveau dans le fossé central (M_L1) ralentit légèrement, et les séries commencent à diverger lentement : la baisse est moins rapide pour M_D1, et plus rapide pour M_D3. M_L1 suit une tendance intermédiaire. Les cycles diurnes observés dans le fossé central après le

10 août sont similaires à ceux observés avant cette date, avec une légère baisse pendant la nuit et une baisse plus prononcée en journée. Il en est de même pour M_D1, dont le niveau est supérieur à celui du fossé central (M_L1). Par contre, on note l'apparition d'une très légère remontée de nappe pendant la nuit dans les piézomètres M_D2, M_D3 et M_D4, dont le niveau est devenu inférieur à celui de M_L1. Ces observations suggèrent que, dans le secteur Timmerman, les transferts latéraux souterrains entre le réseau de fossés et les lègres dans lesquels sont insérés les piézomètres sont quasiment instantanés au-dessus du seuil de 15.57-15.59 m, les séries piézométriques et limnimétriques étant quasiment identiques. En dessous de ce seuil, ces transferts latéraux se réduisent, la transmissivité du sol diminuant lorsque la nappe descend dans des horizons plus profonds. Néanmoins ils ne cessent pas : **les cycles diurnes montrent l'existence de pertes vers les fossés là où la nappe reste plus haute (M_D1), et d'apports depuis les fossés là où la nappe s'abaisse plus rapidement que dans les fossés (M_D2, M_D3 et M_D4)**. La différence de comportement entre ces deux groupes de piézomètres reflète probablement la différence de recouvrement des saules et d'évapotranspiration qui en résulte, les saules étant absents au niveau de M_D1 et très présents autour des trois autres piézomètres. **Cette constatation suggère que le contrôle des ligneux permettrait vraisemblablement de ralentir la baisse estivale des niveaux dans le secteur Timmerman.**

Les niveaux piézométriques dans la zone nord-est (M_D5, M_D6 et M_Sables) sont toujours inférieurs à ceux du secteur Timmerman, ainsi qu'au fossé de la digue centrale (M_L2), sauf pour M_D5 pendant quelques jours après un épisode pluvieux mi-août. Contrairement à ceux enregistrés dans le secteur Timmerman, ils se caractérisent par une très nette remontée de nappe pendant la nuit, traduisant des apports souterrains importants qui compensent la majeure partie des pertes par évapotranspiration et limitent la baisse estivale de la nappe. A nouveau, il est peu probable que ces apports soient issus des formations sous-jacentes par drainance ascendante étant donné l'absence de remontée de nappe nocturne dans le secteur Timmerman. Dans le cas de M_D5 et M_D6, la remontée de nappe nocturne se réduit progressivement au fur et à mesure que la nappe s'enfonce, et cesse le 11 août (M_D6) et le 23 août (M_D5). Cela traduit vraisemblablement un arrêt des flux souterrains latéraux depuis les fossés les plus proches vers M_D6 et M_D5, et/ou depuis l'étang ENS vers M_D5, lorsque ces fossés s'assèchent et/ou le niveau de l'étang s'abaisse. L'évapotranspiration se maintient pendant toute la période dans M_D5, mais se réduit puis cesse au niveau de M_D6 pendant les dix derniers jours, probablement parce que le niveau de la nappe est descendu sous la zone racinaire. Néanmoins la baisse de la nappe se poursuit jusqu'à atteindre la limite inférieure du piézomètre (le niveau restant alors horizontal pendant les derniers jours de la période).

L'ensemble de ces observations suggère l'existence en période de basses eaux d'un rééquilibrage à l'échelle de la zone étudiée des niveaux piézométriques affectés différemment par l'évapotranspiration, du fait de différences de végétation et de pertes par évapotranspiration, et/ou du fait de différences de porosité efficace (plus faible dans l'eau libre, un peu plus élevée dans les tourbes fibriques à mésiques présentes à la surface des lègres du secteur Timmerman, encore plus élevée dans les tourbes sapriques et les dépôts organo-minéraux de la zone nord-est, et la plus élevée dans les formations minérales). Les niveaux s'abaissent moins vite dans le secteur Timmerman probablement du fait de la forte proportion d'eau libre et la présence de tourbes en meilleur état de conservation, et plus vite dans les tourbes plus dégradées, les sols organo-minéraux et minéraux de la zone nord-est. **Les gradients hydrauliques horizontaux ainsi générés entraîneraient une redistribution latérale de l'eau de la zone Timmerman vers la zone nord-est (et probablement l'ensemble des secteurs émergés et minéraux périphériques à la tourbière) par des flux souterrains et/ou le réseau de fossés lorsque celui-ci n'est pas à sec.**

9.3.8.5 Période du 6 au 13 septembre 2022

La période du 6 au 13 septembre (**Figure 61**) est une période de très basses eaux. En début de période, les niveaux sont les plus bas enregistrés pendant toute l'étude (0,48 m sous le sol pour M_D1 par

exemple). Le piézomètre M_D6 est à sec (ce qui se traduit sur les enregistrements par une ligne horizontale) et le restera jusqu'au 9 septembre après de fortes pluies. Le Wacheux (M_AVV) et l'extrémité sud-est du fossé de la digue centrale (M_AMV) sont à sec pendant toute la durée de la période, ce qui se traduit par des oscillations aléatoires autour d'une droite horizontale correspondant au lit de chacun des cours d'eau. La première partie de la période est caractérisée par plusieurs épisodes pluvieux quotidiens, qui cumulent 5,8, 6,2, 9,2 et 19,6 mm les 6, 7, 8 et 9 septembre respectivement.

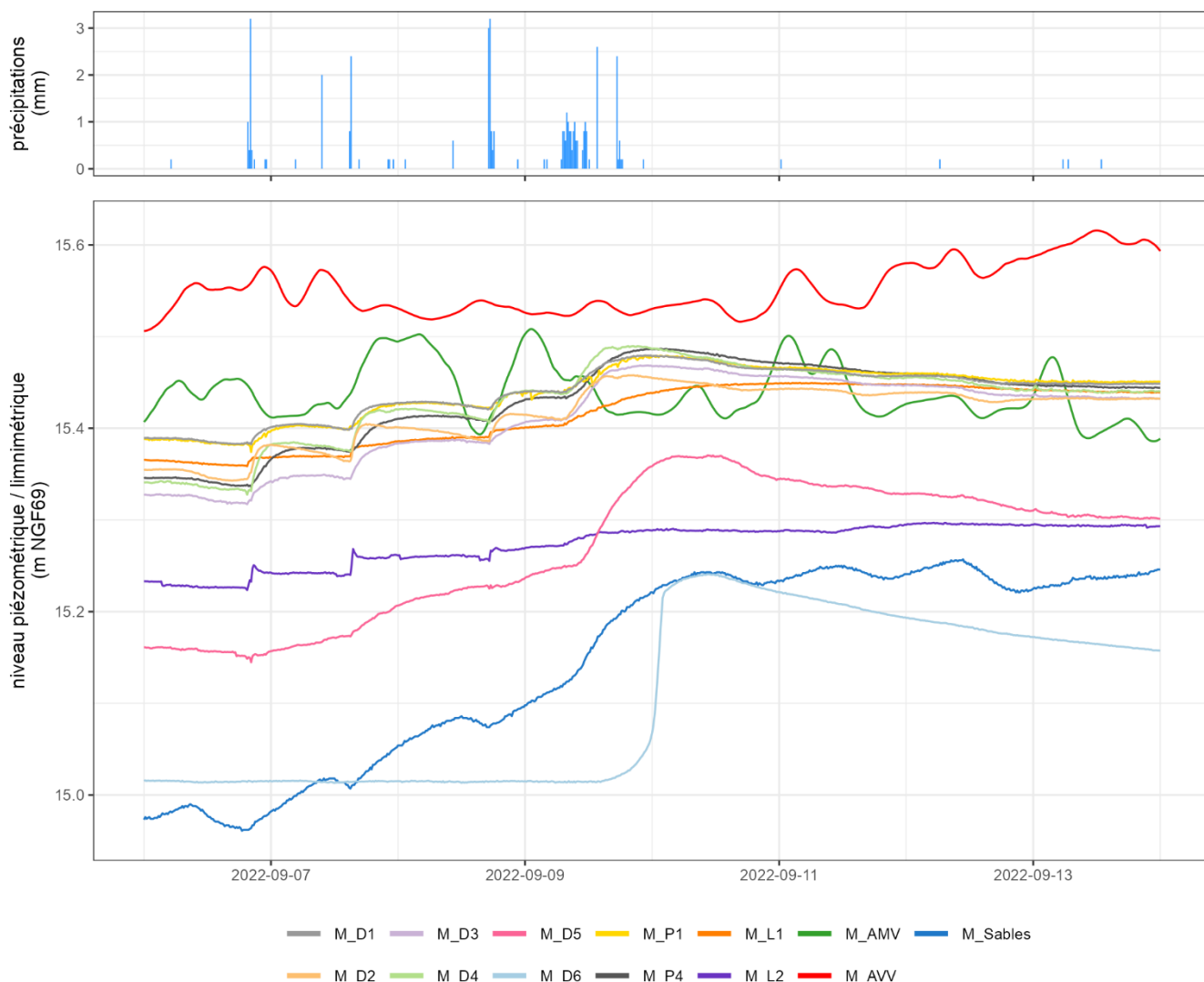


Figure 61. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 6 au 13 septembre 2022.

On note que, contrairement aux périodes pendant lesquelles le secteur Timmerman est inondé, les différents piézomètres et limnimètres de ce secteur ne réagissent pas tout à fait de la même façon, même s'ils suivent une tendance globalement similaire. M_D1, M_D3 et M_D4 réagissent instantanément (en considérant l'intervalle d'enregistrement de 15 min) aux précipitations, mais la remontée de la nappe est relativement progressive. Le pic est atteint environ 8 heures après les principaux épisodes pluvieux, puis on observe une lente décrue. M_P1 et M_P4 suivent le même schéma mais de façon plus retardée. La remontée de nappe ainsi que la décrue sont plus rapides au niveau de M_D2 : le pic est atteint 3 h après la pluie. La montée puis la décrue progressives de la nappe traduisent l'infiltration des eaux de pluie dans les lègres, puis le drainage latéral (plus lent) d'une partie de cette eau vers les fossés. Le drainage latéral se réduit voire cesse lorsque le niveau de la nappe rejoint celui des fossés (M_L1).

Les différences de réaction entre piézomètres reflètent les différences de propriétés hydrauliques du sol (conductivité hydraulique, porosité efficace, teneur en eau de la zone vadose, etc.). Dans la zone nord-

est, le piézomètre M_D5 réagit immédiatement aux précipitations, mais la remontée de nappe est plus lente que dans le secteur Timmerman, ce qui traduit un temps d'infiltration plus long probablement lié à une zone vadose plus épaisse en début de période, et peut-être à une conductivité hydraulique moindre. Le niveau dans les sables thanétiens (M_Sables) réagit de manière encore plus progressive (si on exclut les fluctuations diurnes liées à l'évapotranspiration). La remontée de nappe se poursuit jusqu'à la fin de la période, alors que la nappe a déjà entamé sa décrue dans les autres piézomètres. Cela traduit vraisemblablement une recharge plus progressive depuis la surface (ce piézomètre étant plus profond et aveugle entre 0 et 6 m sous le sol), voire par des flux souterrains latéraux issus des sols et des eaux de surface de la tourbière.

Dans le fossé central (M_L1), la montée du niveau est beaucoup plus rapide que dans les piézomètres (11mm en 15-30min après un épisode pluvieux de 5 mm le 6 septembre ; 10mm en 30 min après un épisode pluvieux de 3,2 mm le 7; 5 mm en 15 min après un épisode pluvieux de 6,2 mm le 8), puis on note une légère montée régulière jusqu'à l'épisode pluvieux suivant (1-2 mm en 18 h le 7 septembre ; 11 mm en 24 h le 8). **La montée dans les premières 15-30 minutes après l'épisode pluvieux est généralement plus importante que la hauteur des précipitations, ce qui indique que les fossés reçoivent un ruissellement de surface rapide depuis une surface émergée 2 à 3 fois plus grande** (ce qui peut correspondre à peu près à la surface des lègres).

Le ratio entre surface contributive et surface du fossé est encore plus important pour le fossé de la digue centrale (M_L2). Le 7 septembre par exemple, on observe en moins de 30 minutes une augmentation du niveau de 28,0 mm pour une pluie de 3,2 mm ; **la surface contributive produisant un ruissellement rapide est donc au moins 7,8 fois plus grande que la surface du fossé en eau.**

9.3.8.6 Période du 1^{er} septembre 2022 au 11 avril 2023

La période du 1^{er} septembre 2022 au 11 avril 2023 (**Figure 62**) correspond à la remise en eau de la tourbière après l'étiage prononcé de l'été 2022. Le 6 septembre, les niveaux limnimétriques et piézométriques atteignent les niveaux minima observés pendant la durée de l'étude. Le Wacheux est à sec et le restera jusqu'au 28 novembre. L'extrémité sud-est du fossé de la digue centrale (M_AMV) est également à sec jusqu'au 18 décembre. Une succession d'évènements pluvieux font progressivement remonter les niveaux jusqu'à la fin de l'étude le 12 avril 2023.

La remise en eau du Wacheux (M_AVV) et du fossé de la digue centrale (M_L2 et M_AMV) est intéressante à détailler. Quelques écoulements de faible durée se produisent dans le Wacheux fin novembre, puis les 15 et 18 décembre, avant qu'il ne retrouve une situation d'assec. La remise en eau durable ne se produit qu'à partir du 19 décembre, lors d'une semaine pluvieuse. Le niveau du Wacheux atteint 16,07 m le 26 décembre, puis oscille entre 16,05 et 16,10 m environ (donc à un niveau inférieur au seuil de submersion de la vanne, situé à 16,18 m) jusqu'au 8 mars. Le 10 mars, il atteint le seuil de submersion de la vanne et s'y maintient jusqu'au 24 mars environ, avant de recommencer à monter.

Le niveau à l'extrémité sud-est du fossé de la digue centrale (M_AMV) monte simultanément à celui du Wacheux jusqu'à 16,00 m puis oscille de 1 à 2 cm autour de cette cote jusqu'au 8 mars. Il monte ensuite doucement et ne rejoint le niveau du Wacheux qu'aux environs du 24 mars.

Le niveau plus en amont dans le fossé de la digue centrale (M_L2) grimpe beaucoup plus progressivement. Il ne rejoint le niveau enregistré par M_AMV que début mars. Les deux courbes seront ensuite à peu près identiques une fois ce niveau dépassé.

Ces observations confirment **l'absence de continuité hydraulique du fossé de la digue centrale entre M_L2 et M_AMV lorsque le niveau est inférieur à 16,00 m environ.** Associées aux mesures de direction d'écoulement décrites à la Section 9.3.4, elles suggèrent également que **le Wacheux contribue à la remise en eau du fossé de la digue centrale y compris lorsque les niveaux sont inférieurs au seuil de submersion de la vanne (16,18 m), mais que cette contribution est fortement limitée en dessous de ce seuil.** Les paliers enregistrés par M_AVV et M_AMV, mais absents de M_L2, suggèrent un très lent remplissage en cascade du fossé de la digue centrale. La partie sud-est (M_AMV), probablement de volume réduit, se

remplit assez rapidement jusqu'à atteindre le seuil de 16,00 m environ, au-delà duquel l'eau peut se déverser dans la partie nord-ouest du fossé et le remplit très progressivement du fait du volume en jeu et du faible débit à travers la vanne lorsque le niveau du Wacheux n'a pas atteint le seuil de submersion. Ce remplissage s'accélère fortement lorsque le Wacheux atteint le seuil de submersion, jusqu'à ce que les niveaux s'équilibrent de part et d'autre. A partir de ce moment les échanges entre le Wacheux et le fossé de la digue centrale se réduisent fortement, comme démontré à la Section 9.3.4.

La comparaison des gradients hydrauliques entre le secteur Timmerman (M_L1 et M_D1 à M_D4), le fossé de la digue centrale (M_L2) et les sables thanétiens (M_Sables) permet de préciser les relations entre ces masses d'eau.

Jusqu'au 16 octobre, le niveau dans M_Sables est inférieur à ceux dans le secteur Timmerman. Il les rejoint suite à un gros épisode pluvieux (14,4 mm) le 17 octobre, puis évolue de manière à peu près identique jusqu'au 11 novembre. Du 11 au 15 novembre, il augmente de 4 cm en l'absence de précipitations significatives. C'est alors le niveau le plus haut enregistré dans l'ensemble du dispositif. Cette observation suggère des **apports souterrains qui proviennent d'une source non identifiée extérieure à la tourbière**.

Du 16 novembre au 7 décembre, les niveaux montent dans la quasi-totalité des piézomètres et limnimètres suite à une série d'évènements pluvieux. Le Wacheux (M_AVV) et l'extrémité sud-est du fossé de la digue centrale (M_AMV) restent toutefois en assec à part un écoulement temporaire de quelques jours dans le Wacheux. Après cet épisode, le niveau dans les sables thanétiens (M_Sables) est plus haut que toutes les autres mesures, dont celles dans le secteur Timmerman (+16 cm environ) et dans le fossé de la digue centrale (M_L2 : +22 cm environ). Malgré ce gradient hydraulique horizontal potentiellement favorable à un flux souterrain des sables vers la tourbière, les niveaux dans l'ensemble des points de mesure baissent régulièrement pendant la période sèche qui suit, jusqu'au 18 décembre. S'ils existent, **les apports latéraux des sables vers la tourbière ne suffisent donc pas à compenser les pertes**, qui n'incluent pourtant qu'une évapotranspiration réduite à cette période de l'année. Ces pertes résultent possiblement de flux latéraux vers l'est, les niveaux dans la zone nord-est (M_D5 et M_D6) étant les plus bas, et ceux dans le fossé de la digue centrale (M_L2) étant intermédiaires.

La période du 19 décembre au 16 janvier est très pluvieuse, et les niveaux montent fortement dans l'ensemble des points de mesure. Du 19 au 26 décembre, le niveau dans le fossé de la digue centrale (M_L2) monte beaucoup plus rapidement que ceux dans le secteur Timmerman, ce qui implique pendant cette période une **contribution plus importante des apports autres que les seules précipitations directes à l'alimentation du fossé par rapport au secteur Timmerman**. Ces apports ne proviennent pas du Wacheux puisque le seuil de connexion hydraulique du fossé de la digue centrale n'est pas dépassé. Il est vraisemblable qu'ils proviennent du bassin versant situé au nord de la tourbière, qui est connecté au fossé de la digue centrale par un dense réseau de fossés.

Les niveaux dans les sols de la zone nord-est (M_D5 et M_D6) sont très proches de ceux dans le fossé de la digue centrale, et ne s'en démarquent que brièvement pendant les épisodes pluvieux. Le fossé de la digue centrale et les fossés qui y sont directement connectés contribuent donc probablement à la remise en eau de l'ensemble de la zone nord-est en fixant le niveau de base de la nappe dans les sols adjacents. Du 17 au 26, les niveaux dans le fossé de la digue centrale se stabilisent à environ 15,95 m, jusqu'à ce qu'ils soient rejoints par les niveaux dans le secteur Timmerman. A partir de ce moment ils évolueront de manière identique. On notera que ce seuil correspond à quelques centimètres près au seuil de connexion hydraulique entre le secteur Timmerman et le fossé de la digue centrale identifié à la section 9.3.8.1. **La stabilisation du niveau dans le fossé de la digue centrale correspond donc vraisemblablement à son débordement vers le secteur Timmerman**. Toutefois, les niveaux dans ce dernier n'augmentent pas notablement plus vite que pendant les jours précédents ; la contribution du fossé de la digue centrale au remplissage du secteur Timmerman est donc probablement relativement limitée.

La période du 17 janvier 2022 au 6 mars 2023 est beaucoup plus sèche. L'ensemble des niveaux dans la tourbière continuent néanmoins de monter. A l'exception du Wacheux et des sables thanétiens, un peu plus hauts, ils convergent progressivement vers le niveau enregistré à l'extrémité sud-est du fossé de la

digue centrale (M_AMV) et identifié comme le seuil de connexion hydraulique entre cette extrémité et la partie nord-ouest du fossé (M_L2). Ces niveaux évolueront ensuite de manière identique.

L'épisode pluvieux des 7 au 9 mars provoque une élévation du niveau du Wacheux, qui atteint le niveau de submersion de la vanne et s'y stabilise jusqu'au 26 mars environ. Pendant cette période, la montée des niveaux dans la tourbière s'accélère, jusqu'à ce qu'ils atteignent le niveau du Wacheux (et de submersion de la vanne). Associées aux mesures de direction d'écoulement décrites à la Section 9.3.4, ces observations suggèrent que **le Wacheux contribue à la remise en eau de l'ensemble de la tourbière, par une série de débordements contrôlés par la vanne de l'ouvrage hydraulique sud, le point haut du lit du fossé de la digue centrale, et enfin un point haut situé entre ce fossé et le fossé central du secteur Timmerman.**

Toutefois, même s'ils peuvent contribuer à la remise en eau de la tourbière, les apports du Wacheux n'en sont pas la cause principale. En effet, la remise en eau de la tourbière de Vred, située à 3 km de celle de Marchiennes et qui ne reçoit pas d'apports majeurs par le réseau hydrographique de surface, suit une évolution notablement similaire et simultanée (Duranel 2024a).

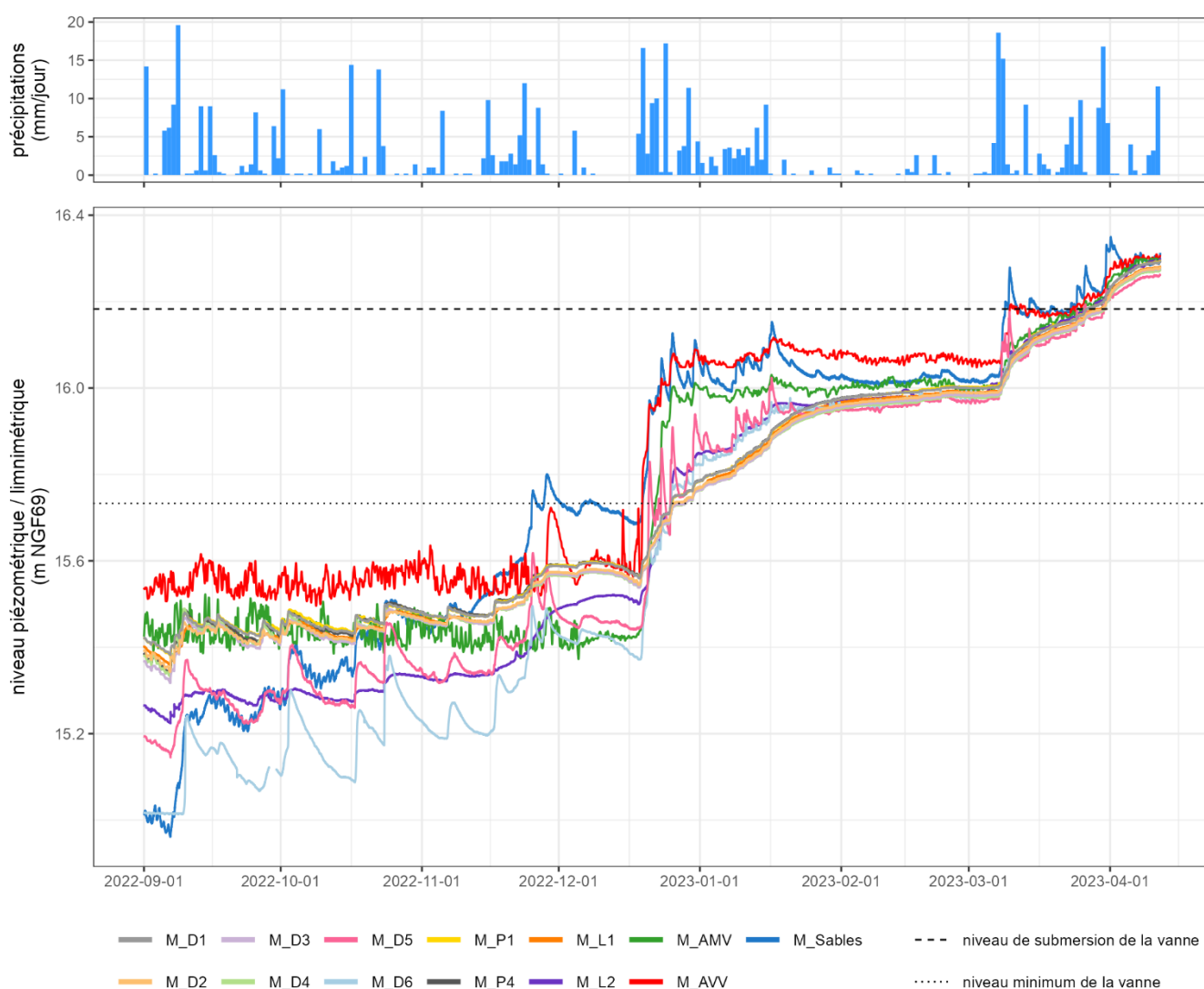


Figure 62. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 10 décembre 2022 au 11 avril 2023.

9.3.9 Pompages

Les niveaux d'eau dans le fossé parallèle à la digue centrale, suivis par le limnimètre M_L2, présentent des signaux typiques de pompages : on observe une chute très rapide (en moins de 15 min) du niveau de l'ordre d'un demi-centimètre, suivi d'une remontée progressive jusqu'au niveau initial (Figure 63). Ces

pompages sont fréquents mais saisonniers : de fin mars à début octobre en 2021, début mars à début septembre en 2022 (avec un arrêt des pompages en mai et juin), et à partir de début mars en 2023. Ils sont irréguliers, et ont lieu à n'importe quelle heure du jour ou de la nuit, parfois plusieurs fois par jour (5 fois le 04/05/2021 par exemple). A une exception près et uniquement en quelques rares occasions (cf. ci-dessous), ils ne s'observent dans aucune autre série piézométrique ou limnimétrique¹. Il est donc probable qu'ils aient lieu dans le fossé lui-même, ou dans un forage à proximité immédiate au nord du fossé. Les niveaux d'eau dans le système de fossés de la zone centrale, mesurés par le limnimètre M_L1, sont également affectés par des pompages, mais de manière beaucoup plus occasionnelle qu'au niveau du limnimètre M_L2 : ils n'ont eu lieu qu'une trentaine de fois, et uniquement en juin et juillet 2022. Ils surviennent également à toute heure du jour ou de la nuit. Ils ne sont généralement pas simultanés aux pompages identifiés par M_L2, sauf en quatre occasions.



Figure 63. Exemple de probables signaux de pompage dans le fossé de la digue centrale (M_L2).

Cette constatation suggère donc l'existence de deux points de pompage différents, avec néanmoins un facteur déclenchant occasionnellement commun, par exemple un même propriétaire ou usager. En l'absence de pompage dans le secteur Timmerman, propriété du CEN HdF, le lieu du pompage détecté par le limnimètre M_L1 est vraisemblablement à chercher dans le secteur nord-ouest.

9.3.10 Suivi du niveau du sol

La **Figure 64** montre la relation entre la hauteur relative du sol et celle de la nappe pour chaque piézomètre (toutes les deux mesurées par rapport au sommet du piézomètre). Le **Tableau 12** donne la pente de cette relation, obtenue par régression linéaire, et qui correspond en pratique au déplacement vertical du sol pour une remontée du niveau de la nappe d'un mètre.

¹ La plus faible précision des données enregistrées ne permet toutefois pas d'exclure l'existence de tels signaux de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique à l'exutoire sud-est de la tourbière (M_AMV et M_AVV), en particulier dans le Wacheux. Néanmoins les signaux observés dans le fossé de la digue centrale (M_L2) le sont aussi lorsque le Wacheux est à sec, par exemple en août 2022. Ils ne peuvent donc pas être le résultat d'un pompage dans le Wacheux.

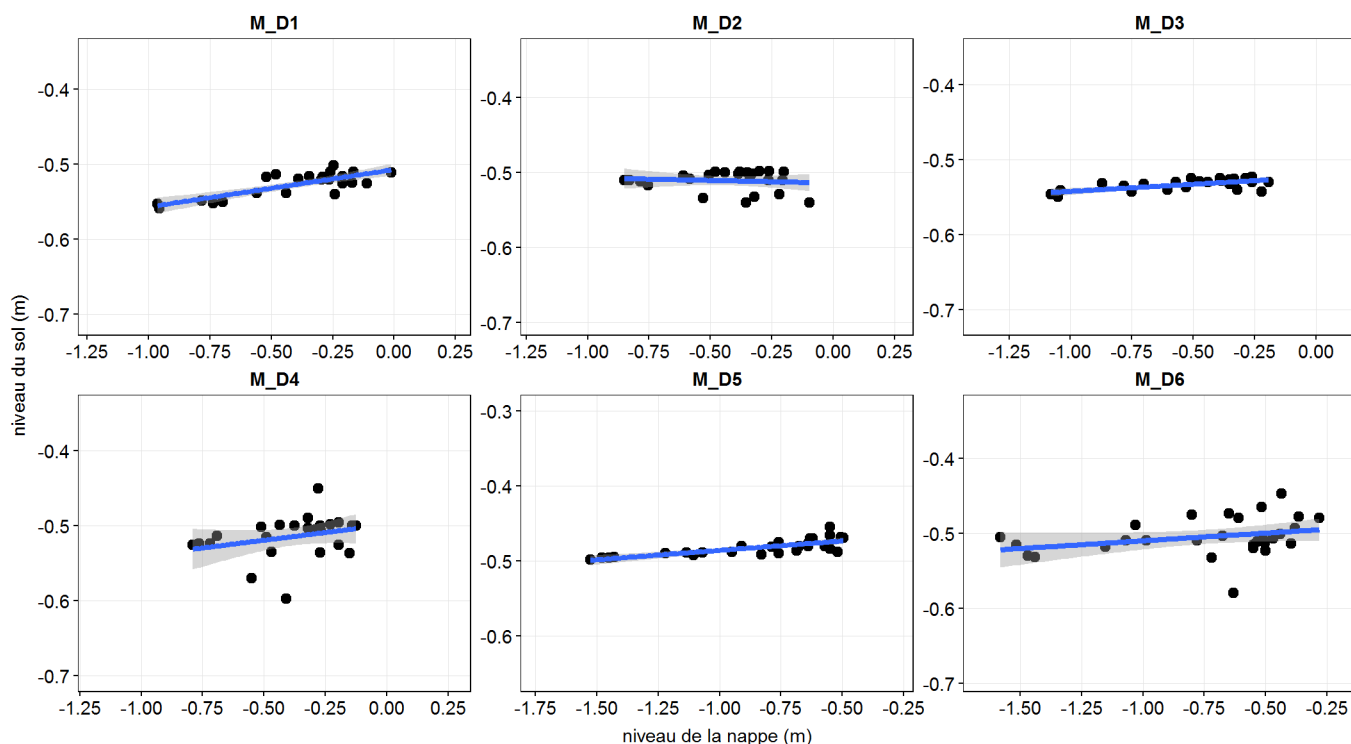


Figure 64. Relation entre niveau de la nappe et niveau du sol à Marchiennes.

Les niveaux sont donnés par rapport au sommet de chaque piézomètre.

Tableau 12. Pente de la relation entre niveau de la nappe et niveau du sol.

Site	Piézomètre	Pente (en mètre, +/- écart-type [intervalle de confiance à 95%])
Marchiennes	M_D1	0.050 +/-0.008 [0.034 - 0.066]
	M_D2	-0.007 +/-0.014 [-0.034 - 0.020]
	M_D3	0.019 +/-0.004 [0.011 - 0.027]
	M_D4	0.041 +/-0.029 [-0.016 - 0.098]
	M_D5	0.025 +/-0.004 [0.017 - 0.033]
	M_D6	0.021 +/-0.012 [-0.004 - 0.045]

Même si des profils stratigraphiques caractéristiques de radeaux ont été identifiés dans la zone centrale, la mobilité verticale y est surprenamment faible : elle est nulle pour le piézomètre M_D2, et atteint au maximum 5 cm/m pour le piézomètre M_D1. Contrairement à ce que les profils stratigraphiques auraient pu laisser supposer, **les radeaux identifiés à Marchiennes sont donc arrimés dans le substrat sous-jacent, et sont submergés plutôt que soulevés lors des hautes eaux.**

9.3.11 Profondeur de la nappe

La **Figure 65** donne l'évolution de la profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol au niveau des piézomètres superficiels (M_D1 à M_D6), une fois les (faibles) mouvements du sol pris en compte. La différence d'altitude entre le secteur Timmerman (M_D1 à M_D4) et la zone nord-est (M_D5 et M_D6) se traduit par des hypsés nettement différentes. Le secteur Timmerman est submergé pendant à peu près les 6 premiers mois de l'année au moins, et jusqu'à quasiment toute l'année en 2021. A l'inverse, le sol au niveau du piézomètre M_D5 n'est submergé que pendant les plus hautes eaux. Les profondeurs maximales dépassent le mètre en fin d'été 2022 dans la zone nord-est, alors qu'elles restent inférieures à une soixantaine de centimètres dans le secteur Timmerman (**Figure 66, Tableau 13**).

La littérature relative à la niche éco-hydrologique du Marisque est très peu fournie. Les seules indications relativement précises sont celles de Conway (1942) et de Wheeler *et al.* (2004), qui indiquent une croissance optimale lorsque le niveau de la nappe est compris entre 15 cm sous le niveau du sol et 40 cm au-dessus, sur la base de mesures réalisées dans les tourbières neutro-alkalines du sud-est de l'Angleterre. Conway indique qu'il est essentiel que le niveau de nappe estival ne descende pas en dessous de 15 cm

sous le sol, sauf pendant de « courtes périodes », sans préciser leur durée. La submersion hivernale semble indispensable pour protéger les bourgeons du gel. La **Figure 65** montre que les conditions décrites dans la littérature ne sont pas remplies dans la zone nord-est (d'où l'espèce est absente), mais le sont la plupart du temps dans le secteur Timmerman, où l'espèce est très présente. Toutefois la profondeur maximale y a été dépassée pendant plusieurs mois en fin d'été en 2020 et 2022. Il est probable que la profondeur maximale de nappe dans la tourbière de Marchiennes ait suivi l'évolution constatée au cours de la dernière décade dans l'ensemble de la plaine de la Scarpe (Section 9.3.3) et dans le Wacheux (Section 9.3.4). La gestion de la profondeur de nappe en période estivale doit donc être un objectif prioritaire pour la conservation des habitats à Marisque sur la tourbière de Marchiennes.

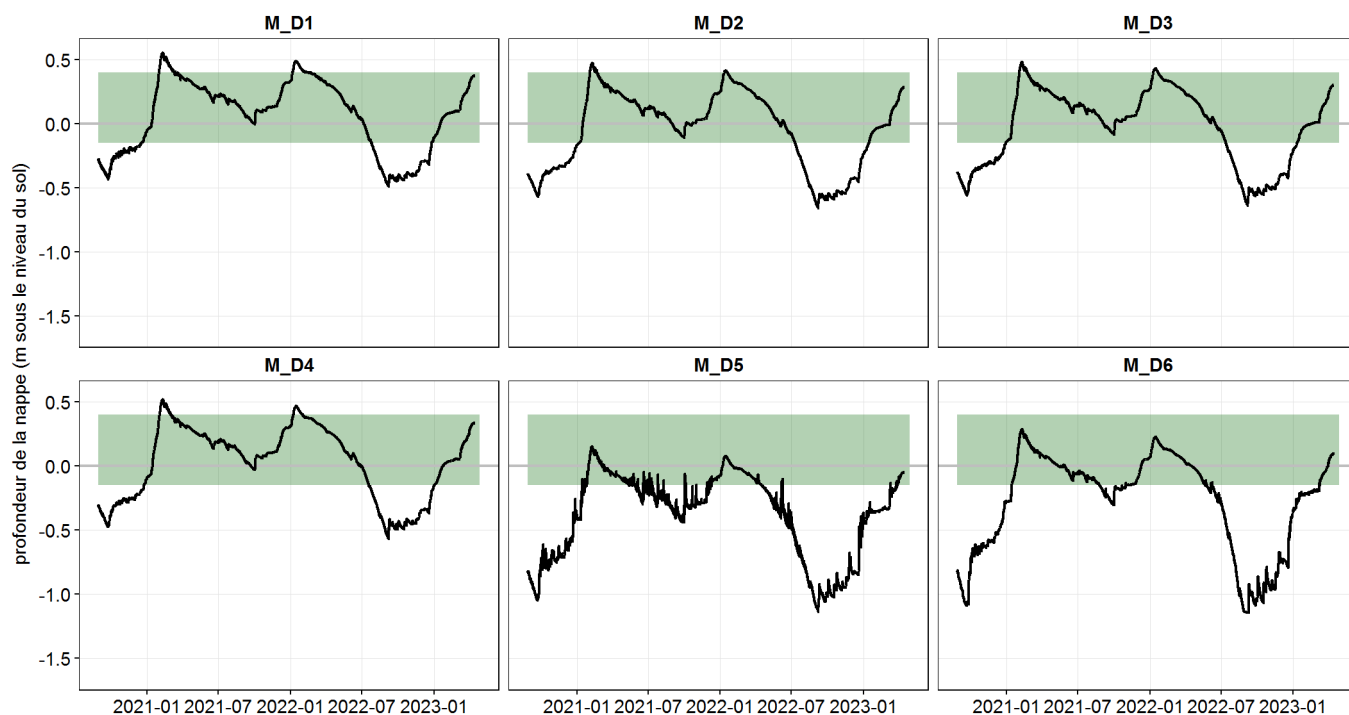


Figure 65. Profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol à Marchiennes : séries temporelles.

La bande verte indique la niche éco-hydrologique du Marisque (*Cladium mariscus*) d'après la littérature.

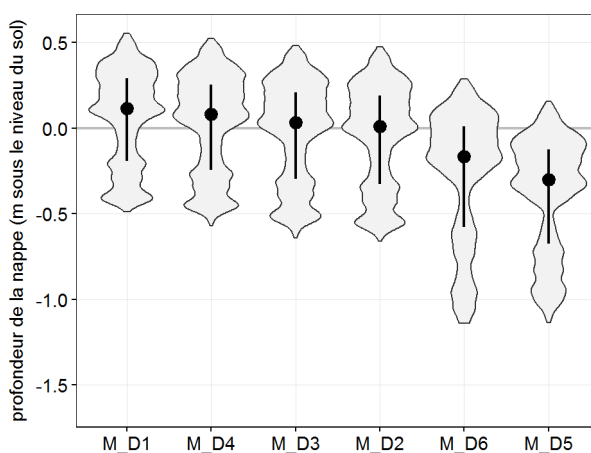


Figure 66. Profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol à Marchiennes.

Les formes grises (dites « graphiques en violons ») représentent de manière graphique la fréquence de présence de la nappe à une profondeur donnée : plus la forme est large, plus la fréquence de présence est grande. Les formes sont ajustées pour avoir la même largeur maximale. Le point noir donne la médiane (ici la profondeur dépassée la moitié du temps), la ligne verticale l'intervalle interquartile (50% des données sont comprises dans cet intervalle).

Tableau 13 . Statistiques de profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol.

Code	Moyenne (m)	Ecart-type (m)	Médiane (m)	Minimum (m)	Maximum (m)
M_D1	0.064	0.276	0.115	-0.488	0.556
M_D2	-0.046	0.295	0.010	-0.660	0.477
M_D3	-0.023	0.289	0.035	-0.641	0.484
M_D4	0.027	0.281	0.083	-0.570	0.523
M_D5	-0.385	0.328	-0.302	-1.136	0.155
M_D6	-0.277	0.378	-0.167	-1.142	0.290

10 Hydrochimie

10.1 Objectifs

Les investigations hydrochimiques présentées dans le présent rapport ont été réalisées en parallèle à une étude plus large menée par le BRGM à l'initiative du PNRSE, et portant sur les échanges entre les nappes de la craie-des sables-des alluvions et les zones humides en Scarpe aval de façon générale. La conception du plan de prélèvement et sa mise en œuvre ont été réalisés en partenariat par Ecotelm, le BRGM et le PNRSE.

L'objectif des analyses détaillées dans le présent rapport est triple :

- Evaluer la qualité de l'eau dans la tourbière de Marchiennes et son impact potentiel sur les objectifs de conservation des habitats ;
- Evaluer les facteurs environnementaux expliquant la variabilité, et potentiellement l'évolution, des habitats tourbeux au sein des tourbières de Vred et de Marchiennes (cf. Section 12) ;
- Réaliser une première estimation de la contribution des différentes sources d'alimentation au bilan hydrique de la tourbière de Marchiennes, en s'appuyant sur un nombre restreint de paramètres disponibles pour l'ensemble des échantillons.

Ce dernier objectif sera approfondi par le BRGM, qui s'appuiera sur un jeu de paramètres plus important (comprenant notamment un grand nombre d'éléments traces métalliques, les isotopes stables de l'eau et les teneurs en gaz), mais qui n'ont pas été mesurés dans l'ensemble des échantillons.

10.2 Méthodes

10.2.1 Prélèvements

Des prélèvements d'eau ont été réalisés par le PNRSE ou par le BRGM dans 18 points représentatifs des différentes masses d'eau au sein du site (**Figure 67**) au cours d'une même semaine en mai 2022, septembre 2022 et mars 2023. Ces trois campagnes ont correspondu respectivement à une période de moyennes eaux lors d'une décrue printanière, à une période de très basses eaux en fin d'été, et à une période de moyennes eaux lors d'une remise en eau hivernale. Lors de la campagne de septembre 2022, seuls 9 points ont pu être prélevés du fait de l'assec.

Les prélèvements dans les piézomètres ont été réalisés après au minimum une vidange complète. Le pH, la température et la conductivité électrique (25°C) ont été mesurés sur le terrain, et plusieurs échantillons d'eau ont été embouteillés sans filtration, dans des contenants adaptés aux différentes analyses prévues. Ces échantillons ont été immédiatement stockés au froid et transportés le soir même au laboratoire Eurofins de Malzéville (54) ou au laboratoire du BRGM pour analyse. Les concentrations en phosphore total et en carbone organique total ont été déterminés sur les échantillons brutes. Les autres analyses ont été réalisées après filtration à 0,45 µm. Les concentrations en chlorures, fluorures, nitrates et sulfates ont été déterminées par chromatographie ionique. Les concentrations en Ca, Fe, K, Mg, Na et Si ont été déterminées par ICP/AES, et celles en ammonium, nitrites et phosphates par spectrophotométrie visible automatisée. Enfin, les éléments traces métalliques ont été quantifiés par ICP/IMS.

