



Tourbière de Vred (photographie B. Bosilo)

Étude écohydrologique de la Réserve Naturelle Régionale de la Tourbière de Vred - 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@ecotelm.fr
M : +33 (0) 7 80 32 60 76
SIRET : 882 793 359 00028

Commanditaire :



Syndicat Mixte du Parc naturel régional
Scarpe-Escout
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 missionné Ecotelm pour réaliser une étude éco-hydrologique de la tourbière de Vred, dans la commune du même nom. L'étude s'inscrit dans une démarche de diagnostic fonctionnel de la tourbière, initiée par deux études réalisées par le Cabinet Pierre Goubet (Goubet 2013, 2015). Cette démarche 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.

La tourbière de Vred, propriété de la commune de Vred qui en a délégué la gestion au PNRSE, a été classée Réserve Naturelle Volontaire entre 1988 et 2008, et Réserve Naturelle Régionale depuis cette date. Les habitats présents incluent entre autres une tourbière boisée flottante à sphaignes (unique au niveau régional), et des bas-marais alcalins exceptionnels dans le nord de la France en dehors des systèmes littoraux (roselière à Gesse des marais et Lysimaque commune, roselière turficole à Fougère des marais et Phragmite commun, et roselière à Marisque). Au cours des dernières décennies, ces habitats ouverts ont fortement régressé au profit d'habitats pré-forestiers ou forestiers humides. La tourbière est située dans une dépression 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. La tourbière est ceinturée au nord, à l'ouest et au sud par un relief correspondant à une dune pléniglaciaire sur lequel s'est installé le village de Vred (Figure 6 p. 23). Elle est bordée à l'est par la Scarpe canalisée, dont les niveaux sont maintenus constants pour la navigation et toujours plus élevés (en moyenne de 1,3 m) que dans la tourbière. L'exutoire actuel de cette dernière est un fossé artificiel, creusé à travers le relief pléniglaciaire vers le Courant du Décours au nord. Le débit sortant de la tourbière vers cet exutoire est contrôlé par un ouvrage hydraulique géré par le PNRSE.

Par l'analyse des documents d'archive et des macrorestes végétaux dans le dépôt tourbeux, Goubet (2013, 2015) a démontré que la partie centrale du site a fait l'objet jusqu'au début du 19^e siècle d'une extraction de tourbe généralisée, la fosse d'extraction ayant été depuis plus ou moins comblée par l'accumulation de tourbe. Il a également mis en évidence une bascule relativement récente de l'écosystème, postérieure à l'extraction de tourbe, avec une régression puis une disparition de bas-marais alcalins oligotrophes à Marisque au profit de grandes cariçaies ou de roselières, puis de saulaies et d'aunaies ; ou, par endroits, au profit de végétations de tourbières acides à sphaignes (Figure 7 p. 25). Sur la base d'investigations hydrologiques préliminaires, il a émis l'hypothèse que cette bascule ait pu résulter d'un arrêt d'apports d'eau souterraine riche en carbonate de calcium dissous par drainance ascendante depuis la nappe de la craie, du fait des prélèvements d'eau dans cette dernière ; ces prélèvements ayant conduit à l'effondrement des niveaux piézométriques depuis le milieu du 20^e siècle et à l'inversion du gradient hydraulique vertical entre la craie et la tourbière. L'arrêt des apports de calcium aurait augmenté la disponibilité du phosphore dans la tourbière, et favorisé son eutrophisation et, par endroits, son acidification.

La présente étude a notamment pour objectif de vérifier cette hypothèse, suivant les recommandations de Goubet (2015). Elle comprend un ensemble d'investigations s'articulant les unes avec les autres. Elle a été menée en parallèle avec une étude éco-hydrologique de la tourbière de Marchiennes (Duranel 2024a), située à 3 km en aval ; ainsi qu'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.