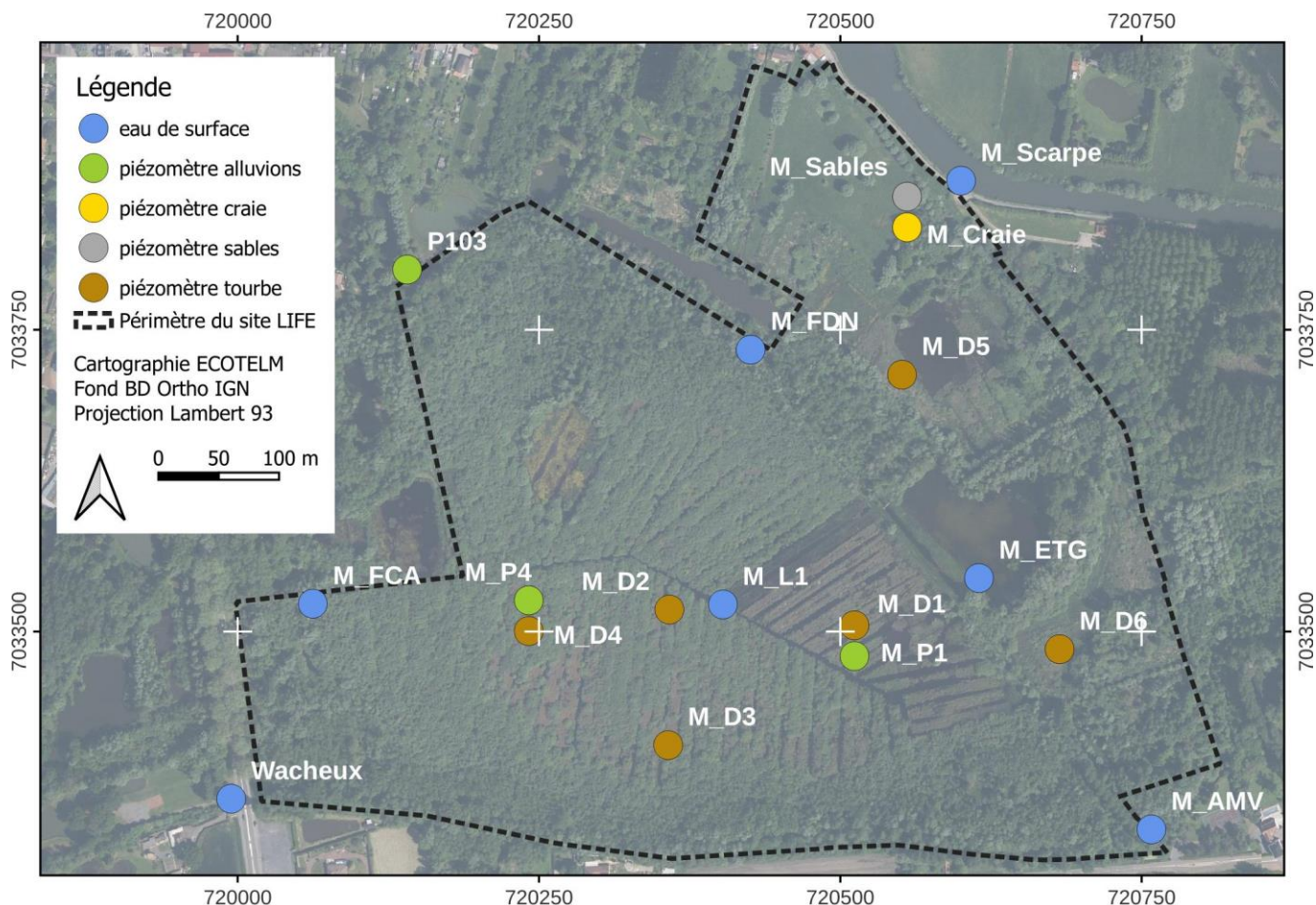


Figure 67. Localisation des points de prélèvement d'eau pour les analyses hydrochimiques

Par souci de lisibilité, les points se superposant ont été légèrement espacés par rapport à leur emplacement réel.

10.2.2 Chimie des précipitations

Pour caractériser la chimie des précipitations, les données disponibles dans la base de données EBAS (<https://ebas-data.nilu.no>) ont été extraites pour les deux stations de suivi les plus proches du site : Koksijde en Belgique et Revin en France. La première station est située sur la côte de la Mer du Nord, à 90 km environ au nord-nord-ouest des sites étudiés, et la seconde dans le département des Ardennes, à 110 km environ à l'est-sud-est des sites. La période de suivi s'étend de décembre 2019 à janvier 2022 pour Koksijde, et de décembre 2015 à janvier 2022 pour Revin. Les données sont fournies par l'agence Environnementale des Flandres (Elke Adriaenssens et Jeroen Staelens) dans le premier cas, et par l'Institut Mines Telecom de Lille Douai (Aude Bourin) dans le deuxième cas. Les variables disponibles sont beaucoup plus limitées que pour les échantillons prélevés dans le cadre de la présente étude.

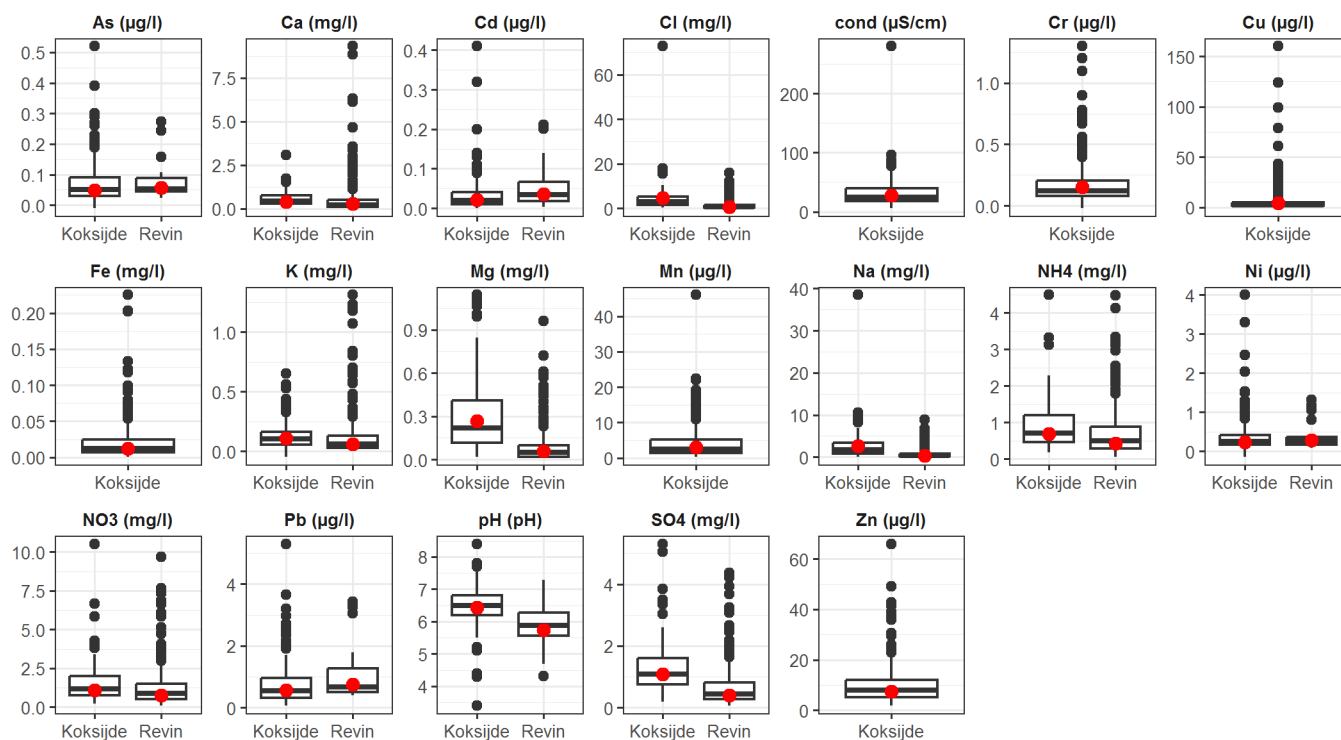


Figure 68. Chimie des précipitations aux deux stations EBAS les plus proches.

Les diagrammes en boîtes à moustaches se décomposent de la façon suivante : la ligne horizontale en gras indique la médiane, le rectangle (« boîte ») inclut les premier et troisième quartiles (donc 50% des données), les lignes verticales (« moustaches ») incluent les données situées à une distance du premier ou troisième quartile au maximum égale à 1,5x l'écart interquartile ; les points noirs sont les données « anormales » se démarquant nettement de la majorité des données. Le point rouge donne la moyenne des concentrations pondérées par le cumul de précipitations.

10.2.3 Evaluation de la qualité de l'eau et des impacts sur l'état de conservation des habitats

Contrairement aux cours d'eau et plans d'eau, il n'existe pas de seuil réglementaire permettant de déterminer l'état écologique des tourbières. Nous avons donc réalisé une revue bibliographique qui a permis d'identifier un certain nombre de valeurs-seuils considérées comme indicatrices de l'état de conservation de différents habitats de tourbières neutro-alcalines en Europe du Nord-Ouest. Ces valeurs-seuils sont listées dans les sections décrivant chaque variable.

10.2.4 Evaluation de l'origine des eaux présentes dans la tourbière

La contribution des différentes masses d'eau (craie, sables thanétiens, sédiments minéraux quaternaires, Wacheux, Scarpe et précipitations) à l'alimentation en eau de la tourbière a été évaluée en déterminant la similarité de la composition chimique des différents échantillons, sur la base des distances euclidiennes calculées après standardisation des données. Les échantillons ont été regroupés par classification hiérarchique ascendante avec la méthode de Ward. Le nombre optimal de groupes pouvant être distingués a été calculé d'après la statistique de Mantel.

L'analyse de similarité et la classification hiérarchique donnent le même poids à chaque paramètre disponible. Or certains paramètres peuvent avoir une plus grande valeur que d'autres comme traceurs des différentes masses d'eau. Une analyse de mélange des composants finaux (ou "end-member mixing analysis", EMMA, Christophersen *et al.* 1990; Hooper *et al.* 1990; Christophersen & Hooper 1992) a donc été utilisée pour identifier et quantifier les contributions des différentes sources potentielles (appelés composants finaux) aux échantillons prélevés dans la tourbière, à partir des concentrations en un nombre limité de paramètres identifiés comme meilleurs traceurs. Cette méthode repose sur plusieurs postulats :

- l'échantillon mélangé est un mélange d'eaux provenant de différentes sources ayant chacune une composition chimique fixe et connue ;
- le mélange est linéaire et se fait uniquement par mélange hydrodynamique ;

- les composés utilisés comme traceurs sont conservatifs (ils ne sont pas affectés par des processus chimiques réduisant ou augmentant leur concentration) ;
- les sources ont des compositions « extrêmes » (elles ont des concentrations en traceurs soit supérieures soit inférieures à l'ensemble des mélanges étudiés).

On utilise des analyses en composantes principales pour identifier les sources et les traceurs qui permettent « d'encadrer » le nuage de points correspondant aux mélanges dans un espace de dimensionnalité réduite, puis on calcule la composition de chaque mélange comme une somme pondérée des compositions des composants finaux. La méthode est néanmoins sensible aux erreurs de mesure et aux incertitudes dans les compositions des composants finaux.

L'analyse de mélange des composants finaux a été conduite avec le logiciel EMMALAB (Thompson *et al.* 2024). La composition des sources potentielles a été assumée correspondre à la moyenne des concentrations mesurées au cours des trois campagnes de prélèvement.

10.3 Résultats

10.3.1 Concentrations en calcium

La **Figure 69** donne les concentrations en calcium mesurées à Marchiennes.

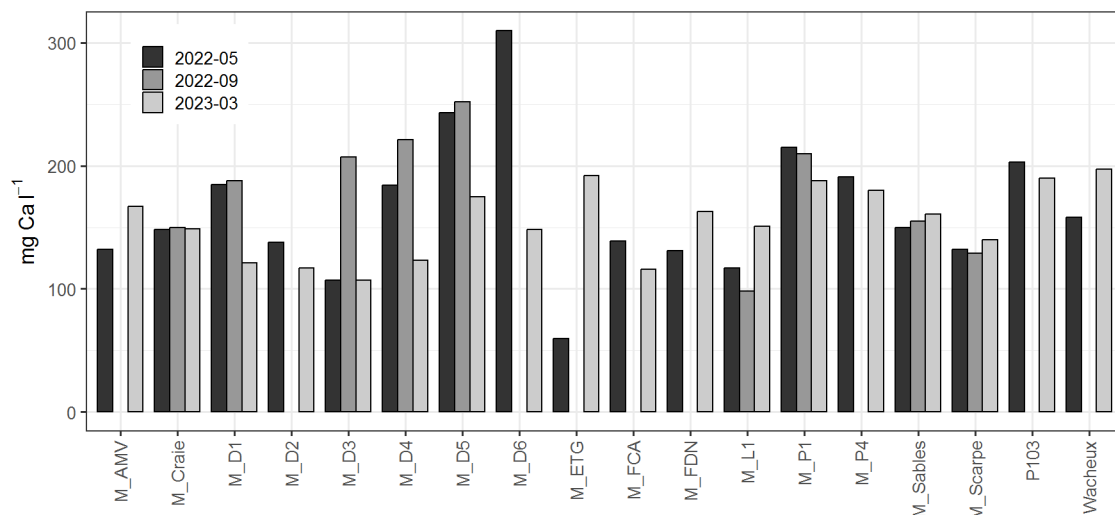


Figure 69. Concentrations en calcium mesurées à Marchiennes.

Les concentrations dans la craie sont stables pendant les trois campagnes, à 149 mg/l en moyenne. Les concentrations dans les sables thanétiens (155 mg/l en moyenne) et dans les alluvions quaternaires (204, 186 et 196 mg/l en moyenne dans M_P1, M_P4 et P103, respectivement) sont systématiquement et significativement plus importantes que dans la craie. Il en est de même pour le Wacheux (178 mg/l en moyenne). **Les concentrations en calcium et la végétation alcalinophile observées dans la tourbière peuvent donc s'expliquer par les seuls apports issus des sables thanétiens, des sédiments quaternaires et/ou du Wacheux, sans qu'un théorique apport par drainance ascendante depuis la nappe de la craie ne soit requis.**

10.3.2 Valeurs-seuils

10.3.2.1 Nitrates

La **Figure 70** donne les concentrations en nitrates mesurées à Marchiennes, et les compare aux valeurs-seuils compatibles avec un bon état de conservation établis pour différents habitats de tourbières neutro-alcalines en Europe du Nord-Ouest. Ces limites sont de :

- 22 mg NO₃/l pour les tourbières et marais neutro-alcalins mésotrophes de plaine ainsi que les boisements humides en Grande-Bretagne (UKTAG 2014) (valeur-seuil notée *a*) sur la **Figure 70**);
- 20 mg NO₃/l pour les tourbières neutro-alcalines oligotrophes de plaine en Grande-Bretagne (UKTAG 2014) (valeur-seuil *b*) ;

- 18 mg NO₃/l pour les marais tuffeux et sources pétrifiantes avec formation de tufs ou de travertins en Europe (de Mars et al. 2016, 2023) (valeur-seuil c) ;
- 15 mg NO₃/l pour les tourbières neutro-alkalines en Irlande (Kimberley & Coxon 2013) (valeur-seuil d) ;
- 10 mg NO₃/l, limite entre un très bon état et un bon état écologique pour les cours d'eau dans le cadre de la DCE (Anonyme 2019) (valeur seuil e) ;
- 6 mg NO₃/l, seuil au-delà duquel les tourbières alcalines d'Irlande ont plus de chance d'être en mauvais état de conservation du fait de la présence d'espèces indicatrices d'un niveau trophique élevé (Kimberley et al. 2013) (valeur-seuil f) ;
- 5 mg NO₃/l pour les tourbières alcalines en Europe d'après Grootjans et al. (2021), qui se basent sur les concentrations maximales en nitrates mesurées dans les eaux souterraines alimentant des tourbières alcalines très peu perturbées (valeur-seuil g).

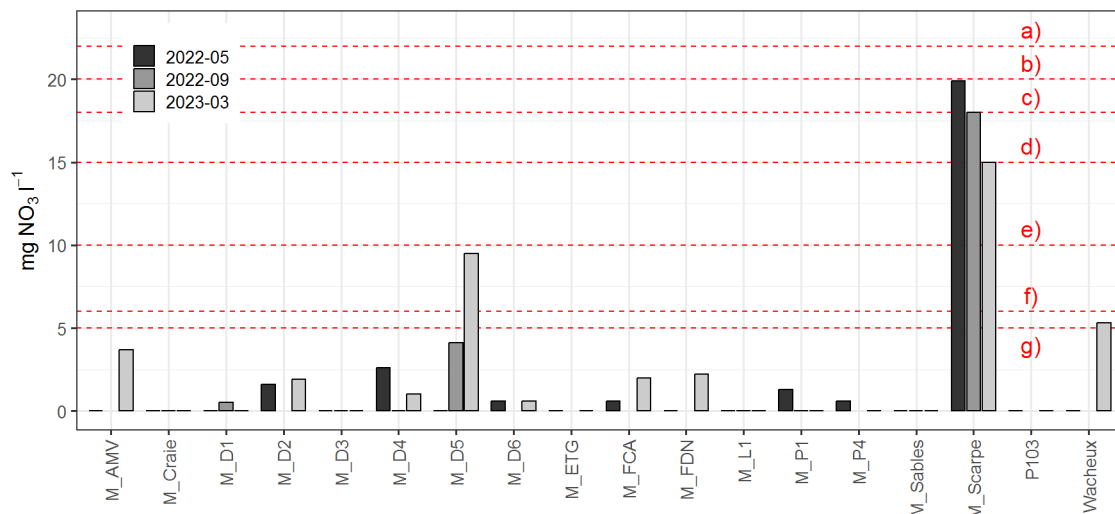


Figure 70. Concentrations en nitrates mesurées à Marchiennes.

Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

Les concentrations en nitrates dans la craie (M_Craie) et les sables thanétiens (M_Sables) sont nulles pendant toutes les campagnes de prélèvement. Elles sont très faibles voire nulles dans le Secteur Timmerman (M_D1 à M_D4 et M_L1) et dans les alluvions (M_P1, M_P4 et P103).

La plupart des seuils sont dépassés dans la Scarpe, mais les conséquences sur la tourbière sont vraisemblablement nulles du fait de l'isolation hydrologique de la rivière canalisée. Les concentrations dans le Wacheux dépassent à peine le seuil le plus conservateur (Grootjans et al. 2021), mais uniquement en mars 2023. A cette date, les concentrations en nitrates dans les eaux de surface sont décroissantes du Wacheux vers l'intérieur de la tourbière (Wacheux, M_AMV, M_FDN, M_FCA, M_L1), ce qui reflète probablement la dilution et/ou l'épuration progressives d'apports du Wacheux. Les concentrations en nitrate sont plus élevées dans le piézomètre M_D5, ce qui n'est pour l'instant pas expliqué.

En conclusion, **les apports et les concentrations en nitrates ne semblent pas poser de problème significatif pour la conservation de la tourbière à l'heure actuelle.**

10.3.2.2 Ammonium

La **Figure 71** donne les concentrations en ammonium mesurées à Marchiennes. Les valeurs-seuils indiquées sur cette figure sont les suivantes :

- Les valeurs-seuils retenues par la DCE pour distinguer les cours d'eau en très bon état, bon état, état moyen, état médiocre et mauvais état sont de 0,1 (valeur-seuil a) sur la **Figure 73**), 0,5 (c), 2 (f)) et 5 mg NH₄/l, respectivement (Anonyme 2019).

- Geurts *et al.* (2009) indiquent que des concentrations en NH_4 supérieures à 1,8 mg NH_4/l peuvent être toxiques pour les macrophytes dans les tourbières neutro-alcalines (valeur-seuil *e*). Paulissen *et al.* (2004) ont montré une forte toxicité de NH_4 aux mêmes concentrations sur *Scorpidium scorpioides* (mais pas sur les sphaignes, ce qui peut donc favoriser leur développement au détriment des végétations des tourbières alcalines).
- Geurts *et al.* (2008) indiquent que 97,5% des eaux des tourbières alcalines européennes dans lesquelles des espèces de macrophytes aquatiques ou semi-aquatiques sur Liste Rouge étaient présents avaient une concentration en ammonium inférieure à 0,22 mg NH_4/l (valeur-seuil *b*)).
- Gill *et al.* (2022) indiquent que les concentrations en ammoniac total (NH_3 et NH_4) dans les tourbières alcalines à *Schoenus nigricans* et/ou à parvocarex en bon état de conservation en Irlande ne dépassent pas 0,836 mg N/l, ce qui correspond à peu près à 1,1 mg NH_4/l aux températures et pH mesurés à Marchiennes (valeur-seuil *d*)).

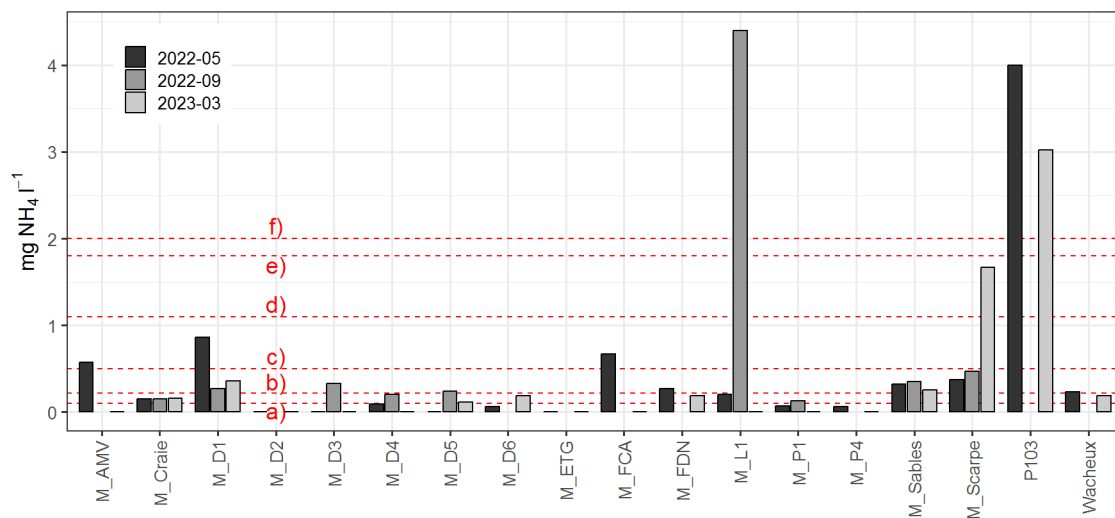


Figure 71. Concentrations en ammonium mesurées à Marchiennes.

Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

Les concentrations en ammonium dépassent donc régulièrement les valeurs-seuils les plus exigeantes, correspondant à de très bons états de conservation. Elles atteignent des concentrations indicatrices d'un état écologique moyen voire médiocre occasionnellement dans les fossés (M_AMV, M_FCA, M_L1), la Scarpe, le piézomètre M_D1 au cœur du secteur Timmerman ; et systématiquement dans les alluvions au nord de la tourbière (P103).

10.3.2.3 Phosphore

La **Figure 72** donne les concentrations en phosphates mesurées à Marchiennes, ainsi que certaines valeurs-seuils tirées de la littérature :

- De Mars *et al.* (2016, 2023) ont établi une valeur-seuil de 0,04 mg PO_4/l pour les marais tuffeux et sources pétrifiantes avec formation de tufs ou de travertins en Europe (valeur-seuil notée *a*) sur la **Figure 72**).
- Dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau, le seuil entre un très bon état et un bon état écologique est fixé à 0,1 mg PO_4/l , et celui entre bon état et état moyen à 0,5 mg PO_4/l (Anonyme 2019) (valeurs-seuils *d*) et *g*) ;
- Gill *et al.* (2022) indiquent que les concentrations en phosphates dans les tourbières alcalines à *Schoenus nigricans* et/ou à parvocarex en bon état de conservation en Irlande ne dépassent pas 0,11 mg PO_4/l (valeur proche de la valeur DCE ci-dessus, donc non représentée sur la **Figure 72**).
- Geurts *et al.* (2008) ont analysé le recouvrement des macrophytes dans les eaux stagnantes de 145 tourbières neutro-alcalines européennes (principalement aux Pays-Bas), et en ont tiré les valeurs-seuils suivantes :

- nombre d'espèces et recouvrement des macrophytes aquatiques maximal sous le seuil de 0,05 mg PO₄/l (valeur-seuil b) ;
 - absence quasi-totale d'espèces aquatiques sur Liste Rouge au-dessus de 0,09 mg PO₄/l (valeur-seuil c) ;
 - absence d'espèces aquatiques oligotrophes et d'espèces semi-aquatiques en Liste Rouge au-dessus de 0,19 mg PO₄/l (valeur-seuil e) ;
 - baisse significative du nombre d'espèces et du recouvrement des macrophytes aquatiques au-dessus de 0,57 mg PO₄/l (valeur-seuil h)).
- Enfin, Lamers et al. (2002) indiquent que les macrophytes submergés des tourbières neutro-alcalines, dont *Chara spp.*, disparaissent au-dessus du seuil de 0,47 mg PO₄/l (valeur-seuil f)).

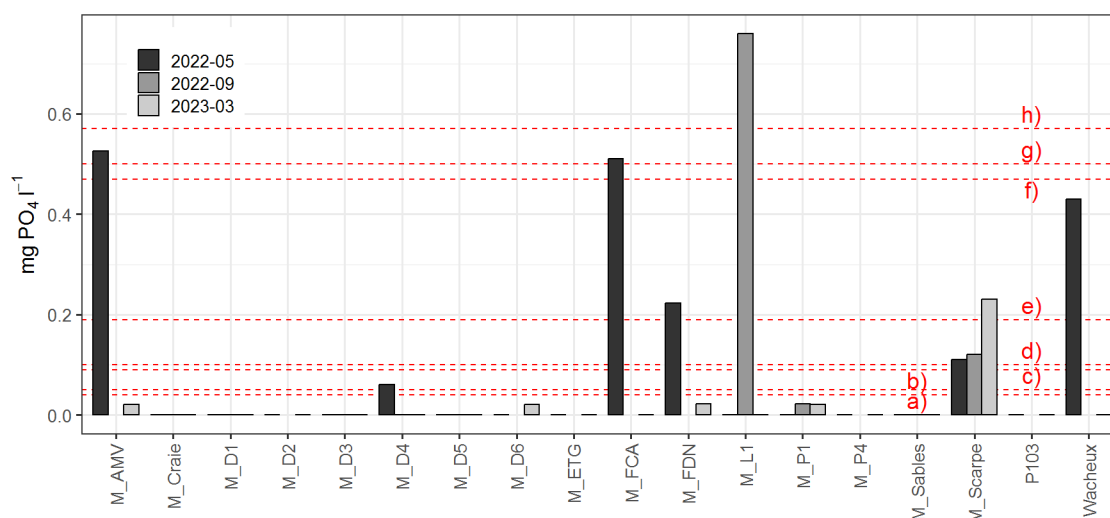


Figure 72. Concentrations en phosphates mesurées à Marchiennes.

Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

Les concentrations en phosphates dans la craie et les sables ont été nulles pendant toutes les campagnes de prélèvement, et très faibles à nulles dans les alluvions (M_P1, M_P4 et P103). Elles ont par contre été élevées dans le Wacheux en mai 2022, ainsi que dans les fossés qui y sont connectés (M_AMV, M_FDN, M_FCA). A la même date, elles ont dépassé les seuils les plus conservateurs proposés par de Mars *et al.* (2016, 2023) et Geurts *et al.* (2008) au niveau du piézomètre M_D4. Elles ont par contre été très faibles à nulles dans la partie est du secteur Timmerman (M_D1 à M_D3). **Ce gradient suggère des apports par le Wacheux via le fossé de la digue nord et le fossé de la route de Somain, et/ou par le réseau de surface situé au nord du site (qui draine la ville de Marchiennes avant de se déverser dans le fossé de la digue nord), et une dilution et/ou une épuration progressives jusqu'à atteindre des valeurs très faibles à nulles dans les secteurs les plus éloignés des sources potentielles.**

La concentration en phosphate était élevée dans le fossé central (M_L1) en période de basses eaux en septembre 2022. Cette valeur est surprenante, car d'une part le Wacheux était à sec depuis plus de deux mois et n'a donc pas pu constituer une source de phosphore, et d'autre part la mobilisation du phosphore stocké dans les sols se produit plutôt lorsqu'ils se re-saturent en début de période humide.

En conclusion, **les concentrations en phosphates dans les cours d'eau et fossés alimentant la tourbière dépassent largement les valeurs-seuils au-delà desquelles son état de conservation peut être impacté**, même si les concentrations en dehors des fossés semblent être plus favorables pour l'instant.

Les concentrations en phosphore total sont données sur la **Figure 73**. Les valeurs-seuils retenues par la DCE pour distinguer les cours d'eau en très bon état, bon état, état moyen, état médiocre et mauvais état sont de sont de 0,05 (valeur-seuil b) sur la **Figure 73**, 0,1 (c), 0,5 (e) et 1 mg P/l, respectivement (Anonyme 2019).

Geurts et al. (2008, cf. ci-dessus) indiquent que 97,5% des eaux des tourbières alcalines européennes dans lesquelles des espèces de macrophytes aquatiques ou semi-aquatiques sur Liste Rouge étaient présents avaient une concentration en phosphore total inférieure à 0,05 mg P /l (valeur-seuil *b*). Ces auteurs notent également une absence quasi-totale de macrophytes aquatiques en Liste Rouge au-dessus de 0,03 mg P/l (valeur-seuil *a*).

Enfin, Gill *et al.* (2022) indiquent que les concentrations en phosphore total des tourbières alcalines à *Schoenus nigricans* et/ou à parvocarex en bon état de conservation ne dépassent pas 0,135 mg P/l (valeur-seuil *d*).

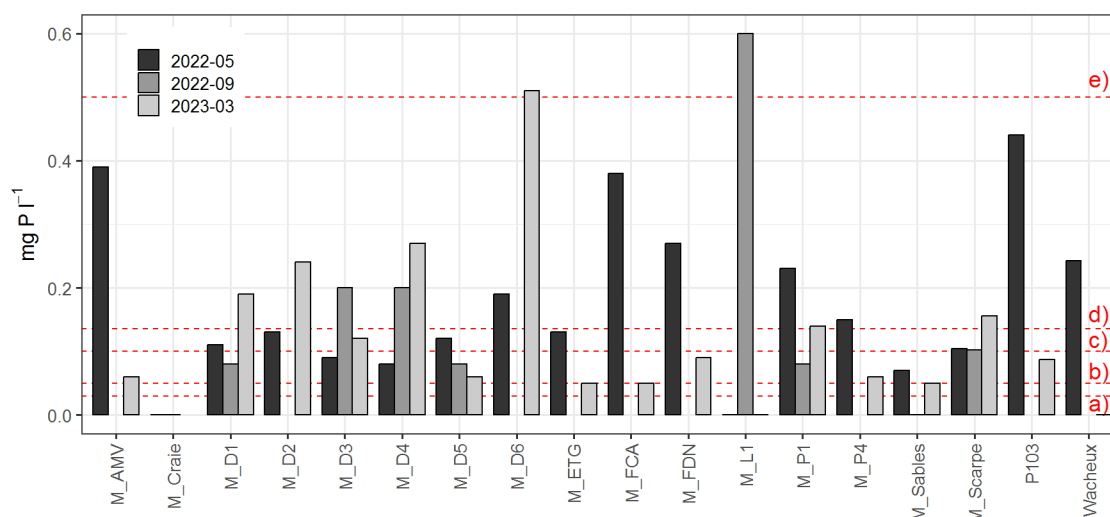


Figure 73. Concentrations en phosphore total mesurées à Marchiennes.

Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

Les concentrations en phosphore total dépassent largement et de manière très régulière la plupart des valeurs-seuils caractéristiques des tourbières alcalines en bon état de conservation. Les apports de phosphore total constituent donc vraisemblablement un problème majeur de conservation de la tourbière.

Lors de la campagne de mai 2022, les concentrations étaient plus importantes dans les fossés internes (M_AMV, M_FCA, M_FDN) que dans le Wacheux, ce qui suggère que la source principale de phosphore total est à chercher plutôt du côté nord de la tourbière, donc au niveau de la ville de Marchiennes.

On note également que les concentrations dans les piézomètres insérés dans la tourbe (M_D1 à M_D6) ont généralement été plus élevées en mars 2023 qu'en mai 2022, ce qui pourrait correspondre à un relargage de phosphore lors de la remise en eau des sols au printemps 2023 après un épisode de sécheresse prolongé.

10.3.2.4 Sulfates

Il a été montré que les sulfates modulent la disponibilité du phosphore dans les tourbières neutro-alcalines. De fortes concentrations en sulfates peuvent conduire à des phénomènes d'eutrophisation interne, par deux mécanismes différents (Smolders *et al.* 2006) :

- en condition anaérobie, les sulfates sont des accepteurs d'électrons favorisant la minéralisation de la matière organique par les bactéries sulfato-réductrices, et par conséquent une augmentation des concentrations en nutriments disponibles pour les plantes (dont les phosphates, l'ammonium et le potassium dissous, Lamers *et al.* 1998) ;
- la réduction des sulfates conduit à la formation d'ions sulfides. Ceux-ci peuvent interférer avec le cycle du phosphore en réduisant les oxydes, hydroxydes et phosphates de fer, en formant avec le fer de la pyrite très peu soluble, en diminuant la séquestration des phosphates par le fer, et en augmentant donc la mobilité des phosphates et leur disponibilité pour les plantes.

L'impact des sulfates dépend donc des concentrations initiales en fer dans la tourbière. Dans des tourbières très riches ou très pauvres en fer, la formation de pyrite ne changera que marginalement la disponibilité du fer et sa capacité à séquestrer le phosphore (Loeb *et al.* 2006). De même, les tourbières dans lesquelles le phosphore est majoritairement immobilisé par coprécipitation avec la calcite, et est donc peu sensible aux changements de potentiel d'oxydoréduction et aux sulfides, seront moins sensibles aux phénomènes d'eutrophisation interne (Lamers *et al.* 2014).

Les concentrations en sulfates observées dans la tourbière de Marchiennes et à proximité sont présentées sur la **Figure 74**. Les valeurs-seuils indiquées sur cette figure sont les suivantes :

- Geurts *et al.* (2008, cf. ci-dessus) indiquent que 97,5% des eaux des tourbières alcalines européennes dans lesquelles des espèces de macrophytes aquatiques ou semi-aquatiques sur Liste Rouge étaient présents avaient une concentration en sulfates inférieure à 10,6 mg SO₄/l (valeur-seuil *a*).
- Smolders *et al.* (2003) montrent que les tourbières néerlandaises où se développent des macrophytes caractéristiques de milieux mésotrophes ont des concentrations en sulfates inférieures à 48 mg SO₄/l (valeur-seuil *b*); alors que celles où se développent des espèces caractéristiques de milieux eutrophes présentent des concentrations supérieures à 67 mg SO₄/l.
- Lamers *et al.* (2002) ont montré que la concentration en phosphates dans les sols de tourbière alcaline augmente significativement avec une addition de 0.5 mmol/l de sulfates (soit 48 mg SO₄/l, la plus petite concentration étudiée par ces auteurs, valeur-seuil *b*)).
- Smolders & Roelofs (1993) ont mis en évidence un seuil à 30-34 mg SO₄/l (valeur-seuil *c*) dans les tourbières alcalines néerlandaises, avec la présence de *Stratioides aloides* en dessous de ce seuil, et des concentrations en phosphates et en sulfites toxiques en moyenne 10 et 7 fois plus élevées, respectivement, au-dessus de ce seuil.

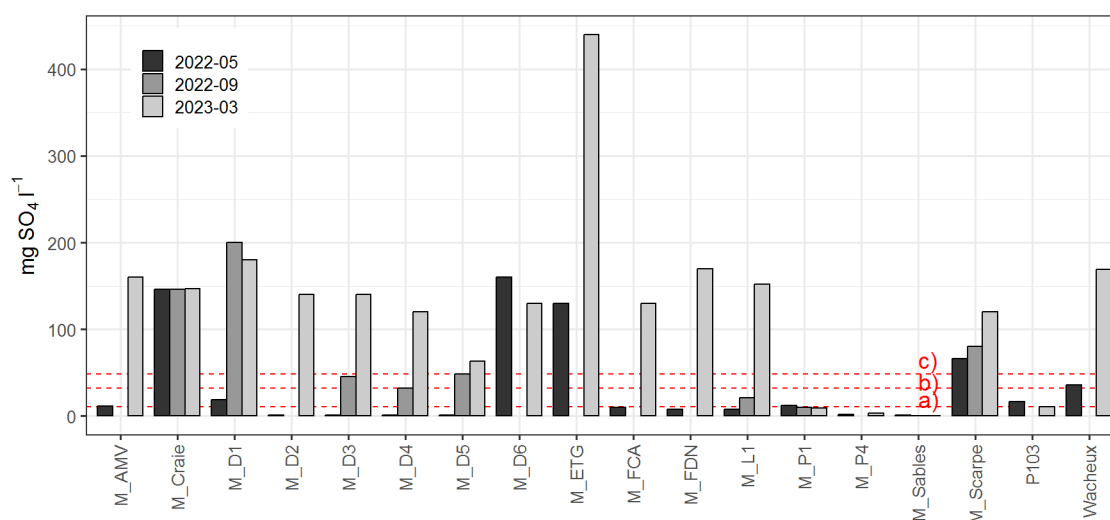


Figure 74. Concentrations en sulfates mesurées à Marchiennes.

Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

Les concentrations en sulfate dans la tourbière de Marchiennes dépassent donc nettement les seuils au-delà desquels des phénomènes d'eutrophisation interne ont été observés dans les tourbières alcalines néerlandaises. La source de ces sulfates n'est probablement pas souterraine : les apports par drainance ascendante depuis la nappe de la craie (riche en sulfates) sont physiquement impossibles du fait d'un gradient hydraulique vertical défavorable, et les concentrations en sulfate dans les sables thanétiens ainsi que dans les sédiments minéraux quaternaires (M_P1, M_P4 et P103) sont faibles. Les apports depuis la Scarpe canalisée sont peu probables du fait de sa déconnexion hydrologique. Les

apports proviennent donc vraisemblablement des eaux de surface : Wacheux, et/ou fossés drainant la ville de Marchiennes.

10.3.3 Evaluation de l'origine des eaux présentes dans la tourbière

10.3.3.1 Similarité des compositions chimiques

La **Figure 75** présente de manière graphique la similarité (plus exactement son inverse, c'est-à-dire la dissimilarité) des échantillons prélevés en mai 2022 entre eux, et les différents groupes qui peuvent être distingués. Cette période correspond à une période de décrue des niveaux dans la tourbière (cf. Section 9). La **Figure 76** reprend en colonnes la même classification hiérarchique, mais avec le gradient de couleur représentant la concentration relative (après normalisation des données par variable) mesurée dans chaque échantillon pour chaque variable. La statistique de Mantel distingue 5 groupes significativement différents : les précipitations, la Scarpe, le piézomètre P103 inséré dans les sédiments minéraux quaternaires en périphérie de la tourbière, les piézomètres M_D5 et M_D6 situés dans la zone nord-est de la tourbière, et l'ensemble des autres points de prélèvement. Ces derniers, qui incluent **les eaux de surface dans la tourbière, les sols du secteur Timmerman, les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe, les sables thanétiens, la craie et le Wacheux, ne sont pas statistiquement assez différents pour pouvoir être distingués**. Ils se distinguent des précipitations par un pH et des concentrations en calcium, magnésium, potassium, sodium et chlorures nettement plus élevés que les précipitations. Le piézomètre P103 se distingue par des concentrations importantes en ammonium et arsenic ; la Scarpe par des concentrations importantes en cadmium, nitrates et plomb, et les piézomètres M_D5 et M_D6 par des concentrations élevées en nickel et une relative pauvreté en potassium.

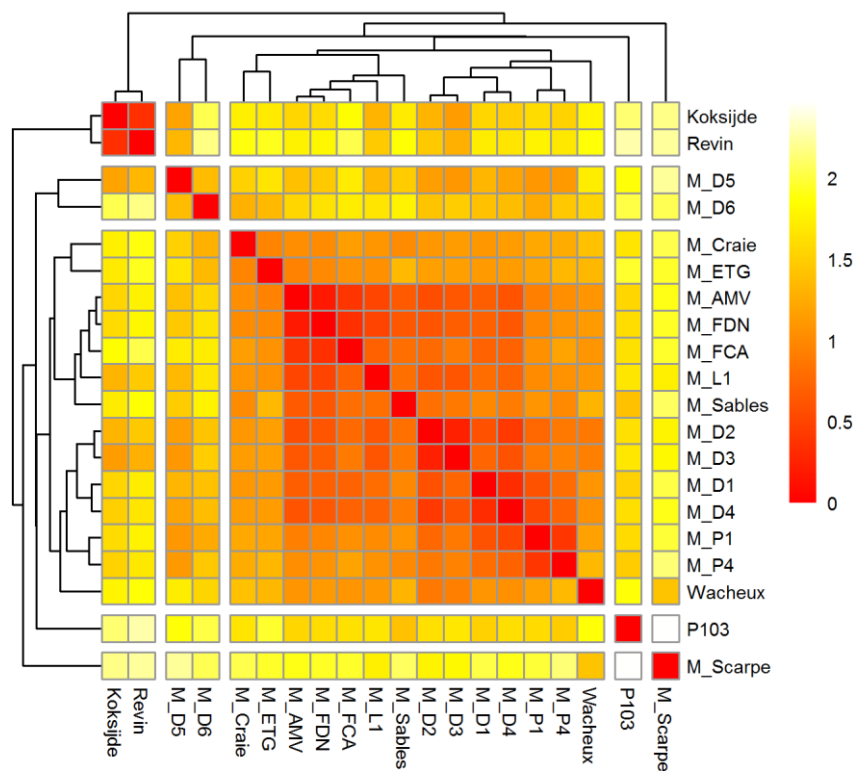


Figure 75. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en mai 2022.

Rouge : échantillons très similaires ; jaune pâle : échantillons très différents. Le dendrogramme correspond à la classification hiérarchique par la méthode de Ward. Les groupes séparés par un espace correspondent aux groupes optimaux d'après la statistique de Mantel.

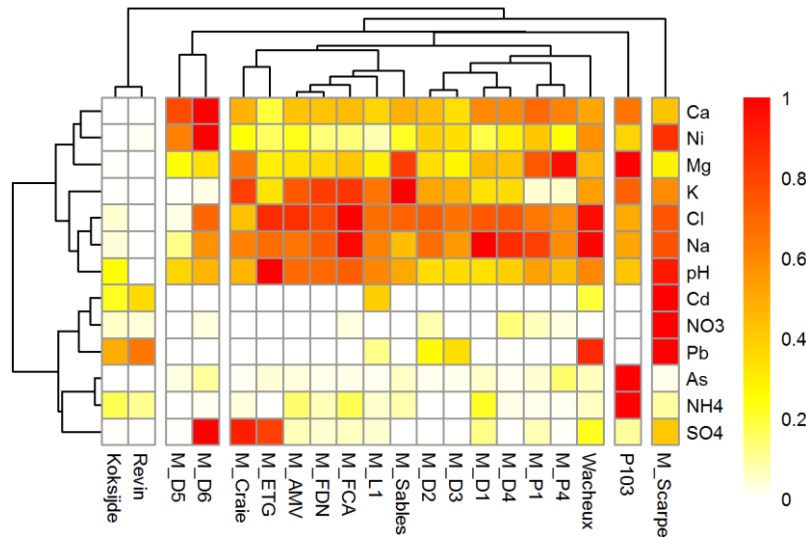


Figure 76. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de mai 2022.

Le gradient de couleur donne la concentration relative (après normalisation des données par variable) mesurée dans chaque échantillon pour chaque variable (blanc : concentration la plus faible, rouge : concentration la plus forte). Les dendrogrammes correspondent à la classification hiérarchique par la méthode de Ward des échantillons en haut, et des paramètres à gauche. Les groupes d'échantillons séparés par un espace correspondent aux groupes optimaux d'après la statistique de Mantel.

Les **Figures 77** et **78** reprennent la même analyse mais pour les échantillons prélevés en mars 2023, pendant une période de remise en eau de la tourbière. Les conclusions sont les mêmes que pour mai 2022, à l'exception de la Scarpe qui est groupée avec les piézomètres M_D5 et M_D6, sur la base de plus fortes teneurs en cadmium, nickel et nitrates.

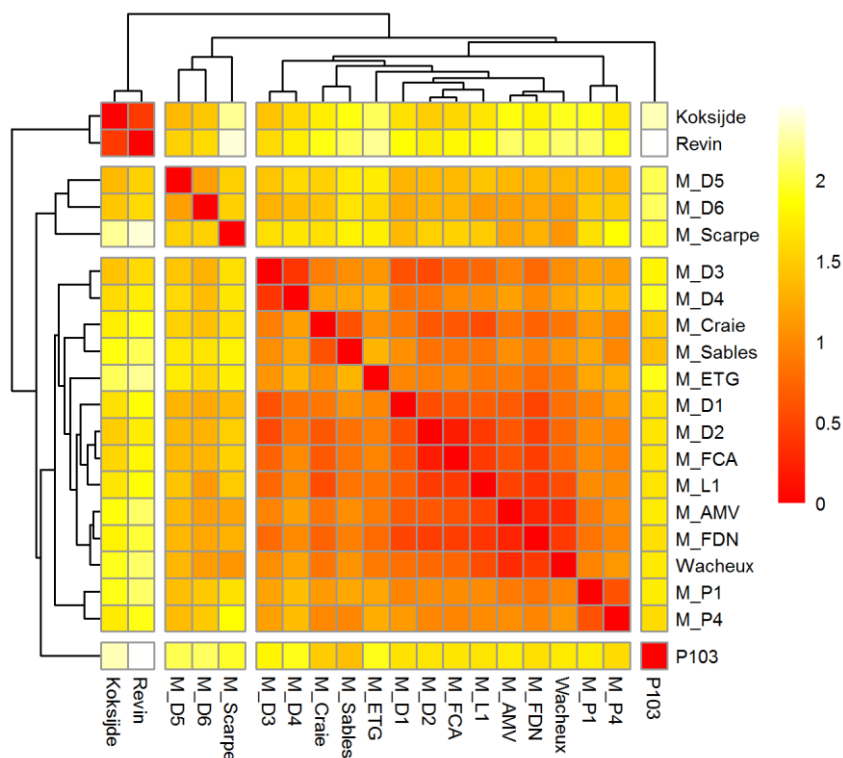


Figure 77. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en mars 2023.