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 (Figure 27 p. 59), et dans une moindre mesure en période de hautes eaux (Figure 28 p. 60). Elle

montre également 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 putativement attribuée au changement climatique, puisqu'elle est concomitante à une sécheresse climatique prolongée depuis 2016-2017 ; néanmoins cette hypothèse reste à démontrer formellement. L'impact additionnel d'autres facteurs régionaux ou locaux (modification de la gestion hydraulique des cours d'eau drainant la nappe, augmentation du recouvrement des boisements humides et donc de l'évapotranspiration, etc.) reste également à évaluer. L'analyse des niveaux d'eau mesurés depuis 2014 par le PNRSE immédiatement en amont de l'ouvrage à l'exutoire de la tourbière de Vred montre une tendance similaire à celles observées dans la plaine de la Scarpe, avec une baisse du niveau minimal annuel d'environ 1,3 m entre 2014 et 2023 (Figure 30 p. 61).

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 le réseau de fossés dans la tourbière, 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 (Figure 39 p. 68). Ils sont donc principalement l'expression de la position d'une seule et même nappe, ne présentant que peu de flux verticaux à part une percolation rapide des précipitations, et circulant latéralement dans les formations plutôt perméables et sans différence hydrodynamique majeure (en tout cas à proximité du site) que constituent les sables thanétiens et quaternaires, dont les alluvions de la Scarpe (Pinson & Mardhel 2008). Cette nappe intersecte les creux topographiques (dont les fossés et en partie les étangs) pour former les surfaces d'eau libre. L'hydropériode des différents secteurs de la tourbière dépend donc principalement de la topographie de surface, qui détermine la profondeur de la nappe (exprimée par rapport au niveau du sol). Ainsi, la zone centrale est plus longtemps submergée que la zone ouest du simple fait d'une altitude du sol inférieure. En période de hautes eaux, le niveau maximal de cette nappe dans et en périphérie immédiate de la tourbière est déterminé par l'ouvrage hydraulique à son exutoire (Figure 41 p. 72) ; le réseau hydrographique artificiel en aval draine donc la nappe. En période de basses eaux, le niveau de la nappe descend sous cet ouvrage, qui ne le régule donc plus. 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 de relativement faible ampleur. Le premier de ces phénomènes résulte de la topographie de surface et des transferts souterrains localisés et de courte durée qu'elle génère (Tóth 2009) pendant et peu après les précipitations, notamment des reliefs sableux en périphérie de la tourbière vers celle-ci.

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 récentes déposées dans les anciennes fosses de tourbage au centre du site, les tourbes plus anciennes, minéralisées et enrichies en matières minérales en périphérie de la tourbière et dans le secteur ouest (dit des pâturages), et enfin les sédiments minéraux (sables thanétiens et quaternaires), 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.

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

Le quatrième phénomène résulte d'apports artificiels non autorisés au réseau de fossés et aux étangs dans la partie est de la tourbière (Figure 42 p. 74), vraisemblablement à vocation cynégétique ou

halieutique. Ces apports, réalisés au printemps et en été, soutiennent le niveau des étangs, et probablement le niveau piézométrique dans la tourbe en périphérie de ceux-ci, en période de basses eaux. De possibles prélèvements non autorisés ont également été mis en évidence dans le même secteur, mais sont plus limités en volume et semblent avoir un impact limité au-delà des étangs (Figure 44 p. 76). La reconstitution statistique des niveaux piézométriques historiques dans la craie au droit de la tourbière à partir des données collectées à 3 km en aval de celle-ci suggère qu'ils étaient légèrement inférieurs au niveau du sol dans la tourbière avant la Seconde Guerre Mondiale ; toutefois la présence à cette époque d'un gradient hydraulique ascendant entre craie et surface reste envisageable, l'intervalle de prédiction intersectant au moins occasionnellement le niveau du sol (Figure 33 p. 63). Après la Seconde Guerre Mondiale, le gradient hydraulique entre la craie et la tourbière est devenu constamment et significativement descendant ; 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 la Seconde Guerre Mondiale, ni que le niveau piézométrique actuel dans la craie n'a pas d'impact sur les pertes par drainance descendante des sables thanétiens vers la craie, et donc potentiellement sur le bilan hydrique de la tourbière.

L'analyse des profondeurs de nappe enregistrées dans la tourbe pendant la durée de l'étude montre que les conditions hydriques actuelles sur la quasi-totalité du site ne sont plus compatibles avec les exigences éco-hydrologiques du Marisque rapportées par la littérature (Figure 46 p. 78).

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 hydrogénocarbonates dans la nappe des sédiments minéraux quaternaires et des sables thanétiens sont nettement supérieures et similaires, respectivement, à celles mesurées dans la nappe de la craie (Figures 50 et 51 p. 83) ; et similaires à celles enregistrées dans la cladiaie à Marchiennes. La présence passée et actuelle de végétations calciphiles et alcalinophiles à Vred peut donc s'expliquer par les seuls apports issus des sables thanétiens et/ou des sédiments quaternaires, sans qu'un théorique apport par drainance ascendante depuis la nappe de la craie ne soit requis. Les analyses 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 (Figures 52 p. 85, 53 p. 86, 54 p. 87, 55 p. 88 et 56 p. 89). Le phosphore total, les phosphates et l'ammonium semblent avoir pour principale source les déversoirs d'orage du réseau d'assainissement de la commune de Vred. Cette pollution de la tourbière par le réseau d'assainissement avait déjà été notée en 2010 (Masquelier *et al.* 2021). L'origine des sulfates est plus incertaine, et possiblement en partie liée à la contamination des sols de la partie ouest de la tourbière par des résidus industriels soufrés. Une pollution de la tourbière par des métaux lourds et métalloïdes vraisemblablement issus de l'ancienne décharge située en périphérie sud a également été mise en évidence.

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 de la craie, des sables thanétiens, des sédiments quaternaires minéraux sous la tourbe, des tourbes (à deux exceptions près probablement liées à la contamination par la décharge), et du réseau de surface dans la tourbière (Section 6.3.3.1 p. 91). Ces échantillons diffèrent nettement des précipitations et des eaux prélevées dans la Scarpe. Une analyse de mélange des composants finaux (End-Member Mixing Analysis) n'a pas donné de résultats probants.

Une cartographie en 3D de la conductivité électrique et de la température dans la tourbe n'a pas permis de mettre en évidence une éventuelle émergence localisée d'eau souterraine. Par contre, elle a mis en évidence une contribution nettement plus importante des eaux de pluie à la composition de l'eau contenue dans la tourbe dans la partie est de la tourbière que dans le reste du site (Figure 21 p. 51). Ces secteurs correspondent à ceux où se sont développées des végétations de tourbières acides à sphaignes.

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 (Figure 68 p. 100). 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 et sol organo-minéraux de la zone ouest, beaucoup plus denses et avec des concentrations bien plus élevées (Figures 69 p. 101 à 74 p. 103). 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 aux 18^e et 19^e siècles. Un résultat identique a été obtenu dans la tourbière de Marchiennes (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 Vred, les teneurs en phosphore total dépassent les valeurs-seuils considérées comme compatibles avec un bon état de conservation dans la quasi-totalité des échantillons (Figure 76 p. 105). Les tourbes de la zone centrale étant postérieures au début du 19^e siècle, leur pollution par le phosphore l'est donc également, et a selon toute vraisemblance été causée par les rejets d'eaux usées issues des systèmes d'assainissement individuels et du réseau d'assainissement collectif de la commune de Vred. Dans la zone ouest, les fortes concentrations en phosphore s'expliquent également par la compaction et la minéralisation de la tourbe, et l'étalement à la surface des lègres des matériaux organo-minéraux issus du creusement et du curage des fossés. 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 (Figure 78 p. 106). 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 voire le rehaussement 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 encore plus 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, ce qui a singulièrement compliqué l'identification des facteurs déterminants pour la végétation (Figure 81 p. 117). 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 (Tableau 16 p. 118, Figures 84 p. 122 et 85 p. 123). 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 la roselière à Gesse des marais et Lysimaque commune (*Lathyrus palustris* - *Lysimachietum vulgaris*), la roselière turficole à Fougère des marais et Phragmite commun (*Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis*) et la cladiaie / roselière turficole à Cladion marisque (*Cladietum marisci*). Les teneurs en phosphore sont plus élevées dans le premier groupement que dans les deux derniers. Les boisements humides (*Alnion glutinosae* et *Alno-glutinosae* – *Salicetum cinerea*) 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 (Figure 87 p. 126).