Rouge : échantillons très similaires ; jaune pâle : échantillons très différents. Le dendrogramme correspond à la classification hiérarchique par la méthode de Ward. Les groupes séparés par un espace correspondent aux groupes optimaux d'après la statistique de Mantel.

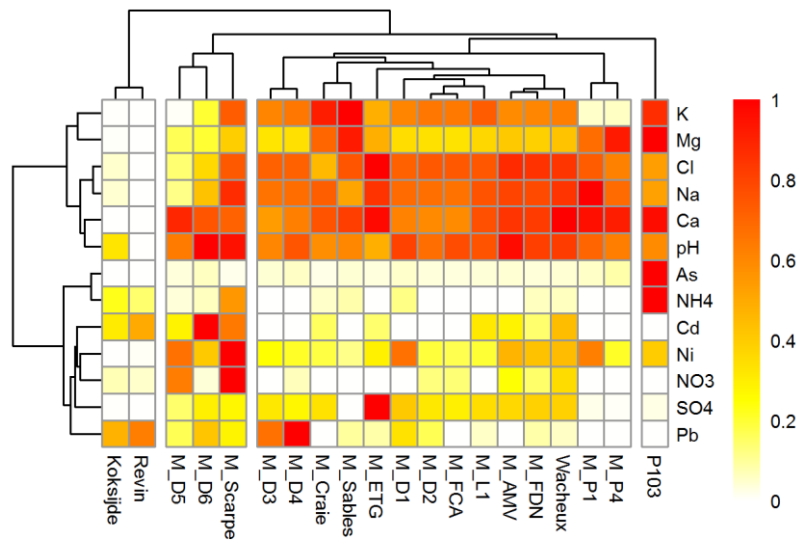


Figure 78. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de mars 2023.

Le gradient de couleur donne la concentration relative (après normalisation des données par variable) mesurée dans chaque échantillon pour chaque variable (blanc : concentration la plus faible, rouge : concentration la plus forte). Les dendrogrammes correspondent à la classification hiérarchique par la méthode de Ward des échantillons en haut, et des paramètres à gauche. Les groupes d'échantillons séparés par un espace correspondent aux groupes optimaux d'après la statistique de Mantel.

Enfin, les **Figures 79 et 80** présentent l'analyse des échantillons prélevés en septembre 2022, au cours d'une période de très basses eaux. Un certain nombre de points de prélèvement étant alors en assec, le jeu de données est plus petit. A nouveau, l'analyse distingue les précipitations et la Scarpe, mais pas la craie, les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe et les sols et eaux de surface du secteur Timmerman.

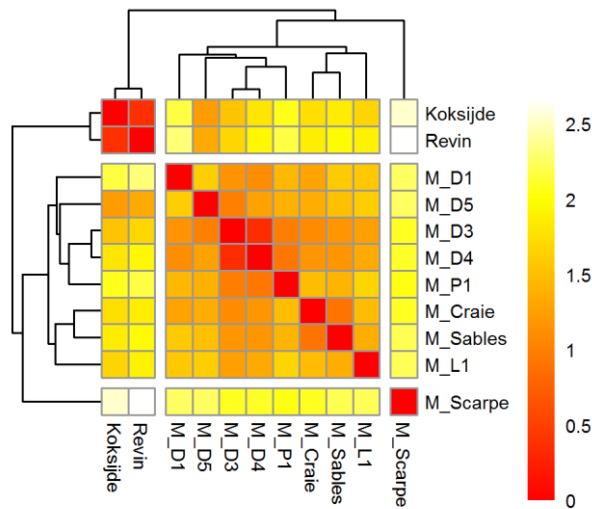


Figure 79. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en septembre 2022.

Rouge : échantillons très similaires ; jaune pâle : échantillons très différents. Le dendrogramme correspond à la classification hiérarchique par la méthode de Ward. Les groupes séparés par un espace correspondent aux groupes optimaux d'après la statistique de Mantel.

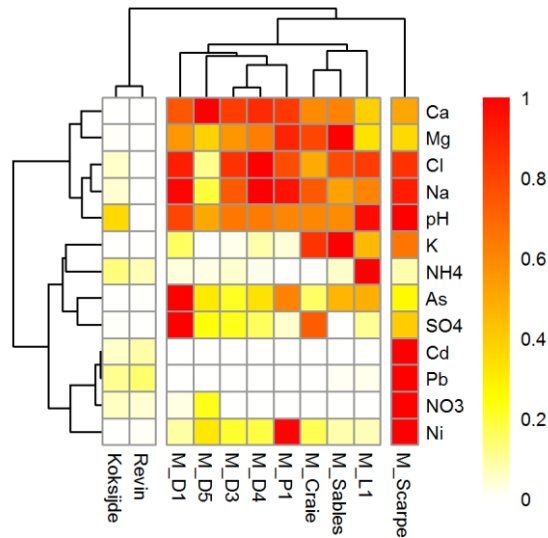


Figure 80. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de septembre 2022.

Le gradient de couleur donne la concentration relative (après normalisation des données par variable) mesurée dans chaque échantillon pour chaque variable (blanc : concentration la plus faible, rouge : concentration la plus forte). Les dendrogrammes correspondent à la classification hiérarchique par la méthode de Ward des échantillons en haut, et des paramètres à gauche. Les groupes d'échantillons séparés par un espace correspondent aux groupes optimaux d'après la statistique de Mantel.

L'analyse de similarité suggère donc une proximité forte et permanente entre les sables thanétiens, les sédiments quaternaires minéraux sous la tourbe, les sols du secteur Timmerman, les eaux de surface dans la tourbière et le Wacheux. Ces résultats corroborent les conclusions de l'analyse hydrologique (cf. Section 9) qui suggèrent une alimentation de l'ensemble de la tourbière et du Wacheux essentiellement par la nappe circulant dans les sables thanétiens et les sédiments minéraux quaternaires.

10.3.3.2 Analyse de mélange des composants finaux

L'analyse de mélange des composants finaux a été réalisée avec les paramètres disponibles à la fois pour les échantillons prélevés à Marchiennes et les données de composition chimique des eaux de pluie fournies par le réseau EBAS pour la station de Kolkzijde (les paramètres disponibles pour la station de Revin étant moins nombreux). La **Figure 81** donne la projection des différents points de mesure sur les deux composantes principales d'une ACP intégrant l'ensemble de ces paramètres et des échantillons.

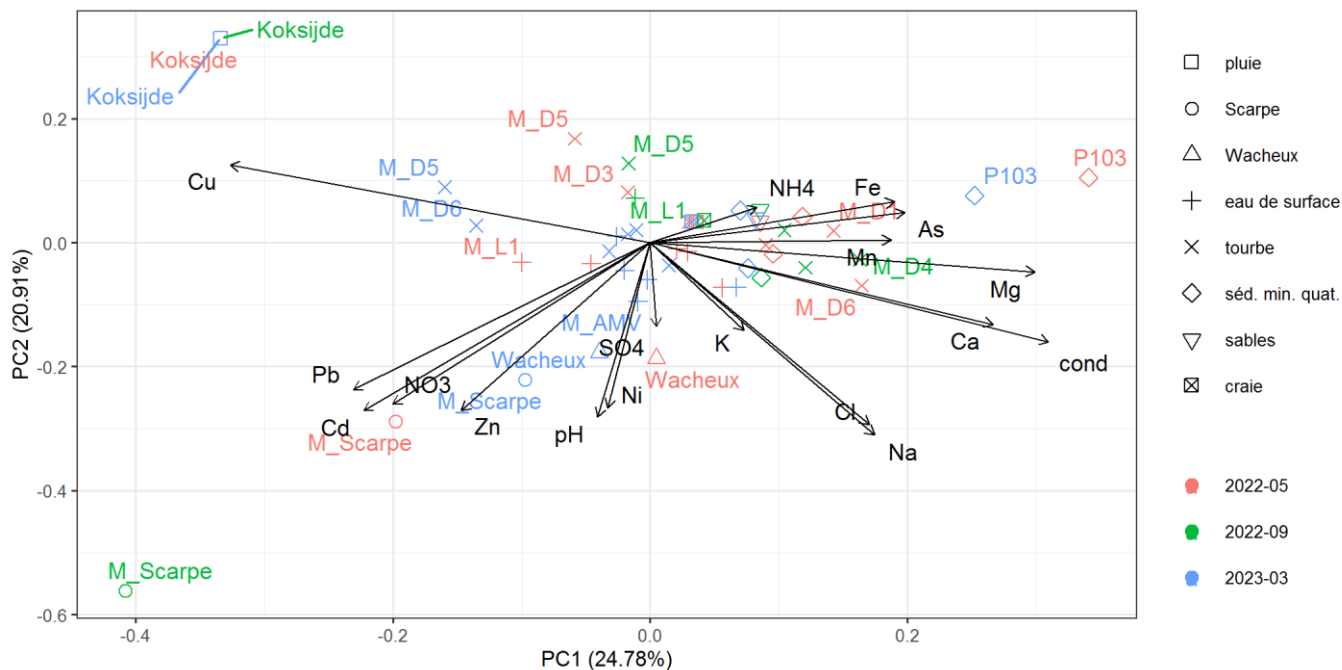


Figure 81. Analyse en Composantes Principales des données hydrochimiques retenues pour l'analyse de mélange des composants finaux à Marchiennes.

L'ACP permet de résumer un jeu de données multidimensionnelles en le projetant sur un nombre limité d'axes (ou composantes principales) tout en maximisant la quantité d'information conservée. L'échelle utilisée est de type 1 (sites). Le graphique, qui représente la projection sur les deux premières composantes principales, peut donc être lu comme suit :

- Les échantillons sont représentés par des points (le symbole et la couleur de ces points permettant d'identifier le type et la date du prélèvement), et les traceurs par des flèches.
- Deux échantillons proches ont une composition chimique similaire (et inversement).
- Les traceurs symbolisés par les plus longues flèches sont ceux qui différencient le plus les échantillons entre eux (et inversement).
- La projection à angle droit d'un échantillon sur la flèche symbolisant un traceur donne une approximation de la concentration de ce traceur dans cet échantillon, relativement aux autres échantillons. La direction de la flèche indique une augmentation de la concentration.

Les deux premiers axes de l'ACP représentent 49% de la variabilité totale du jeu de données. Les précipitations à Koksijde se démarquent nettement des autres échantillons par des concentrations en cuivre élevées, et une conductivité électrique et des concentrations en calcium et magnésium faibles. La Scarpe se distingue également nettement par des concentrations élevées en nitrates, plomb, cadmium et zinc ; et le Wacheux par un pH et des concentrations en nickel élevés. Le piézomètre P103, inséré dans les sédiments minéraux quaternaires en périphérie du site, se distingue par des concentrations plus importantes en fer et arsenic. Les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe et la craie séno-turonienne ont une composition très similaire, et proche de la plupart des prélèvements réalisés dans les eaux de surface et les sols de la tourbière.

Dans le jeu de données limité par les paramètres disponibles pour les précipitations, il n'a pas été possible de trouver une combinaison de traceurs permettant d'encadrer l'ensemble des échantillons prélevés dans la tourbière, en particulier dans les piézomètres. Il semble que les traceurs disponibles ne soient pas conservatifs dans les sols. Par contre, cela a été possible en réduisant le jeu de données aux seuls échantillons prélevés dans les eaux de surface, et en ne gardant qu'un nombre limité de traceurs : (conductivité, nickel, calcium et potassium) qui différencient au mieux les trois sources les plus probables (précipitations à Oksijde, M_Sables et Wacheux). L'ACP correspondante est présentée sur la **Figure 82**.

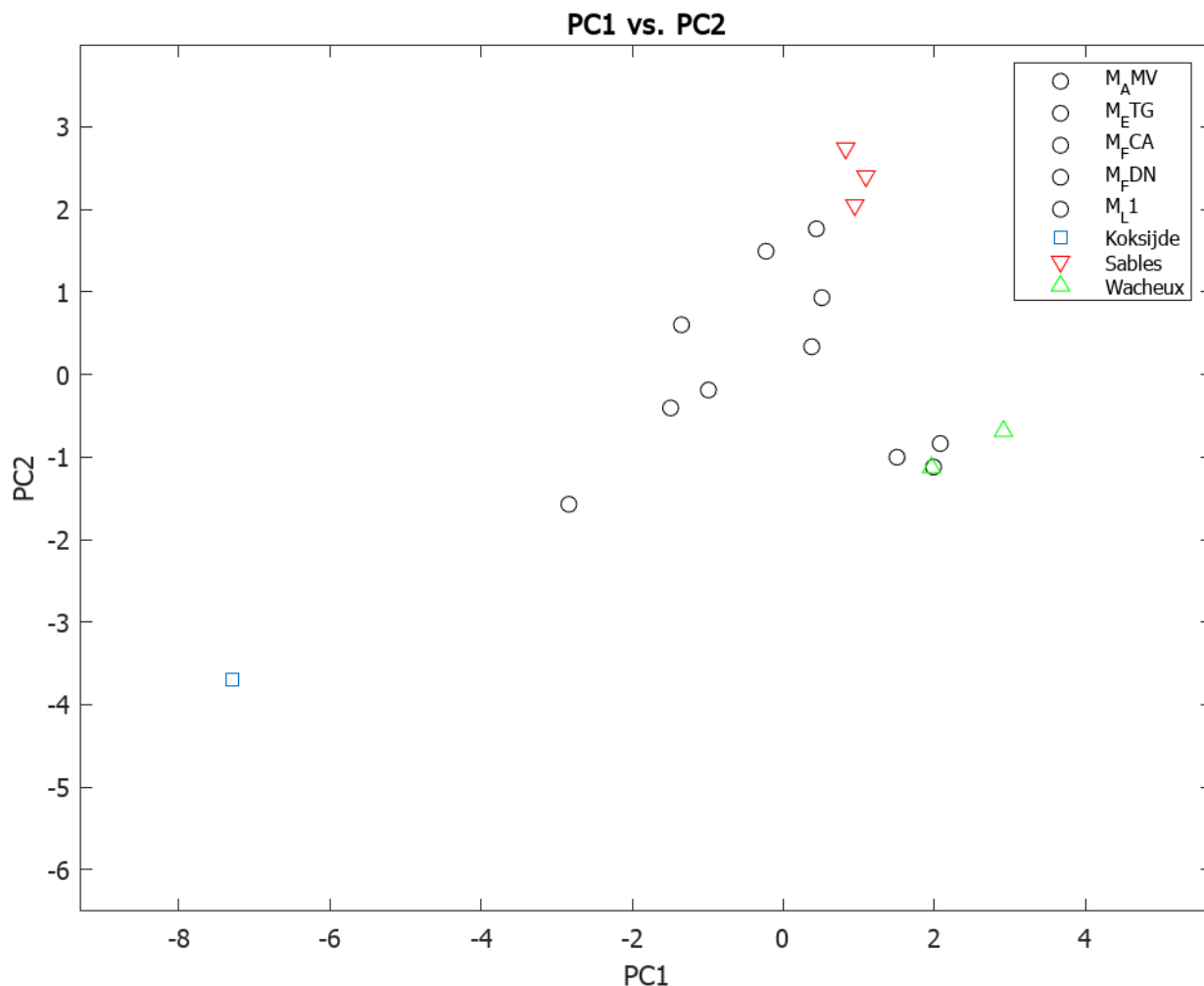


Figure 82. Analyse en Composantes Principales des eaux de surface (cercles noirs) et des sources potentielles à Marchiennes.

Pour l'analyse de mélange des composants finaux, l'ACP est réalisée dans un premier temps sur les seuls mélanges, puis les sources potentielles sont projetées de manière passive sur le(s) plan(s) formés par les premières composantes principales.

Conformément aux résultats de l'étude hydrologique (cf. Section 9), la contribution de la craie et de la Scarpe sont considérées comme nulles. Les contributions des trois sources potentielles telles qu'estimées par l'analyse de mélange des composants finaux sont listées dans le **Tableau 14**.

Tableau 14 . Contribution (%) des différentes sources à la composition chimique des eaux de surface à Marchiennes selon l'analyse de mélange des composants finaux.

Point de prélèvement	Date	Contribution (%)		
		Précipitations (Koksijde)	Sables	Wacheux
M_AMV	05-2022	9	64	27
M_ETG	05-2022	49	22	28
M_FCA	05-2022	7	87	6
M_FDN	05-2022	14	85	1
M_L1	05-2022	28	70	2
M_L1	09-2022	32	45	23
M_AMV	03-2023	5	0	95
M_ETG	03-2023	3	7	90
M_FCA	03-2023	28	46	26
M_FDN	03-2023	9	4	86
M_L1	03-2023	14	50	36

Si on exclut l'étang de pêche (M_ETG), et les données collectées en septembre 2022 les estimations sont à peu près cohérentes avec la compréhension du fonctionnement hydrologique du site telle qu'établie à

partir du suivi hydrologique (cf. Section 9). En période de décrue (mai 2022), les apports de la nappe des sables thanétiens contribueraient à hauteur de 70 à 87% dans le secteur Timmerman et dans la partie amont du fossé de la digue centrale, et les précipitations à hauteur de 7 à 28%. La contribution du Wacheux serait un peu plus importante dans ce même fossé juste en amont de l'ouvrage hydraulique sud (M_AMV), mais les sables (via la tourbière) y constitueraient encore 64% des apports, l'écoulement se faisant en effet de ce fossé vers le Wacheux.

En période de remise en eau (mars 2023), le Wacheux contribuerait à l'alimentation du fossé de la digue centrale à hauteur de 95% en amont de l'ouvrage hydraulique sud (M_AMV), et 86% plus en amont, le sens d'écoulement étant en effet du Wacheux vers le fossé pendant cette période. Il contribuerait de manière moindre, mais non négligeable (26-36%), à l'alimentation du secteur Timmerman (M_FCA et M_L1). La contribution des pluies au secteur Timmerman serait à peu près équivalente pendant les deux périodes, et un peu plus importante que dans le fossé de la digue centrale, ce qui est cohérent avec les résultats obtenus par le suivi temporel et la cartographie 3D de la conductivité électrique (cf. Sections 7 et 8).

Par contre, on note certaines incohérences majeures :

- la contribution du Wacheux au secteur Timmerman semble avoir nettement augmenté entre mai et septembre 2022, alors que celui-ci a été à sec de juillet à septembre 2022 ;
- la contribution du Wacheux à l'étang de pêche en mars 2023 (90%) est probablement totalement surestimée, l'étang ayant été déconnecté du Wacheux depuis janvier 2022.

Les résultats de l'analyse de mélange des composants finaux sont donc sujets à forte caution. L'analyse qui doit être menée par le BRGM sur un jeu de paramètres plus étendu (mais n'incluant donc pas les précipitations) apportera probablement quelques éléments complémentaires.

11 Géochimie

11.1 Objectifs

L'objectif principal de cette section est de vérifier un certain nombre d'hypothèses concernant l'évolution constatée des végétations à Marchiennes, mais aussi à Vred. Sur les deux sites on constate un développement plus vigoureux des ligneux depuis quelques décennies (cf. Section 4). A Vred, Goubet (2015) a émis l'hypothèse d'un enrichissement en phosphore disponible pour expliquer ce phénomène. Il a également émis l'hypothèse d'une diminution des apports en calcium, ce qui a pu conduire à une augmentation de la disponibilité du phosphore en limitant son immobilisation par co-précipitation avec la calcite. Outre le développement des ligneux, cette augmentation de la disponibilité du phosphore aurait conduit au remplacement de milieux oligotrophes (cladiaie et tremblant alcalin) par des roselières et des cariçaies plus eutrophes. Les investigations détaillées dans cette section ont donc pour objectif :

- de vérifier les concentrations et la disponibilité en phosphore dans les sols, et de les comparer aux valeurs-seuils disponibles dans la littérature et correspondant à un bon état de conservation des tourbières alcalines ;
- de fournir les variables géochimiques nécessaires à la caractérisation des facteurs environnementaux expliquant les différents types de végétation présentes à Marchiennes et à Vred (cf. Section 12).

11.2 Méthodes

Les 29 et 30 septembre 2022 au cours d'une période sans précipitations, deux prélèvements de tourbe de volume fixe ont été réalisés à environ 50 cm de part et d'autre du centre de chaque placette utilisée pour les relevés phytosociologiques (cf. Section 12), relocalisée avec un GPS différentiel RTK de précision centimétrique. La litière peu transformée a d'abord été enlevée, puis le prélèvement a été effectué en enfonçant à ras du sol un cylindre en acier de 15,1 cm de diamètre et de 18,8 cm de longueur (soit un volume de 3,367 l), en s'aidant éventuellement d'une scie à élaguer pour couper les végétaux ou restes végétaux résistants. Le cylindre et la tourbe qu'il contenait ont ensuite été extraits avec une bêche, et la tourbe dépassant de la base du cylindre égalisée avec la scie. Les deux prélèvements réalisés dans chaque placette ont ensuite été mélangés dans un même sac plastique étanche et transportés au laboratoire d'analyse des sols d'Arras de l'INRAE. Au total, 19 échantillons ont été prélevés et analysés (**Figure 83**). Deux placettes n'ont pas pu être échantillonnées, l'accès habituel par barque étant impossible du fait de niveaux d'eau trop bas.

Au laboratoire, les échantillons ont été stockés à +4°C jusqu'à leur analyse. Ils ont été pesés, puis mélangés. Un sous-échantillon a été pesé, séché à l'air à 40°C, pesé à nouveau puis broyé à 250 µm. La teneur en eau résiduelle a été déterminée par séchage sous-échantillon à 105°C. L'échantillon séché à l'air et broyé a été analysé pour déterminer la teneur en phosphore disponible par la méthode Olsen (nommé P_{Olsen} ci-après). La teneur totale en P, Na, Mn, Al, Ca, Fe, Mg et K a été déterminée par spectrométrie d'émission atomique (ICP-AES) après dissolution dans l'acide fluorhydrique. La répartition du phosphore total en différents stocks de solubilité et de disponibilité variables a été déterminée en utilisant la méthode proposée par Zak *et al.* (2008), ajustée selon les conseils de Zak (comm. pers., **Annexe D**), et qui consiste à quantifier le phosphore extrait par différentes solutions d'agressivité croissante : chlorure d'ammonium (NH₄Cl), bicarbonate/dithionite (BD), acide chlorhydrique (HCl) et hydroxyde de sodium (NaOH). Les stocks de phosphore ainsi extraits ont été nommés P_{NH4Cl}, P_{BD}, P_{HCl} et P_{NaOH}, respectivement. La teneur résiduelle en phosphore (P_{res}) a été calculée en soustrayant ces différents stocks de la teneur totale en phosphore déterminée par spectrométrie.

Cette procédure permet de distinguer différents stocks de solubilité et de disponibilité variables :

- Le phosphore extrait par la solution de chlorure d'ammonium (P_{NH4Cl}) correspond au phosphore dissous dans l'eau des pores du sol, ainsi qu'au phosphore faiblement lié à la surface des composés ferriques ou calciques et de la matière organique. Ce phosphore est immédiatement disponible pour les plantes.

- Le phosphore extrait par la solution de bicarbonate/dithionite (P_{BD}) est principalement lié aux composés ferriques sensibles au potentiel redox, en particulier les hydroxydes amorphes de Fe(III) et les complexes humiques de Fe(III). Ce stock de phosphore est donc sensible au niveau de la nappe et à la saturation du sol. Peu disponible dans les sols secs, il le devient en cas de remise en eau, par exemple suite à la restauration hydraulique de tourbières précédemment drainées. Il est alors relargué en masse dans la solution du sol et dans les eaux de surface, et peut conduire à des phénomènes d'eutrophisation importante (Zak & Gelbrecht 2007; Zak *et al.* 2008, 2010, 2017, 2022; Audet *et al.* 2020; Kreyling *et al.* 2021; Baumane *et al.* 2021). Il est disponible pour les plantes.
- Le phosphore extrait par la solution d'acide chlorhydrique (P_{HCl}) correspond au phosphore lié aux composés cristallins de fer, d'aluminium ou de calcium, non sensibles au potentiel redox mais sensible au pH, ainsi qu'à des composés phosphorés organiques hydrolysables en milieu acide. Il peut donc être mobilisé en cas d'acidification du milieu. Une partie de cette fraction semble pouvoir être mobilisée par les plantes, mais ce phénomène est encore mal compris (Zak, comm. pers.).
- Le phosphore extrait par la solution d'hydroxyde de sodium (P_{NaOH}) comprend le phosphore organique disponible par hydrolyse de la matière organique. Il peut donc devenir disponible en cas de minéralisation de la tourbe.
- Enfin, le phosphore résiduel correspond au phosphore non hydrolysable, indisponible quelle que soit l'évolution des conditions.

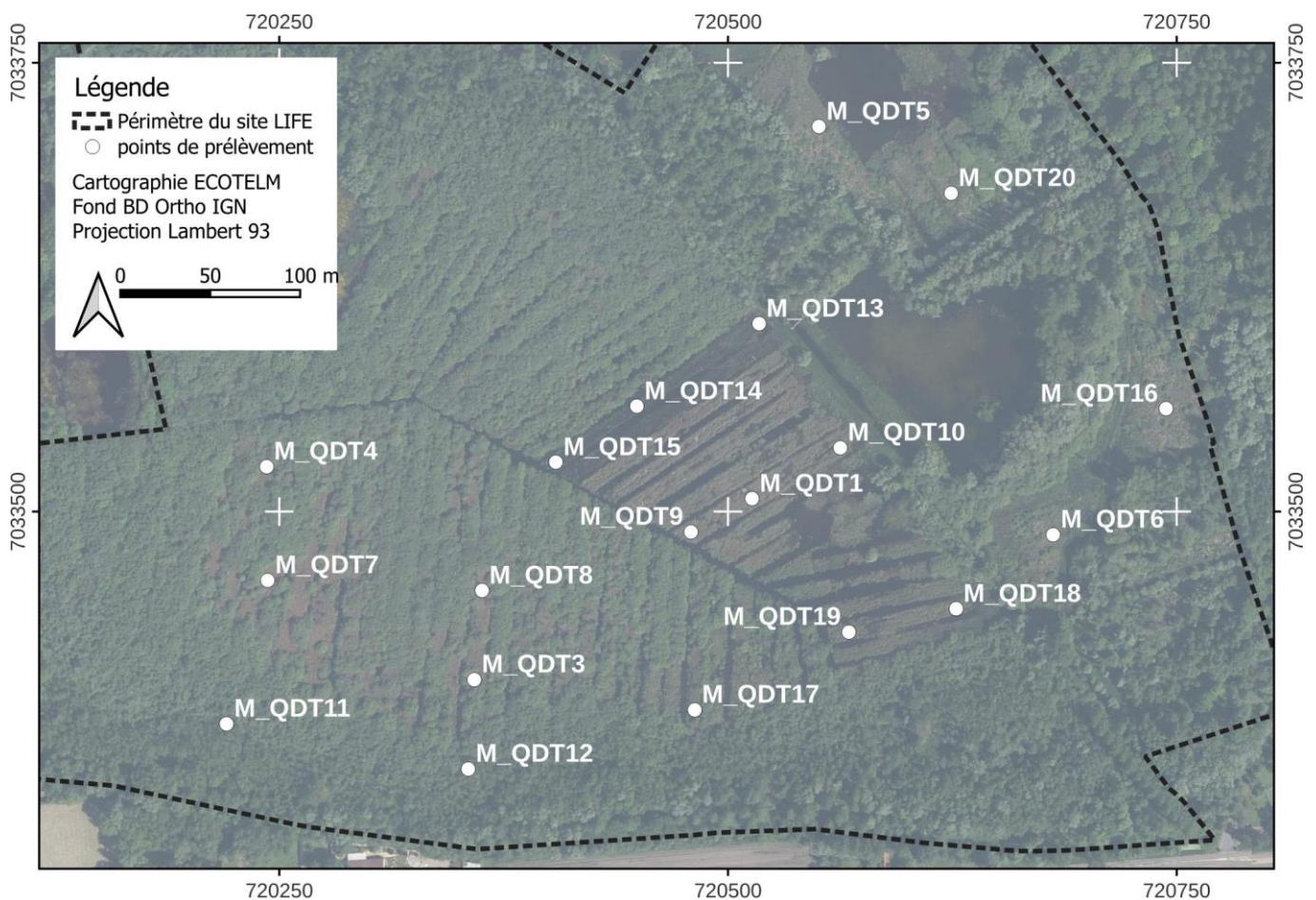


Figure 83. Localisation des prélèvements de sol pour analyse géochimique.

L'ensemble des concentrations ont été rapportées à la masse sèche (105°C), à la masse fraîche et au volume sur la base des différents volumes, masses et teneurs en eau déterminés au cours de la procédure. Les concentrations inférieures à la limite de détection ont été considérées comme égales à 0.

11.3 Résultats

11.3.1 Caractéristiques physico-chimiques générales

Le **Tableau 15** présente quelques statistiques descriptives des caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol prélevés à Marchiennes, rapportées au volume frais ou à la masse sèche.

Tableau 15. Statistiques descriptives des caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol prélevés à Marchiennes (moyenne +/- écart-type, [minimum – maximum]).

	g / l	mg / g MS
Al	3.965 +/-7.348 [0.316-30.001]	11.583 +/-8.523 [3.210-30.000]
Ca	8.991 +/-13.494 [3.138-63.079]	36.200 +/-6.740 [25.600-60.800]
Fe	2.645 +/-5.052 [0.313-20.001]	7.368 +/-6.246 [3.130-22.400]
K	1.095 +/-2.159 [0.167-9.135]	3.143 +/-2.162 [1.610-8.780]
Mg	0.533 +/-0.798 [0.145-3.500]	1.965 +/-0.538 [1.360-3.370]
Mn	0.064 +/-0.057 [0.013-0.225]	0.312 +/-0.168 [0.125-0.688]
Na	0.399 +/-0.641 [0.064-2.673]	1.344 +/-0.620 [0.603-2.670]
P	0.220 +/-0.191 [0.097-0.776]	1.062 +/-0.417 [0.595-2.390]
P_Olsen	0.007 +/-0.006 [0.002-0.026]	0.037 +/-0.012 [0.016-0.060]
densité	219.99 +/-223.088 [98.675-1038.494]	-

La densité des échantillons prélevés varie d'environ 100 à 1000 g/l au sein du site, avec une nette différenciation entre la zone nord-est et le secteur Timmerman (**Figure 84**). Cette observation est à mettre en lien avec l'histoire du site et la profondeur de la nappe (cf. Sections 2, 5, 6 et 9). Ainsi, dans le secteur Timmerman, une turfigénèse relativement importante et postérieure à la fin du 19^e siècle est avérée, favorisée par une forte remontée de la nappe voire une submersion suite à l'arrêt du pompage à des fins d'exploitation agricole. La réhumidification a été d'autant plus importante que le niveau du sol avait probablement été rabaissé par l'extraction de tourbe puis la subsidence liée au drainage agricole. La reprise de la turfigénèse qui a suivi l'abandon de l'exploitation agricole, probablement encore active au moins dans certains secteurs, a permis l'accumulation de tourbe contenant peu de matière minérale, et donc peu dense. Inversement, les tourbes dans la zone nord-est sont vraisemblablement plus anciennes, et sont fortement minéralisées en surface du fait des usages passés (dépôts des matériaux issus du curage des fossés, pastoralisme) et d'une profondeur de nappe nettement plus importante. Leur teneur en matière minérale et leur densité sont donc plus élevées. La densité la plus forte a été observée au niveau de la placette M_QDT5, située sur les remblais organo-minéraux issus du creusement de l'étang ENS dans les années 1960.

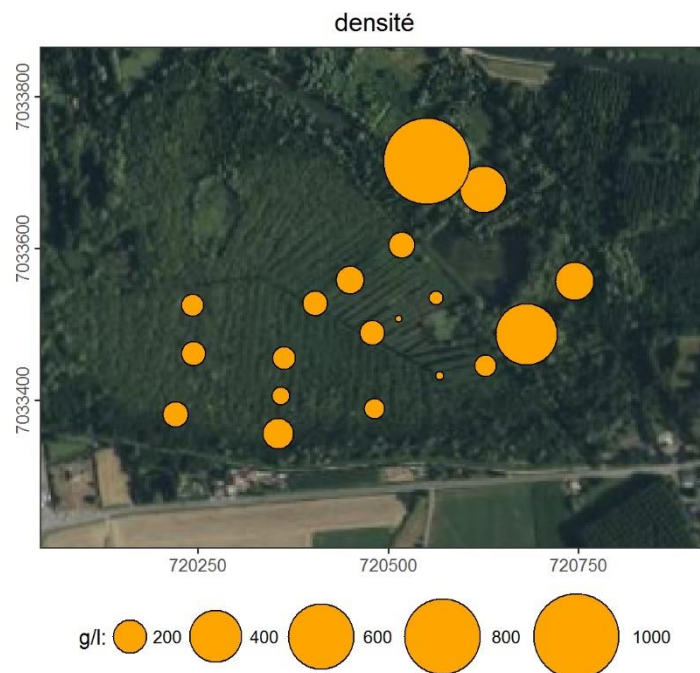


Figure 84. Densité des échantillons de sol.

Du fait de la forte variabilité de la densité des échantillons, on observe une très forte corrélation entre celle-ci et les différentes teneurs élémentaires rapportées au volume de sol ; et par conséquent entre ces différentes teneurs (**Figure 85**). Les coefficients de corrélation entre ces teneurs sont plus faibles lorsqu'elles sont rapportées à la matière sèche (**Annexe E**). Autrement dit, **la densité du sol est le principal facteur explicatif de sa teneur en éléments par unité de volume, quelle que soit la variable analysée.**

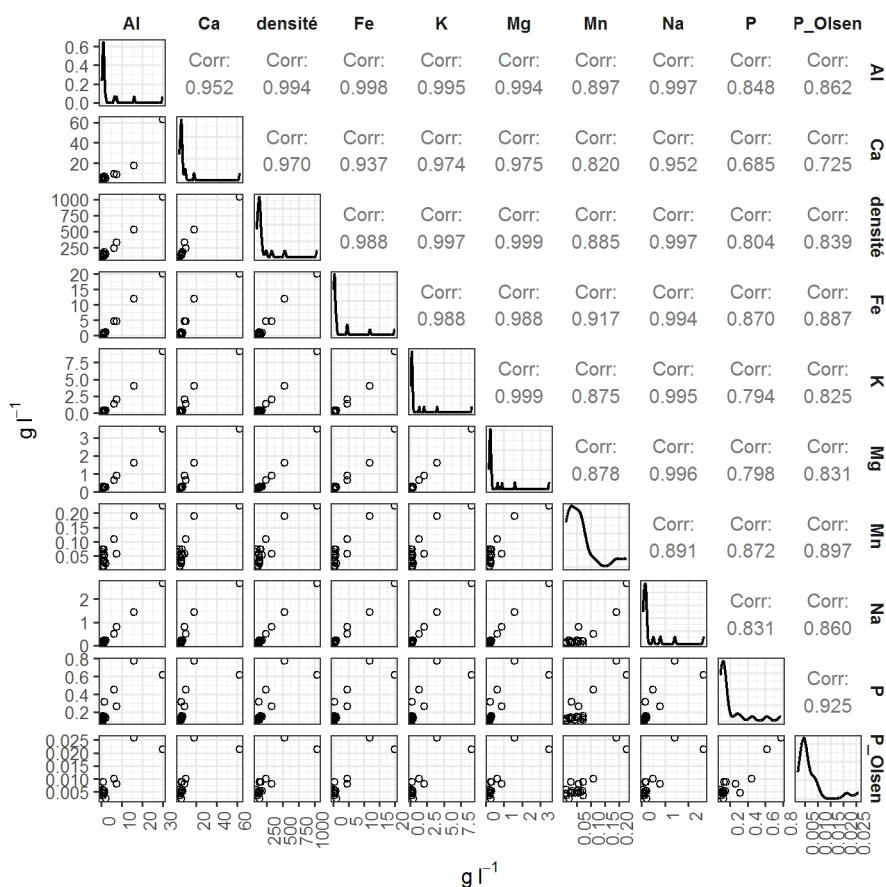


Figure 85. Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Marchiennes, exprimées par rapport au volume.

Les panneaux dans le triangle supérieur donnent les coefficients de corrélation de Pearson, ceux dans la diagonale la courbe de distribution empirique des valeurs, et ceux dans le triangle inférieur les nuages de points.

Les teneurs élémentaires en calcium, magnésium, potassium, fer et aluminium pour un même volume de sol sont donc nettement plus importantes dans la zone nord-est que dans le secteur Timmerman (Figures 86, 87, 88, 89 et 90).

Même si un peu moins prononcée, la distinction entre ces deux zones est également très nette pour les teneurs élémentaires rapportées à la matière sèche. Les teneurs en Al, Ca, Fe, K, Mg et Na rapportées à la matière sèche sont corrélées à la densité (**Annexe E**), même si moins fortement que lorsque rapportées au volume. Les différences de densité des sols reflètent donc des différences à la fois de compaction et de composition chimique, les sols les plus denses étant plus riches en éléments relativement lourds, et par déduction plus pauvres en éléments légers constitutifs de la matière organique, notamment en carbone. L'histoire du site, l'ancienneté des tourbes et leur degré de minéralisation expliquent évidemment ces différences.

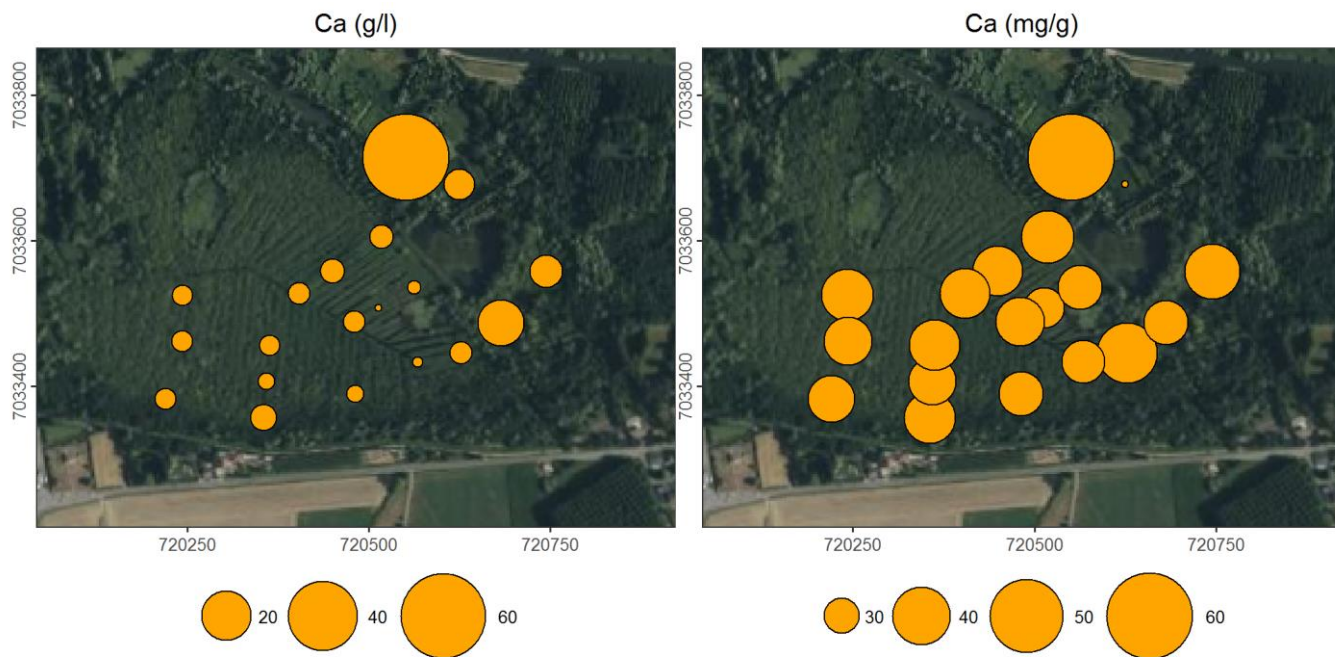


Figure 86 . Distribution des concentrations en calcium dans les sédiments de surface.

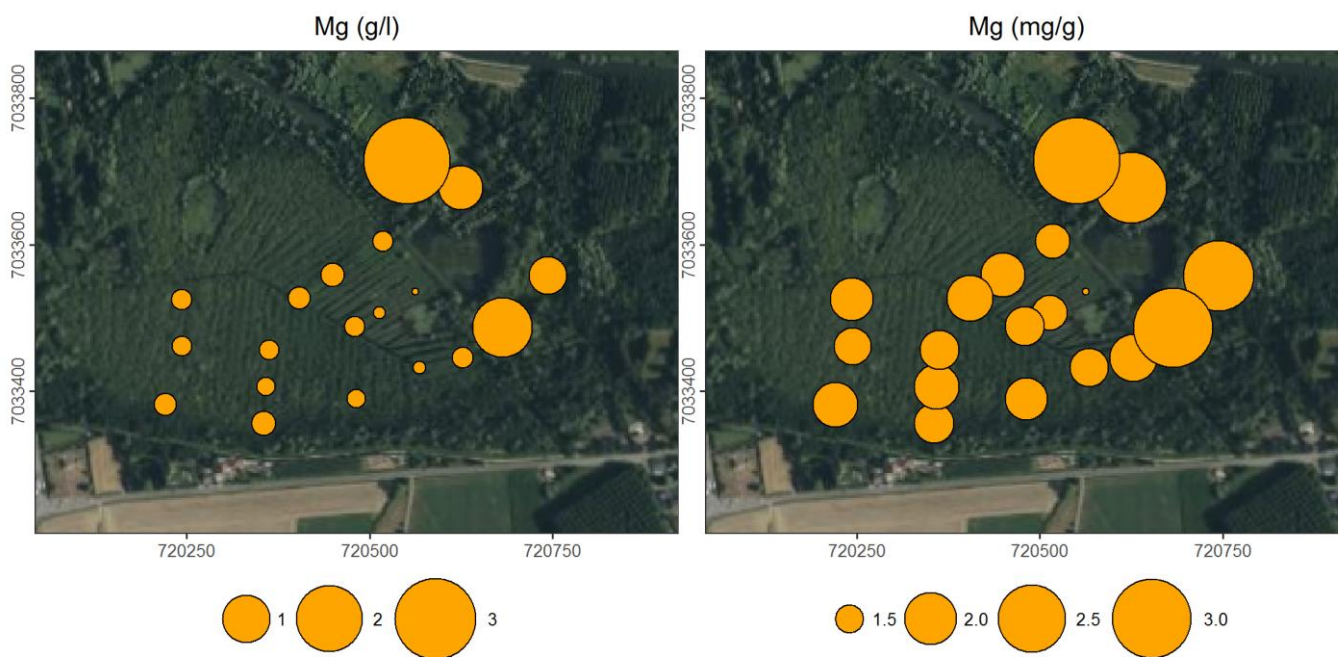


Figure 87 . Distribution des concentrations en magnésium dans les sédiments de surface.

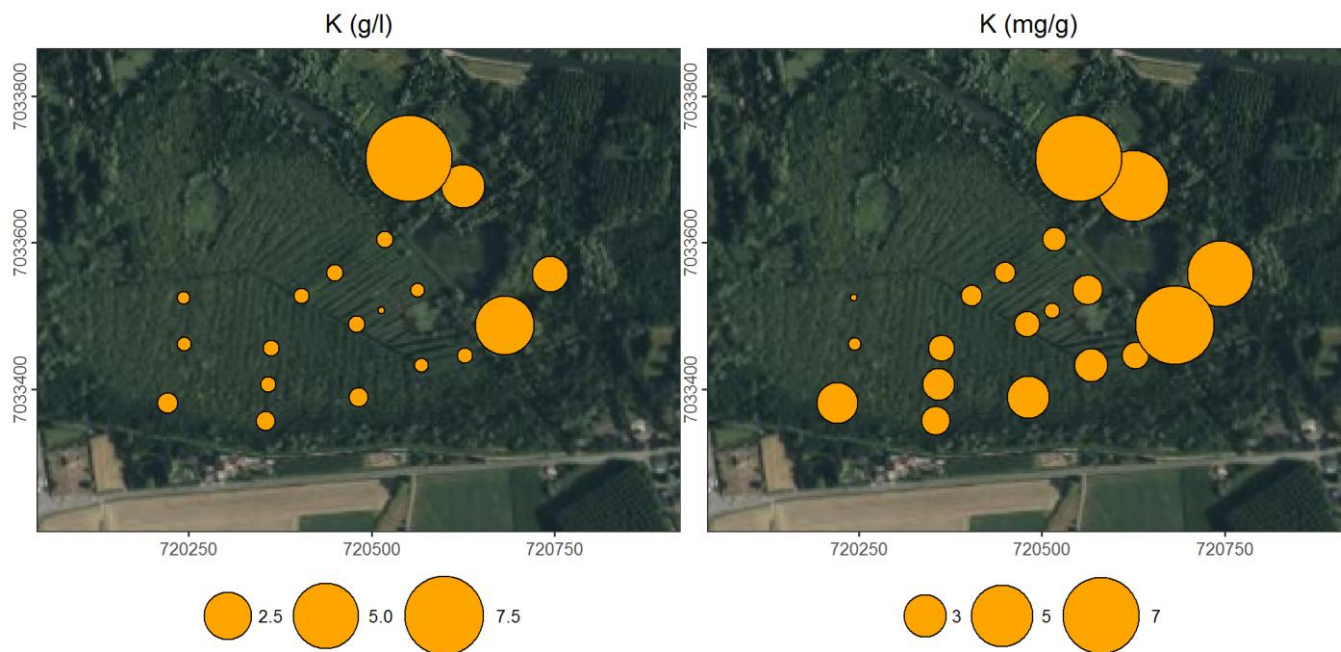


Figure 88 . Distribution des concentrations en potassium dans les sédiments de surface.