Le fonctionnement éco-hydrologique de la tourbière est résumé dans une synthèse fonctionnelle. L'accent est mis sur les deux pressions majeures auxquelles la tourbière fait face actuellement. La première de ces pressions est la pollution azotée et phosphorée causée par le réseau d'assainissement de la commune de Vred, qui doit être stoppée. La deuxième est la forte baisse des niveaux piézométriques en période de basses eaux observée au cours des dernières années, qui s'inscrit dans une tendance à la baisse des niveaux de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens observée dans la quasi-totalité de la plaine de la Scarpe aval, conséquence vraisemblable du changement climatique, mais qui a pu être accentuée ou précédée par l'effet des altérations du réseau hydraulique drainant cette nappe et des prélèvements dans la nappe de la craie.

Ces deux pressions expliquent très vraisemblablement la raréfaction des habitats ouverts et espèces de tourbière alcaline, notamment de la cladiaie, et le dynamisme de leur colonisation par les ligneux. Elles doivent être réduites au plus vite pour espérer conserver ces habitats et espèces, et ainsi respecter les engagements internationaux liés au classement du site en tant que Zone Spéciale de Conservation et du territoire du PNRSE dans le cadre de la convention de Ramsar.

Selon toute vraisemblance, le développement de végétations de tourbières acides à sphaignes dans la partie est de la tourbière résulte principalement d'un processus bien décrit dans la littérature d'ombrotrophisation du radeau ayant colonisé l'ancienne fosse d'exploitation, même s'il a pu être accéléré par divers autres facteurs dont la pollution par le phosphore et la modification des écoulements dans la tourbière consécutive à la canalisation de la Scarpe en 1835.

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 souligne la nécessité impérieuse d'une meilleure compréhension du fonctionnement hydrologique et hydrogéologique de l'aquifère des sédiments quaternaires et des sables thanétiens à l'échelle de la plaine de la Scarpe aval, indispensable pour une meilleure gestion hydrologique et éco-hydrologique du site Ramsar. Elle propose en particulier un travail de modélisation hydrogéologique et hydrologique intégrée, pour mieux quantifier les transferts entre aquifères (craie comprise) et eaux de surface, l'impact passé et futur des changements climatiques, l'impact des prélèvements d'eau souterraine dans la craie, ainsi que 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 dans la tourbière.

Plusieurs actions de gestion conservatoire sont proposées. La limitation à la source de la pollution par le réseau d'assainissement de la commune de Vred doit être une priorité. En complément, la création de dispositifs de phyto-épuration pourrait être envisagée pour réduire la charge polluante des eaux de surface pénétrant dans la tourbière. Le relèvement et l'étanchéification de l'ouvrage hydraulique à l'exutoire devrait conduire à l'augmentation des niveaux dans la tourbière pendant la période de hautes eaux, et à ralentir sa vidange en début de saison de végétation. Toutefois il est probable que l'effet sera limité voire nul en période de basses eaux. Une réflexion doit être engagée sur les apports d'eau non autorisés mis en évidence au cours de l'étude. Ces apports soutiennent fortement les niveaux en période de basses eaux dans la partie est de la tourbière, mais contribuent à sa pollution, étant probablement issus de la Scarpe. La poursuite et la généralisation des opérations de contrôle des ligneux, si compliquées soient-elles, sont indispensables. Elles permettront de limiter l'accumulation de nutriments en surface, et surtout de réduire les pertes par évapotranspiration et la baisse estivale des niveaux piézométriques dans la tourbière. L'étrépage des horizons superficiels des sols tourbeux et organo-minéraux, avec exportation des matériaux en dehors du site, serait bénéfique sous plusieurs aspects : il faciliterait le contrôle des ligneux, il permettrait l'exportation d'une partie de la charge en nutriments et en polluants, et il restaurerait des conditions hydriques plus favorables en abaissant la surface du sol et donc en diminuant la profondeur de la nappe. Toutefois il ne peut probablement pas être réalisé sur de grandes surfaces sous

peine d'avoir à exporter un énorme volume de matériaux. Une première tranche expérimentale a été mise en œuvre sur 1 ha dans le cadre du programme LIFE Anthropofens de mi-novembre à début décembre 2022.

Table des matières

Résumé étendu	2
Table des matières	8
Liste des Figures	11
Liste des Tableaux	14
1 Contexte	15
1.1 <i>Contexte de l'étude</i>	15
1.2 <i>Présentation du site</i>	17
1.2.1 <i>Présentation générale</i>	17
1.2.2 <i>Toponymie</i>	17
1.2.3 <i>Géologie, hydrogéologie et géomorphologie</i>	18
1.2.4 <i>Prélèvements en eau</i>	22
1.2.5 <i>Hydrographie et modifications historiques</i>	22
1.2.6 <i>Sources de pollution</i>	24
1.2.7 <i>Principales conclusions du diagnostic fonctionnel existant</i>	24
1.3 <i>Méthodologie générale</i>	26
2 Stratigraphie	28
2.1 <i>Objectifs</i>	28
2.2 <i>Méthodes</i>	28
2.3 <i>Résultats et discussion</i>	29
3 Suivi de la conductivité électrique et du pH	33
3.1 <i>Objectifs</i>	33
3.2 <i>Méthodes</i>	33
3.3 <i>Résultats et discussion</i>	34
3.3.1 <i>Conductivité électrique</i>	34
3.3.2 <i>pH</i>	38
4 Cartographie 3D de la conductivité électrique et de la température	40
4.1 <i>Objectifs</i>	40
4.2 <i>Principes généraux</i>	40
4.3 <i>Méthodes</i>	40
4.3.1 <i>Prospections de terrain</i>	40
4.3.2 <i>Température de l'eau dans les formations minérales sous la tourbe</i>	41
4.3.3 <i>Analyses</i>	41
4.4 <i>Résultats et discussion</i>	42
4.4.1 <i>Température du sol</i>	42
4.4.2 <i>Conductivité électrique</i>	50
5 Hydrologie	52
5.1 <i>Objectifs</i>	52
5.2 <i>Méthodes</i>	52
5.2.1 <i>Contexte climatique</i>	52
5.2.2 <i>Equipements de suivi hydrologique dans la tourbière de Vred et à proximité immédiate</i>	52
5.2.3 <i>Equipements en périphérie de la tourbière de Marchiennes</i>	54
5.2.4 <i>Analyse des données</i>	56
5.3 <i>Résultats et discussion</i>	56
5.3.1 <i>Evaluation de la qualité des données</i>	56
5.3.2 <i>Contexte climatique</i>	58
5.3.3 <i>Evolution des niveaux piézométriques dans la plaine de la Scarpe</i>	58
5.3.4 <i>Niveaux piézométriques historiques dans la craie</i>	61
5.3.5 <i>Gradients hydrauliques entre craie, sables thanétiens, tourbière et Scarpe.</i>	64
5.3.6 <i>Niveaux piézométriques dans la nappe des sables thanétiens</i>	64