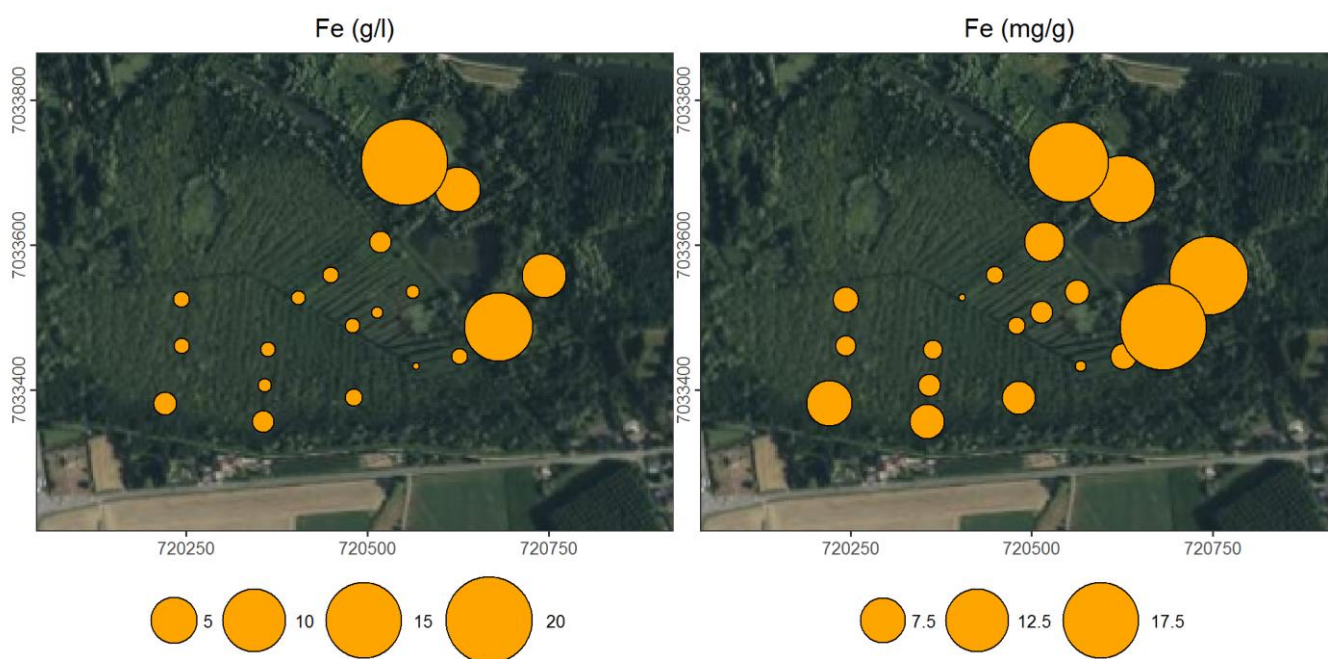


Figure 89 . Distribution des concentrations en fer dans les sédiments de surface.

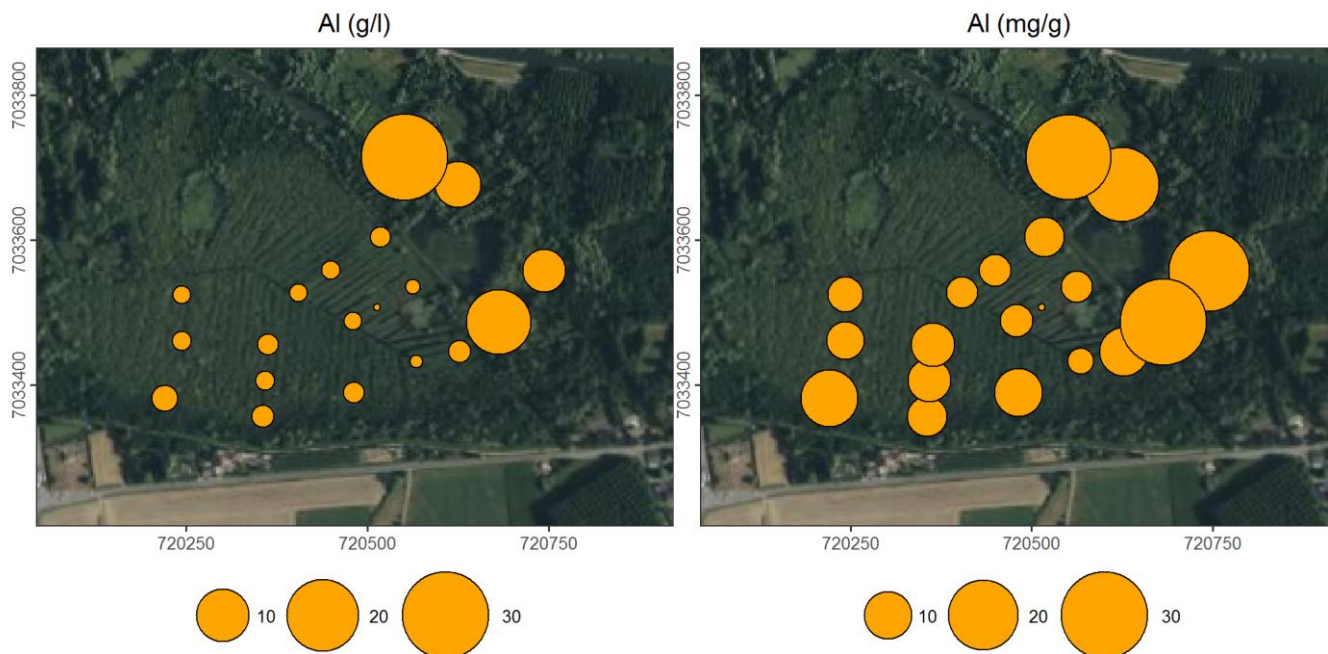


Figure 90 . Distribution des concentrations en aluminium dans les sédiments de surface.

11.3.2 Teneurs en phosphore

La **Figure 91** présente la distribution des teneurs en phosphore Olsen des sédiments de surface, exprimées par rapport au volume et à la masse sèche. Comme expliqué ci-dessus, les teneurs rapportées au volume reflètent la densité des sédiments, plus élevée dans la zone nord-est que dans le secteur Timmerman. Les teneurs rapportées à la masse sèche ne montrent par contre pas la différenciation entre ces deux zones observée pour les autres éléments.

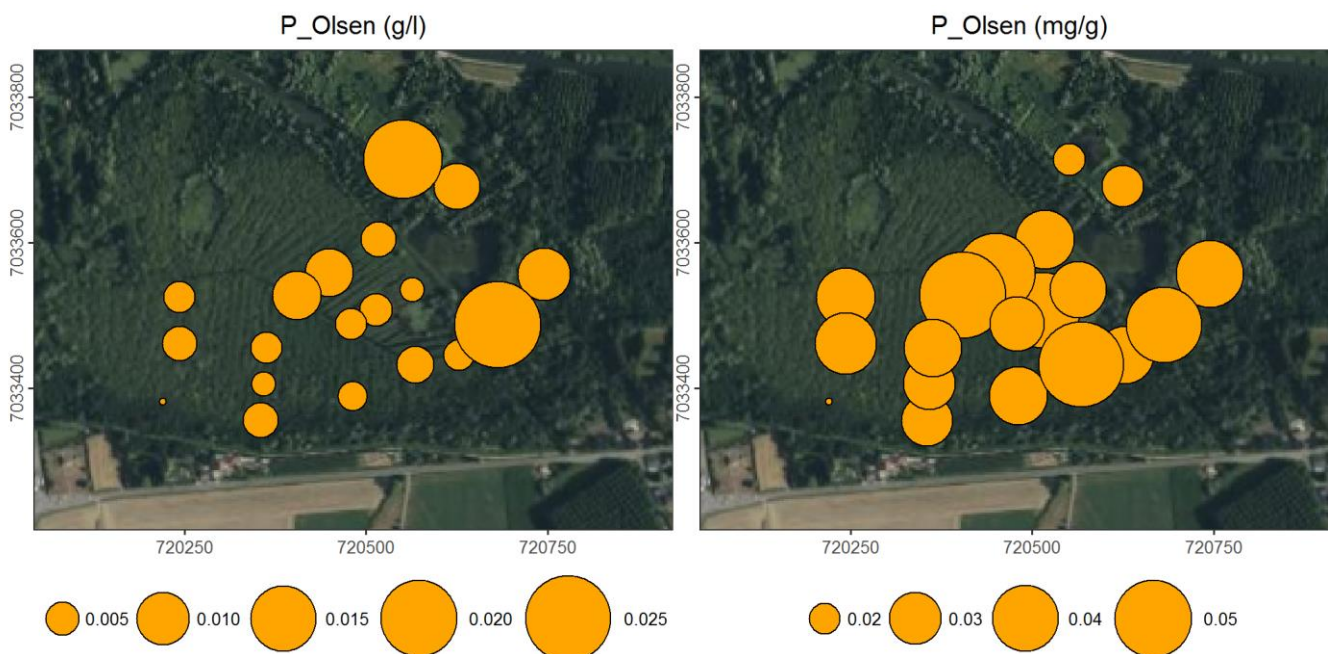


Figure 91. Distribution des concentrations en phosphore Olsen dans les sédiments de surface.

La **Figure 92** compare ces concentrations à quelques valeurs-seuils issues de la littérature :

- Beltman *et al.* (2009) recommandent que la teneur en P-Olsen ne dépasse pas 200–300 $\mu\text{mol/l}$ (soit 6.2-9.3 mg/l, valeurs-seuils *a*) et *c*) pour garantir un bon état de conservation des prairies tourbeuses riche en espèces.

- Lamers *et al.* (2014) indiquent que les teneurs en P-Olsen dans les tourbières alcalines européennes non fertilisées sont généralement inférieures à 250-500 $\mu\text{mol/l}$ (soit 7,7-15,5 mg/l , valeurs-seuil *b*) et *d*)¹.

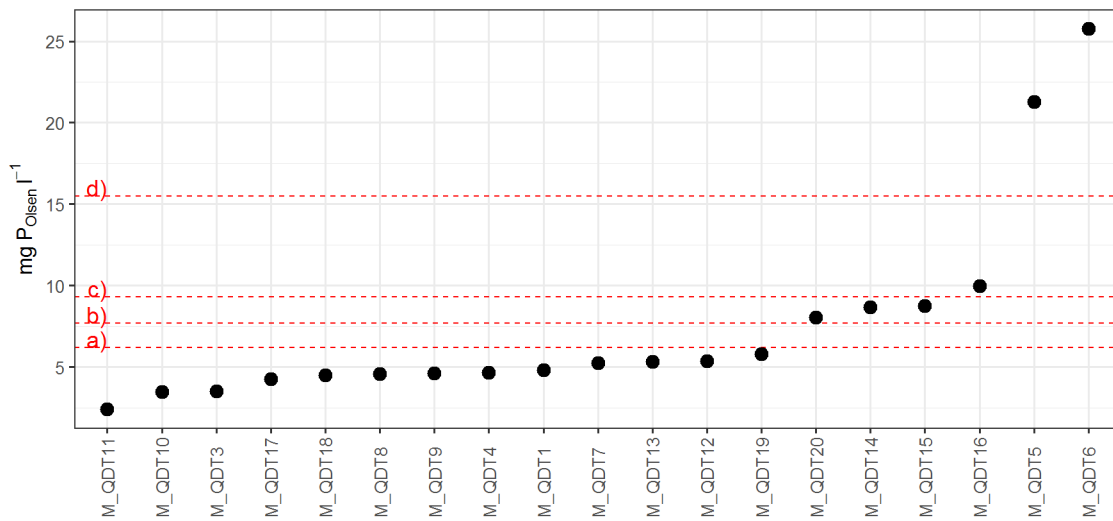


Figure 92. Concentrations en phosphore Olsen dans les sédiments de surface.

Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

Certaines concentrations en phosphore Olsen dépassent donc les valeurs-seuils cités dans la littérature en particulier dans la zone nord-est.

Van Diggelen (comm. pers.) suggère que, contrairement aux milieux secs, le phosphore total semble être un meilleur indicateur de la productivité dans les zones humides que le phosphore Olsen. En étudiant 30 tourbières alcalines de Belgique, des Pays-Bas et de Pologne, Emsens, Van Diggelen et leurs co-auteurs (Emsens 2017; Emsens *et al.* 2017) ont ainsi montré l'existence d'une limitation par le phosphore de la productivité des plantes lorsque la teneur en phosphore total est inférieure à 3,3 mmol P par litre de sol, soit 0,1 g/l. Ils ont également montré une corrélation négative entre la teneur en phosphore total et la fréquence des espèces de plantes vasculaires et de bryophytes considérées comme menacées (inscrites aux listes rouges nationales).

La majorité des valeurs mesurées à Marchiennes sont supérieures au seuil de 3,3 mmol P/l (Figure 93), les seules exceptions correspondant aux placettes M_QDT1 et M_QDT19. Les teneurs en phosphore total des sols à Marchiennes atteignent donc des valeurs menaçant potentiellement le bon état de conservation des habitats.

Les valeurs les plus importantes ont été mesurées dans la zone nord-est (Figure 94), dans les sols avec les plus fortes densités.

Les tourbes prélevées en surface étant postérieures à la fin du 19^e siècle dans le secteur Timmerman (cf. Section 5), leur enrichissement en phosphore l'est également. Cet enrichissement est vraisemblablement à mettre en lien avec les fortes concentrations en phosphates et phosphore total observées dans les eaux de surface alimentant la tourbière (Wacheux et écoulements issus de la ville de Marchiennes, cf. Section 10).

¹ Certaines publications du même groupe de recherche (Lamers *et al.* 2006; Loeb *et al.* 2006) suggèrent un seuil de 250-500 μmol par kg de masse sèche, ce qui est nettement différent, mais Leon Lamers et Alfons Smolders nous ont confirmé que le seuil doit bien être exprimé par rapport au volume.

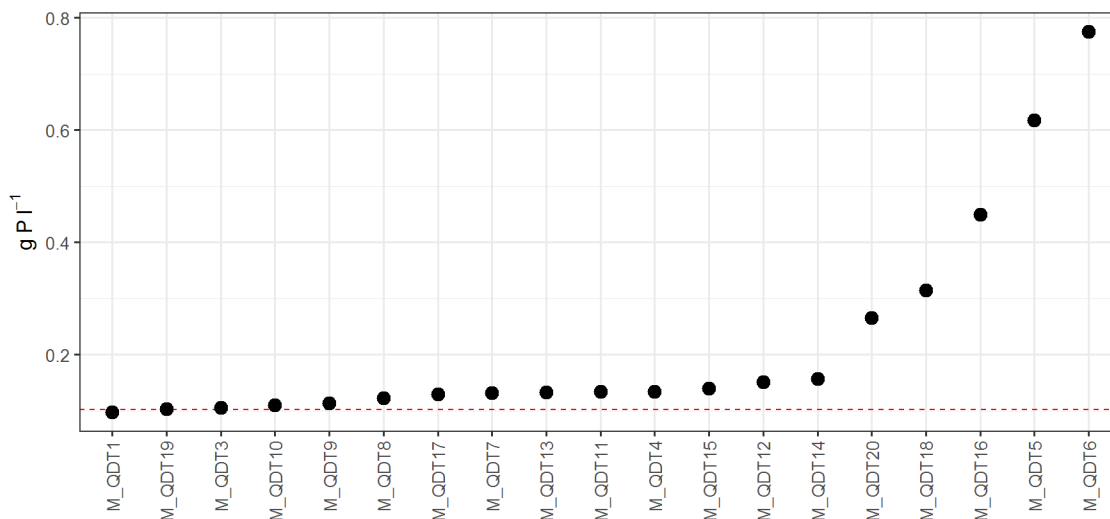


Figure 93. Concentrations en phosphore total dans les sédiments de surface.

Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

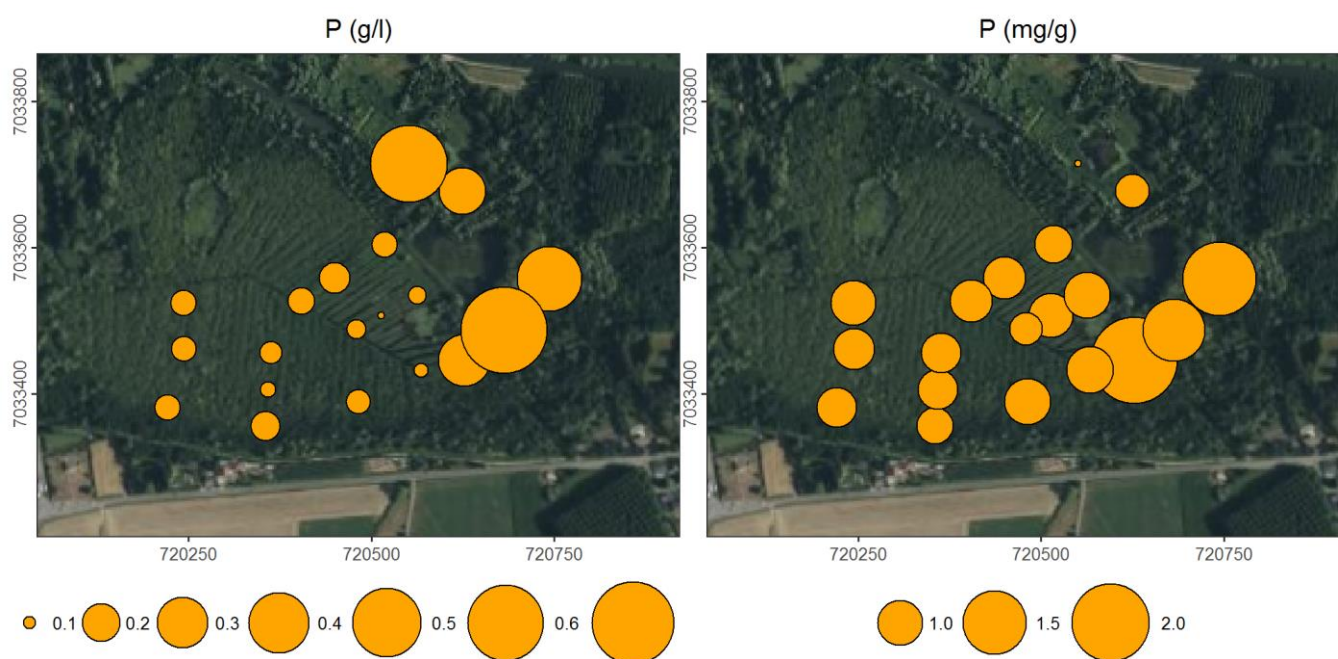


Figure 94. Distribution des concentrations en phosphore total dans les sédiments de surface.

Par contre, la distribution des teneurs en phosphore (Olsen comme total) et son lien évident avec la densité des sols suggèrent que les fortes teneurs mesurées dans la zone nord-est du site s'expliquent également par les usages historiques plus anciens et leur impact sur les sols par compaction, minéralisation de la matière organique et apports de matières minérales exogènes. Ces usages incluent le drainage, l'épandage des matériaux issus du creusement et du curage des fossés et des étangs, et vraisemblablement le pâturage voire la mise en culture. Zak *et al.* (2008) ont ainsi estimé que la perte de 10 cm de tourbe fibrique alcaline oligotrophe par oxydation suite à un drainage intense conduisait à une « auto-fertilisation » d'environ 110 kg de phosphore par hectare.

La durée de la dernière phase forestière ne semble pas avoir eu un impact sur les concentrations en phosphore total : par exemple les placettes M_QDT11 et M_QDT12, sous couvert arbustif puis arboré continu depuis au moins 1955 (cf. Section 4), ont des teneurs relativement faibles.

11.3.3 Disponibilité du phosphore

Les **Tableaux 16 et 17** donnent quelques statistiques descriptives des différents stocks de phosphore déterminés selon la procédure proposée par Zak *et al.* (2008), pour le premier exprimés en $\mu\text{mol P / g}$ de masse sèche à des fins de comparaison avec les données de la littérature, et pour le second exprimés en mg P / l de sol. La **Figure 95** détaille les différents stocks pour chaque placette. Quelques valeurs de phosphore résiduel (P_{res}) sont négatives du fait de la marge d'erreur des mesures.

Tableau 16. Quantités de phosphore extraites par la procédure d'extraction séquentielle ($\mu\text{mol P / g}$ de matière sèche)

variable	n	min	mean	sd	median	max
P_NH4Cl	19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
P_BD	19	0.00	0.46	1.09	0.00	3.26
P_HCl	19	2.74	5.33	3.58	4.26	15.69
P_NaOH	19	0.00	16.44	5.57	16.47	27.38
P_res	19	-5.46	12.07	11.34	11.01	49.78

Tableau 17. Quantités de phosphore extraites par la procédure d'extraction séquentielle (mg P / l de matière fraîche)

variable	n	min	moyenne	écart-type	médiane	max
P_NH4Cl	19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
P_BD	19	0.00	2.27	5.77	0.00	20.55
P_HCl	19	8.76	39.36	46.41	18.46	165.58
P_NaOH	19	0.00	103.79	76.39	75.79	297.86
P_res	19	-24.71	74.87	83.90	42.38	339.13

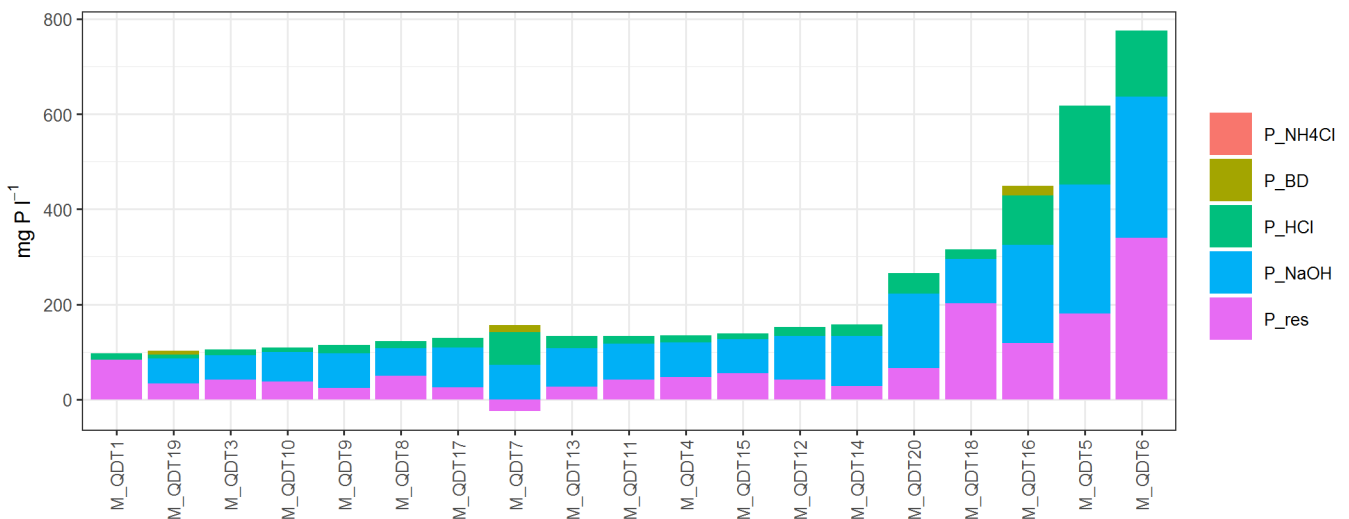


Figure 95. Stocks de phosphore (rapportés à la matière sèche) pour chaque placette.

A Marchiennes, les teneurs en P_{NH4Cl} étaient systématiquement sous la limite de détection¹. Zak *et al.* (2008) notent également une très faible contribution (moins de 1%) du phosphore extractible par le chlorure d'ammonium au stock de phosphore total dans l'ensemble des tourbes étudiées, provenant de sept tourbières acides et alcalines de Pologne et d'Allemagne, y compris dans des tourbières drainées et exploitées par pâturage intensif depuis plusieurs décennies.

Les teneurs en P_{BD} sont également très faibles par rapport au stock total : seules trois valeurs étaient supérieures à la limite de détection, avec un maximum de $3,26 \mu\text{mol P / g MS}$. Ces teneurs sont nettement inférieures à celles mesurées par Zak *et al.* (2008) dans des tourbes fortement minéralisées à la surface de tourbières drainées et pâturées ($5,4\text{-}14,3 \mu\text{mol P / g MS}$). **Le phosphore de l'horizon supérieur du sol**

¹ $0,5 \mu\text{mol P/l}$, alors que les analyses réalisées par Zak *et al.* (2008) avaient une limite de $0,1 \mu\text{mol P/l}$.

à Marchiennes, y compris dans la zone nord-est rarement voire jamais inondée, semble donc avoir un faible potentiel de remobilisation en cas d'une éventuelle remise en eau, naturelle ou délibérée. Inversement, les teneurs en P_HCL et P_NaOH sont respectivement et en moyenne 5 et 2 fois supérieures à celles mesurées par Zak *et al.* (2008) dans des tourbes de surface de tourbières en bon état de conservation, et se rapprochent de celles mesurées dans des tourbières drainées et pâturées de manière intensive.

11.4 Conclusion

Les tourbes de surface prélevées à Marchiennes montrent de fortes teneurs en phosphore, dépassant généralement les valeurs-seuils données par la littérature pour les tourbières alcalines en bon état de conservation. Toutefois ce phosphore semble en grande partie être immobilisé soit dans la matière organique hydrolysable (P_NaOH) soit dans des composés peu sensibles aux changements de potentiel d'oxydo-réduction et donc de niveau de nappe, mais sensibles à l'acidification (P_HCL). Le maintien de la profondeur de la nappe ainsi que des apports en bases par les eaux souterraines et de surface est donc un enjeu important pour éviter la mobilisation de ce stock de phosphore et une eutrophisation marquée des habitats. Un étrépage des horizons organo-minéraux superficiels pourrait être testé dans la zone nord-est, ceux-ci constituant un stock important de phosphore.

12 Végétation

12.1 Objectifs

L'objectif de ce chapitre est de comprendre quels sont les facteurs environnementaux qui peuvent expliquer les différences de végétation au sein des tourbières de Vred et de Marchiennes, en corrélant des données de végétation avec les données environnementales décrites dans les chapitres précédents. Même si de nombreux habitats sont présents sur les deux sites, leur distribution spatiale est inégale, et les analyses paléoécologiques montrent que les deux sites ont suivi des trajectoires différentes. En particulier, les cladaïes historiquement dominantes à Vred ont laissé la place à des roselières, des cariçaies et des boisements humides à Vred (Goubet 2015) ; alors qu'elles sont encore bien présentes à Marchiennes. La dynamique des ligneux semble également plus forte à Vred qu'à Marchiennes. Pour répondre à cet objectif, les données collectées sur les deux sites ont fait l'objet d'une seule et même analyse. Ce chapitre est donc repris de manière strictement identique dans le présent rapport et dans celui dédié à la tourbière de Vred (Duranel 2024a).

12.2 Méthodes

12.2.1 Relevés de végétation

La végétation a été relevée dans 40 placettes distribuées au sein des deux sites (21 à Marchiennes, **Figure 96**, et 19 à Vred, **Figure 97**). Les placettes ont été positionnées pour échantillonner au mieux les gradients de végétation et les différents gradients environnementaux observés au sein des sites. Les facteurs déterminant les cladaïes et les roselières revêtant un intérêt particulier, ces habitats ont néanmoins fait l'objet d'une pression d'échantillonnage plus importante que les autres. Le plan d'échantillonnage a également dû tenir compte de certaines contraintes matérielles (notamment d'accès).

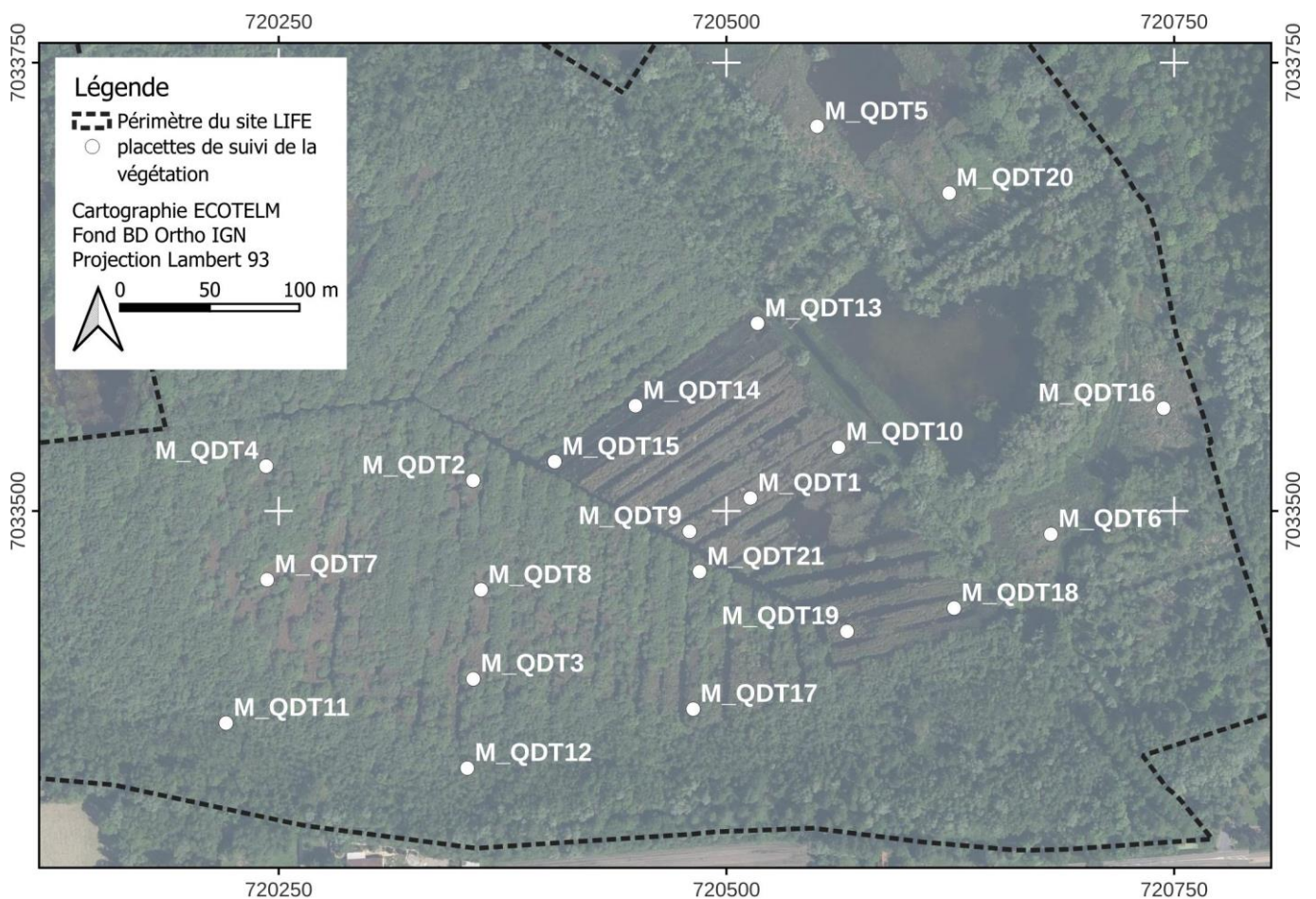


Figure 96. Localisation des placettes de suivi de la végétation à Marchiennes.

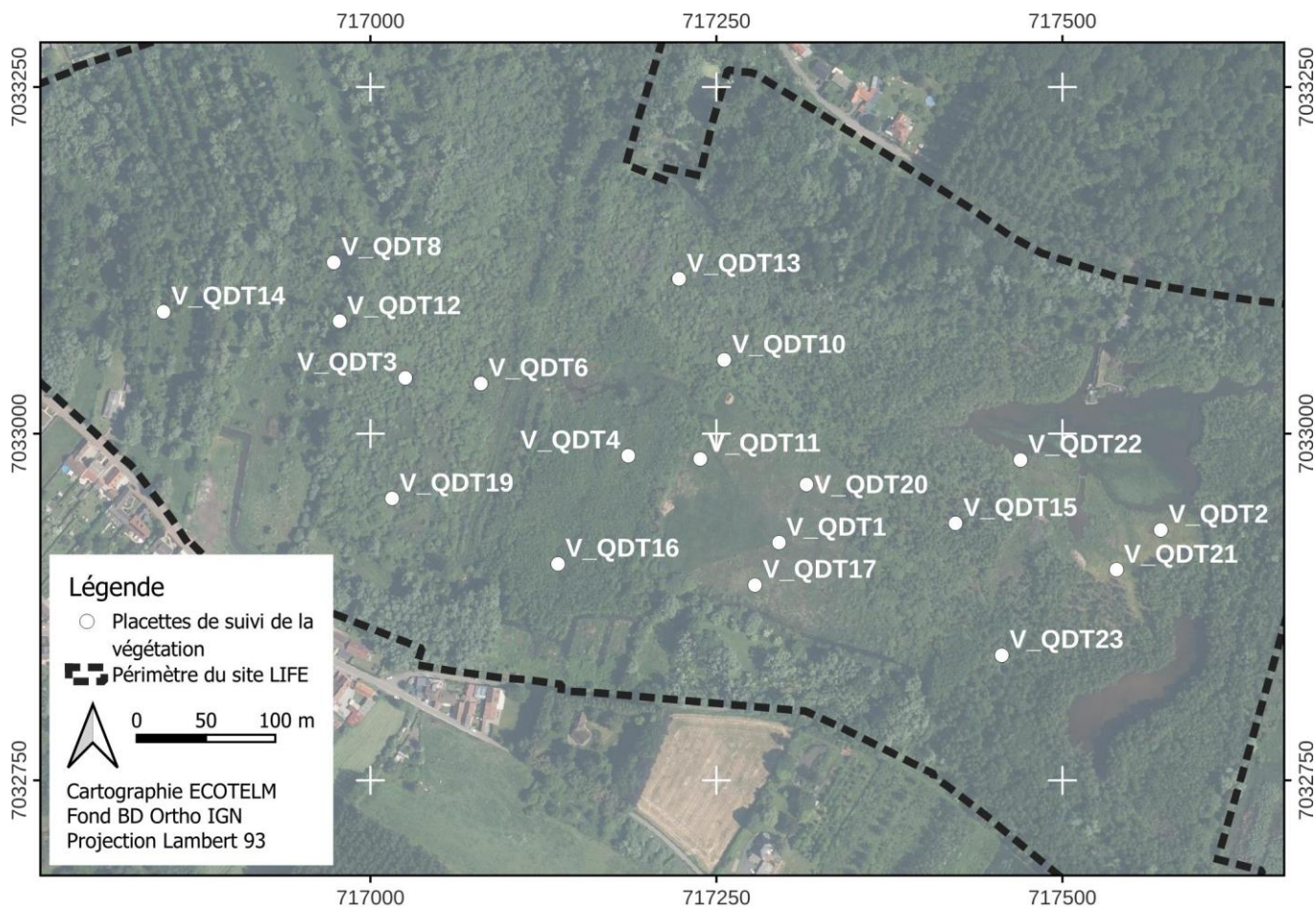


Figure 97. Localisation des placettes de suivi de la végétation à Vred.

Certaines placettes ont été positionnées aux emplacements des sondages paléoécologiques réalisés par Goubet (2015) à Vred, pour permettre de corréliser végétations actuelles et passées. Enfin, une placette a été mise en place à proximité de chacun des piézomètres suivis au cours des deux études (cf. Section 9).

Dans les habitats ouverts, les placettes ont une taille fixe de 2x2 m, suffisamment petite pour que les caractéristiques édaphiques y soient relativement homogènes. Dans les habitats boisés, les strates muscinales et herbacées ont été relevées au sein d'une placette de 2x2 m, et les strates arbustives et arborescentes au sein d'une placette de 10x10 m, ayant le même centroïde et la même orientation que la placette de 2x2 m. Les placettes ont été positionnées et orientées de façon à ce que la végétation et la topographie y soient homogènes. Les quatre coins des placettes ont été géolocalisés au moyen d'un GPS différentiel RTK Leica GS07 de précision centimétrique, afin de pouvoir être relocalisés dans le futur (**Annexe F**). L'altitude moyenne du sol au niveau de chaque placette au moment du relevé de végétation a été calculée comme la moyenne des altitudes des quatre coins (après exclusion des points les plus imprécis si nécessaire).

Au sein de chaque placette, l'abondance/dominance de chaque espèce (plantes vasculaires et bryophytes) a été estimée visuellement sur l'échelle de Braun-Blanquet adaptée comme décrit dans le **Tableau 18**. La sociabilité n'a pas été relevée. L'identification des bryophytes a été systématiquement vérifiée au laboratoire. Les ouvrages de référence ont été Smith & Smith (2004) pour les mousses et Hugonnot & Chavoutier (2021) pour les hépatiques. La nomenclature suit le référentiel taxonomique TaxRef v13.0, en vigueur lors de la saisie des données.

Tableau 18. Échelle d'abondance/dominance utilisée.

Code	Abondance/dominance	Recouvrement (%) utilisé pour les analyses statistiques
0	espèce non observée	0
i	Individu unique couvrant moins de 1% de la surface de la placette	0,1
r	quelques rares individus couvrant moins de 1% de la surface de la placette	0,5
+	individus peu abondants couvrant moins de 5% de la surface de la placette	1
1	individus assez abondants couvrant moins de 5% de la surface de la placette	3
2a	nombre d'individus quelconque, couvrant 5-15% de la surface de la placette	10
2a	nombre d'individus quelconque, couvrant 15-25% de la surface de la placette	20
3	nombre d'individus quelconque, couvrant 25-50% de la surface de la placette	37,5
4	nombre d'individus quelconque, couvrant 50-75% de la surface de la placette	62,5
5	nombre d'individus quelconque, couvrant 75-95% de la surface de la placette	85
6	nombre d'individus quelconque, couvrant 95-100% de la surface de la placette	97,5

12.2.2 Variables environnementales

Les données décrites aux chapitres précédents constituent l'essentiel des données environnementales disponibles :

- géochimie de l'horizon supérieur du sol, disponible pour 38 des 40 placettes (cf. Section 11). Les variables issues de l'extraction séquentielle du phosphore P_NH4Cl et P_BD, qui contenaient un trop grand nombre de valeurs inférieures aux limites de détection, ont été supprimées.
- profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol, mesurée dans les piézomètres (cf. Section 9), disponible pour 14 placettes (6 à Marchiennes et 8 à Vred).
- conductivité électrique (25°C) et pH de la nappe de la tourbe, prélevée dans les piézomètres (cf. Section 7), disponible pour 14 placettes (6 à Marchiennes et 8 à Vred). Les données ont été moyennées sur l'ensemble de la période de suivi.
- hydrochimie de la nappe de la tourbe, prélevée dans les piézomètres (cf. Section 10), disponible pour 14 placettes (6 à Marchiennes et 8 à Vred). Les données collectées en mai 2022 et mars 2023 ont été moyennées. Celles collectées en septembre 2022 n'ont pas été incluses, un grand nombre de piézomètres étant alors à sec.

La géochimie du sol n'a malheureusement pas pu être déterminée au niveau de la placette M_QDT2, couplée au piézomètre M_D2. Les placettes pour lesquelles les quatre types de données sont disponibles sont donc au nombre de 13.

Plusieurs statistiques descriptives ont été calculées à partir des données de profondeur de nappe : minimum (codé min sur les graphiques de ce chapitre), maximum (max), médiane (med), moyenne (moy), écart-type (et), amplitude (ampl), 5^e et 95^e centiles (q5 et q95), durée de submersion (profondeur supérieure à 0) en proportion de la durée de suivi (subm), déficit et excès hydriques (wtd et wte). Ces deux dernières variables correspondent à la somme des profondeurs inférieures à 0 (supérieures ou égales à 0) divisée par la durée totale de suivi. Les données sont exprimées en mètres, sauf pour subm (proportion de la durée de suivi). Ces statistiques ont été calculées sur l'ensemble de la période de suivi, ainsi que sur la période de croissance de la végétation (mai-septembre inclus). Les statistiques calculées sur la période de végétation ont reçu le même code, mais avec le suffixe « _est ».

A ces trois groupes de variables ont été ajoutées pour les 40 placettes :

- la pression de gestion par pâturage ou fauche, estimée d'après les documents fournis par le PNRSE sur la base d'une échelle semi-quantitative : nulle (aucune gestion au cours des 20 dernières années), occasionnelle (arrachage des ligneux ou fauche une ou deux fois au cours des 20 dernières années), pluriannuelle (fauche ou pâturage régulier tous les 3-6 ans), annuelle (fauche ou pâturage tous les ans).

- l'occurrence au 18^e ou 19^e siècle d'un fort abaissement de la surface de la tourbière, avec submersion prolongée, évaluée sur la base de l'analyse géohistorique (cf. Section 2), des analyses stratigraphiques et paléoécologiques (cf. Section 5 et 6) et de la topographie actuelle. Cette abaissement de la surface du sol a résulté de l'extraction de tourbe au 18^e siècle à Vred (caissons est et ouest, secteur STOC, et secteur est selon la typologie de Goubet 2015) et à Marchiennes (secteur Timmerman), ainsi que de la remise en eau du secteur Timmerman à Marchiennes après le drainage, la mise en culture et la subsidence du sol au 19^e siècle.
- une estimation de la profondeur moyenne de la nappe par rapport à la surface du sol, calculée en soustrayant à l'altitude du sol au niveau de chaque placette l'altitude moyenne de la nappe dans chacun des deux sites, mesurée dans les piézomètres et limnimètres (cf. Section 9). Cette variable donne une estimation relativement grossière de la profondeur moyenne de la nappe y compris pour les placettes non couplées à un piézomètre.

Ces trois dernières variables sont respectivement codées « coupe », « ab_sol » et « pfd_nappe ».

12.2.3 Analyse des données

Les relevés ont été rattachés manuellement à la nomenclature phytosociologique des zones humides du Nord-Pas-de-Calais proposée par Catteau *et al.* (2009), avec l'aide des travaux phytosociologiques existants menés à Vred et Marchiennes (Biotope 2019; Fontenelle & Duhayon 2019). Il est à noter que les placettes ont une surface inférieure à celle généralement utilisée en phytosociologie sigmatiste, l'identification des groupements végétaux présents sur les sites n'étant pas l'objectif principal de l'étude. Pour certaines placettes, le rattachement à la nomenclature phytosociologique est donc incertain, et donné à titre indicatif.

Les données piézométriques et hydrochimiques n'étant disponibles que pour un nombre restreint de placettes, les relations entre végétations et environnement ont été analysées à deux échelles : d'une part pour l'ensemble des 38 placettes (jeu de données complet) pour lesquelles les données géochimiques sont disponibles, et d'autre part pour les 13 placettes pour lesquelles des données géochimiques, piézométriques et hydrochimiques sont disponibles (jeu de données restreint). L'ensemble des analyses a été réalisé sous R v. 4.2.2 (R Core Team 2022).

Les résultats des analyses géochimiques pouvant être exprimés à la fois par rapport au volume et à la masse sèche, la capacité de chacun de ces deux jeux de données à expliquer la végétation a été évaluée par analyse de variance multivariée utilisant les matrices de distance (fonction `adonis2` du package `vegan`, Oksanen *et al.* 2024), après transformation des coefficients de recouvrement (cf. ci-dessous).

Des statistiques descriptives des différentes variables environnementales disponibles dans le jeu de données complet ont été calculées pour chacun des groupements végétaux identifiés. La capacité relative de chacune de ces variables à discriminer les groupements entre eux a été évaluée par la méthode de Jancey (1979), implémentée dans le package « `dave` » (Wildi 2017). Les différences entre quelques groupements d'intérêt ont été testées au moyen d'un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis, suivi de tests post-hoc de Mann-Whitney-Wilcoxon entre paires de groupements (corrigés pour les comparaisons multiples par la méthode de Benjamini & Hochberg 1995). Au sein du jeu de données restreint, le nombre de placettes par groupement est trop faible pour tester la significativité des éventuelles différences. Les données sont donc discutées à titre exploratoire en dehors d'un cadre statistique.

Un ensemble d'analyses ont également porté sur les relations entre variables environnementales et gradients de végétation (les groupements végétaux n'étant alors considérés que de manière passive). Pour cela, les coefficients d'abondance-dominance ont été convertis en pourcentage de recouvrement selon le **Tableau 18**. Pour l'analyse du jeu de données complet, le pourcentage de recouvrement a été élevé à la puissance 0,1, ce qui correspond à la transformation recommandée par Wildi (2013) pour l'analyse de données phytosociologiques. Elle a pour effet de réduire l'influence des espèces à fort recouvrement, permettant de mieux prendre en compte l'information apportée par la présence d'espèces ne dépassant jamais un faible recouvrement du fait de leurs traits de vie. Pour l'analyse du jeu de données restreint, du fait du faible nombre de placettes, cette transformation aurait conduit à une absence de significativité des premiers axes de l'analyse en composantes principales (cf. ci-dessous). Une

transformation à la puissance 0,5 a donc été utilisée. Les analyses du jeu de données restreint donnent donc plus de poids aux espèces à fort recouvrement. Dans les deux cas, les recouvrements ont ensuite été transformés par la transformation de Chord¹, qui permet d'utiliser des méthodes basées sur les distances euclidiennes avec des données de végétation (Legendre & Gallagher 2001).

Les espèces ligneuses ont été traitées comme deux espèces distinctes selon qu'elles ont été relevées dans la strate herbacée ou dans les strates arbustives et arborescentes. Les espèces n'apparaissant qu'une seule fois dans le jeu de données en ont été retirées.

Les gradients de végétation ont été explorés au moyen d'analyses en composantes principales (ACP). La corrélation des variables environnementales avec ces gradients a été évaluée par projection passive de ces variables sur le diagramme d'ordination (fonction envfit du package vegan, Oksanen *et al.* 2024). La significativité des corrélations a été testée par permutation, et corrigée pour les tests multiples par la méthode de Benjamini & Hochberg (1995). L'ACP permet d'identifier les principaux gradients de végétation présents, puis de tester a posteriori si chacune des variables environnementales est corrélée ou pas à ces gradients. Elle ne permet toutefois pas d'identifier le jeu minimal de données environnementales expliquant de façon significative et suffisante la variation des végétations. Cet objectif a été rempli au moyen d'une analyse canonique de redondances (ACR), avec sélection pas-à-pas ascendante des variables environnementales (fonction forward.sel du package packfor, Dray *et al.* 2016).

12.3 Résultats et discussion

12.3.1 Groupements végétaux

Le **Tableau 20** donne les relevés phytosociologiques classifiés. Les données complètes sont listées en **Annexe G**. Le **Tableau 19** donne la liste des groupements végétaux identifiés au sein du jeu de données, ainsi que les codes utilisés dans les tableaux et figures qui suivent.

Tableau 19. Liste des groupements végétaux identifiés.

Code	Groupement
Al	Alnion glutinosae Malcuit 1929
AlSa	Alno glutinosae - Salicetum cinerea Passarge 1956
Cl	Cladietum marisci Allorge 1922
Co	Convolvulion sepium Tüxen ex Oberd. 1949
EuCo	Eupatorio cannabinae - Convolvuletum sepium (oberdorfer et al. 1967) Görs 1974
GpCa	Groupement à Carex acutiformis et Carex riparia Duhamel & Catteau in Catteau, Duhamel et al. 2009 (Caricion gracilis Neuhäusl 1959)
GpCp	Groupement à Lythrum salicaria et Carex pseudocyperus Duhamel & Catteau in Catteau, Duhamel et al. 2009
GpLy	Groupement à Lythrum salicaria, Lysimachia vulgaris et Thelypteris palustris (Filipendulo ulmariae - Convolvuletea sepium Géhu & Géhu-Franck 1987)
LaLy	Lathyro palustris - Lysimachietum vulgaris Passarge 1978
LaLySp	Lathyro palustris - Lysimachietum vulgaris Passarge 1978, faciès à Sphagnum palustre sur radeau
SoPh	Solano dulcamarae - Phragmitetum australis (Krausch 1965) Succow 1974
ThPh	Thelypterido palustris - Phragmitetum australis Kuyper 1957 em. Segal & Westh. in Westh. & Den Held 1969

On notera que les groupements ne sont pas distribués de façon équitable entre les deux sites (le *Thelypterido palustris - Phragmitetum australis* par exemple n'existe qu'à Marchiennes). Cela pose un problème méthodologique de pseudo-réplication, mais qui est impossible à éviter dans le cadre d'une étude limitée à deux sites.

¹ La transformation de Chord appliquée à des recouvrements élevés à la puissance 0,5 est identique à la transformation de Hellinger. Appliquée à des recouvrements élevés à la puissance 0,1, elle est identique à la transformation de Hellinger appliquée à des recouvrements élevés à la puissance 0,2.

12.3.2 Expression des données géochimiques par rapport au poids ou à la masse sèche

L'analyse de variance multivariée a montré que **les données géochimiques exprimées par rapport au volume expliquent une plus grande proportion de la variabilité de la végétation**, ce qui est attendu puisqu'elles correspondent en théorie mieux à la disponibilité des éléments pour les plantes, dont les racines prospectent un volume et non une masse. Les données géochimiques seront donc exprimées par unité de volume pour l'ensemble des analyses qui suivent.

Toutefois, la différence est étonnamment faible : la proportion de variance expliquée est de 45% pour les premières contre 44% pour les secondes. L'explication tient au fait que les deux jeux de données sont fortement corrélés : les échantillons avec les plus fortes concentrations par unité de volume sont aussi ceux avec les plus fortes concentrations par unité de masse. Les plus fortes concentrations ne reflètent donc pas seulement une plus grande compacité mais aussi une composition chimique différente du sol, avec une teneur plus faible en matière organique.

12.3.3 Relations entre variables environnementales et végétation

12.3.3.1 Jeu de données complet (38 placettes)

Une analyse en composantes principales des seules variables environnementales est présentée sur la **Figure 98**.

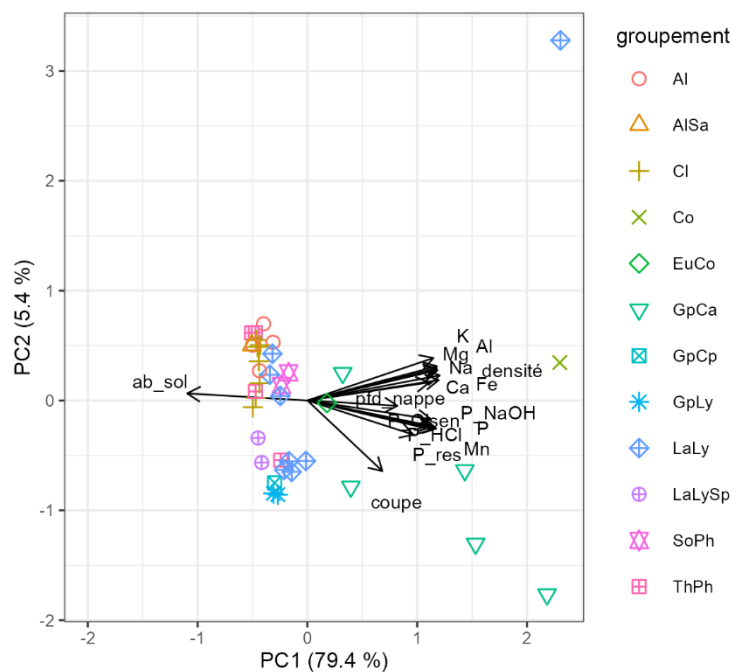


Figure 98. Analyse en composantes principales des données environnementales (jeu de données complet).

L'ACP permet de résumer un jeu de données multidimensionnelles en le projetant sur un nombre limité d'axes (ou composantes principales) tout en maximisant la quantité d'information conservée. L'échelle utilisée est de type 2 (variables). Le graphique, qui représente la projection sur les deux premières composantes principales, peut donc être lu comme suit :

- Les échantillons sont représentés par des points (le symbole et la couleur de ces points permettant d'identifier le groupement de végétation auquel il appartient), et les variables environnementales par des flèches.
- L'angle entre les flèches symbolisant les variables environnementales donne une approximation de leur corrélation (l'angle entre deux variables sera de 90° si elles sont non corrélées, et de 0° ou 180° si elles sont parfaitement positivement ou négativement corrélées).
- La projection à angle droit d'un échantillon sur la flèche symbolisant une variable environnementale donne une approximation de la concentration dans cet échantillon, relativement aux autres échantillons. La direction de la flèche indique une augmentation de la concentration.
- La projection à angle droit de la pointe d'une flèche symbolisant une variable environnementale sur les axes donne la contribution de cette variable à la composante principale ; donc plus une flèche est longue plus la variable correspondante contribue à expliquer les distances entre échantillons sur le graphique.

La signification des codes utilisés pour les groupements végétaux est donnée dans le **Tableau 19**.

Elle montre que 80% de l'information totale contenue dans ce jeu de données peut être résumée par un seul gradient sous-jacent, la plupart des variables étant fortement corrélées les unes aux autres. Ce gradient est d'ailleurs le seul qui explique une proportion de variance plus importante que le hasard d'après un modèle à bâtons rompus. Il correspond à l'occurrence ou pas au 18^e ou 19^e siècle d'un fort abaissement du niveau du sol (« ab_sol »), suite à une extraction de tourbe (Vred et Marchiennes) et à une remise en eau après drainage, mise en culture et subsidence (Marchiennes). Cet abaissement du sol a conduit à sa submersion, à une forte turfigénèse et à la mise en place d'une tourbe relativement récente et peu humifiée (cf. Section 5). Ces zones sont caractérisées par des sols moins denses et moins riches en minéraux. Inversement, les zones n'ayant pas subi cette perturbation sont caractérisées par des sols plus denses et plus riches en minéraux, dont le phosphore total et les différentes fractions de ce phosphore. Ces zones sont principalement occupées par le groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia*. La profondeur moyenne de la nappe actuelle (« pfd_nappe ») contribue également au gradient principal (l'abaissement du sol ayant conduit à une moindre profondeur de la nappe), mais de manière moindre. C'est également le cas de la fréquence de gestion (« coupe »). **L'impact des perturbations des 18^e et 19^e siècle semble donc être le principal facteur explicatif des caractéristiques physico-chimiques des sols.**

Le **Tableau 21** présente un classement de la capacité des différentes variables environnementales à distinguer les groupements entre eux par la méthode de Jancey (1979).

Tableau 21 . Capacité des variables environnementales à distinguer les groupements entre eux (méthode de Jancey 1979) – jeu de données complet.

Les valeurs p significatives au seuil de 5% sont indiquées en gras.

variable	valeur F	valeur p	variable	valeur F	valeur p
pfd_nappe	21.0	3.43 10⁻¹⁰	P_Olsen	3.45	0.0046
ab_sol	13.1	5.92 10⁻⁰⁸	P_res	2.82	0.0144
P_NaOH	11.2	2.77 10⁻⁰⁷	densité	2.75	0.0166
coupe	8.06	6.66 10⁻⁰⁶	Al	2.67	0.0193
P	7.20	1.83 10⁻⁰⁵	Na	2.57	0.0236
Fe	4.15	0.0014	K	2.43	0.0306
Mn	4.08	0.0016	Mg	1.87	0.0923
P_HCl	3.69	0.0030	Ca	1.17	0.354

Toutes les variables sauf le magnésium et le calcium permettent de discriminer les différents groupements végétaux entre eux. Les variables qui y parviennent le mieux sont, dans l'ordre, la profondeur moyenne de la nappe, l'occurrence d'un abaissement du sol au 18^e ou 19^e siècle, la fraction du phosphore extraite par la soude, la fréquence de la gestion, et le phosphore total.

Les **Figures 99 et 100** synthétisent les caractéristiques environnementales continues par groupement végétal. Le groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia* (GpCa) se distingue par des densités et des teneurs en éléments minéraux, quels qu'ils soient, nettement supérieurs à ceux des autres groupements. C'est également le cas du *Convolvulion sepium* (Co) et, dans une moindre mesure, de l'*Eupatorio cannabinae* - *Convolvuletum sepium* (EuCo), mais une seule placette est disponible pour ces habitats. La placette M_QDT5 a été classée dans le *Lathyro palustris* - *Lysimachietum vulgaris* (LaLy) du fait de la dominance de *Phragmites australis* et de la présence de *Calamagrostis canescens*. Elle se rapproche néanmoins du groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia* par la présence de *Carex acutiformis*. De plus, ses caractéristiques physico-chimiques la rapprochent plus de ce dernier groupement que du premier.

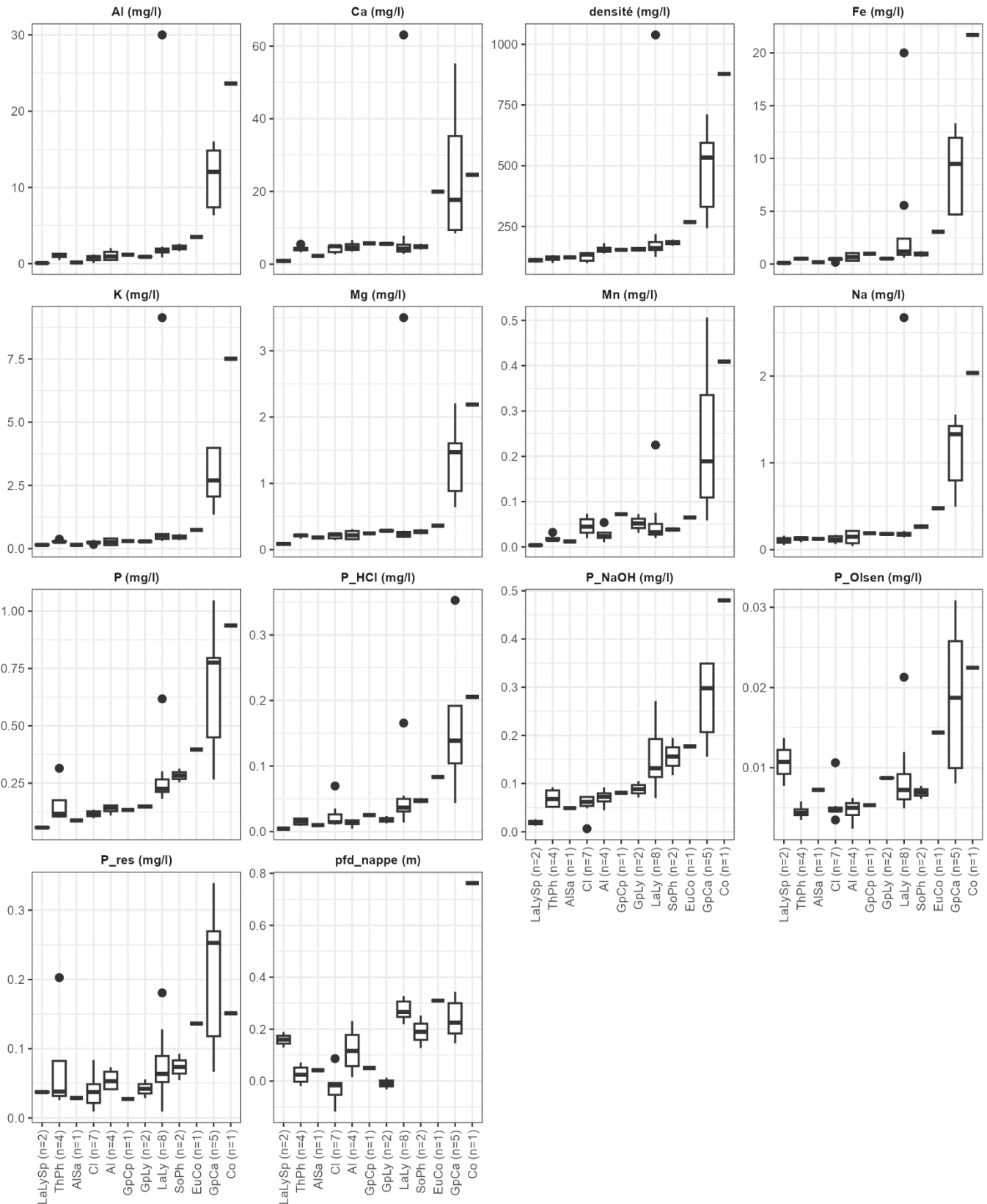


Figure 99. Caractéristiques environnementales par groupement (variables continues, jeu de données complet).

Les diagrammes en boîtes à moustaches se décomposent de la façon suivante : la ligne horizontale en gras indique la médiane, le rectangle (« boîte ») inclut les premier et troisième quartiles (donc 50% des données), les lignes verticales (« moustaches ») incluent les données situées à une distance du premier ou troisième quartile au maximum égale à 1,5x l'écart interquartile ; les points noirs sont les données « anormales » se démarquant nettement de la majorité des données. Les groupements sont ordonnés par densité médiane croissante.

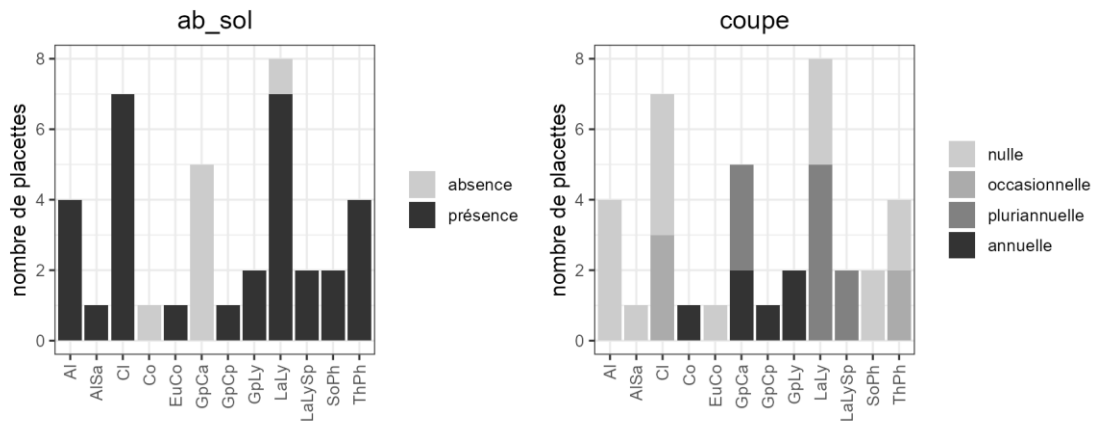


Figure 100. Caractéristiques environnementales par groupement (variables ordinales, jeu de données complet).

Le premier axe de l'analyse en composantes principales (**Figure 101**) représente 20,9% de la variance totale de la végétation. Il est fortement corrélé au recouvrement de *Cladium mariscus* et *Thelypteris palustris* d'une part, et, dans une moindre mesure, au recouvrement de *Carex riparia* et *Phragmites australis*. Il sépare le *Cladietum* (Cl), le Groupement à *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris* et *Thelypteris palustris* (GpLy) et le *Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis* (ThPh), du *Lathyro palustris* - *Lysimachietum vulgaris* (LaLy) et du groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia*. Ce gradient est fortement corrélé à la profondeur moyenne de la nappe, le *Cladietum* étant le groupement avec les plus faibles profondeurs de nappe. **La profondeur de la nappe semble donc être le facteur prépondérant expliquant l'organisation des végétations à Vred et Marchiennes.**

Le deuxième axe représente 9,1% de la variance totale. Il est corrélé d'une part à *Phragmites australis*, et d'autre part à *Carex riparia* (et dans une moindre mesure *Urtica dioica*, *Convolvulus sepium*, etc.). Il sépare le *Lathyro palustris* - *Lysimachietum vulgaris* (LaLy) du groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia* (GpCa). Il est corrélé à l'ensemble des paramètres géochimiques d'une part (eux-mêmes fortement corrélés entre eux), et à l'occurrence d'un abaissement du sol au 18^e ou 19^e siècle d'autre part ; le groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia* se développant sur les sols denses et riches en minéraux, dont le niveau n'a pas été abaissé au 18^e ou 19^e siècle.

Le troisième axe, qui représente 8,6% de la variance totale, sépare les boisements humides (aulnaies de l'*Alnion glutinosae* -Al- et aulnaie-saulaie de l'*Alno glutinosae* - *Salicetum cinerea* -AlSa-) des groupements ouverts. Enfin, le quatrième axe isole le faciès à *Sphagnum palustre* du *Lathyro palustris* - *Lysimachietum vulgaris* (LaLySp), caractérisé par un fort recouvrement de *Sphagnum palustre* et la présence de *Carex paniculata* et de plantules d'*Alnus glutinosa*. Les troisième et quatrième axes ne sont corrélés de manière significative à aucune des variables environnementales disponibles.

L'analyse canonique de redondances montre que, toutes ensemble, les variables environnementales disponibles expliquent 26% de la variance totale de la végétation (R^2 ajusté). Les procédures de sélection pas-à-pas ascendante et progressive ont sélectionné **cinq variables explicatives qui, ensemble, expliquent au mieux la variation de la végétation : la profondeur de nappe (le facteur le plus important), la teneur en manganèse, les teneurs en phosphore total et phosphore Olsen, et la fréquence de coupe (Tableau 22)**. Ces cinq variables expliquent 22% de la variance totale de la végétation (R^2 ajusté), soit à peine moins que l'ensemble des variables disponibles. Le diagramme formé des deux premiers axes (**Figure 102**) est à peu près identique à celui de l'ACP, ce qui suggère que les principaux facteurs environnementaux déterminant les gradients de végétation ont bien été pris en compte. La profondeur de nappe joue un rôle essentiel dans la séparation des groupements le long du premier axe. Le phosphore (total et Olsen) contribue de manière à peu près identique aux deux premiers axes. La teneur en manganèse semble être le facteur principal contribuant au deuxième axe, et est particulièrement

importante dans les sols du groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia*. L'importance de cet élément est surprenante, il n'est que rarement mis en avant dans les études portant sur les relations sol-végétation des tourbières neutro-alcalines. Il reflète peut-être des processus d'accumulation dans les sols de ce groupement, par bio-accumulation, précipitation du fait de processus d'oxydo-réduction, concentration suite à la compaction et à la volatilisation de la matière organique, et/ou par des apports exogènes de matière minérale.

Les troisièmes et quatrièmes axes de l'ACR séparent les boisements humides des groupements fréquemment gérés par fauche ou pâturage : groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia* (GpCa), groupement à *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris* et *Thelypteris palustris* (GpLy), et faciès à *Sphagnum palustre* du *Lathyro palustris* - *Lysimachietum vulgaris* (LaLySp).

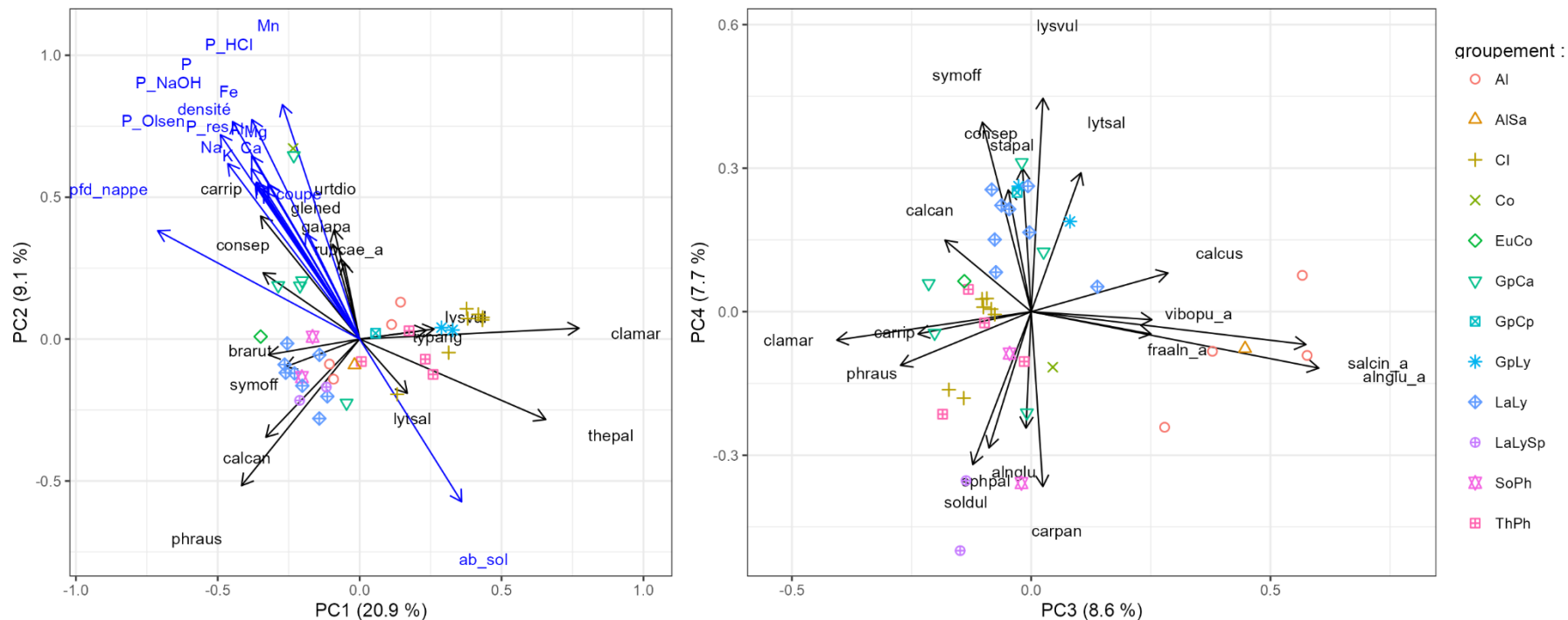


Figure 101. Analyse en composantes principales des végétations (jeu de données complet).

L'ACP permet de résumer un jeu de données multidimensionnelles en le projetant sur un nombre limité d'axes (ou composantes principales) tout en maximisant la quantité d'information conservée. L'échelle utilisée est de type 3 (symétrique). Les diagrammes, qui représentent la projection sur les deux premières composantes principales à gauche, et les troisième et quatrième composantes principales à droite, peuvent donc être lus comme suit :

- Les échantillons sont représentés par des points (le symbole et la couleur de ces points permettant d'identifier le groupement de végétation auquel il appartient), les espèces par les flèches noires, et les variables environnementales par des flèches bleues. Seules les espèces contribuant plus que la moyenne aux deux composantes principales de chacun des deux diagrammes ont été représentées. Les variables environnementales ont été projetées a posteriori, de manière passive, sur le diagramme. Seules les variables corrélées de manière significative (après correction de Bonferroni) à l'une ou l'autre des deux composantes principales sont représentées.

- Le code attribué aux espèces correspond aux trois premières lettres du genre et de l'espèce, et d'un suffixe « _a » pour les ligneux des strates arbustives et arborescentes. La signification des codes utilisés pour les groupements végétaux est donnée dans le **Tableau 19**.

- L'angle entre les composantes principales et/ou les flèches symbolisant les espèces et/ou les variables environnementales donne une approximation de leur corrélation (l'angle entre deux variables sera de 90° si elles sont non corrélées, et de 0° ou 180° si elles sont parfaitement positivement ou négativement corrélées).

- Les flèches symbolisant une espèce (une variable environnementale) pointent vers la direction d'abondance (de valeur) croissante. La projection à angle droit d'un échantillon sur ces flèches donne une approximation de l'abondance (de la valeur) dans cet échantillon, relativement aux autres échantillons.

- La projection à angle droit de la pointe d'une flèche symbolisant une espèce sur les axes donne la contribution de cette espèce à la composante principale ; donc plus une flèche est longue plus l'espèce correspondante contribue à expliquer les distances entre échantillons sur le graphique.

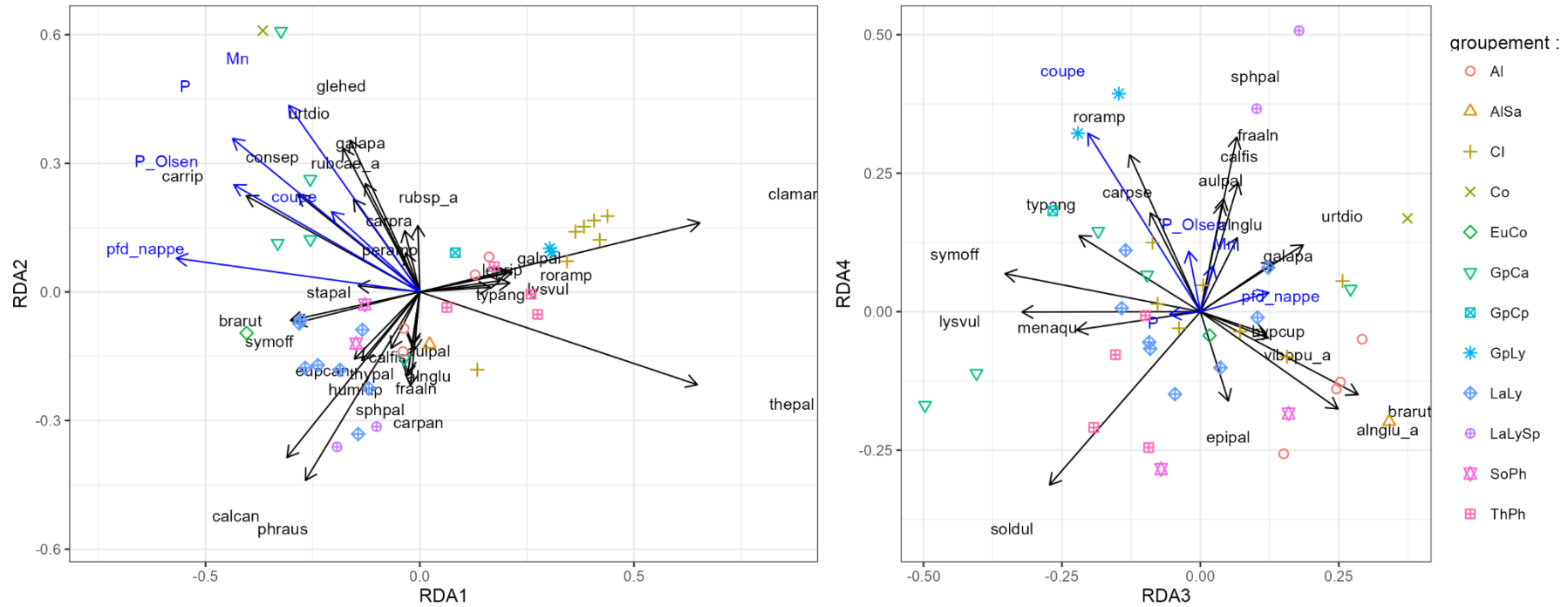


Figure 102. Analyse canonique de redondances (jeu de données complet).

L'ACR permet de résumer un jeu de données multidimensionnelles en le projetant sur un nombre limité d'axes d'ordination qui sont des combinaisons linéaires des variables explicatives disponibles, tout en maximisant la quantité d'information conservée. L'échelle utilisée est de type 3 (symétrique). Modèle parcimonieux après sélection des variables environnementales par procédure pas-à-pas ascendante. L'interprétation des diagrammes est similaire à celle des diagrammes issus de l'ACP (Figure 101), sauf pour les variables environnementales qui ne sont pas projetées de manière passive, mais combinées de manière linéaire pour former les axes.

Tableau 22. Variables environnementales sélectionnées par la procédure de sélection pas-à-pas ascendante.

variables	ordre de sélection	R ²	R ² cumulé	R ² ajusté cumulé	F	valeur p
pdf_nappe	1	0.134	0.134	0.110	5.560	0.001
Mn	2	0.064	0.198	0.152	2.793	0.001
P	3	0.054	0.251	0.185	2.431	0.002
coupe	4	0.040	0.291	0.205	1.851	0.006
P_Olsen	5	0.036	0.327	0.222	1.704	0.014

La **Figure 103** détaille la proportion de variance de la végétation expliquée par chaque variable (ou groupe de variables dans le cas du phosphore total et du phosphore Olsen), seule ou en combinaison avec les autres variables. **La profondeur de la nappe est le facteur le plus important** : elle explique 11,0% de la variance, dont la moitié indépendamment des autres variables. **Le phosphore (total et Olsen) vient en deuxième position**, avec 9,6% de la variance expliquée dont 5,2% indépendamment.

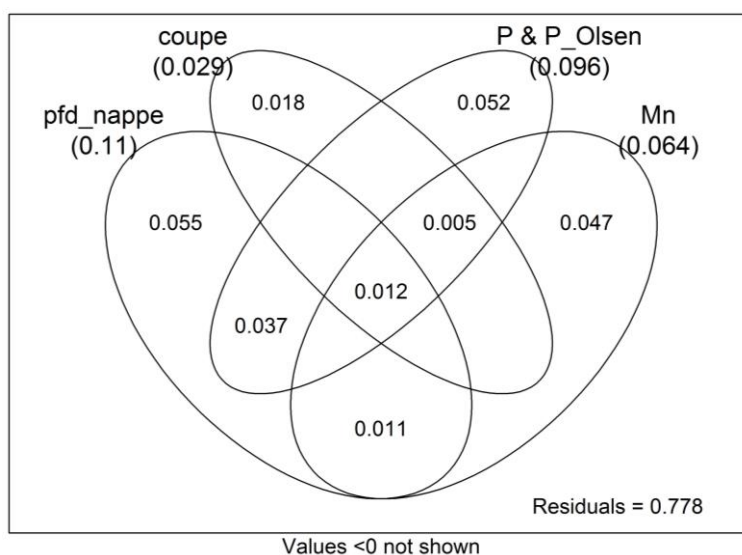


Figure 103. Partition de la variance (jeu de données complet).

12.3.3.2 Cladiaies, phragmitaies et aulnaies du jeu de données complet (22 placettes).

Les facteurs déterminant les aulnaies, cladiaies et phragmitaies (*Lathyro palustris* - *Lysimachietum vulgaris* et *Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis*) présentent un intérêt particulier pour le gestionnaire. Ces groupements se sont tous développés dans des secteurs ayant subi un rabaissement du niveau du sol, caractérisés par des densités et des teneurs en minéraux nettement plus faibles que celle observées dans les autres secteurs. Les différences entre eux sont donc quelque peu occultées dans l'analyse du jeu de données complet. Par conséquent, une analyse a été réalisée sur un jeu de données restreint de 22 placettes, contenant l'ensemble des placettes rattachées à ces habitats sauf M_QDT5 qui fait figure d'exception.

Le **Tableau 23** présente un classement de la capacité des différentes variables à distinguer les groupements entre eux par la méthode de Jancey (1979). Encore une fois, c'est la profondeur de la nappe qui y parvient le mieux, suivie des teneurs en phosphore (extrait par la soude et total), puis le potassium, la densité et l'aluminium. Les autres variables ne parviennent pas à discriminer les différents groupements entre eux.

Tableau 23 . Capacité des variables environnementales à distinguer les groupements de cladiaies, phragmitaies et aulnaies entre eux (méthode de Jancey 1979).

Les valeurs p significatives au seuil de 5% sont indiquées en gras.

variable	valeur F	valeur p
pdf_nappe	30.7	2.69e-07
P_NaOH	7.55	0.00179
P	6.59	0.00338
K	6.40	0.00384
densité	5.56	0.00701
Al	3.59	0.0340
P_HCl	2.49	0.0928
coupe	2.35	0.107
P_Olsen	2.25	0.117
Mn	2.18	0.126
Fe	1.90	0.166
Na	1.70	0.204
P_res	0.687	0.572
Mg	0.220	0.881
Ca	0.207	0.890

La **Figure 104** montre les variables environnementales continues mesurées dans chacun des quatre groupements considérés. On ne note pas de différence significative pour l'aluminium, le calcium, le magnésium, le manganèse, le sodium, la fraction du phosphore extraite par l'acide chlorhydrique, et la fraction de phosphore résiduelle. Par contre, **la densité de la tourbe est significativement plus faible dans les cladiaies (Cl) et la phragmitaie du *Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis* (ThPh) que dans les deux autres groupements**, ce qui indique vraisemblablement une moindre humification voire minéralisation de la tourbe. Les teneurs en fer et en potassium sont significativement plus faibles dans la cladiaie que dans la phragmitaie du *Lathyro palustris* – *Lysimachietum vulgare* (LaLy). **Les teneurs en phosphore total, en phosphore extrait par la soude et (de manière moins certaine) en phosphore Olsen sont significativement plus élevées dans la phragmitaie du *Lathyro palustris* – *Lysimachietum vulgare* que dans les trois autres groupements.**

Les aulnaies ne se distinguent pas par des teneurs en phosphore plus élevées, et ce malgré une densité du sol plus importante que dans la cladiaie et la phragmitaie du *Thelypterido palustris* – *Phragmitetum australis*.

Les profondeurs moyennes de nappe sont significativement différentes entre groupements, avec une profondeur croissante dans l'ordre suivant : cladiaie, phragmitaie du *Thelypterido palustris* – *Phragmitetum australis*, aulnaie, phragmitaie du *Lathyro palustris* – *Lysimachietum vulgare*. On notera que le gradient de profondeur de nappe entre les trois premiers groupements s'accorde avec leur organisation spatiale actuelle dans le secteur Timmerman à Marchiennes, et avec la progression centripète de sa colonisation par les ligneux (cf. Section 4).

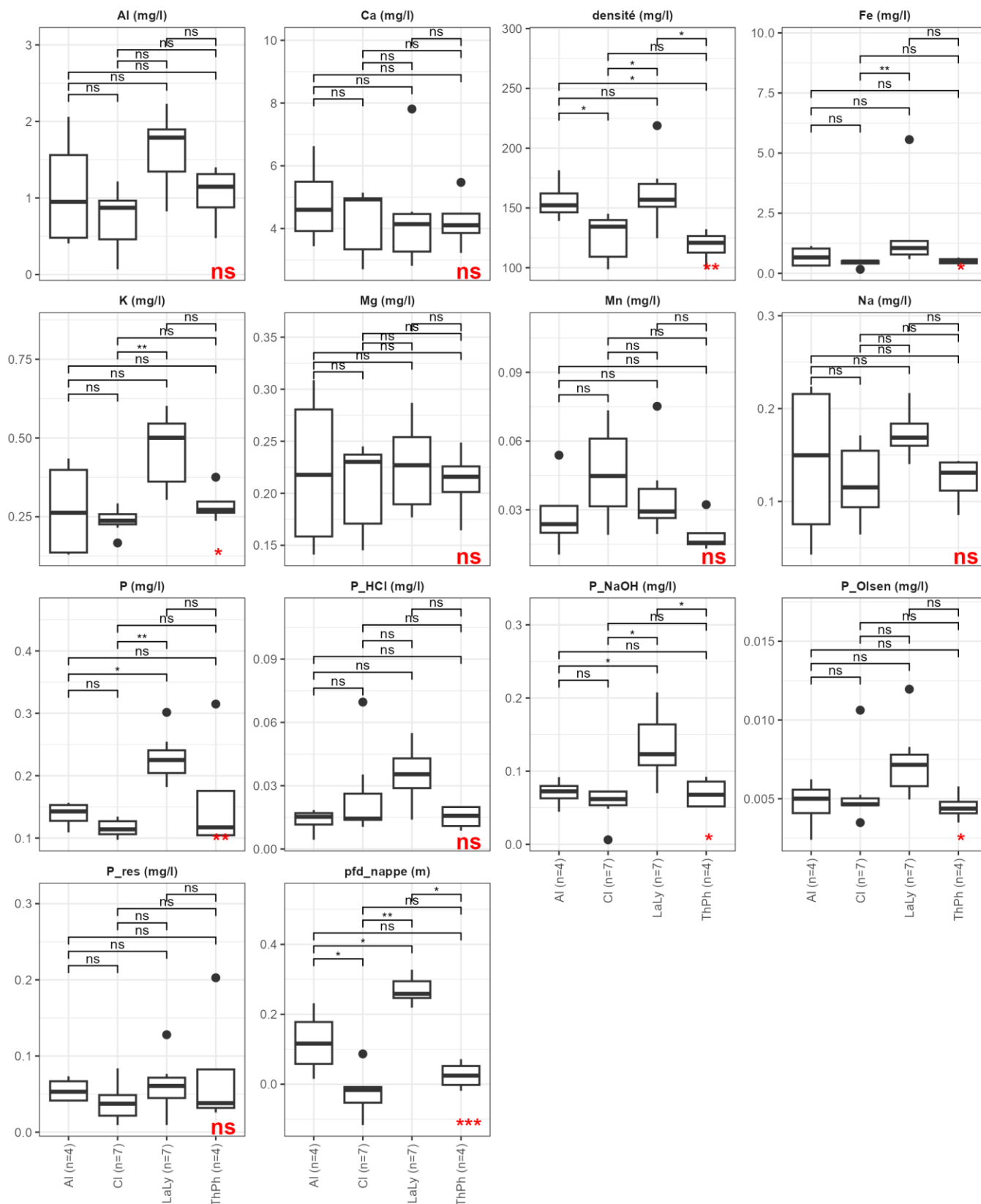


Figure 104. Caractéristiques environnementales des cladiaies, phragmitaies et aulnaies (22 placettes).

L'interprétation des diagrammes en boîtes à moustaches est expliquée sur la Figure 99. La significativité d'un test de Kruskal-Wallis pour l'ensemble des groupements est donnée en rouge en bas à droite de chaque graphique, et celle d'un test post-hoc de Mann-Whitney-Wilcoxon (corrigée pour les comparaisons multiples par la méthode de Benjamini & Hochberg 1995) entre paires de groupements en haut (ns : $p > 0.05$, * : $p \leq 0.05$, ** : $p \leq 0.01$, *** : $p \leq 0.001$).

12.3.3.3 Jeu de données restreint

Les **Figures 105** et **106** donnent pour chaque placette associée à un piézomètre les courbes des profondeurs de nappe classées pour l'ensemble de la période de suivi et pour les périodes de croissance de la végétation (mai à septembre). Ces courbes donnent pour chaque profondeur de nappe la fréquence de dépassement. L'extrémité gauche de la courbe donne le maximum (dépassé 0% du temps), et l'extrémité droite le minimum (dépassé 100% du temps). La fréquence de 50% correspond à la médiane. Par exemple, pendant la période de suivi complète, dans la seule placette appartenant au *Convolvulion sepium* (Co), le minimum, la médiane et le maximum de profondeur ont été de -1,63, -0,49 et -0,27 m, respectivement.