5.3.7	Comparaison et analyse des niveaux piézométriques et limnimétriques dans les sables thanétiens et la tourbière	67
5.3.8	Suivi du niveau du sol	77
5.3.9	Profondeur de la nappe	78
6	Hydrochimie	80
6.1	<i>Objectifs</i>	80
6.2	<i>Méthodes</i>	80
6.2.1	Prélèvements	80
6.2.2	Chimie des précipitations	81
6.2.3	Evaluation de la qualité de l'eau et des impacts sur l'état de conservation des habitats	82
6.2.4	Evaluation de l'origine des eaux présentes dans la tourbière	82
6.3	<i>Résultats</i>	83
6.3.1	Concentrations en calcium et hydrogénocarbonates	83
6.3.2	Valeurs-seuils	84
6.3.3	Evaluation de l'origine des eaux présentes dans la tourbière	91
7	Géochimie	97
7.1	<i>Objectifs</i>	97
7.2	<i>Méthodes</i>	97
7.3	<i>Résultats</i>	99
7.3.1	Caractéristiques physico-chimiques générales	99
7.3.2	Teneurs en phosphore	103
7.3.3	Disponibilité du phosphore	106
7.3.4	Conclusion.....	107
8	Végétation	108
8.1	<i>Objectifs</i>	108
8.2	<i>Méthodes</i>	108
8.2.1	Relevés de végétation.....	108
8.2.2	Variables environnementales	110
8.2.3	Analyse des données	111
8.3	<i>Résultats et discussion</i>	112
8.3.1	Groupements végétaux	112
8.3.2	Expression des données géochimiques par rapport au poids ou à la masse sèche.....	117
8.3.3	Relations entre variables environnementales et végétation	117
8.4	<i>Conclusion</i>	131
9	Synthèse fonctionnelle	132
9.1	<i>Une tourbière topogène dépendant de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens</i>	132
9.2	<i>Un rôle incertain de la nappe de la craie</i>	132
9.3	<i>L'héritage des 18^e et 19^e siècles</i>	133
9.4	<i>Une baisse très importante des niveaux d'eau dans la tourbière au cours de la dernière décade au moins</i>	133
9.5	<i>De multiples sources de pollutions</i>	135
9.6	<i>Disparition de la cladiaie</i>	136
9.7	<i>La colonisation par les boisements humides</i>	139
9.8	<i>Développement des sphaignes et autres espèces acidophiles</i>	141
10	Recommandations	145
10.1	<i>Suivis</i>	145
10.1.1	Installation d'un piézomètre superficiel à proximité de V_Sables.....	145
10.1.2	Poursuite d'un suivi hydrologique dans la tourbière	145
10.1.3	Suivi du niveau piézométrique dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe .	145

10.1.4	Suivi de la végétation.....	146
10.2	<i>Etudes complémentaires</i>	146
10.2.1	Etablissement d'un bilan hydrique de la tourbière	146
10.2.2	Amélioration des connaissances sur le fonctionnement hydrologique et hydrogéologique de la plaine de la Scarpe aval	146
10.2.3	Détermination des nutriments limitant la croissance des plantes à Vred et Marchiennes..	148
10.2.4	Identification et suivi des sources actuelles de pollution	148
10.3	<i>Gestion et restauration conservatoire</i>	148
10.3.1	Arrêt des apports de polluants	148
10.3.2	Gestion de la charge polluante existante	149
10.3.3	Gestion de la nappe des sédiments minéraux quaternaires et des sables thanétiens.....	149
10.3.4	Aménagement des ouvrages hydrauliques	149
10.3.5	Gestion des apports et prélèvements artificiels.....	150
10.3.6	Contrôle des ligneux	150
10.3.7	Etrépage.....	151
11	Références	152
Annexe A.	Localisation des sondages stratigraphiques.....	163
Annexe B.	Localisation et altitude des équipements hydrologiques	164
Annexe C.	Détection de tendances par utilisation de Modèles Additifs Généralisés Mixtes	166
Annexe D.	Protocole d'extraction séquentielle du phosphore	167
Annexe E.	Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Vred, exprimées par rapport à la matière sèche.	168
Annexe F.	Localisation des placettes de suivi de la végétation.....	169
Annexe G.	Relevés de végétation	171

Liste des Figures

Figure 1. Diagnostic fonctionnel d'une zone humide (modifié d'après Goubet 2018).	16
Figure 2. Diagnostic fonctionnel d'un complexe tourbeux (modifié d'après Goubet 2018).....	16
Figure 3. Secteurs identifiés par Goubet (2015) à Vred.	18
Figure 4. Log géologique validé du sondage BSS000CSYS, en périphérie sud-est de la tourbière de Vred (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. Topographie, et réseau hydrographique de la tourbière de Vred.	23
Figure 7. Synthèse des profils paléo-environnementaux réalisés dans la tourbière de Vred (repris de Goubet 2015).	25
Figure 8. Localisation des sondages stratigraphiques à Vred.....	28
Figure 9. Profils stratigraphiques à Vred.	30
Figure 10. Localisation des prélèvements d'eau pour la mesure de la conductivité électrique et du pH à Vred.....	33
Figure 11. Conductivités électriques dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Vred.	35
Figure 12. Evolution de la conductivité électrique dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Vred.	37
Figure 13. pH dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Vred.	38
Figure 14. Evolution du pH dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Vred.....	39
Figure 15. Température du sol à différentes profondeurs (Vred).....	44
Figure 16. Similarité de la température du sol avec les températures enregistrées dans les formations minérales sous-jacentes (Vred).	45
Figure 17. Relation entre température du sol et profondeur à Vred.....	46
Figure 18. Impacts de la date et de l'heure de mesure sur la température à différentes profondeurs (Vred).	47
Figure 19. Fonctions de lissage du modèle additif généralisé exploratoire (Vred).....	48
Figure 20. Anomalie de température du sol (température mesurée – température prédite) à différentes profondeurs (Vred).	49
Figure 21. Conductivité électrique à différentes profondeurs (Vred).....	51
Figure 22. Equipements de suivi hydrologique à proximité immédiate de la tourbière de Vred.....	53
Figure 23. Localisation des piézomètres suivis par le PNRSE.	55
Figure 24. Dérive des enregistreurs.....	57
Figure 25. Indice de Précipitation et d'Évapotranspiration Normalisé (SPEI) sur la base des données enregistrées par Météo-France à Lille-Lesquin.	58
Figure 26. Chroniques piézométriques dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe.	59
Figure 27. Evolution des niveaux piézométriques dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe (profondeur maximale annuelle).....	59
Figure 28. Evolution des niveaux piézométriques dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe (profondeur minimale annuelle).	60
Figure 29. Evolution du niveau piézométrique dans le piézomètre p104.	61
Figure 30. Evolution du niveau limnimétrique à l'exutoire de la tourbière de Vred, dans le fossé à l'amont de l'ouvrage hydraulique.	61
Figure 31. Relation entre les niveaux piézométriques mesurés dans la craie à Vred (V_Craie) et aux Hudions (à gauche, fréquence horaire) ou à Pécquencourt (à droite, fréquence mensuelle environ).	62
Figure 32. Niveaux piézométriques horaires observés et prédits dans la craie à Vred (2020-2023).	63
Figure 33. Reconstitution des niveaux piézométriques quotidiens dans la craie à Vred.....	63