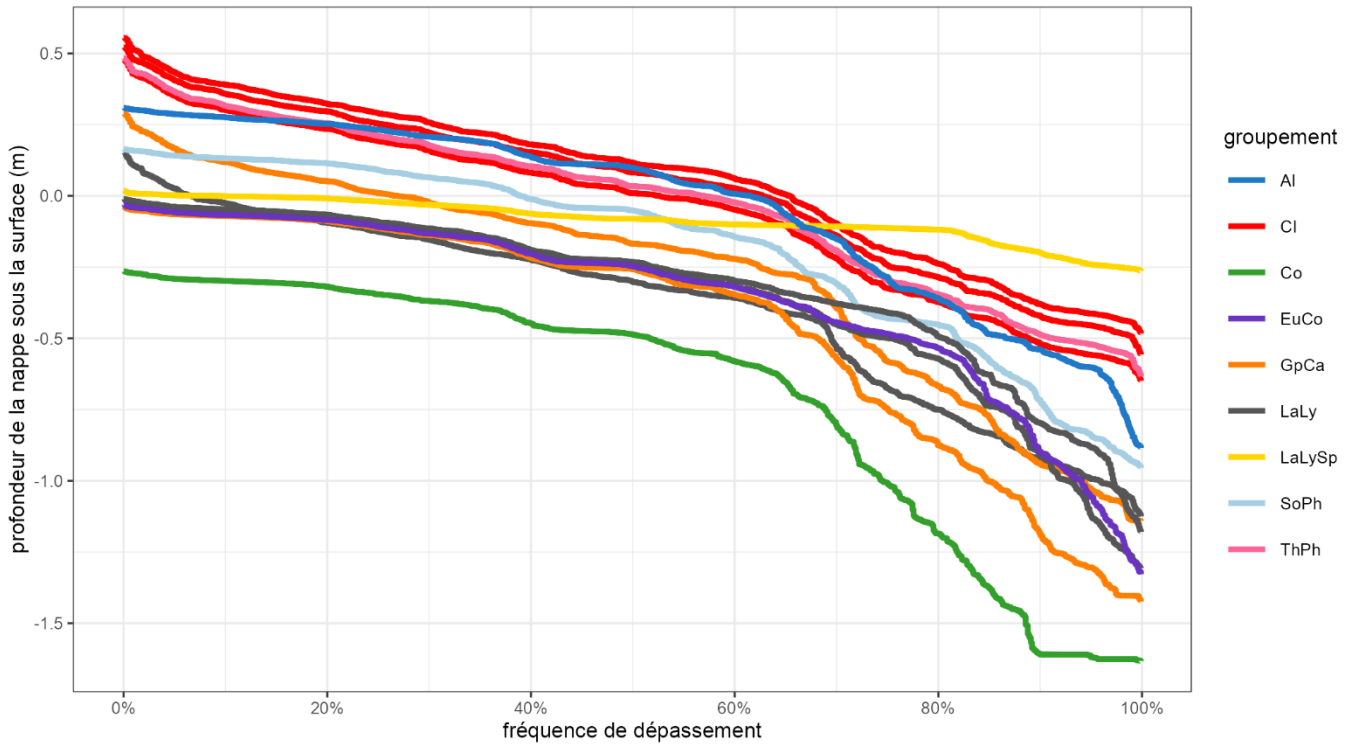


Figure 105. Courbe des profondeurs de nappe classées (période de suivi complète).

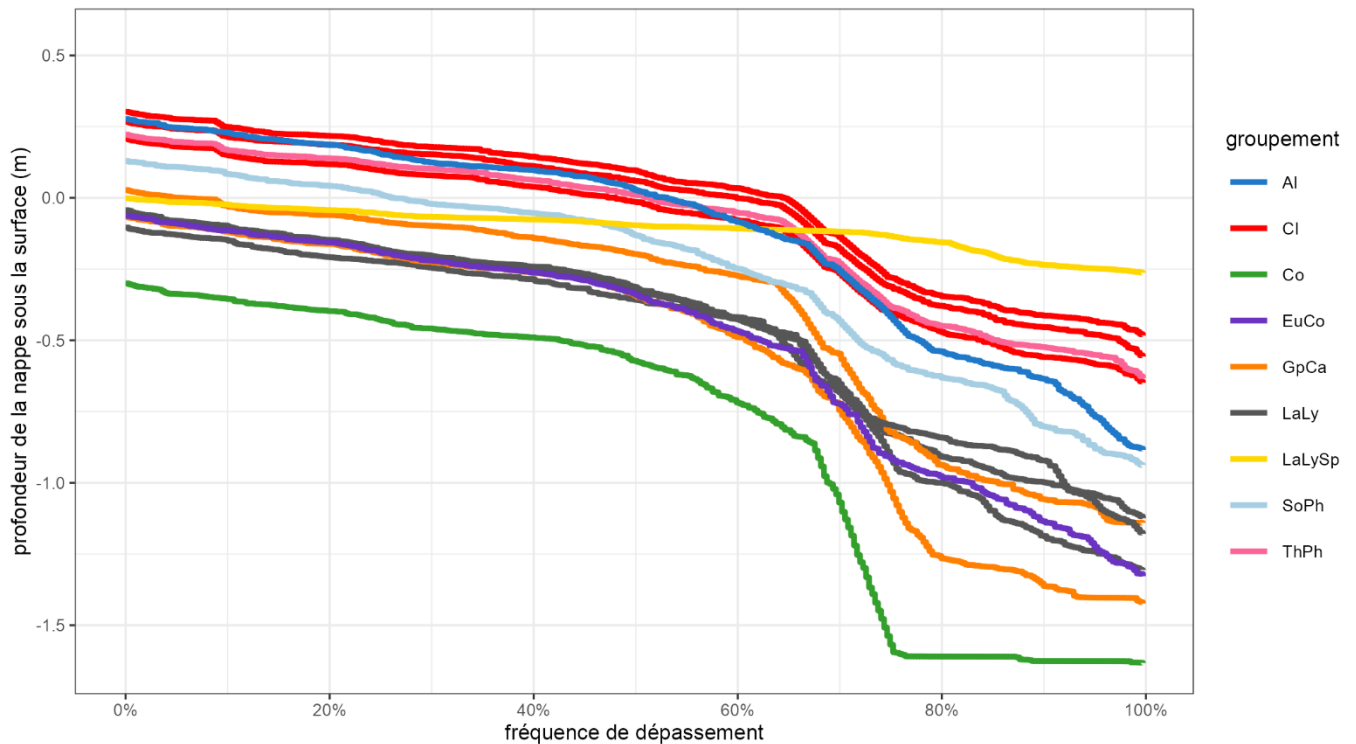


Figure 106. Courbe des profondeurs de nappe classées (mai – septembre).

Ces courbes confirment les résultats de l'analyse menée sur le jeu de données complet mais avec des données de profondeur de nappe beaucoup moins précises. Le *Cladietum* (Cl) est le groupement le plus humide, submergé entre 50 et 65% de l'année, et entre 45 et 65% de la période comprise entre mai et septembre. Le niveau d'eau y varie entre 0,31 cm au-dessus du sol et -0,65 cm en dessous. La seule série disponible pour le *Thelypterido palustris – Phragmitetum australis* (ThPh) est quasiment identique à la série la plus profonde enregistrée dans le *Cladietum*. L'aulnaie (Al) se distingue peu de ces deux groupements dans la partie centrale de la courbe, mais la nappe y descend plus profondément en basses eaux.

Le faciès à *Sphagnum palustre* du *Lathyro palustris – Lysimachietum vulgare* (LaLySp) se distingue nettement de l'ensemble des autres groupements par une profondeur de la nappe beaucoup moins variable, liée à la mobilité verticale du radeau sur lequel ce groupement s'est développé. La végétation n'est jamais submergée, et la nappe ne descend jamais à plus de 0,26 m sous la surface.

Les courbes enregistrées dans le groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia* (GpCa) et dans le *Lathyro palustris – Lysimachietum vulgare* (LaLy) sont relativement similaires sauf en basses eaux, la nappe descendant plus profondément dans le premier groupement (au moins dans une des deux placettes suivies). Le *Convulvion sepium* (Co) se distingue par une profondeur de la nappe nettement supérieure à celle de tous les autres groupements, sur toute la période de suivi. La profondeur maximale est nettement sous-estimée, la nappe étant descendue sous l'enregistreur piézométrique.

Le **Figure 107** présente les caractéristiques hydrochimiques de la nappe par groupement, et le **Tableau 24** la capacité des différentes variables environnementales à discriminer les groupements entre eux. Les résultats de cette analyse sont très fortement influencés par la forte valeur en nitrates mesurée dans la seule placette du *Convulvion sepium* (Co) et celle en phosphates mesurée dans la seule placette de l'*Alnion glutinosae* (Al). Ces résultats sont donc à considérer avec circonspection. Néanmoins, l'analyse suggère également que les facteurs hydrologiques différencient mieux les groupements végétaux entre eux que les facteurs hydrochimiques et géochimiques.

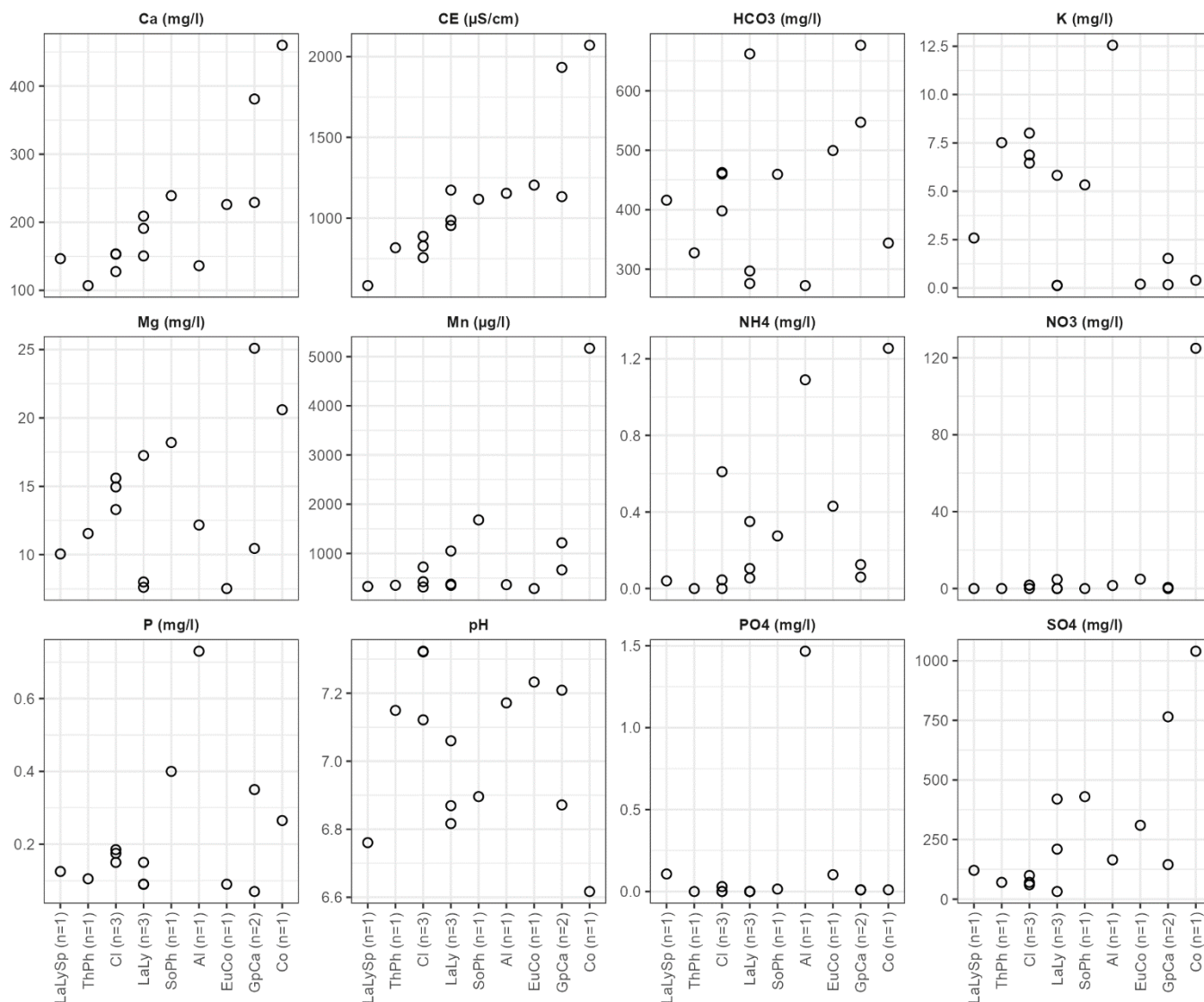


Figure 107. Hydrochimie de la nappe par groupement (jeu de données restreint).

Chaque point représente une placette.

Tableau 24. Capacité des variables environnementales à distinguer les groupements entre eux (méthode de Jancey 1979) – jeu de données restreint.

Les valeurs p significatives au seuil de 5% sont indiquées en gras.

variable	valeur F	valeur p	variable	valeur F	valeur p	variable	valeur F	valeur p	variable	valeur F	valeur p
PO4_w	2.15e+03	5.39e-07	wtd_est	16.5	0.00811	P	4.76	0.0744	SO4_w	1.55	0.355
NO3_w	421.	1.40e-05	moy	16.2	0.00842	P_w	4.49	0.0817	Fe	1.02	0.529
subm_est	172.	8.40e-05	min_est	16.2	0.00847	NH4_w	4.32	0.0870	densité	0.671	0.708
wte_est	48.7	0.00101	min	16.2	0.00848	Ca_w	4.12	0.0936	Al	0.627	0.734
ampl	45.2	0.00117	wtd	13.8	0.0114	K_w	3.58	0.117	Na	0.626	0.735
wte	35.6	0.00187	q5	13.3	0.0123	pH_w	3.05	0.148	K	0.600	0.750
q95_est	28.2	0.00293	q5_est	12.5	0.0137	P_res	2.70	0.176	HCO3_w	0.569	0.770
max_est	26.5	0.00331	subm	11.4	0.0161	CE_w	2.55	0.191	Mg_w	0.560	0.775
med	25.4	0.00360	ampl_est	11.	0.0174	Mn	2.36	0.212	Mg	0.439	0.851
moy_est	20.6	0.00535	et_est	10.2	0.0200	P_HCl	2.18	0.235	Ca	0.277	0.942
Mn_w	20.1	0.00562	q95	9.10	0.0244	coupe	1.91	0.278			
med_est	19.4	0.00598	P_NaOH	6.74	0.0414	P_Olsen	1.74	0.310			
et	18.2	0.00679	max	4.81	0.0730	ab_sol	1.58	0.348			

Une grande partie des 49 variables environnementales disponibles sont très fortement corrélées entre elles. Une analyse en composante principale de ces variables indique que 61% de la variance totale peut-

être résumée par un seul gradient. Les variables les mieux corrélées à cet axe sont la profondeur moyenne de la nappe (moy) d'une part, et la teneur en phosphore du sol (P_NaOH, P_HCl et P) d'autre part. Un certain nombre de variables varient de manière un peu plus indépendante des autres : les variables décrivant l'amplitude de la nappe (ampl, ampl_est, et, et_est), les concentrations en NH₄ et HCO₃ et le pH dans la nappe. Pour éviter les problèmes de multicollinéarité et de surajustement, seul un nombre réduit de données environnementales a été utilisé pour l'analyse des relations entre végétations et variables environnementales par ACP et ACR. Ces données incluent les variables déjà retenues par l'ACR du jeu de données complet (fréquence de coupe, et concentrations en P, P_Olsen et Mn du sol), la moyenne et l'amplitude la profondeur de nappe (moy et ampl), les minimum et maximum de la hauteur de nappe entre mai et septembre (min_est, max_est), la durée de submersion entre mai et septembre (subm_est), le pH moyen de la nappe (pH_w), et les concentrations en HCO₃, NH₄ et SO₄ dans la nappe.

La **Figure 108** présente le diagramme issu de l'ACP des données de végétation du jeu de données restreint. Seuls les deux premiers axes intègrent une proportion de variance supérieure au hasard, et sont donc les seuls représentés. Ils expliquent respectivement 28 et 20% de la variance de la végétation. Les variables environnementales représentées sont corrélées de façon significative aux deux premiers axes (y compris après correction pour les comparaisons multiples par la méthode de Benjamini & Hochberg 1995).

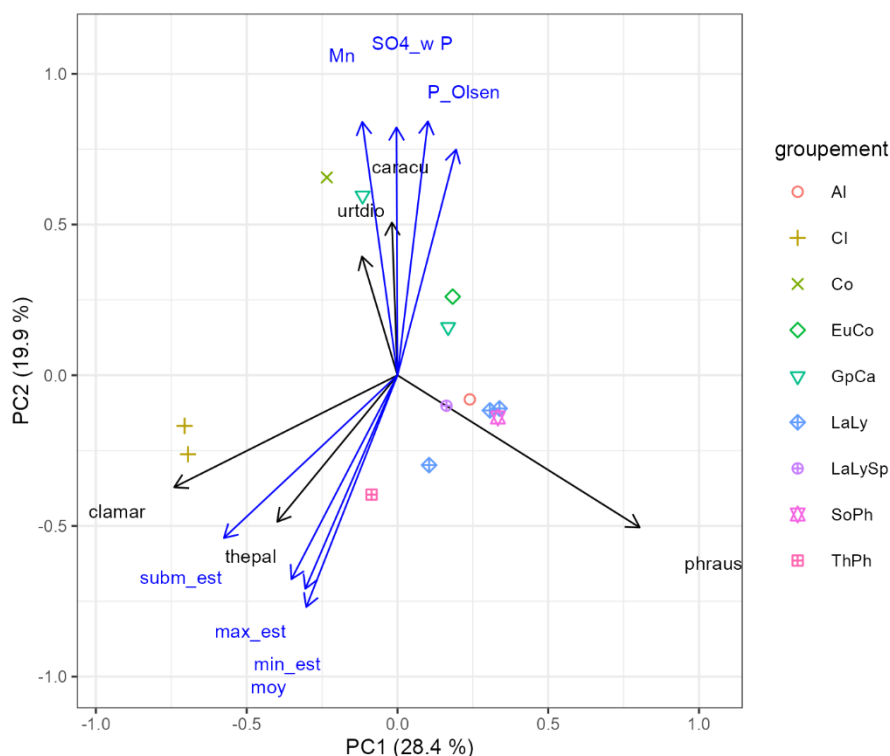


Figure 108. Analyse en composantes principales des végétations (jeu de données restreint).

Voir la Figure 101 pour l'interprétation du diagramme d'ordination.

Le premier axe de l'ACP distingue le *Cladietum* (Cl) du *Lathyro palustris – Lysimachietum vulgaris* (LaLy) sur la base des recouvrements en *Cladium mariscus* et *Phragmites australis*. Cet axe est essentiellement corrélé à la durée de submersion entre mai et septembre. Le deuxième axe sépare ces deux groupements du groupement à *Carex acutiformis* et *Carex riparia* et du *Convolvulion sepium*, sur la base du recouvrement de *Carex riparia* et *Urtica dioica*. Il est corrélé d'une part aux concentrations en phosphore et manganèse dans les sols et en sulfates dans la nappe ; et d'autre part à la profondeur moyenne et aux minimum et maximum de cette profondeur entre mai et septembre. La fréquence de coupe, l'amplitude de la nappe, les concentrations en HCO₃ et NH₄ et le pH ne semblent pas influents.

La procédure de sélection pas-à-pas ascendante de l'ACR du jeu de données restreint ne retient comme variables significatives que la durée de submersion et la hauteur maximale de la nappe entre mai et septembre. Il est à noter que cette procédure est instable du fait du faible nombre de placettes dans le jeu de données restreint.

12.4 Conclusion

L'analyse des relations entre végétations et variables environnementales à Vred et Marchiennes a montré une forte corrélation entre un grand nombre des variables environnementales disponibles, notamment entre les variables hydrologiques et géochimiques, qui a singulièrement compliqué l'identification des facteurs déterminants pour la végétation. Cette corrélation témoigne de l'effet déterminant des modifications de la topographie et de la nature des sols héritées du 18^e et 19^e siècle, suite à l'extraction de tourbe à Vred et à Marchiennes, et à la mise en culture à Marchiennes. Les zones dont la surface a été abaissée sont caractérisées par des durées de submersion plus importantes, une profondeur de nappe plus faible, des tourbes moins denses et moins riches en matières minérales, et des végétations à plus forte valeur patrimoniale.

L'analyse montre que les facteurs hydrologiques sont les principaux facteurs expliquant la composition spécifique et la distribution des différents groupements végétaux dans les deux sites, suivis par la teneur des sols en phosphore. Ce résultat est vrai à l'échelle des sites dans leur intégralité, comme à l'échelle des seules zones dont la topographie a été modifiée au 18^e et 19^e siècles.

Au sein de celles-ci, il existe un net gradient d'humidité (croissante) entre le *Lathyro palustris* – *Lysimachietum vulgaris*, le *Thelypterido palustris* – *Phragmitetum australis* et le *Cladietum*. Les teneurs en phosphore sont plus élevées dans le premier groupement que dans les deux derniers. Les boisements humides se caractérisent par une nappe légèrement plus profonde que le *Thelypterido palustris* – *Phragmitetum australis* et le *Cladietum*, en particulier pendant les basses eaux. Les teneurs en phosphore dans ces trois groupements ne sont pas significativement différentes.

13 Synthèse fonctionnelle

13.1 Une tourbière topogène dépendant de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens

Les investigations hydrologiques et stratigraphiques ont montré que la tourbière résulte de l'existence d'une dépression topographique dans les sédiments minéraux quaternaires, qui intersecte la nappe circulant dans ces sédiments ainsi que dans les sables thanétiens. Selon Deschodt (2019), cette dépression a vraisemblablement été formée par des processus thermokarstiques à la fin du Pléniglaciaire weichselien, il y a environ 17000 à 21000 ans. La date du démarrage de la turfigénèse et du remplissage tourbeux de la dépression n'est pas connue.

L'altitude de la nappe circulant dans les sédiments quaternaires et les sables thanétiens détermine celle de la nappe de la tourbe ainsi que celle du Wacheux, même si plusieurs facteurs complémentaires modulent ces niveaux à la marge. Elle détermine également l'altitude maximale d'une turfigénèse active, et donc du dépôt tourbeux, en conditions minérotrophes. Au-delà, la turfigénèse et le développement vers le haut de la tourbière ne pourraient se poursuivre que par une bascule vers une tourbière haute ombrotrophe, très peu probable vu l'absence de tels systèmes dans la région suggérant une limite climatique. Dans de telles conditions, et en admettant que les niveaux de nappe restent stables à l'échelle pluriannuelle, le système évoluerait donc vers un comblement de la dépression jusqu'à ce que la profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol soit trop grande pour permettre une turfigénèse. Toutefois, les niveaux de nappe ne sont évidemment pas stables à l'échelle pluriannuelle : les analyses géohistoriques, stratigraphiques, paléoécologiques et hydrologiques ont montré qu'ils avaient fortement varié (positivement comme négativement) au cours des siècles, en particulier suite aux modifications hydrauliques entamées dès le 10^e siècle et poursuivies jusqu'à l'heure actuelle. Certaines observations suggèrent en effet que le niveau de la nappe a vraisemblablement baissé au cours des dernières décades (cf. Section 13.5). Le maintien voire le relèvement des niveaux de nappe dans la tourbière sont donc indispensables à la conservation des habitats comme du stock de carbone. Ils impliquent le maintien voire le relèvement des niveaux de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens bien au-delà des limites du site. Un certain nombre d'actions sont possibles à l'échelle du site (cf. Section 14.3.2), mais ils ne pourront moduler qu'à la marge les niveaux imposés par la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens.

13.2 Un rôle en apparence limité du Wacheux

Le suivi hydrologique a montré que l'ouvrage hydraulique au sud-est de la tourbière n'est pas complètement étanche. En période de hautes eaux il est totalement submergé, mais paradoxalement les échanges avec le Wacheux semblent très réduits voire nuls, le drainage du Wacheux étant fortement limité par la faible pente et les hauts niveaux en aval. Pendant cette période les niveaux dans la tourbière et le Wacheux sont identiques et fixés par celui de la nappe des sables thanétiens et des sédiments quaternaires. En période de remplissage de la tourbière, l'ouvrage hydraulique réduit fortement mais pas complètement les apports du Wacheux. Inversement en période de vidange, il réduit fortement mais pas complètement les pertes vers le Wacheux. Pendant ces deux périodes, des transferts souterrains sous et au travers de la digue séparant le Wacheux et la tourbière sont possibles voire probables. En période de basses eaux le Wacheux est à sec et ne draine ni la tourbière ni la nappe des sédiments quaternaires (en tout cas localement et pendant la période de suivi disponible).

13.3 Un rôle incertain de la nappe de la craie

Le suivi hydrologique a montré qu'un apport à la tourbière depuis la nappe de la craie par drainance ascendante au travers des argiles de Louvil, des sables thanétiens et des sédiments minéraux quaternaires n'a pas pu exister depuis la fin de la Seconde Guerre Mondiale, suite à l'effondrement des niveaux piézométriques dans la craie et à l'inversion du gradient hydraulique vertical. Les analyses hydrochimiques ont montré qu'un tel apport n'est de toute façon pas nécessaire au maintien de concentrations en calcium compatibles avec la conservation des habitats de tourbière alcaline présents sur le site. En effet les concentrations actuelles en calcium dans la tourbière, ainsi que dans la nappe des sables thanétiens et

des sédiments minéraux quaternaires qui l'alimente, sont supérieures à celle observées dans la nappe de la craie.

Ceci dit, les observations réalisées au cours de la présente étude ne permettent pas d'écarter une influence des niveaux piézométriques dans la craie sur le bilan hydrique de la tourbière. En théorie, un apport par drainance ascendante depuis la nappe de la craie au droit du site a pu exister avant la Seconde Guerre Mondiale, lorsqu'elle était artésienne. Inversement, l'inversion du gradient hydraulique depuis cette période a pu conduire à des pertes par drainance descendante depuis les sables thanétiens et sédiments quaternaires, et donc à une baisse des niveaux piézométriques dans la tourbière. Même si les transferts verticaux étaient négligeables du fait de la présence des argiles de Louvil peu perméables, la baisse des niveaux dans la craie a également pu conduire à une réduction des apports de la craie aux aquifères supérieurs en périphérie sud du bassin de la Scarpe, là où les argiles ne sont pas continues (Pinson & Mardhel 2008). En l'absence de données piézométriques de longue durée pour les sables thanétiens et les sédiments quaternaires, il n'est malheureusement pas possible de vérifier si la baisse du niveau piézométrique dans la craie s'est accompagnée d'une baisse dans les aquifères supérieurs. Par conséquent l'influence de l'effondrement des niveaux piézométriques dans la craie sur la balance hydrique et les niveaux de la nappe des sables thanétiens et des sédiments minéraux quaternaires, et donc sur les niveaux dans la tourbière, reste à quantifier. Une modélisation hydrogéologique à base physique permettrait de répondre à cette question (cf. Section 14.2.3).

13.4 L'héritage des 18^e et 19^e siècles

Le suivi hydrologique a montré que, à quelques nuances près, l'altitude de la nappe dans la tourbe et des eaux de surface est déterminée par celle de la nappe des sables thanétiens et des sédiments minéraux quaternaires, et est quasiment identique dans l'ensemble du site. C'est donc la topographie de surface qui détermine la profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol, et par conséquent la distribution des différents habitats au sein du site (cf. Section 12).

Les investigations géohistoriques, stratigraphiques et paléoécologiques ont mis en évidence l'importance des héritages du 18^e et 19^e siècle sur cette topographie et donc le fonctionnement éco-hydrologique du site. La distinction très nette en terme d'hydropériode et de végétation entre la zone centrale (dont le secteur Timmerman) et la zone nord-est résulte paradoxalement d'un impact des activités anthropiques plus marqué dans la première que dans la seconde. Le secteur Timmerman a fait l'objet d'une extraction de tourbe vraisemblablement généralisée au 18^e, puis d'une tentative de drainage et de mise en culture au 19^e. Ces deux perturbations ont conduit à fortement abaisser la surface du sol, sous le niveau de la nappe des sables thanétiens et des sédiments quaternaires, ce qui s'est traduit par une inondation généralisée lorsque la valorisation agricole et le drainage par pompage ont été abandonnés, probablement à la fin du 19^e siècle. Le plan d'eau ainsi formé, d'environ 30 à 55 cm de profondeur au niveau des lègres, a été rapidement et complètement colonisé par le Marisque, auparavant quasiment absent du site. En 160 ans environ, le Marisque a formé une couche de tourbe de 20 à 45 cm d'épaisseur, tourbe qui est donc jeune, peu dense, peu humifiée et donc nettement plus pauvre en nutriments par rapport à la zone nord-est.

La digue centrale semble également être un héritage du 19^e siècle, construite pour isoler hydrauliquement la zone centrale et faciliter son drainage par pompage. En augmentant la distance que l'eau issue du Wacheux doit parcourir avant d'atteindre le secteur Timmerman, elle semble contribuer à la réduction de la charge en polluants de ces apports, et augmenter la contribution relative des eaux météoriques au bilan hydrique de ce secteur.

Inversement, la zone nord-est ne semble pas avoir subi d'extraction de tourbe généralisée (même si quelques fosses ont probablement existé), et n'a pas été mise en culture ni soumise à un drainage par pompage. La surface du sol y est plus haute, et la nappe y est donc plus profonde. Les tourbes y sont plus anciennes, plus humifiées, plus denses et nettement plus riches en matières minérales et en nutriments. Par leur effet sur la topographie, l'hydropériode, et les caractéristiques géochimiques et hydrophysiques de la tourbe, les perturbations des 18^e et 19^e siècles déterminent encore la distribution actuelle des habitats au sein de la tourbière.

13.5 Une probable perturbation hydrologique récente, qui devrait s'accroître du fait du changement climatique

Les investigations stratigraphiques et paléocéologiques ont montré que, en périphérie sud du secteur Timmerman ainsi que dans l'ensemble de la zone nord-est, les quelques premiers centimètres de tourbe montrent des signes de minéralisation, ce qui traduit une désaturation permettant une activité biologique aérobie après une période favorable à la turfigénèse. Or, dans le secteur Timmerman, cette tourbe n'a commencé à se former qu'après l'abandon du drainage par pompage au 19^e siècle. Sa minéralisation en surface traduit donc une augmentation de la profondeur de la nappe relativement récente. Une minéralisation n'a pas été notée sur les sondages réalisés dans le reste du secteur Timmerman, mais certains sondages montrent des tourbes légèrement plus humifiées en surface.

L'hypothèse la plus probable pour expliquer ces observations est une baisse relativement récente et généralisée des niveaux dans la tourbière, en particulier en période de basses eaux. L'effet de cette baisse sur la désaturation et la minéralisation de la tourbe aurait été limitée dans la partie centrale du secteur Timmerman du fait d'une altitude moins élevée de la surface du sol.

L'origine de cette possible baisse généralisée des niveaux dans la tourbière est inconnue, mais plusieurs hypothèses (non mutuellement exclusives) peuvent être avancées.

La première est une augmentation de l'effet drainant du Wacheux suite aux travaux de curage, les derniers ayant été réalisés en 1996.

La deuxième est une baisse du niveau piézométrique dans les sédiments quaternaires et des sables thanétiens du fait des prélèvements d'eau souterraines, soit directement dans cet aquifère, soit dans la craie, ces derniers se traduisant par la diminution des apports au travers des argiles de Louvil et/ou en périphérie sud du bassin de la Scarpe (cf. Section 13.3). D'après les données de la Banque du Sous-Sol, les prélèvements directs dans la nappe des sables thanétiens et des sédiments quaternaires sont a priori assez faibles.

La troisième hypothèse est une modification du bilan hydrique de la tourbière, et plus largement de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens, du fait des changements climatiques en cours. En effet, l'analyse des niveaux de nappe dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe, suivis par le PNRSE depuis 1998, ainsi que des niveaux du Wacheux suivi depuis 2013, montre une inflexion très nette et généralisée à partir de 2015-2020, concomitante à un épisode prolongé de sécheresse climatique (cf. Section 9.3.3). C'est particulièrement le cas des profondeurs maximales estivales. Le suivi piézométrique et limnimétrique étant relativement récent, il a pu ne pas mettre en évidence l'effet des changements climatiques plus anciens.

D'après les simulations climatiques de Météo-France (Climat HD) pour le Nord-Pas-de-Calais, l'humidité moyenne du sol en fin de siècle pourrait correspondre aux situations sèches extrêmes d'aujourd'hui, ce qui se traduira par une baisse encore plus importante de la recharge de la nappe des sables thanétiens et des sédiments quaternaires, et donc des niveaux dans la tourbière. L'amplitude de cette baisse est inconnue, mais l'impact constaté du récent épisode prolongé de sécheresse climatique sur les niveaux de la nappe et du Wacheux n'incite pas à l'optimisme.

A nouveau, une modélisation hydrologique à base physique pourrait permettre de tester ces différentes hypothèses, de quantifier l'impact futur du changement climatique sur les niveaux dans la tourbière et de tester des scénarios d'adaptation.

13.6 Une tourbière sous pression de la pollution

Les analyses hydrochimiques comme géochimiques ont montré des concentrations en certains polluants incompatibles avec la conservation des habitats de tourbière alcaline, en particulier en phosphore, ammonium et sulfates. Le phosphore et les sulfates semblent avoir pour origine les eaux de surface issues du Wacheux (donc une pollution principalement agricole) et des fossés drainant la ville de Marchiennes (donc une pollution par les eaux usées domestiques ou industrielles). L'origine de l'ammonium est plus incertaine. Les retombées atmosphériques, importantes dans le nord de la France (Pascaud *et al.* 2016), constituent une source potentielle, mais les fortes concentrations observées dans les sédiments minéraux quaternaires au nord de la tourbière montrent que cette source n'est pas unique. L'effet réel de ces

pollutions sur les habitats est incertain, mais elles peuvent expliquer tout ou partie de deux évolutions constatées :

- le développement des ligneux au détriment de la cladiaie et de la roselière du *Thelypterido palustris - Phragmitetum australis* (cf. Section 4) ;
- la probable raréfaction des characées dans les fossés du secteur Timmerman, mise en évidence par la comparaison des résultats de l'analyse paléoécologique et de la distribution actuelle de ces espèces (cf. Section 6).

Le suivi de la conductivité électrique (cf. Section 7) suggère une possible contamination de la tourbière par les sels de salage de la route de Somain. Cette contamination ne semble toutefois pas s'étendre très au-delà du fossé longeant la route.

13.7 La colonisation par les boisements humides

Les résultats de l'analyse paléoécologique suggèrent que la tourbière a été très peu boisée au cours de son histoire. On ne retrouve des restes de ligneux qu'en petites quantités, et quasiment uniquement à la base de la colonne de tourbe, ou en surface, où ils traduisent le développement récent de l'Aulne glutineux et surtout du Saule cendré constaté sur le site. La cartographie des boisements au sein du secteur Timmerman depuis 1955 montre une accélération de leur développement au cours des années 1990 et 2000 (cf. Section 4), en particulier du Saule cendré qui a colonisé la quasi-totalité des secteurs les plus humides, au centre de ce secteur. Les causes de cette accélération restent inconnues mais plusieurs hypothèses sont possibles.

La première hypothèse est une colonisation spontanée après l'extraction de tourbe probablement généralisée dans ce secteur au 18^e siècle, et l'abandon des dernières pratiques agricoles et la remontée du niveau de nappe, quelque part entre 1860 et 1940. Le développement relativement tardif par rapport à l'abandon des pratiques agricoles peut potentiellement s'expliquer par le temps nécessaire pour que le radeau formé par la cladiaie colonise les zones ennoyées au-dessus des lègres, s'épaississe, comble plus ou moins la colonne d'eau et perde sa capacité de flottaison et d'adaptation aux fluctuations de la nappe, en particulier en période de basses eaux. Les conditions à la surface de ce radeau seraient alors devenues plus favorables à l'installation du Saule cendré. Toutefois Wiegiers (1986) rapporte des exemples de développement de boisements humides sur des radeaux flottants dans d'anciennes fosses d'extraction dans des tourbières alcalines des Pays-Bas, sans comblement complet de la lame d'eau sous-jacente. Par ailleurs, l'accélération de la colonisation au cours des années 1990-2000 peut s'expliquer par la dynamique de la population. Alliende & Harper (1989) ont ainsi quantifié le développement de *Salix cinerea* dans une zone humide du Pays de Galles. Ils ont mis en évidence une augmentation exponentielle des individus de saule environ 15 ans après l'effondrement des populations de Lapin de garenne suite à l'introduction du virus de la myxomatose en 1954, le Lapin empêchant jusqu'alors le développement des plantules. Le retard de colonisation puis l'augmentation exponentielle du nombre d'individus s'expliquent par le délai entre la germination et la production de graines, et par l'augmentation de la pluie de graines du fait de la multiplication des arbres adultes. Les auteurs montrent ensuite une très forte baisse de l'implantation de nouveaux individus du fait de la saturation des espaces disponibles. La courbe de développement déterminée par ces auteurs (**Figure 109**), qui suit le modèle théorique de croissance

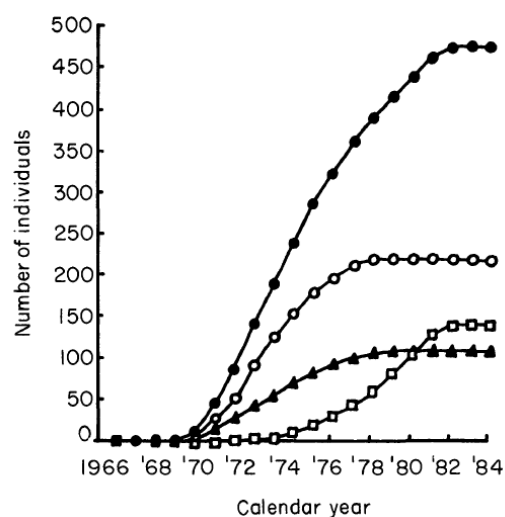


Figure 109. Développement d'une population de Saule cendré à Newborough Warren, Pays de Galles (Alliende & Harper 1989).

Cercles noirs : nombre total d'individus ; cercles blancs : nombre d'individus femelles ; triangles noirs : nombre d'individus mâles ; carrés blancs : sexe indéterminé (pas de floraison au cours de l'étude, entre 1983 et 1985).

logistique d'une nouvelle population dans un milieu aux ressources limitées (Krebs 2001), est très similaire à celle observée à Marchiennes (**Figure 15**).

Toutefois, même si les processus de succession endogène ont pu jouer un rôle, ils semblent néanmoins insuffisants pour expliquer le dynamisme des ligneux observé de façon plus ou moins concomitante dans les tourbières de Marchiennes et de Vred, alors que ces deux sites ont des histoires différentes.

La deuxième hypothèse est celle d'une détérioration hydrologique au cours des dernières décades. Il en effet est établi que la germination, la survie et la vitesse de croissance des jeunes ligneux dans les tourbières est favorisée par l'augmentation de la profondeur de la nappe et l'assèchement des horizons supérieurs de tourbe (Gunnarsson & Rydin 1998; Nakamura et al. 2013; Holmgren et al. 2015), même si *Salix cinerea* en particulier peut parfaitement se développer (mais plus lentement) dans des conditions de saturation voire de submersion prolongée (Talbot et al. 1987; Good et al. 1992; Rodríguez-González et al. 2010). A Marchiennes, cette hypothèse est crédibilisée par l'existence d'un zonage de la végétation et d'une progression centripète de la colonisation par les ligneux (Figure 14) qui correspondent clairement à un gradient de topographie et donc de profondeur de nappe. Les aulnaies sont ainsi présentes en périphérie sur les secteurs plus hauts, les saulaies sur les zones intermédiaires, et la cladiaie au centre dans les zones les plus basses. Cette différenciation des niches éco-hydrologiques correspond à celle détaillée à la Section 12 (Figures 99 et 104), ainsi qu'aux données de la littérature (Iremonger & Kelly 1988; Catteau et al. 2009; Rodríguez-González et al. 2010; Barthelmes et al. 2010). L'augmentation de la profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol a pu être une conséquence de la turfigénèse (cf. première hypothèse ci-dessus), ou d'une baisse de l'altitude de la nappe, sans modification substantielle de l'altitude du sol. Comme détaillé à la Section 13.5, plusieurs observations stratigraphiques suggèrent qu'une telle baisse a effectivement eu lieu au cours des dernières décades, sans qu'il soit possible d'en préciser la cause, la date ou l'ampleur. Il est envisageable que cette baisse ait été suffisante pour que le radeau du secteur Timmerman, auparavant complètement flottant et mobile, vienne reposer sur le substrat sous-jacent en période de basses eaux, perde donc sa capacité d'adaptation aux fluctuations de la nappe, et se désature en surface, offrant des conditions plus favorables à la germination des saules. Le développement du système racinaire de ces saules aurait ensuite complètement stabilisé le radeau (et par conséquent permis sa submersion en hautes eaux). Les causes de cette baisse de la nappe ont été discutées à la Section 13.5. Les ligneux dans les tourbières évapotranspirant plus que les végétations ouvertes (Oleszczuk et al. 2008; Volik et al. 2021), ils peuvent créer les conditions hydrologiques favorables à leur propre développement en abaissant la nappe dans les zones humides qu'ils colonisent (Budny & Benschoter 2016; Leppä et al. 2020). Certaines observations hydrologiques (cf. Section 9) suggèrent que c'est le cas à Marchiennes.

La troisième hypothèse est celle d'une élévation du niveau trophique suite à l'augmentation des apports de nutriments (phosphore, azote et/ou potassium, cf. Sections 10 et 11). Tomassen et al. (2003, 2004) ont ainsi montré que le développement de *Betula pubescens* dans les tourbières acides des Pays-Bas est favorisé par des teneurs élevées en phosphore et par les dépôts atmosphériques d'azote, plus que par l'abaissement des niveaux de nappe. Dans une tourbière alcaline de la vallée de la Biebrza en Pologne, Sulwiński et al. (2020) ont montré une colonisation rapide par le Saule cendré des zones ayant subi un feu de tourbe et de ce fait enrichies en phosphates et potassium, alors que cette espèce était peu présente dans les zones intactes. Les saules croissant dans les zones intactes souffraient d'une déficience en potassium avec des chloroses et nécroses ; contrairement à ceux croissant dans les zones brûlées. Rodríguez-González et al. (2010) ont montré que la croissance du Saule cendré dans 21 zones humides de la côte ibérico-atlantique était plus influencée par la déficience en nutriments que par la saturation des sols.

La quatrième hypothèse est liée au changement climatique. On observe en effet depuis quelques décennies dans de nombreuses régions du monde, sous toutes latitudes et à toutes altitudes, une

colonisation par les ligneux de milieux auparavant complètement ouverts, y compris dans des secteurs jamais impactés par les activités agro-pastorales (Saintilan & Rogers 2015). C'est notamment le cas dans les tourbières : Edvardsson *et al.* (2015) ont ainsi observé une accélération du développement des ligneux dans les tourbières bombées de Lituanie à partir des années 1990, et Berg *et al.* (2009) un développement des ligneux dans les tourbières acides en Alaska à partir de 1850, après 18000 ans d'absence, avec une forte accélération après 1970. Certains de ces auteurs ont attribué ce phénomène au changement climatique, qui entraînerait une baisse des niveaux de nappe et un assèchement de la tourbe en surface, ou une augmentation des températures favorisant le développement des ligneux dans les régions auparavant trop froides. Saintilan & Rogers (2015) notent que ce phénomène concerne aussi des écosystèmes avec une faible disponibilité en eau (savanes, steppes, marais salés), ce qui implique que d'autres facteurs sont en jeu. Ils suggèrent que l'augmentation des concentrations en CO₂ dans l'atmosphère a pu d'une part augmenter la vitesse de croissance des jeunes ligneux et donc réduire leur mortalité et accroître leur compétitivité, et d'autre part réduire leurs besoins en eau, leur permettant de se développer dans des habitats auparavant inhospitaliers.

En l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de départager ces hypothèses. Il est à noter qu'elles ne sont pas mutuellement exclusives : Kokkonen *et al.* (Kokkonen *et al.* 2019) ont ainsi montré que la vitesse de colonisation d'une tourbière par les ligneux suite à une baisse du niveau de la nappe est d'autant plus importante que le niveau trophique est élevé. Dans une excellente synthèse bibliographique, Goubet (2019) démontre l'intrication des différents processus à l'œuvre dans la colonisation des tourbières par les ligneux, et souligne le manque d'études expérimentales permettant de mieux comprendre leur rôle et leurs interactions.

14 Recommandations

14.1 Suivis

14.1.1 Suivi hydrologique

14.1.1.1 Installation d'un piézomètre superficiel à proximité de M_Sables

L'analyse hydrologique a suggéré l'absence de gradient hydraulique vertical entre les sables thanétiens et la surface. Il serait utile de vérifier cette hypothèse en installant à proximité de M_Sables un piézomètre crépiné sur toute sa longueur et permettant la mesure du toit de la nappe superficielle. Ce piézomètre aura une profondeur de 2,5 m. Il sera équipé d'un enregistreur automatique, éventuellement récupéré dans l'un des piézomètres déséquipés (cf. ci-dessous). Une protection contre le vandalisme sera nécessaire.

14.1.1.2 Poursuite d'un suivi hydrologique dans la tourbière

Le suivi hydrologique mené dans le cadre de la présente étude avait deux objectifs : comprendre le fonctionnement hydrologique du site, et caractériser la niche éco-hydrologique des végétations. Au vu des résultats de l'étude, il serait judicieux d'y ajouter deux nouveaux objectifs :

- la surveillance à long terme des niveaux dans la tourbière ;
- l'acquisition de données qui seront indispensables à la calibration et à la validation d'un éventuel modèle hydrogéologique (cf. ci-dessous).

Il nous semble donc essentiel que le suivi hydrologique se poursuive, même si sous une forme réduite.

La présente étude a démontré la forte corrélation entre les niveaux piézométriques enregistrés dans le secteur Timmerman. Pour réduire significativement le coût du suivi tout en gardant une information à peu près équivalente dans le cadre d'une surveillance à long terme, il serait donc envisageable d'arrêter le suivi des piézomètres difficiles d'accès dans le secteur Timmerman (M_D2, M_D3, M_D4 et M_P4). Le suivi pourra être maintenu sur les piézomètres et limnimètres facilement accessibles à pied (M_D1, M_P1, M_L1). Dans la zone nord-est, on pourra maintenir le limnimètre M_L2 ainsi que le piézomètre M_D6, facile d'accès et qui présente les niveaux piézométriques estivaux les plus bas. Dans la mesure du possible la sonde dans ce piézomètre devrait être légèrement abaissée, car le niveau de la nappe est descendu sous le capteur de pression pendant quelques jours en 2022. On pourra arrêter le suivi du piézomètre M_D5.

Le suivi sera maintenu sur les équipements assurant une télétransmission : M_Craie, M_Sables, et les capteurs de niveau et de direction de part et d'autre de l'ouvrage hydraulique sud (M_AVV et M_AMV). On a vu l'importance de ces derniers capteurs pour le suivi hydrologique de la tourbière ainsi que la fréquence des pannes et le peu d'informations disponibles sur leur maintenance ; il sera donc nécessaire de reprendre le cahier des charges imposé à la société de maintenance pour s'assurer de disposer des informations nécessaires à la correction et à la validation des données.

La fréquence d'enregistrement des enregistreurs automatiques sera idéalement maintenue au rythme actuel, ou éventuellement réduite à une mesure par heure pour éviter d'éventuels problèmes de stockage de données. Les enregistreurs Leveloggers pourront être téléchargés une fois par an ; et l'enregistreur barométrique un peu plus fréquemment pour éviter les pertes de données généralisées. Une mesure manuelle sera réalisée sur l'ensemble des points de mesure 2-3 fois par an (en hautes eaux, en basses eaux, et en situation intermédiaire), à l'exception des piézomètres M_Sables et M_Craie gérés par le BRGM.

Le maintien aussi longtemps que possible de l'ensemble des piézomètres dans la tourbe et de leurs enregistreurs piézométriques serait néanmoins utile, et ce pour plusieurs raisons :

- le suivi réalisé pendant la présente étude a été trop court pour prendre en compte la variabilité hydro-climatique ; le prolongement du suivi permettrait donc d'affiner la caractérisation de la niche éco-hydrologiques des espèces et habitats ;

- il est probable que les niveaux de nappe évoluent dans les décennies à venir du fait du changement climatique ; il serait donc souhaitable de construire un jeu de données suffisamment large pour pouvoir suivre les impacts sur les différentes végétations ;
- les jeux de données couplant description des végétations et données précises de profondeur de nappe sont rares en France, et ces données sont donc susceptibles d'être utiles au-delà des sites de Vred et Marchiennes pourvu qu'elles soient bancarisées et mises à disposition.

14.1.1.3 Installation d'un débitmètre à l'ouvrage hydraulique sud

L'installation d'un débitmètre à ultrasons juste en amont de l'ouvrage hydraulique sud (donc côté tourbière) permettrait de quantifier précisément les volumes s'écoulant du Wacheux vers la tourbière et vice-versa, et donc de préciser leur contribution au bilan hydrique de la tourbière et de faciliter une gestion active de cet ouvrage.

14.1.1.4 Suivi du niveau piézométrique dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe

Concernant le suivi par le PNRSE des piézomètres installés dans les sédiments minéraux quaternaires de la plaine de la Scarpe, il est absolument indispensable que la date (et idéalement l'heure exacte) de chaque mesure soit enregistrée. L'enregistrement du seul mois, tel que pratiqué actuellement, conduit en effet à une perte d'information considérable et interdit l'utilisation de nombreuses techniques d'analyse et de modélisation. Ce suivi doit absolument être maintenu au même rythme qu'actuellement étant donné l'importance de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens pour l'alimentation des zones humides du territoire du PNRSE, et l'impact déjà visible du changement climatique sur cette nappe. Les données qui en sont issues seront indispensables pour la calibration et la validation d'un éventuel modèle hydrogéologique (cf. ci-dessous). L'équipement de tout ou partie des piézomètres avec un enregistreur automatique augmenterait fortement la quantité et l'utilité des données collectées, pourvu qu'une maintenance des équipements et un contrôle des données réguliers puissent être assurés.

14.1.2 Suivi de la végétation

La répétition à intervalles réguliers des relevés phytosociologiques dans les placettes permanentes mises en place au cours de la présente étude permettrait de suivre l'évolution des végétations et d'identifier leur réponse aux différentes pressions identifiées (changement climatique, baisse du niveau de la nappe, pollutions), et aux actions de gestion mises en œuvre. On pourra répéter les mesures tous les 3 à 5 ans. Les bryophytes ont un faible recouvrement et une faible diversité, leur prise en compte est donc optionnelle, sauf si de nouvelles espèces indicatrices d'un changement environnemental majeur apparaissent (sphaignes par exemple).

14.2 Etudes complémentaires

14.2.1 Détermination des nutriments limitant la croissance des plantes à Vred et Marchiennes

Les analyses hydrochimiques et géochimiques ont montré l'existence d'une charge importante en polluants, en particulier en phosphore, en ammonium et en sulfates. Toutefois le rôle de chacun de ces polluants dans le développement des saules et leur impact réel sur la conservation des habitats et espèces patrimoniaux est encore à préciser. Un excès d'un nutriment donné peut en effet ne pas avoir de conséquences si la croissance de la végétation est limitée par un autre nutriment (auquel cas cet élément devra faire l'objet de mesures de gestion, même si présent à de faibles concentrations). Une analyse des concentrations et ratios en carbone, azote, phosphore et potassium totaux dans la biomasse végétale aérienne (appelée stochiométrie) permettrait de déterminer s'il existe une limitation par un ou plusieurs nutriments majeurs. Les échantillons de feuilles devront être prélevés en période de forte croissance dans les placettes permanentes. Idéalement une seule espèce devrait être analysée, mais aucune n'est présente dans l'ensemble des placettes. Les espèces les plus fréquentes sont *Phragmites australis*, *Thelypteris palustris*, et *Lysimachia vulgaris*. Le Saule cendré est présent dans trop peu de quadrats, mais il serait utile de cibler également cette espèce en la prélevant à proximité immédiate des quadrats existants ou dans de nouveaux emplacements répartis sur l'ensemble de la tourbière.

14.2.2 Surveillance des concentrations en polluant dans les eaux de surface et identification des sources
Les apports en phosphore (phosphates et phosphore total) et en sulfates semblent provenir du Wacheux et des fossés drainant la ville de Marchiennes, et ont donc probablement une origine à la fois agricole et urbaine (domestique et/ou industrielle). L'origine de la pollution par l'ammonium est moins claire. La contribution des retombées atmosphériques devrait en particulier être éclaircie. Afin de réduire efficacement les apports en polluants, il est donc nécessaire d'en identifier plus précisément les sources et de mettre en place un suivi des concentrations dans les eaux de surface. Un bureau d'études spécialisé devra préciser la méthodologie à mettre en œuvre.

14.2.3 Modélisation hydrologique

Pinson & Mardhel (2008) ont recommandé le développement d'un modèle hydrologique numérique multicouche du bassin versant de la Scarpe aval. Ils indiquent que ce modèle « *permettrait de mieux appréhender les problématiques comme l'identification des zones de débordement, quantifier les échanges nappe-rivière, estimer les entrées et les sorties des aquifères landéniens et crayeux sous-jacents, améliorer la connaissance des mosaïques des entités hydrauliques, être une aide à la délimitation des zones humides, ... Cette modélisation pourrait aussi être utilisée comme un outil de gestion active de la nappe alluviale (gestion des casiers hydrauliques) avec mise en œuvre de scénarios prospectifs et tendanciels* ». Au vu des conclusions de la présente étude, et de celles réalisées sur la tourbière de Vred (Goubet 2013, 2015; Duranel 2024a) et sur le marais de Sonnevile (Duranel 2024b), nous ne pouvons qu'approuver cette recommandation, et y ajouter trois objectifs fondamentaux pour les tourbières de Marchiennes et Vred et le marais de Sonnevile en particulier, et les zones humides de la Scarpe aval en général :

- évaluer l'effet des prélèvements passés, actuels et futurs dans la nappe de la craie sur les niveaux piézométriques dans les sables thanétiens, les sédiments quaternaires et donc les zones humides, en prenant comme référence la période antérieure à la Seconde Guerre Mondiale, lorsque la nappe de la craie était artésienne ;
- évaluer l'effet de la gestion des cours d'eau (contrôle des niveaux en aval, curage), en particulier du Wacheux et de la Grande Traitoire, sur la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens et donc les zones humides ;
- évaluer l'effet des changements climatiques passés et futurs sur les niveaux de nappe, en particulier en basses eaux, et tester différents scénarios d'adaptation.

Nous renvoyons à la description détaillée de la démarche de modélisation par Pinson & Mardhel (2008). Nous y ajouterons la recommandation suivante : pour pouvoir remplir les objectifs listés ci-dessus, le modèle devra être intégré, c'est-à-dire simulant à la fois les écoulements souterrains comme proposé par Pinson & Mardhel (2008), mais également les processus de surface : évapotranspiration, ruissellement de surface, recharge de la nappe, écoulements de surface dans les cours d'eau et le lit majeur, ouvrages hydrauliques et stations de relevage, échanges entre eaux souterraines et eaux de surface. Il est probable qu'un seul modèle ne permette pas d'avoir une résolution spatiale suffisante pour modéliser avec suffisamment de précision le fonctionnement hydrologique de certaines zones d'intérêt particulier. On pourra alors envisager le développement de modèles emboîtés, les modèles locaux utilisant comme conditions aux limites les données simulées par le modèle à l'échelle du bassin (voir par exemple Johansen *et al.* 2014).

La première étape de ce projet devra être la création d'un comité de pilotage technique intégrant les différents acteurs du bassin versant, entres autres le PNRSE, le BRGM, les exploitants des stations de prélèvement d'eau (Noréade, MEL, Syndicat des eaux de Valenciennes), et les gestionnaires du réseau hydraulique (VNF, Syndicat des Milieux Aquatiques et de la Prévention des Inondations de la Vallée de la Scarpe aval et du Bas-Escaut). Ce comité devra intégrer au moins un hydrogéologue, un spécialiste de la modélisation hydrogéologique, et un éco-hydrologue spécialiste des zones humides. Il devra définir les objectifs précis du modèle et les ressources nécessaires à son développement et à son exploitation.

14.3 Gestion conservatoire du site

14.3.1 Gestion des pollutions

14.3.1.1 Amélioration de la qualité des eaux de surface s'écoulant vers la tourbière

La pollution de la tourbière par le phosphore, les sulfates et l'ammonium constitue un risque important pour sa conservation. La réduction de ces apports doit donc être un objectif prioritaire. L'origine précise de ces polluants reste à identifier, mais il est probable que le phosphore ait une origine à la fois agricole (via le Wacheux) et domestique ou industrielle (via les fossés drainant la ville de Marchiennes). La résolution de ce problème implique donc une réduction des émissions à la source sur l'ensemble du bassin versant de la tourbière et du Wacheux.

Les concentrations mesurées au cours de cette étude suggèrent une dilution et une épuration au fur et à mesure que l'eau chemine dans le réseau de fossés vers le centre de la tourbière. Une réflexion devrait donc également être menée sur les solutions permettant de renforcer cette épuration naturelle, par exemple en créant des bassins de phytoépuration en périphérie de la tourbière, aux différents points d'entrée des eaux issus du bassin versant.

14.3.1.2 Gestion de la charge polluante existante

Les analyses de sol ont montré des concentrations en phosphore élevées dans les sols (cf. Section 11.3.2). Toutefois, une large part de ce phosphore semble en grande partie être immobilisé soit dans la matière organique hydrolysable soit dans des composés peu sensibles aux changements de potentiel d'oxydo-réduction et donc de niveau de nappe, mais sensibles à l'acidification (cf. Section 11.3.3). Le maintien de la profondeur de la nappe sur le long terme ainsi que des apports en bases par les eaux souterraines et de surface est donc un enjeu important pour éviter la mobilisation de ce stock de phosphore et une eutrophisation marquée des habitats. Un éventuel relèvement de la nappe ne devrait par contre pas conduire à un relarguage significatif de phosphore dans les eaux de surface. Le mécanisme de remise en eau puis de chasse proposé par Goubet (2015) pour réduire les concentrations en phosphore des sols à Vred ne serait donc vraisemblablement pas efficace à Marchiennes (et ne pourrait de toute façon pas être facilement mis en œuvre du fait du fonctionnement hydraulique du site). En supposant l'arrêt des apports extérieurs, les solutions disponibles pour réduire la charge en phosphore existante sont donc limitées. Une fauche régulière avec exportation n'aurait d'effet que sur le long terme, et conduirait de plus à la disparition du *Cladietum*. Un étrépage des horizons organo-minéraux superficiels pourrait être testé, notamment dans les secteurs à plus faible valeur patrimoniale de la zone nord-est, mais l'effet sur les concentrations en phosphore sera purement local.

14.3.2 Gestion hydraulique

14.3.2.1 Gestion des échanges avec le Wacheux

Le suivi hydrologique (cf. Section 9) a montré que la vanne de l'ouvrage hydraulique sud n'est pas parfaitement étanche, et n'empêche pas les flux sortants en période de décrue. De plus, elle est complètement submergée en période de hautes eaux. Il serait donc souhaitable de rendre cet ouvrage étanche et d'en relever le niveau, afin de freiner la vidange de la tourbière en période de décrue. Le niveau de débordement pourrait être relevé de 20 à 30 cm, quasiment jusqu'au sommet des rives bétonnées à 16.48 m NGF69. D'après le LiDAR 2022, la digue longeant le Wacheux est en tout point supérieure à ce seuil, mais il sera nécessaire de le vérifier avec des levés topographiques détaillés. Un relèvement encore plus important serait possible, mais au prix de travaux nettement plus conséquents sur la structure de l'ouvrage et sur la digue longeant le Wacheux.

L'étanchéification de l'ouvrage hydraulique sud conduira également à l'arrêt des apports par le Wacheux en période de remise en eau de la tourbière, et pourrait avoir un effet contre-productif sur l'hydropériode. Le niveau de débordement devra donc pouvoir être à nouveau modulé deux fois par an : il devra pouvoir être abaissé au début de la période de remise en eau de la tourbière pour permettre voire augmenter ces apports, puis relevé à la fin de cette période pour empêcher la vidange. Dans un premier temps, on maintiendra la vanne à son plus haut niveau en permanence, et on vérifiera l'impact de cette modification sur les niveaux et sur la conductivité électrique dans le secteur Timmerman en particulier. On passera à

une modulation biannuelle du niveau de la vanne si on constate un retard dans la remise en eau ou une baisse de la conductivité électrique. L'obturation complète et définitive du fossé serait une solution de second choix, ne permettant pas d'ajuster les échanges avec le Wacheux si ceux-ci s'avéraient contribuer de manière non négligeable au bilan hydrique de la tourbière, notamment en période de remise en eau. La buse à l'exutoire du fossé longeant la route de Somain (dont le lit est à 16,21 m NGF69) devra être obturée pour éviter les pertes de ce côté. L'évacuation du ruissellement issu de la route se fera donc intégralement vers la tourbière. Un protocole permettant de réduire les risques de pollution accidentelle et par les sels de déneigement devra être discuté avec les autorités compétentes.

Le relèvement de l'ouvrage hydraulique sud ne stoppera pas complètement les pertes vers le Wacheux en période de décrue ou en période de basses eaux lorsque le Wacheux n'est pas à sec. Il est en effet probable qu'il existe un flux souterrain à travers voire sous la digue le séparant de la tourbière. Pour limiter ces flux, deux solutions potentielles existent :

- l'étanchéification en profondeur de la digue, par exemple par la pose d'une membrane imperméable (Wheeler *et al.* 1995) – l'utilité de cette étanchéification pouvant toutefois être fortement limitée par la perméabilité des sédiments en profondeur - ;
- le relèvement des niveaux dans le Wacheux en dehors des périodes de très hautes eaux.

Etant donné les coûts et les conséquences potentielles de ces solutions, leur faisabilité et leur efficacité devraient être précisément évaluées avant de les envisager.

14.3.2.2 Gestion de la nappe des sédiments minéraux quaternaires et des sables thanétiens

La présente étude a montré que les niveaux dans la tourbière dépendaient principalement des niveaux dans la nappe des sédiments minéraux quaternaires et des sables thanétiens. Malheureusement les connaissances sur le fonctionnement hydrogéologique de cette nappe sont très limitées, il est donc nécessaire de les améliorer avant de pouvoir proposer des modalités de gestion de cette ressource (cf. Section 14.2.3).

14.3.2.3 Réduction des pertes par évapotranspiration au sein du site

L'analyse des données piézométriques collectées dans le secteur Timmerman suggère un effet négatif des ligneux sur les niveaux de nappe, sans toutefois le démontrer formellement (cf. Section 9.3.8.4). Un tel effet a par contre été démontré dans plusieurs tourbières (Oleszczuk *et al.* 2008; Budny & Bencoter 2016; Leppä *et al.* 2020). Dans la plupart des cas étudiés, les ligneux évapotranspirent en effet plus que les végétations plus basses dans les tourbières. Les travaux de réouverture récemment entamés dans le secteur Timmerman devraient donc permettre de réduire les pertes par évapotranspiration, et conduire à un léger relèvement de la nappe notamment en fin d'été. Ces travaux devraient être étendus à l'ensemble des zones qui ont été colonisées par les ligneux depuis 1955 (cf. Section 4).

D'un strict point de vue hydrologique, il est préférable de traiter de grandes surfaces sans laisser d'arbres ou de bosquets isolés, ceux-ci pouvant évapotranspirer plus qu'un boisement continu, notamment du fait de l'augmentation de la rugosité de l'interface végétation - atmosphère et donc des transferts de vapeur vers cette dernière (Grygoruk *et al.* 2014).

14.3.2.4 Gestion de la topographie

La présente étude a montré que, dans la tourbière de Marchiennes, l'hydropériode et donc les végétations étaient principalement déterminées par la topographie de surface, elle-même résultant principalement des activités humaines menées au cours des 18^e et 19^e siècle. Le *Cladietum marisci* résulte de la colonisation d'un plan d'eau de faible profondeur créé par l'extraction de tourbe, le drainage, la mise en culture puis l'abandon de secteur. Le *Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis* semble s'être développé par léger assèchement du *Cladietum marisci*. Des différences subtiles de topographie expliquent la distribution du *Cladietum marisci*, du *Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis* et de l'*Alnion glutinosae* au sein du secteur Timmerman.

La gestion hydraulique peut donc également prendre la forme d'une gestion fine de la topographie, par étrépage de surfaces plus ou moins grandes qui permettrait d'allonger la période de submersion, de

réduire la profondeur maximale en été (cf. Section 9.3.8.1), et de relancer la turfigénèse. L'effet serait vraisemblablement particulièrement important dans la zone nord-est, où la tourbe est dense et riche en matières minérales et en nutriments. La profondeur d'étrépage pourra être définie sur la base de la topographie actuelle, de l'altitude moyenne de la nappe, et de l'hydropériode voulue. Toutefois, se pose la question du devenir des matériaux extraits, et du bilan de cette opération en termes de gaz à effet de serre. Dans le cas de la zone nord-est, la tourbe en surface est de toute façon en cours de minéralisation. Dans le cas du secteur Timmerman, on peut envisager de déposer les matériaux extraits dans les fossés, ce qui devrait limiter leur minéralisation et les émissions.

15 Références

- Acreman, M.C. (2003) *Impact assessment of wetlands: focus on hydrological and hydrogeological issues*. Phase 1 report, Environment Agency & Centre for Ecology and Hydrology, Bristol & Wallingford, UK.
- Alliende, M.C. & Harper, J.L. (1989) Demographic studies of a dioecious tree. I. Colonization, sex and age structure of a population of *Salix cinerea*. *The Journal of Ecology*, 77, 1029.
- Anonyme. (2010) *État des connaissances sur la géologie et l'hydrogéologie des nappes superficielles du Parc Naturel Transfrontalier du Hainaut (PNTH)*. Géorex, Parc Naturel Transfrontalier du Hainaut, Morlaas, France.
- Anonyme. (2019) *Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau)*. Ministère de la Transition écologique et solidaire.
- Audet, J., Zak, D., Bidstrup, J. & Hoffmann, C.C. (2020) Nitrogen and phosphorus retention in Danish restored wetlands. *Ambio*, 49, 324–336.
- Baize, D. & Girard, M.-C. (eds). (2009) *Référentiel pédologique 2008*, Association française pour l'étude du sol. Editions Quae, Versailles, France.
- Barthelmes, A., Gerloff, D., de Klerk, P. & Joosten, H. (2010) Short-Term Vegetation Dynamics of *Alnus* Dominated Peatlands: a High Resolution Palaeoecological Case Study from Western Pomerania (NE Germany). *Folia Geobotanica*, 45, 279–302.
- Baumane, M., Zak, D.H., Riis, T., Kotowski, W., Hoffmann, C.C. & Baattrup-Pedersen, A. (2021) Danish wetlands remained poor with plant species 17-years after restoration. *Science of The Total Environment*, 798, 149146.
- Beguería, S., Vicente-Serrano, S.M., Reig, F. & Latorre, B. (2014) Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *International Journal of Climatology*, 34, 3001–3023.
- Beltman, B., Smolders, A. & Vermaat, J. (2009) Nature development on meadows: The role of nutrients. *Landschap*, 26, 95–102.
- Benjamini, Y. & Hochberg, Y. (1995) Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 57, 289–300.
- Berg, E.E., Hillman, K.M., Dial, R. & DeRuwe, A. (2009) Recent woody invasion of wetlands on the Kenai Peninsula Lowlands, south-central Alaska: a major regime shift after 18 000 years of wet *Sphagnum*-sedge peat recruitment. *Canadian Journal of Forest Research*, 39, 2033–2046.
- Bernard, G. (2015) *Prise en compte du KTH dans les objectifs de gestion des tourbières*. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, Pôle-relais tourbières, Besançon, France.
- Biotope. (2019) *Diagnostic écologique du site Natura 2000 FR3100507 « Forêts de Raismes-Saint-Amand-Wallers et de Marchiennes et plaine alluviale de la Scarpe » - Lot 1 : Etude phytosociologique des habitats naturels d'intérêt communautaire*. Biotope, Mèze, France.
- Birks, H.H. (2017) Plant macrofossil introduction. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, p. Elsevier.
- Boelter, D.H. (1969) Physical properties of peats as related to degree of decomposition. *Soil Science Society of America Journal*, 33, 606.
- Bojnanský, V. & Fargašová, A. (2007) *Atlas of seeds and fruits of Central and East-European flora: the Carpathian mountains region*. Springer Science & Business Media.
- Boyer, M.L.H. & Wheeler, B.D. (1989) Vegetation patterns in spring-fed calcareous fens: calcite precipitation and constraints on fertility. *Journal of Ecology*, 77, 597–609.
- Budny, M.L. & Benschoter, B.W. (2016) Shrub encroachment increases transpiration water loss from a subtropical wetland. *Wetlands*, 36, 631–638.
- Catteau, E., Duhamel, F., Baliga, M.F., Basso, F., Bedouet, F., Cornier, T., Mullie, B., Mora, F., Toussaint, B. & Valentin, B. (2009) *Guide des végétations des zones humides de la Région Nord-Pas de Calais*. Centre régional de Phytosociologie agréé Conservatoire Botanique National de Bailleul, Bailleul, France.

- Christophersen, N. & Hooper, R.P. (1992) Multivariate analysis of stream water chemical data: The use of principal components analysis for the end-member mixing problem. *Water Resources Research*, 28, 99–107.
- Christophersen, N., Neal, C., Hooper, R.P., Vogt, R.D. & Andersen, S. (1990) Modelling streamwater chemistry as a mixture of soilwater end-members—a step towards second-generation acidification models. *Journal of Hydrology*, 116, 307–320.
- Clevenot, I., Denudt, H. & Jourdain, E. (1991) *Synthèse hydrogéologique du bassin d'Orchies*. RR-33097-FR, Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Orléans, France.
- Conway, V.M. (1942) *Cladium Mariscus*. *Journal of Ecology*, 30, 211–216.
- Cuevas, J., Calvo, M., Little, C., Pino, M. & Dassori, P. (2010) Are diurnal fluctuations in streamflow real? *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 58, 149–162.
- Curtis, C.J. & Simpson, G.L. (2014) Trends in bulk deposition of acidity in the UK, 1988–2007, assessed using additive models. *Ecological Indicators*, 37, 274–286.
- Daniels, R.E. & Eddy, A. (1985) *Handbook of European Sphagna*. Institute of Terrestrial Ecology, Monks Wood, UK.
- de Mars, H., van der Weijden, B., van Dijk, G., Smolders, F., Grootjans, A.P. & Wolejko, L. (2016) *Towards threshold values for nutrients; Petrifying springs in South Limburg (NL) in a Northwest European context*.
- de Mars, H., Van Dijk, G., van der Weijden, B., Grootjans, A.P., Wolejko, L., Farr, G., Graham, J., Oosterlynck, P. & Smolders, A.J.P. (2023) The threat of groundwater pollution for petrifying springs; defining nutrient threshold values for an endangered bryophyte dominated habitat.
- Derville, A. & Delmaire, B. (2008) L'agriculture de la Flandre wallonne d'après les Enquêtes fiscales (1449-1549). *Revue du Nord*, 375–376, 269–302.
- Deschodt, L. (2002) Une phase de sédimentation alluviale au Préboréal initial dans la vallée de l'Escaut (Nord de la France). *Quaternaire*, 13, 149–152.
- Deschodt, L. (2009) *Excursion CNFG 2 avril 2009 - Partie sur la plaine de la Scarpe*. Comité National Français de Géographie, Paris, France.
- Deschodt, L. (2014) *Chronostratigraphie et paléoenvironnements des fonds de vallée du bassin français de l'Escaut*. Thèse de Doctorat, Paris 1 Panthéon Sorbonne, Paris, France.
- Deschodt, L. (2015) *La plaine de la Scarpe : héritages morpho-stratigraphiques pléistocènes : Guide de l'excursion de la Société Géologique du Nord 25 mars 2015*. Société Géologique du Nord, Villeneuve d'Ascq, France.
- Deschodt, L. (2019) Stratigraphie, dynamique fluvio-éolienne et héritages du pléniglaciaire supérieur weichselien dans les basses plaines du bassin français de l'Escaut (nord de la France). *Quaternaire. Revue de l'Association française pour l'étude du Quaternaire*, 275–310.
- Deschodt, L., Salvador, P.-G., Feray, P. & Schwenninger, J.-L. (2012) Transect partiel de la plaine de la Scarpe (bassin de l'Escaut, nord de la France). Stratigraphie et évolution paléogéographique du Pléniglaciaire supérieur à l'Holocène récent. *Quaternaire. Revue de l'Association française pour l'étude du Quaternaire*, 87–116.
- Deudon, L. (2018) *Géohistoire des zones humides des vallées de la Scarpe et de l'Escaut*. Rapport de synthèse, Université de Valenciennes et du Hainaut-Cambrésis, Valenciennes, France.
- Deudon, L. (2019) La géohistoire des zones humides de la vallée du Haut-Escaut: usages, mutations et enjeux, du passé au présent. In *Documents phytosociologiques - Actes du colloque international de Bailleul 2017 « Valeurs et usages des zones humides »*, pp. 136–146.
- Dion, R. (1988) Les grandes étapes de l'aménagement des plaines de la Scarpe et du Bas-Escaut français. *Hommes et Terres du Nord*, 1, 226–237.
- Dray, S., Legendre, P. & Blanchet, G. (2016) packfor: Forward Selection with permutation.
- Droogers, P. & Allen, R.G. (2002) Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions. *Irrigation and drainage systems*, 16, 33–45.

- Duhamel, G. (2001) Quelques images d'utricules de Carex (pour aider à la détermination). *Le Journal de Botanique*, 14, 41–48.
- Duranel, A. (2024a) *Étude écohydrologique de la Réserve Naturelle Régionale de la Tourbière de Vred*. Rapport final LIFE+ Nature Anthropofens - LIFE18 NAT/FR/000906 « Restaurer les habitats de marais tourbeux alcalins du Nord de la France et de la Belgique dans l'Anthropocène ». Syndicat Mixte du Parc naturel régional Scarpe-Escaut, Saint-Amand-les-Eaux, Ecotelm, Pont-à-Mousson, France.
- Duranel, A. (2024b) *Étude hydraulique sur le site du Marais de Sonnevillie*. Rapport d'étude pour le Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut, Ecotelm, Pont-à-Mousson, France.
- Edvardsson, J., Šimanauskienė, R., Taminskas, J., Baužienė, I. & Stoffel, M. (2015) Increased tree establishment in Lithuanian peat bogs — Insights from field and remotely sensed approaches. *Science of The Total Environment*, 505, 113–120.
- Emsens, W.-J. (2017) *The restoration of degraded iron-rich fens*. PhD Thesis, Antwerp University, Antwerp, Belgium.
- Emsens, W.-J., Aggenbach, C.J.S., Smolders, A.J.P., Zak, D. & Diggelen, R. van. (2017) Restoration of endangered fen communities: the ambiguity of iron–phosphorus binding and phosphorus limitation. *Journal of Applied Ecology*, 54, 1755–1764.
- Fearnside, M. (1938) Graphic keys for the identification of Sphagna. *New Phytologist*, 37, 409–424.
- Fontenelle, A. & Duhayon, G. (2019) *Avant-projet de classement en réserve Naturelle Nationale de la Tourbière alcaline de Marchiennes*. Parc Naturel Régional Scarpe-Escaut, Saint-Amand-les-Eaux, France.
- Fourrier, H. (1989) *La plaine de la Scarpe et ses bordures (Nord de la France). Analyse séquentielle des formations superficielles. Aspects sur les sols*. Thèse de doctorat, Université de Lille 1, Lille, France.
- Fourrier, H. (1991) Précisions sur le substrat landénien des formations superficielles de la Plaine de la Scarpe et ses bordures (Nord de la France). *Ann. Soc. Géol. Nord*, 1, 1–27.
- Fourrier, H. (1992) Données nouvelles sur les formations superficielles de la plaine de la Scarpe et de ses bordures (Nord de la France). *Hommes et Terres du Nord*, 4, 206–216.
- Fourrier, H. & Masson, F.X. (1982) Reconnaissance des dépôts sédimentaires, matériaux originels des sols de la région de Marchiennes (plaine de la Scarpe). *Ann. Soc. Géol. Nord*, 102, 41–47.
- Geurts, J.J.M., Sarneel, J.M., Willers, B.J.C., Roelofs, J.G.M., Verhoeven, J.T.A. & Lamers, L.P.M. (2009) Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: A mesocosm experiment. *Environmental Pollution*, 157, 2072–2081.
- Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Verhoeven, J.T.A., Roelofs, J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2008) Sediment Fe:PO4 ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology*, 53, 2101–2116.
- Ghils, T. (2013) *Recherche sur l'histoire des tourbières de la plaine de la Scarpe : secteur de Vred et Marchiennes*. Parc naturel régional Scarpe-Escaut, Saint-Amand-les-Eaux, France.
- Gill, L., Bhatnagar, S., Bijkerk, E., Regan, S., Somlai, C., Naughton, O., Ghosh, B., Waldren, S., Coxon, C. & Johnston, P. (2022) *EcoMetrics—Environmental supporting conditions for groundwater-dependent terrestrial ecosystems*. Environmental Protection Agency, Gouvernement of Ireland, Johnstown Castle, Co. Wexford, Ireland.
- Good, J.E.G., Winder, J.D., Sellers, E. & Williams, T.G. (1992) Species and clonal variation in growth responses to waterlogging and submersion in the genus Salix. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B: Biological Sciences*, 98, 21–48.
- Gosselet, J. (1904) Les nappes aquifères de la craie au sud de Lille. *Annales de la Société Géologique du Nord*, 33, 133–156.
- Goubet, P. (2013) *Diagnostic fonctionnel partiel de la tourbière de Vred (Nord)*. Compte rendu d'expertise commandée par le Parc naturel régional Scarpe-Escaut, Cabinet Pierre Goubet, Jenzat, France.
- Goubet, P. (2015) *Diagnostic fonctionnel du complexe tourbeux de la Réserve naturelle régionale de la Tourbière de Vred (Nord) Phase 2*. Compte rendu d'étude commandée par le Parc naturel régional Scarpe-Escaut, Phase 2, Cabinet Pierre Goubet, Ardes-sur-Couze, France.

- Goubet, P. (2017) *Évaluation de l'état de conservation des Habitats de tourbières et marais du Parc naturel régional des Ballons des Vosges*. Rapport d'étude pour le Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges, Cabinet Pierre Goubet, Ardes-sur-Couze, France.
- Goubet, P. (2018) *Le diagnostic fonctionnel des écosystèmes tourbeux: principes, méthodes et applications à la tourbière de la Plaine-Jacquot (La Godivelle et Compains)*. Talk presented at the Journées du Pôle Relais Tourbières, Ardes-sur-Couze.
- Goubet, P. (2019) *Quels sont les processus à l'origine de la colonisation ligneuse des tourbières du Lac d'en Bas à La Godivelle (Puy-de-Dôme)?* Compte rendu d'étude commandée par le Parc naturel régional des Volcans d'Auvergne, Cabinet Pierre Goubet, Ardes-sur-Couze, France.
- Goubet, P. (2021) *Processus clés de la colonisation ligneuse en tourbière*. presented at the Atelier technique « forêts tourbeuses », sept. 2021, Massif des Bois Noirs (Allier, Loire).
- Groningen Institute of Archaeology & Deutsches Archäologisches Institut. (2006) Digital plant atlas. Available at: <https://www.plantatlas.eu/> [accessed 11 February 2024]
- Grootjans, A.P. & Jansen, A. (2012) An eco-hydrological approach to wetland restoration. In *Calcareous mires of Slovakia* (eds A.P. Grootjans, A. Jansen, S. Herianová & V.S. Stanova), pp. 21–28. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.
- Grootjans, A.P. & Van Diggelen, R. (2009) Hydrological dynamics III: Hydro-ecology. In *The Wetlands Handbook* (eds E. Maltby & T. Barker), pp. 194–212. Blackwell Publishing Ltd, Chichester, UK.
- Grootjans, A., Wirdum, G.V., Kemmers, R. & Diggelen, R.V. (1996) Ecohydrology in The Netherlands: principles of an application-driven interdiscipline. *Acta Botanica Neerlandica*, 45, 491–516.
- Grootjans, A.P., Wolejko, L., de Mars, H., Smolders, A.J. & van Dijk, G. (2021) On the hydrological relationship between Petrifying-springs, Alkaline-fens, and Calcareous-spring-mires in the lowlands of North-West and Central Europe; consequences for restoration. *Mires and Peat*, 27, 1–18.
- Grosse-Brauckmann, G. (1972) Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. I. Gewebereste krautiger Pflanzen und ihre Merkmale. *TELMA-Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor-und Torfkunde*, 2, 19–55.
- Grosse-Brauckmann, G. (1974) Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. II. Weitere Reste (Früchte und Samen, Moose u. a.) und ihre Bestimmungsmöglichkeiten. *TELMA-Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor-und Torfkunde*, 4, 51–117.
- Grosse-Brauckmann, G. (1992) Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. III. Früchte, Samen und einige Gewebe (Fotos von fossilien Pflanzenresten). *TELMA-Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor-und Torfkunde*, 22, 53–102.
- Grygoruk, M., Batelaan, O., Mirosław-Świątek, D., Szatyłowicz, J. & Okruszko, T. (2014) Evapotranspiration of bush encroachments on a temperate mire meadow – A nonlinear function of landscape composition and groundwater flow. *Ecological Engineering*, 73, 598–609.
- Gunnarsson, U. & Rydin, H. (1998) Demography and recruitment of scots pine on raised bogs in eastern Sweden and relationships to microhabitat differentiation. *Wetlands*, 18, 133–141.
- Hargreaves, G.H. (1994) Defining and using reference evapotranspiration. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 120, 1132–1139.
- Holmgren, M., Lin, C.-Y., Murillo, J.E., Nieuwenhuis, A., Penninkhof, J., Sanders, N., van Bart, T., van Veen, H., Vasander, H., Vollebregt, M.E. & Limpens, J. (2015) Positive shrub-tree interactions facilitate woody encroachment in boreal peatlands (ed R Bardgett). *Journal of Ecology*, 103, 58–66.
- Hooper, R.P., Christophersen, N. & Peters, N.E. (1990) Modelling streamwater chemistry as a mixture of soilwater end-members—An application to the Panola Mountain catchment, Georgia, USA. *Journal of Hydrology*, 116, 321–343.
- House, A.R., Sorensen, J.P.R., Goody, D.C., Newell, A.J., Marchant, B., Mountford, J.O., Scarlett, P., Williams, P.J. & Old, G.H. (2015) Discrete wetland groundwater discharges revealed with a three-dimensional temperature model and botanical indicators (Boxford, UK). *Hydrogeology Journal*, 23, 775–787.

- Hugonnot, V. & Chavoutier, J.L. (2021) *Les Bryophytes de France. Volume 1: Anthocérotes et Hépatiques*. Biotope Éditions, Mèze, France.
- Iremonger, S.F. & Kelly, D.L. (1988) The responses of four Irish wetland tree species to raised soil water levels. *New Phytologist*, 109, 491–497.
- Jancey, R.C. (1979) Species ordering on a variance criterion. *Vegetatio*, 39, 59–63.
- Johansen, O.M., Jensen, J.B. & Pedersen, M.L. (2014) From groundwater abstraction to vegetative response in fen ecosystems. *Hydrological Processes*, 28, 2396–2410.
- Kats, N.Y., Kats, S.V. & Skobeeva, N.I. (1977) *Atlas rastitel'nykh ostatkov v torfakh (Atlas of Plant Remains in Peat)*. Moscow.
- Kimberley, S. & Coxon, C. (2013) *Evaluating the influence of groundwater pressures on groundwater-dependent wetlands*. A report for the Environmental Protection Agency, Ireland.
- Kimberley, S., Coxon, C., Craig, M. & Schutten, J. (2013) *Determination of nutrient threshold values relevant to groundwater-dependent terrestrial ecosystems (GWDTes) in Ireland: Progress and challenges*. Presentation presented at the Meeting of the Hydrogeological Group of the Geological Society, Birmingham and Midland Institute, Birmingham, UK.
- Kokkonen, N.A.K., Laine, A.M., Laine, J., Vasander, H., Kurki, K., Gong, J. & Tuittila, E.-S. (2019) Responses of peatland vegetation to 15-year water level drawdown as mediated by fertility level. *Journal of Vegetation Science*, 0, 1–11.
- Krebs, C.J. (2001) *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings.
- Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V., Couwenberg, J., Emsens, W.-J., Joosten, H., Klimkowska, A., Kotowski, W., Kozub, L., Lennartz, B., Liczner, Y., Liu, H., Michaelis, D., Oehmke, C., Parakenings, K., Pleyl, E., Poyda, A., Raabe, S., Röhl, M., Rücker, K., Schneider, A., Schrautzer, J., Schröder, C., Schug, F., Seeber, E., Thiel, F., Thiele, S., Tiemeyer, B., Timmermann, T., Urich, T., van Diggelen, R., Vegelin, K., Verbruggen, E., Wilmking, M., Wrage-Mönnig, N., Wołejko, L., Zak, D. & Jurasinski, G. (2021) Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature Communications*, 12, 5693.
- Łachacz, A., Kalisz, B., Sowiński, P., Smreczak, B. & Niedźwiecki, J. (2023) Transformation of organic soils due to artificial drainage and agricultural use in Poland. *Agriculture*, 13, 634.
- Lamers, L.P.M., Loeb, R., Antheunisse, A.M., Miletto, M., Lucassen, E., Boxman, A.W., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2006) Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia*, 565, 165–186.
- Lamers, L.P.M., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2002) The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 478, 107–130.
- Lamers, L.P., Tomassen, H.B. & Roelofs, J.G. (1998) Sulfate-induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology*, 32, 199–205.
- Lamers, L.P.M., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G.M. & Smolders, A.J.P. (2014) Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, n/a-n/a.
- Legendre, P. & Gallagher, E. (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271–280.
- Leppä, K., Hökkä, H., Laiho, R., Launiainen, S., Lehtonen, A., Mäkipää, R., Peltoniemi, M., Saarinen, M., Sarkkola, S. & Nieminen, M. (2020) Selection cuttings as a tool to control water table level in boreal drained peatland forests. *Frontiers in Earth Science*, 8.
- Loeb, R., Boxman, A.W., Lamers, L.P.M., Lucassen, E., Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M., Antheunisse, A.M. & Miletto, M. (2006) Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. In *Living Rivers: Trends and Challenges in Science and Management*, pp. 165–186. Springer.
- Lohrmann, D. (1984) Entre Arras et Douai : les moulins de la Scarpe au XIe siècle et les détournements de la Satis. *Revue du Nord*, 66, 1023–1050.

- Louis, E. (2023) Cartes et plans relatifs aux marais de Marchiennes-Hainaut (rive droite) - catalogue et reproductions.
- Manlay, A. (2019) *Avis concernant l'étude d'incidence d'un projet de forage d'irrigation sur la commune de Rieulay (59)*. Rapport final, BRGM/RP-69443-FR, Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Orléans, France.
- Mauquoy, D. & Vangeel, B. (2007) Mire and Peat Macros. In *Encyclopedia of Quaternary Science*, pp. 2315–2336. Elsevier.
- Michaelis, D. (2001) Schlüssel zur Bestimmung von Braunmoosen aus Torfen anhand einzelner Blättchen [Key for the identification of brown mosses from peats based on single leaves]. *Telma*, 31, 79–104.
- Monteith, D.T., Evans, C.D., Henrys, P.A., Simpson, G.L. & Malcolm, I.A. (2014) Trends in the hydrochemistry of acid-sensitive surface waters in the UK 1988–2008. *Ecological Indicators*, 37, 287–303.
- Nakamura, T., Uemura, S., Yabe, K. & Yamada, H. (2013) Phytometric assessment of alder seedling establishment in fen and bog: implications for forest expansion mechanisms in mire ecosystems. *Plant and Soil*, 369, 365–375.
- Okruszko, H. (1993) Transformation of fen-peat soils under the impact of draining. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 406, 3–73.
- Okruszko, H. & Ilnicki, P. (2003) The moorsh horizons as quality indicators of reclaimed organic soils. In *Organic Soils and Peat Materials for Sustainable Agriculture* (eds L.E. Parent & P. Ilnicki), pp. 1–14. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M.D., Durand, S., Evangelista, H.B.A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M.O., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M.-H., Cunha, E.R., Smith, T., Stier, A., Braak, C.J.F.T. & Weedon, J. (2024) *vegan: Community Ecology Package*.
- Oleszczuk, R., Brandyk, T., Gnatowski, T. & Szaty, J. (2008) The comparison of soil moisture content changes in the moorsh layer under shrubs and grass vegetation. *Agronomy Research*, 6, 141–148.
- Pascaud, A., Sauvage, S., Coddeville, P., Nicolas, M., Croisé, L., Mezdour, A. & Probst, A. (2016) Contrasted spatial and long-term trends in precipitation chemistry and deposition fluxes at rural stations in France. *Atmospheric Environment*, 146, 28–43.
- Paulissen, M.P.C.P., Van Der Ven, P.J.M., Dees, A.J. & Bobbink, R. (2004) Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *New Phytologist*, 164, 451–458.
- Pinson, S. & Mardhel, V. (2008) *Suivi piézométrique de la nappe des alluvions de la plaine de la Scarpe Aval - Analyse des données et étude de faisabilité*. Rapport final, Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Orléans, France.
- R Core Team. (2022) R: a language and environment for statistical computing.
- Rodríguez-González, P.M., Stella, J.C., Campelo, F., Ferreira, M.T. & Albuquerque, A. (2010) Subsidy or stress? Tree structure and growth in wetland forests along a hydrological gradient in Southern Europe. *Forest Ecology and Management*, 259, 2015–2025.
- Saintilan, N. & Rogers, K. (2015) Woody plant encroachment of grasslands: a comparison of terrestrial and wetland settings. *New Phytologist*, 205, 1062–1070.
- Sawicka, K., Monteith, D.T., Vanguelova, E.I., Wade, A.J. & Clark, J.M. (2016) Fine-scale temporal characterization of trends in soil water dissolved organic carbon and potential drivers. *Ecological Indicators*, 68, 36–51.
- Schot, P.P., Dekker, S.C. & Poot, A. (2004) The dynamic form of rainwater lenses in drained fens. *Journal of Hydrology*, 293, 74–84.
- Schulz, C., Meier-Uhlherr, R., Luthardt, V. & Joosten, H. (2019a) *Portraits of peatland deposits*. Deutsche Bundesstiftung Umwelt & Eberswalde University for Sustainable Development, Germany.

- Schulz, C., Meier-Uhlherr, R., Luthardt, V. & Joosten, H. (2019b) A toolkit for field identification and ecohydrological interpretation of peatland deposits in Germany. *Mires and Peat*, 1–20.
- Scoggins, H.L. & van Iersel, M.W. (2006) In situ probes for measurement of electrical conductivity of soilless substrates: effects of temperature and substrate moisture content. *HortScience*, 41, 210–214.
- Simpson, G.L. (2018) Modelling Palaeoecological Time Series Using Generalised Additive Models. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6.
- Sjögren, P., van der Knaap, W.O., van Leeuwen, J.F.N., Andrič, M. & Grünig, A. (2007) The occurrence of an upper decomposed peat layer, or “kultureller Trockenhorizont”, in the Alps and Jura Mountains. *Mires and Peat*, 2.
- Smith, A.J.E. & Smith, R. (2004) *The moss flora of Britain and Ireland*, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Smolders, A., Lamers, L., Hartog, C. & Roelofs, J. (2003) Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: Sulphate as a key variable. *Hydrobiologia*, 506–509, 603–610.
- Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Van Der Velde, G. & Roelofs, J.G.M. (2006) Internal eutrophication: How it works and what to do about it—a review. *Chemistry and Ecology*, 22, 93–111.
- Smolders, A. & Roelofs, J.G.M. (1993) Sulphate-mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany*, 46, 247–253.
- Soil Classification Working Group. (1998) *The Canadian system of soil classification*, 3rd ed. NRC Research Press, Ottawa, Canada.
- Sommé, J. (2006) Tufts calcaires holocènes récents dans le Nord de la France. *Quaternaire. Revue de l'Association française pour l'étude du Quaternaire*, 17, 43–49.
- Sulwiński, M., Mętrak, M., Wilk, M. & Suska-Malawska, M. (2020) Smouldering fire in a nutrient-limited wetland ecosystem: Long-lasting changes in water and soil chemistry facilitate shrub expansion into a drained burned fen. *Science of The Total Environment*, 746, 141142.
- Szajdak, L.W., Szatyłowicz, J. & Kölli, R. (2011) Peats and peatlands: physical properties. In *Encyclopedia of agrophysics* (eds J. Gliński, J. Horabik & J. Lipiec), pp. 551–555. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Talbot, R.J., Etherington, J.R. & Bryant, J.A. (1987) Comparative Studies of Plant Growth and Distribution in Relation to Waterlogging. *New Phytologist*, 105, 563–574.
- Thompson, A., Bickmore, B., Evans, E. & Carling, G. (2024) EMMALAB v. 1.0: Software for improved endmember mixing analysis.
- Tomassen, H., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2003) Stimulated growth of *Betula pubescens* and *Molinia caerulea* on ombrotrophic bogs: role of high levels of atmospheric nitrogen deposition. *Journal of Ecology*, 91, 357–370.
- Tomassen, H., Smolders, A.J.P., Limpens, J., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2004) Expansion of invasive species on ombrotrophic bogs: desiccation or high N deposition? *Journal of Applied Ecology*, 41, 139–150.
- UKTAG. (2014) *Technical report on groundwater dependent terrestrial ecosystems (GWDE) threshold values*. Final Consultation Document, UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive.
- van Wirdum, G. (2014) *The T-EC probe. Changed and extended from chapter 4 in TNO report NITG 185-B0709 (G. Van Wirdum 2004, Investigation into the direction and magnitude of water flow through peat at Thorne Moors, UK; Report on behalf of English Nature)*.
- Vanrenterghem, M. (2007) *Analyse diachronique de la Plaine de la Scarpe*. Master 2, Université de Lille, Lille, France.
- Verry, E.S., Boelter, D.H., Paivanen, J., Nichols, D.S., Malterer, T. & Gafni, A. (2011) Physical properties of organic soils. In *Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell experimental forest* (eds R.K. Kolka, S.D. Sebestyen, E.S. Verry & K.N. Brooks), pp. 135–176. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S. & López-Moreno, J.I. (2010) A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23, 1696–1718.

- Volik, O., Kessel, E., Green, A., Petrone, R. & Price, J. (2021) Growing season evapotranspiration in boreal fens in the Athabasca Oil Sands Region: Variability and environmental controls. *Hydrological Processes*, 35, e14020.
- von Post, L. (1922) Swedish geological peat survey with the results obtained so far. *Svenska Mosskulturforeningens tidskrift*, 36, 1–27.
- Wassen, M.J. & Grootjans, A.P. (1996) Ecohydrology: an interdisciplinary approach for wetland management and restoration. *Vegetatio*, 126, 1–4.
- Wheeler, B.D., Gowing, D.J.G., Shaw, S.C., Mountford, J.O. & Money, R.P. (2004) *Ecohydrological guidelines for lowland wetland plant communities*. Environment Agency (Anglian Region), Peterborough, UK.
- Wheeler, B.D., Shaw, S.C. & Environment, G.B.D. of the. (1995) *Restoration of damaged peatlands : with particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction / B. D. Wheeler and S. C. Shaw*. HMSO.
- Wiegiers, J. (1986) Succession in fen-woodlands in the Dutch Haf district. In *Forest Dynamics Research in Western and Central Europe, Proceedings of the IUFRO workshop of subject group SI*, pp. 01–00.
- Wildi, O. (2013) *Data analysis in vegetation ecology*, 2nd ed. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Wildi, O. (2017) dave: Functions for “Data Analysis in Vegetation Ecology.”
- Wood, S. (2015) Package ‘mgcv.’ *R package version*, 1, 29.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007) The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry*, 85, 141–151.
- Zak, D., Gelbrecht, J., Wagner, C. & Steinberg, C.E.W. (2008) Evaluation of phosphorus mobilization potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science*, 59, 1191–1201.
- Zak, D., Maagaard, A.L. & Liu, H. (2022) Restoring riparian peatlands for inland waters: a European perspective. In *Encyclopedia of Inland Waters - Volume 3*, 2nd ed (eds W. Junk, F. Wittman & C. Griebler), pp. 276–287. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Zak, D., Meyer, N., Cabezas, A., Gelbrecht, J., Mauersberger, R., Tiemeyer, B., Wagner, C. & McInnes, R. (2017) Topsoil removal to minimize internal eutrophication in rewetted peatlands and to protect downstream systems against phosphorus pollution: A case study from NE Germany. *Ecological Engineering*, 103, 488–496.
- Zak, D., Wagner, C., Payer, B., Augustin, J. & Gelbrecht, J. (2010) Phosphorus mobilization in rewetted fens: the effect of altered peat properties and implications for their restoration. *Ecological Applications*, 20, 1336–1349.

Annexe A. Localisation des sondages stratigraphiques

Tableau 25. Localisation des sondages stratigraphiques.

Code	Est	Nord	Altitude	Qualité 2D	Qualité 1D	GDOP	Méthode de nivellement	Date de nivellement
1	720512.06	7033505.20	15.86	0.01	0.01	2.33	DGPS RTK Leica GS07	24/08/2020
2	720357.94	7033518.37	16.00	0.01	0.01	1.63	DGPS RTK Leica GS07	14/08/2020
3	720356.62	7033404.76	15.91	0.01	0.01	2.39	DGPS RTK Leica GS07	18/08/2020
4	720241.50	7033525.94	15.89	0.02	0.02	1.58	DGPS RTK Leica GS07	17/08/2020
5	720551.67	7033712.95	16.25	0.01	0.01	1.99	DGPS RTK Leica GS07	19/08/2020
6	720681.51	7033485.11	16.15	0.01	0.01	2.33	DGPS RTK Leica GS07	19/08/2020
7	720244.40	7033463.52	16.01	0.01	0.01	1.76	DGPS RTK Leica GS07	18/08/2020
8	720361.90	7033457.56	15.94	0.01	0.01	1.82	DGPS RTK Leica GS07	14/08/2020
9	720482.18	7033488.17	15.84	0.01	0.02	2.42	DGPS RTK Leica GS07	14/08/2020
10	720564.03	7033536.27	15.79				Approximation d'après point voisin	13/08/2020
11	720220.96	7033382.09	16.52	0.44	0.46	1.86	DGPS RTK Leica GS07	18/08/2020
12	720355.79	7033355.38	18.17	0.65	1.58	2.33	DGPS RTK Leica GS07	18/08/2020
13	720518.57	7033605.02	15.97	0.01	0.02	1.58	DGPS RTK Leica GS07	13/08/2020
14	720450.88	7033559.50	15.83	0.01	0.01	1.92	DGPS RTK Leica GS07	13/08/2020
15	720405.25	7033528.83	15.91	0.01	0.02	2.32	DGPS RTK Leica GS07	13/08/2020
16	720745.17	7033558.99	15.98	0.01	0.02	2.18	DGPS RTK Leica GS07	19/08/2020
17	720483.34	7033389.63	15.81	0.01	0.01	3.04	DGPS RTK Leica GS07	17/08/2020
18	720627.80	7033447.66	16.03	0.01	0.01	2.07	DGPS RTK Leica GS07	18/08/2020
19	720565.19	7033431.20	15.95	0.01	0.02	2.09	DGPS RTK Leica GS07	17/08/2020
20	720623.49	7033678.25	16.15	0.01	0.02	1.82	DGPS RTK Leica GS07	19/08/2020
21	720485.70	7033464.59	16.02	0.01	0.02	3.38	DGPS RTK Leica GS07	17/08/2020
23	720359.36	7033639.14	15.80	0.01	0.01	1.82	DGPS RTK Leica GS07	17/08/2020

Coordonnées en Lambert 93, altitude m NGF69 (grille de conversion altimétrique : RAF09). Pour les sondages dont le code commence par le préfixe « D », les coordonnées ne sont pas strictement celles du sondage, mais celles du piézomètre superficiel situé à une trentaine de centimètres du sondage. Pour les sondages dont le code commence par le préfixe « P », les coordonnées sont celles du sondage lui-même, dans lequel a été installé un piézomètre profond.

Annexe B. Localisation et altitude des équipements hydrologiques

Tableau 26. Localisation et altitude des équipements de suivi hydrologique.

Code	Est	Nord	Altitude	Qualite2D	Qualite1D	GDOP	Point de mesure de l'altitude	Méthode de nivellement	Date de nivellement	Commentaires
M_Baro	720758.105	7033330.983	16.985	0.470	0.760	2.291	sommet du tube, capuchon fermé	DGPS RTK Leica GS07	28/08/20	
M_D1	720511.717	7033504.948	16.417	0.007	0.010	1.460	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/20	
M_D2	720358.288	7033518.156	16.509	0.007	0.010	1.700	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/20	
M_D3	720357.318	7033405.805	16.485	0.011	0.016	2.332	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/20	
M_D4	720241.622	7033525.680	16.438	0.007	0.012	2.258	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/20	
M_D5	720551.414	7033712.714	16.783	0.008	0.013	1.972	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/20	
M_D6	720682.202	7033485.324	16.685	0.010	0.017	2.184	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/20	
P103	720145.364	7033805.799	16.463	0.750	0.024	2.062	sommet du tube	DGPS RTK Leica GS07 et niveau optique pour Z	26/03/22	
M_P1	720512.080	7033505.216	16.369	0.009		1.847	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	28/08/20	altitude calculée par rapport à D1, mesure au niveau à bulle
M_P4	720241.504	7033525.948	16.424	0.008		1.517	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	28/08/20	altitude calculée par rapport à D4, mesure au niveau à bulle
M_Craie	720552.110	7033847.273	17.704	0.014	0.017	2.274	sommet du tube métallique, bouchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	26/03/22	
M_Sables	720555.116	7033853.513	17.285	0.013	0.017	2.406	sommet du tube métallique, bouchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	05/04/22	
M_L1	720402.754	7033522.365	16.265	0.018	0.009		sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	29/01/21	correspond au niveau 0.954 sur l'échelle, donc marque 0 de l'échelle à 15.311m
M_L2	720521.893	7033620.313	16.623	0.019	0.010		sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	29/01/21	
M_AMM	720758.088	7033333.405	16.480	0.023			rebord béton au contact de la passerelle	DGPS RTK Leica GS07 + nivellement manuel eau	26/03/22	
M_AVV	720773.541	7033314.348	17.478	0.018	0.017		coin sud-est de la plaque acier horizontale	DGPS RTK Leica GS07	29/01/21	

Coordonnées en Lambert 93, altitude en m NGF69 (grille de conversion altimétrique : RAF09).

Annexe C. Détection de tendances par utilisation de Modèles Additifs Généralisés Mixtes

Nous avons utilisé des modèles mixtes additifs généralisés (GAMM) pour tester les tendances non linéaires et non monotones dans les séries de données piézométriques collectées par le PNRSE dans les alluvions de la Scarpe, et pour y identifier des périodes discrètes pendant lesquelles le taux de changement est significativement différent de zéro. Notre approche suit celle proposée par Curtis et Simpson (2014), Monteith et al. (2014) et Simpson (2018), et utilisée pour des objectifs similaires aux nôtres par Sawicka et al. (2016) entre autres. Pour chaque série temporelle i des profondeurs minimales ou maximales annuelles de nappe, nous avons calé le modèle mixte additif généralisé suivant :

$$y_i = \beta_0 + s(\text{Year}_i) + \varepsilon_i, \varepsilon = N(0, \sigma^2 \Lambda)$$

où y_i est la profondeur de la nappe, β_0 est l'ordonnée à l'origine, $s(\text{Year}_i)$ est une fonction lisse du temps en années à l'aide de splines de régression sur plaques minces, ε_i et ε sont les résidus du modèle, supposés avoir une distribution aléatoire normale avec une moyenne nulle et une variance $\sigma^2 \Lambda$, et Λ est une matrice de corrélation décrivant la structure de dépendance des résidus (Λ peut ne pas être requis si les résidus ne sont pas auto-corrélés, voir ci-dessous). Les GAMM ont été ajustés via une estimation du maximum de vraisemblance restreinte (REML) à l'aide du package `mgcv` (Wood 2015) pour R. La présence d'une autocorrélation temporelle entre les résidus a été évaluée à l'aide de fonctions d'autocorrélation et d'autocorrélation partielle, et formellement testée à l'aide de tests de rapport de vraisemblance de modèles avec et sans structures d'autocorrélation d'ordre 1 ou 2. Pour chaque série temporelle, nous avons retenu le meilleur modèle évalué par tests des rapports de vraisemblance. Nous avons identifié les périodes discrètes le long de la tendance ajustée pendant lesquelles le taux de variation était significativement différent de 0 au seuil de 95 % en calculant les dérivées premières de s , leurs erreurs types et un intervalle de confiance ponctuel à 95 % en utilisant la méthode des différences finies.

Annexe D. Protocole d'extraction séquentielle du phosphore

Zak (comm. pers.), adapté de Zak *et al.* (2008)

Working steps		Details of the approach		Parameters to measure using ICP-OES	
1. weigh out the peat	1. for the fractionation	5-8 g fresh peat (remove thicker roots >1 mm) in 40 mL centrifuge tubes (of course you can use also bigger ones depending on the centrifuge you have)			
	2. for the determination of dry mass (DM)	10-20 g fresh peat in weighted porcelain crucible and dry the sample until mass constancy at 105 °C about 24 hours then weigh out the sample again for the calculation		Dry mass	
	3. for bulk analysis	ca. 10 g fresh peat in porcelain crucible, drying at 105°C and grounding		P, Fe, Al, Ca, K, Mg, Mn.	
2. sequential chemical extraction steps	1. Step ("NH ₄ -Cl-P") (no wash step)	Add 25 mL oxygen-free 1 M NH ₄ Cl (1 h purging with N ₂ before of use)	0,5 h shaking, centrifuge at 10600 g (in our case 10,000 rpm) for 5 minutes; decant the centrifugate in a 50 mL beaker and filter it with syringe filters: 0.45 µ pore size and use always a pre-filter e.g. 8 µ pore size otherwise the filter is (mostly) directly clogged in particular for the NaOH-step: here sometimes only 2 mL can be filtered (but this is enough for later P analysis, since you need e.g. for TDP only 0,5 mL or less depending on the analytical method)	P	
	2. Step ("BD-P")	Add 25 mL 0.115 M Bicarbonat-Dithionit-solution (BD)	1 h shaking, centrifuge at 10600 g for 5 minutes; decant the centrifugate in a 50 mL beaker	P, Fe, Al, Mn	
	wash step	Add 25 mL Aqua dest. or de-ionized water	5 min shaking, centrifuge at 10600 g for 5 minutes; decant the centrifugate and combine it with the extract of the BD-step before, then filter the combined solutions as described above. This extract must be analysed as quickly as possible to avoid oxidation.		
	3. Step („HCl-P“)	Add 25 ml 0,5 M HCl	16 h shaking, centrifuge at 10600 g for 5 minutes; decant the centrifugate in a 50 mL beaker	P, Fe, Al, Mn, Ca	
	Wash step	Add 25 mL Aqua dest. or de-ionized water	5 min shaking, centrifuge at 10600 g for 5 minutes; decant the centrifugate and combine it with the extract of the HCl-step before, then filter the combined solutions as described above		
	4. Step („NaOH-P“)	Add 25mL 1 M NaOH	2 h shaking, centrifuge at 10600 g for 5 minutes; decant the centrifugate in a 50 mL beaker	P	
	Wash step	Add 25 mL Aqua dest. or de-ionized water	5 min shaking, centrifuge at 10600 g for 5 minutes; decant the centrifugate and combine it with the extract of the NaOH-step before, then filter the combined solutions as described above		
	5. Step („Rest-P“)	No further extraction (some people digest the rest pellet – it is exhausting - so I prefer to determine Rest-P as described on the right column)		Rest P = TP – (NH ₄ Cl-TDP + BD-TDP + HCl-TDP + NaOH-TDP)	
	Preparation of the chemical extract solutions (For preparation of HCL- and NaOH-solutions you should use fume cupboards/fume hut				
	1 M NH ₄ Cl	26,7 g in a 1 L beaker and fill up with de-ionized water <u>to</u> 500 ml (not with 500 mL water) and purge it 1 h with N ₂ before using it (to avoid oxidation of the widely anaerobic samples)			
0,11 M BD	10 g Na ₂ S ₂ O ₄ (Natriumdithionid) + 4,6 g NaHCO ₃ in a 1 L beaker and fill up with de-ionized water <u>to</u> 500 ml				
0,5 M HCl	42 mL 36 % HCl in a 2 L beaker and fill up with de-ionized water <u>to</u> 1000 ml (Attention first the acid then the water otherwise danger of explosion)				
1 M NaOH	40 g NaOH-„pills“ in a 2 L beaker and fill up with de-ionized water <u>to</u> 1000 ml please put the beaker in crashed ice because the solution becomes very hot				

Annexe E. Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Marchiennes, exprimées par rapport à la matière sèche.

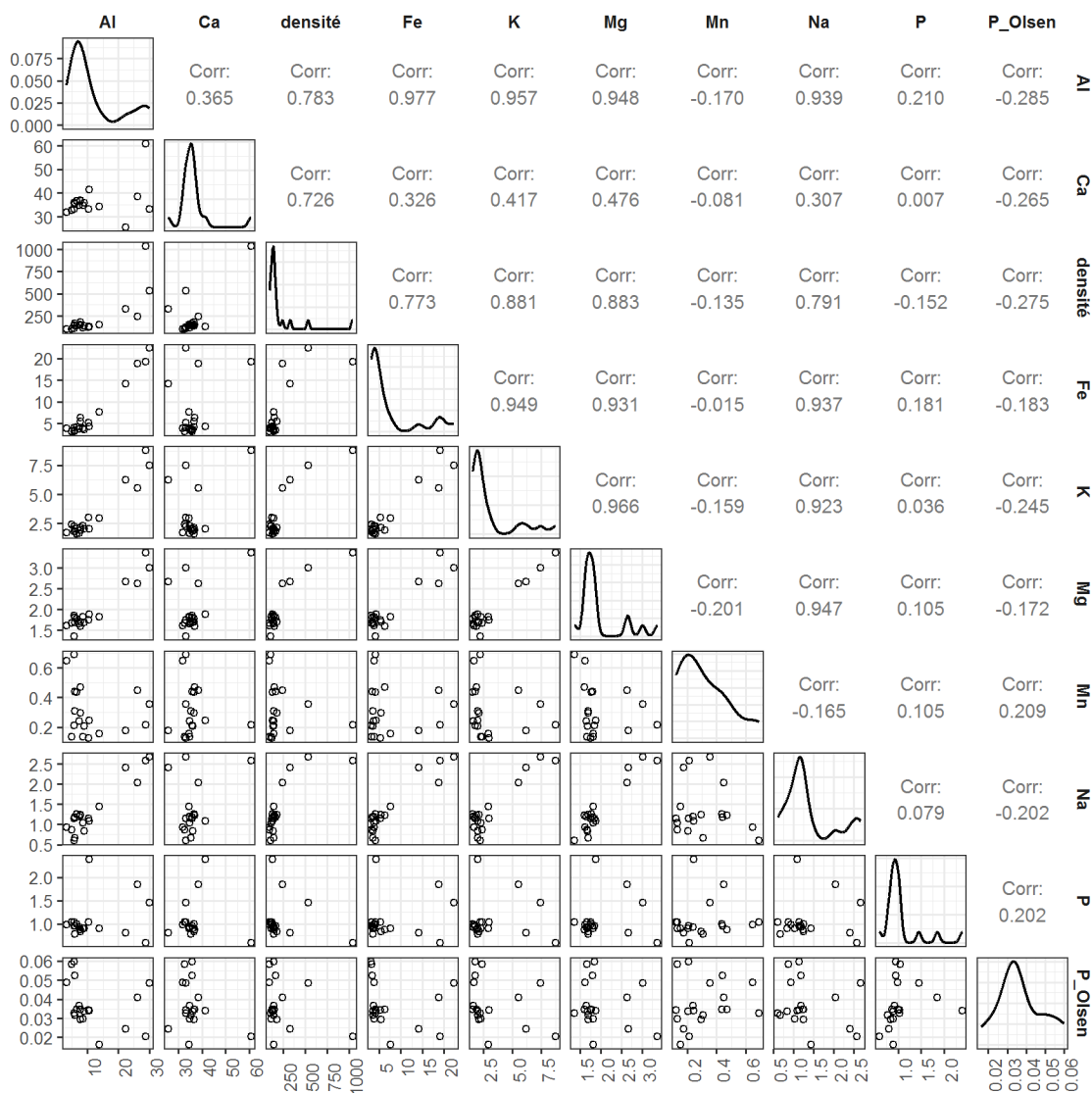


Figure 110. Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Marchiennes, exprimées par rapport à la matière sèche.

La densité est exprimée en $g\ l^{-1}$, les autres variables en $mg\ g^{-1}$. Les panneaux dans le triangle supérieur donnent les coefficients de corrélation de Pearson, ceux dans la diagonale la courbe de distribution empirique des valeurs, et ceux dans le triangle inférieur les nuages de points.

Annexe F. Localisation des placettes de suivi de la végétation

Les placettes détaillées ici sont celles établies dans la tourbière de Marchiennes. Celles établies dans la tourbière de Vred sont détaillées dans le rapport traitant de ce site (Duranel 2024a)

Tableau 27 . Localisation des placettes de suivi de la végétation.

Les coordonnées sont en Lambert 93, les altitudes en m NGF69.

ID	point mesure	Est	Nord	Altitude	Qualité 2D	Qualité 1D	GDOP	Date Heure	Méthode
M_QDT1	coin A	720513.078	7033505.842	15.806	0.007	0.011	1.723	05/08/2020 17:31:36	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT1	coin B	720514.851	7033506.809	15.817	0.007	0.013	1.723	05/08/2020 17:32:09	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT1	coin C	720513.867	7033508.479	15.916	0.007	0.012	1.723	05/08/2020 17:33:32	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT1	coin D	720512.131	7033507.584	15.766	0.007	0.012	1.723	05/08/2020 17:34:15	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT10	coin A	720561.293	7033535.987	15.924	0.009	0.013	1.892	05/08/2020 15:00:07	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT10	coin B	720563.149	7033536.738	15.799	0.007	0.010	1.892	05/08/2020 15:01:41	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT10	coin C	720564.032	7033534.972	16.023	0.009	0.012	1.819	05/08/2020 15:03:29	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT10	coin D	720562.238	7033534.191	15.961	0.009	0.012	1.819	05/08/2020 15:04:34	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT11	coin B	720219.138	7033381.277	16.103	0.021	0.016	0.000	09/08/2020 11:59:03	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT11	coin B	720221.184	7033381.246	16.281	0.536	0.874	1.967	09/08/2020 11:27:55	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT11	coin B	720221.873	7033381.174	17.412	0.529	0.934	2.534	09/08/2020 11:25:55	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT11	coin B	720220.330	7033382.942	15.913	0.039	0.058	4.294	09/08/2020 11:23:51	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT12	coin B	720354.789	7033355.412	13.150	0.116	0.193	2.510	07/08/2020 14:28:33	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT12	coin B	720357.318	7033356.129	21.167	0.123	0.218	2.510	07/08/2020 14:15:51	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT12	coin B	720356.222	7033357.729	16.175	0.023	0.029	2.510	07/08/2020 14:12:18	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT12	coin B	720352.994	7033356.752	17.904	0.167	0.116	0.000	07/08/2020 14:11:41	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT13	coin A	720516.029	7033604.871	15.873	0.011	0.016	2.454	05/08/2020 12:44:10	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT13	coin B	720517.655	7033605.999	15.982	0.007	0.012	2.454	05/08/2020 12:44:41	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT13	coin C	720518.863	7033604.419	15.981	0.010	0.015	2.454	05/08/2020 12:45:07	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT13	coin D	720517.260	7033603.303	16.138	0.008	0.013	2.454	05/08/2020 12:45:35	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT14	coin A	720450.708	7033558.479	15.911	0.008	0.012	1.700	05/08/2020 12:03:19	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT14	coin B	720449.107	7033557.259	15.928	0.008	0.011	1.700	05/08/2020 12:03:46	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT14	coin C	720447.890	7033558.881	15.897	0.008	0.011	1.700	05/08/2020 12:04:15	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT14	coin D	720449.478	7033560.068	15.909	0.009	0.012	1.700	05/08/2020 12:04:48	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT15	coin A	720403.921	7033526.062	16.001	0.009	0.019	2.332	05/08/2020 10:51:11	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT15	coin B	720402.758	7033527.709	15.984	0.008	0.017	2.332	05/08/2020 10:51:53	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT15	coin C	720404.363	7033528.902	15.919	0.008	0.018	2.332	05/08/2020 10:52:19	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT15	coin D	720405.522	7033527.299	15.924	0.009	0.021	2.332	05/08/2020 10:52:54	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT16	coin A	720743.346	7033558.410	16.124	0.014	0.016	2.184	09/08/2020 09:34:37	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT16	coin B	720745.360	7033558.164	16.070	0.013	0.016	2.184	09/08/2020 09:35:19	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT16	coin C	720745.084	7033556.151	16.107	0.015	0.018	2.184	09/08/2020 09:35:46	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT16	coin D	720743.085	7033556.434	16.053	0.011	0.014	2.354	09/08/2020 09:36:12	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT17	coin A	720480.465	7033388.578	15.838	0.013	0.016	1.942	06/08/2020 19:00:03	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT17	coin B	720480.656	7033390.588	15.843	0.011	0.013	1.942	06/08/2020 19:00:53	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT17	coin C	720482.613	7033390.305	16.193	0.011	0.013	1.942	06/08/2020 19:01:33	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT17	coin D	720482.465	7033388.336	15.823	0.009	0.011	1.942	06/08/2020 19:02:23	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT18	coin A	720627.354	7033444.427	16.090	0.009	0.015	1.772	05/08/2020 18:43:55	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT18	coin B	720625.838	7033445.705	15.959	0.008	0.012	1.603	05/08/2020 18:44:59	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT18	coin C	720627.153	7033447.213	15.953	0.009	0.013	2.135	05/08/2020 18:46:17	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT18	coin D	720628.671	7033445.926	15.953	0.008	0.013	2.135	05/08/2020 18:47:04	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT19	coin A	720568.633	7033432.094	-6.988	0.010	0.011	1.926	05/08/2020 19:15:50	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT19	coin B	720568.151	7033434.015	-7.015	0.008	0.009	1.825	05/08/2020 19:17:12	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT19	coin C	720566.216	7033433.492	16.017	0.009	0.010	1.825	05/08/2020 19:18:24	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT19	coin D	720566.716	7033431.525	16.013	0.011	0.013	1.825	05/08/2020 19:23:27	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT2	coin A	720359.285	7033518.273	15.932	0.006	0.012	2.421	06/08/2020 17:55:23	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT2	coin B	720359.847	7033516.368	15.912	0.007	0.015	2.421	06/08/2020 17:56:17	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT2	coin C	720357.963	7033515.703	15.923	0.007	0.014	2.421	06/08/2020 17:56:53	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT2	coin D	720357.340	7033517.552	15.917	0.008	0.017	2.421	06/08/2020 17:57:38	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT20	coin A	720624.322	7033675.914	16.131	0.012	0.028	2.335	09/08/2020 08:43:18	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT20	coin B	720625.938	7033677.140	16.191	0.010	0.018	2.335	09/08/2020 08:43:49	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT20	coin C	720624.638	7033678.664	16.186	0.007	0.017	4.347	09/08/2020 08:44:11	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT20	coin D	720623.016	7033677.405	16.165	0.012	0.028	2.335	09/08/2020 08:44:46	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT21	coin A	720483.731	7033466.532	16.050	0.008	0.010	2.283	06/08/2020 19:42:33	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT21	coin B	720485.493	7033467.465	16.136	0.009	0.012	2.283	06/08/2020 19:43:28	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT21	coin C	720486.381	7033465.677	15.925	0.008	0.012	2.919	06/08/2020 19:44:09	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT21	coin D	720484.669	7033464.779	15.899	0.014	0.019	2.283	06/08/2020 19:44:53	DGPS RTK Leica GS07

ID	point mesure	Est	Nord	Altitude	Qualité 2D	Qualité 1D	GDOP	Date Heure	Méthode
M_QDT3	coin A	720357.340	7033406.772	15.976	0.008	0.012	1.942	07/08/2020 13:33:57	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT3	coin B	720359.195	7033407.645	15.961	0.009	0.014	1.942	07/08/2020 13:34:38	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT3	coin C	720359.975	7033405.783	15.978	0.008	0.014	1.942	07/08/2020 13:35:19	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT3	coin D	720358.203	7033404.960	15.873	0.008	0.013	1.942	07/08/2020 13:35:50	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT4	coin A	720241.615	7033525.169	15.916	0.011	0.015	2.112	06/08/2020 16:58:58	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT4	coin B	720242.825	7033523.549	15.824	0.008	0.011	2.112	06/08/2020 16:59:50	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT4	coin C	720244.374	7033524.741	15.878	0.010	0.013	2.112	06/08/2020 17:00:43	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT4	coin D	720243.218	7033526.352	15.888	0.007	0.010	2.112	06/08/2020 17:01:29	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT5	coin A	720550.782	7033713.069	16.288	0.008	0.021	5.681	09/08/2020 08:05:04	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT5	coin B	720552.168	7033714.529	16.234	0.010	0.026	3.142	09/08/2020 08:05:38	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT5	coin C	720550.716	7033715.927	16.231	0.012	0.027	3.216	09/08/2020 08:06:09	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT5	coin D	720549.358	7033714.450	16.232	0.007	0.018	3.216	09/08/2020 08:06:44	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT6	coin A	720682.421	7033486.161	16.142	0.011	0.025	4.423	09/08/2020 10:14:03	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT6	coin B	720680.459	7033485.798	16.119	0.009	0.018	4.496	09/08/2020 10:14:44	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT6	coin C	720680.162	7033487.873	16.129	0.008	0.015	2.694	09/08/2020 10:15:12	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT6	coin D	720682.120	7033488.187	16.117	0.009	0.018	2.744	09/08/2020 10:15:54	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT7	coin A	720244.185	7033460.370	15.904	0.012	0.017	1.460	09/08/2020 12:11:05	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT7	coin B	720242.265	7033460.906	15.959	0.015	0.023	1.460	09/08/2020 12:11:30	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT7	coin C	720242.847	7033462.846	15.915	0.013	0.020	1.460	09/08/2020 12:11:51	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT7	coin D	720244.820	7033462.328	15.839	0.010	0.015	1.460	09/08/2020 12:12:21	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT8	coin A	720364.204	7033455.318	15.979	0.014	0.016	2.098	07/08/2020 13:11:38	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT8	coin B	720363.645	7033457.281	15.842	0.015	0.021	2.098	07/08/2020 13:12:15	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT8	coin C	720361.858	7033456.682	15.994	0.014	0.017	2.098	07/08/2020 13:12:48	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT8	coin D	720362.464	7033454.679	15.915	0.014	0.014	2.098	07/08/2020 13:13:19	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT9	coin A	720480.004	7033489.897	15.942	0.007	0.013	2.421	05/08/2020 18:04:45	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT9	coin B	720480.735	7033488.072	15.891	0.005	0.011	2.421	05/08/2020 18:07:02	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT9	coin C	720478.939	7033487.237	16.001	0.006	0.011	2.421	05/08/2020 18:07:57	DGPS RTK Leica GS07
M_QDT9	coin D	720478.184	7033489.116	15.916	0.007	0.013	2.421	05/08/2020 18:08:50	DGPS RTK Leica GS07

Annexe G. Relevés de végétation

Les relevés de végétation détaillés ici sont ceux réalisés dans la tourbière de Marchiennes. Ceux réalisés dans la tourbière de Vred sont détaillés dans le rapport traitant de ce site (Duranel 2024a).

Le recouvrement n'est indiqué que pour les strates présentes dans le relevé. Il est nul lorsque non indiqué. Le recouvrement de la litière n'a pas été quantifié. La strate à laquelle appartient le taxon est indiquée comme suit : -musc : muscinale ; -herb : herbacée ; -arbu : arbustive (<5m) ; arbo : arborescente (>5m). Le code « Cf » indique que l'identification est incertaine, généralement parce que le taxon n'est présent que sous forme fragmentaire (à cause du pâturage par exemple), végétative ou de plantule difficile à identifier.

ID : M_QDT1

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Cladium mariscus -herb	5	
Galium palustre -herb	i	
Lysimachia vulgaris -herb	+	
Lythrum salicaria -herb	+	
Rorippa amphibia -herb	r	Cf (végétatif)
Solanum dulcamara -herb	i	
Thelypteris palustris -herb	5	
Typha angustifolia -herb	i	

ID : M_QDT2

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Cladium mariscus -herb	5	
Leptodictyum riparium -musc	i	
Lysimachia vulgaris -herb	+	
Thelypteris palustris -herb	5	
Typha angustifolia -herb	1	

ID : M_QDT3

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 3

Cladium mariscus -herb	2b	
Drepanocladus polygamus -musc	+	Cf à confirmer
Leptodictyum riparium -musc	1	
Lysimachia vulgaris -herb	+	
Lythrum salicaria -herb	i	
Phragmites australis -herb	5	
Thelypteris palustris -herb	3	

ID : M_QDT4

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Cladium mariscus -herb	6	
Galium palustre -herb	i	
Leptodictyum riparium -musc	i	
Lysimachia vulgaris -herb	2a	
Salix cinerea -herb	2a	
Thelypteris palustris -herb	2a	

ID : M_QDT5

Date (année/mois/jour) : 2020/08/09

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Brachythecium rutabulum -musc	i	
Calamagrostis canescens -herb	2a	
Carex acutiformis -herb	2b	Cf (végétatif)
Convolvulus sepium -herb	2a	
Galium palustre -herb	i	
Lysimachia vulgaris -herb	+	
Lythrum salicaria -herb	i	Cf (plantule)
Phragmites australis -herb	6	
Rubus section Rubus -herb	i	
Stachys palustris -herb	i	
Symphytum officinale -herb	2a	

ID : M_QDT6

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Carex riparia -herb	5	Cf (végétatif)
Lysimachia vulgaris -herb	i	
Mentha aquatica -herb	1	
Phragmites australis -herb	3	
Solanum dulcamara -herb	2b	
Symphytum officinale -herb	+	

ID : M_QDT7

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Betula sp. -herb	i	Cf (plantule)
Cladium mariscus -herb	6	
Kindbergia praelonga -musc	r	
Lysimachia vulgaris -herb	i	
Thelypteris palustris -herb	4	

ID : M_QDT8

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Cladium mariscus -herb	6	
Lysimachia vulgaris -herb	+	
Thelypteris palustris -herb	4	

ID : M_QDT9

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Cladium mariscus -herb	4	
------------------------	---	--

Lysimachia vulgaris -herb	1
Lythrum salicaria -herb	+
Solanum dulcamara -herb	+
Thelypteris palustris -herb	5
Typha angustifolia -herb	i

ID : M_QDT10

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Cladium mariscus -herb	5
Galium palustre -herb	i
Lythrum salicaria -herb	i
Phragmites australis -herb	1
Rorippa amphibia -herb	1
Rumex hydrolypium -herb	i
Scutellaria galericulata -herb	i
Solanum dulcamara -herb	+
Thelypteris palustris -herb	4

Cf (végétatif)

ID : M_QDT11

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00 & 100.00

Recouvrement de la strate arborescente (%) : 60

Recouvrement de la strate arbustive (%) : 30

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 55

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 3

Recouvrement du sol nu (%) : 45

relevé en gigogne: strates herbacée et muscinale relevées dans placette de 2x2m, strates arbustive et arborescente dans placette de 10x10 centrée sur la première. Recouvrement des strates muscinale et herbacée et recouvrement du sol nu (%) estimés pour la placette de 2x2m.

Alnus glutinosa -arbu	2b
Alnus glutinosa -arbo	4
Bryum sp. -musc	i
Calliergonella cuspidata -musc	1
Frangula alnus -arbu	1
Fraxinus excelsior -arbu	i
Lysimachia vulgaris -herb	1
Quercus robur -arbu	i
Rubus caesius -herb	i
Rubus caesius -arbu	1
Rubus idaeus -arbu	r
Salix cinerea -arbu	2b
Salix cinerea -arbo	2a
Solanum dulcamara -herb	i
Thelypteris palustris -herb	4
Ulmus sp. -arbu	i
Viburnum opulus -arbu	i

Cf

ID : M_QDT12

Date (année/mois/jour) : 2020/08/07

Aire du relevé (m2) : 4.00 & 100.00

Recouvrement de la strate arborescente (%) : 80

Recouvrement de la strate arbustive (%) : 15

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 50

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 3

Recouvrement du sol nu (%) : 50

relevé en gigogne: strates herbacée et muscinale relevées dans placette de 2x2m, strates arbustive et arborescente dans placette de 10x10 centrée sur la première. Recouvrement des strates

muscinale et herbacée et recouvrement du sol nu (%) estimés pour la placette de 2x2m.

Alnus glutinosa -arbu	2a
Alnus glutinosa -arbo	3
Amblystegium serpens -musc	r
Calliergonella cuspidata -musc	+
Convolvulus sepium -arbu	i
Crataegus monogyna -arbu	i
Hypnum cupressiforme -musc	r
Lysimachia vulgaris -herb	+
Lythrum salicaria -herb	i
Mnium hornum -musc	r
Oxyrrhynchium hians -musc	1
Rubus section Rubus -arbu	+
Salix cinerea -arbu	2a
Salix cinerea -arbo	4
Thelypteris palustris -herb	3
Viburnum opulus -arbu	i

ID : M_QDT13

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 90

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 3

Recouvrement du sol nu (%) : 10

Agrostis stolonifera -herb	2a	Cf (végétatif)
Alisma plantago-aquatica -herb	r	
Bryum sp. -musc	i	
Calliergonella cuspidata -musc	r	
Carex pseudocyperus -herb	3	
Cladium mariscus -herb	r	
Convolvulus sepium -herb	1	
Drepanocladus aduncus -musc	1	
Galium palustre -herb	+	
Hydrocotyle vulgaris -herb	r	
Iris pseudacorus -herb	2a	
Jacobaea paludosa -herb	+	
Juncus subnodulosus -herb	2b	
Lycopus europaeus -herb	+	
Lysimachia vulgaris -herb	2a	
Lythrum salicaria -herb	1	
Mentha aquatica -herb	2b	
Phragmites australis -herb	+	
Plagiomnium rostratum -musc	+	
Rorippa amphibia -herb	r	Cf (végétatif)
Samolus valerandi -herb	i	
Symphytum officinale -herb	r	
Thelypteris palustris -herb	1	

ID : M_QDT14

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 95

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 15

Recouvrement du sol nu (%) : 5

Bryum sp. -musc	1	
Carex elata -herb	i	Cf (végétatif)
Carex pseudocyperus -herb	i	
Cyperus fuscus -herb	+	Cf (végétatif)
Galium palustre -herb	i	
Leptodictyum riparium -musc	2a	
Lysimachia vulgaris -herb	4	
Lythrum salicaria -herb	2a	
Rorippa amphibia -herb	r	Cf (végétatif)

Salix alba -herb r
 Thelypteris palustris -herb 5
 Typha angustifolia -herb r

ID : M_QDT15

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05
 Aire du relevé (m2) : 4.00
 Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100
 Recouvrement de la strate muscinale (%) : 2

Cladium mariscus -herb i
 Leptodictyum riparium -musc 1
 Lysimachia vulgaris -herb 4
 Lythrum salicaria -herb 2a
 Rorippa amphibia -herb + Cf (végétatif)
 Symphytum officinale -herb +
 Thelypteris palustris -herb 5
 Typha angustifolia -herb 1

ID : M_QDT16

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05
 Aire du relevé (m2) : 4.00
 Recouvrement de la strate herbacée (%) : 95

Calamagrostis canescens -herb i Cf (végétatif)
 Carex riparia -herb 5
 Convolvulus sepium -herb 2b
 Lysimachia vulgaris -herb i
 Persicaria amphibia -herb i
 Phragmites australis -herb 4
 Solanum dulcamara -herb +
 Symphytum officinale -herb r

ID : M_QDT17

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05
 Aire du relevé (m2) : 4.00
 Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Calliergonella cuspidata -musc r
 Convolvulus sepium -herb r
 Epilobium palustre -herb r
 Galium palustre -herb i
 Leptodictyum riparium -musc +
 Lycopus europaeus -herb i
 Phragmites australis -herb 4
 Solanum dulcamara -herb i
 Thelypteris palustris -herb 5

ID : M_QDT18

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05
 Aire du relevé (m2) : 4.00
 Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100
 Recouvrement de la strate muscinale (%) : 1

Amblystegium serpens -musc +
 Calliergonella cuspidata -musc r
 Cladium mariscus -herb 3
 Convolvulus sepium -herb 2a
 Lathyrus palustris -herb +
 Lysimachia vulgaris -herb i
 Phragmites australis -herb 4
 Solanum dulcamara -herb i
 Thelypteris palustris -herb 5
 Typha angustifolia -herb +

ID : M_QDT19

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05

Aire du relevé (m2) : 4.00
 Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Cladium mariscus -herb 1
 Galium palustre -herb i
 Phragmites australis -herb 4
 Rorippa amphibia -herb r Cf (végétatif)
 Solanum dulcamara -herb i
 Thelypteris palustris -herb 5
 Typha angustifolia -herb 1

ID : M_QDT20

Date (année/mois/jour) : 2020/08/09
 Aire du relevé (m2) : 4.00
 Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Brachythecium rutabulum -musc i
 Calamagrostis canescens -herb i Cf (végétatif)
 Calliergonella cuspidata -musc r
 Carex acutiformis -herb 5 Cf (végétatif)
 Galium palustre -herb i
 Lysimachia vulgaris -herb 1
 Lythrum salicaria -herb i
 Mentha aquatica -herb i
 Phragmites australis -herb 3
 Salix cinerea -herb 2b
 Symphytum officinale -herb +
 Thelypteris palustris -herb 4

ID : M_QDT21

Date (année/mois/jour) : 2020/08/05
 Aire du relevé (m2) : 4.00
 Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Cladium mariscus -herb 2b
 Lysimachia vulgaris -herb i
 Phragmites australis -herb 3
 Salix cinerea -arbu 2b
 Thelypteris palustris -herb 5