Figure 34. Comparaison des niveaux piézométriques et limnimétriques dans la craie, les sables thanétiens, la Scarpe et la tourbière de Vred.	64
Figure 35. Niveaux piézométriques dans les sables thanétiens (V_Sables).	65
Figure 36. Comparaison des niveaux piézométriques dans les sables thanétiens à Vred (V_Sables) et à Marchiennes (M_Sables).	66
Figure 37. Niveaux piézométriques dans les sables thanétiens (M_Sables) au printemps 2022.	66
Figure 38. Interprétation des types de cycles diurnes pouvant être observés dans les séries piézométriques de nappes libres superficielles (repris de Goubet, 2018).	67
Figure 39. Comparaison des niveaux piézométriques et limnimétriques dans les sables thanétiens (V_Sables), les eaux de surface (V_L1 à V_L4), les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe (V_P1 et V_P23) et les sols (V_D1 à V_D23) de la tourbière de Marchiennes.	68
Figure 40. Matrice des corrélations de Pearson entre séries piézométriques et limnimétriques à Vred.	69
Figure 41. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 26 décembre 2021 au 4 février 2022.	72
Figure 42. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 9 juin au 11 août 2022.	74
Figure 43. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 26 juillet au 07 août 2022.	75
Figure 44. Exemple de signaux de prélèvement dans l'étang de chasse (V_L4).	76
Figure 45. Relation entre niveau de la nappe et niveau du sol à Vred.	77
Figure 46. Profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol à Vred : séries temporelles.	78
Figure 47. Profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol à Vred.	79
Figure 48. Localisation des points de prélèvement d'eau pour les analyses hydrochimiques	81
Figure 49. Chimie des précipitations aux deux stations EBAS les plus proches.	82
Figure 50. Concentrations en calcium mesurées à Vred.	83
Figure 51. Concentrations en hydrogénocarbonates mesurées à Vred.	83
Figure 52. Concentrations en nitrates mesurées à Vred.	85
Figure 53. Concentrations en ammonium mesurées à Vred.	86
Figure 54. Concentrations en phosphates mesurées à Vred.	87
Figure 55. Concentrations en phosphore total mesurées à Vred.	88
Figure 56. Concentrations en sulfates mesurées à Vred.	89
Figure 57. Diagramme $[Ca] + [Mg] - [HCO_3] vs [SO_4]$	90
Figure 58. Ratio $SO_4/(Ca+Mg)$ mesurés à Vred.	91
Figure 59. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en mai 2022.	92
Figure 60. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de mai 2022.	92
Figure 61. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en mars 2023.	93
Figure 62. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de mars 2023.	93
Figure 63. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en septembre 2022.	94
Figure 64. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de septembre 2022.	94
Figure 65. Analyse en Composantes Principales des données hydrochimiques retenues pour l'analyse EMMA à Vred.	96
Figure 66. Localisation des prélèvements de sol pour analyse géochimique.	98
Figure 67. Densité des échantillons de sol.	99
Figure 68. Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Vred, exprimées par rapport au volume.	100
Figure 69. Distribution des concentrations en calcium dans les sédiments de surface.	101
Figure 70. Distribution des concentrations en magnésium dans les sédiments de surface.	101
Figure 71. Distribution des concentrations en potassium dans les sédiments de surface.	102
Figure 72. Distribution des concentrations en fer dans les sédiments de surface.	102
Figure 73. Distribution des concentrations en aluminium dans les sédiments de surface.	103

Figure 74. Distribution des concentrations en phosphore Olsen dans les sédiments de surface.	103
Figure 75. Concentrations en phosphore Olsen dans les sédiments de surface.....	104
Figure 76. Concentrations en phosphore total dans les sédiments de surface.	105
Figure 77. Distribution des concentrations en phosphore total dans les sédiments de surface.....	105
Figure 78. Stocks de phosphore (rapportés à la matière sèche) pour chaque placette.	106
Figure 79. Localisation des placettes de suivi de la végétation à Marchiennes.....	108
Figure 80. Localisation des placettes de suivi de la végétation à Vred.	109
Figure 81. Analyse en composantes principales des données environnementales (jeu de données complet).....	117
Figure 82. Caractéristiques environnementales par groupement (variables continues, jeu de données complet).....	119
Figure 83. Caractéristiques environnementales par groupement (variables ordinales, jeu de données complet).....	120
Figure 84. Analyse en composantes principales des végétations (jeu de données complet).....	122
Figure 85. Analyse canonique de redondances (jeu de données complet).	123
Figure 86. Partition de la variance (jeu de données complet).	124
Figure 87. Caractéristiques environnementales des cladiaies, phragmitaies et aulnaies (22 placettes).	126
Figure 88. Courbe des profondeurs de nappe classées (période de suivi complète).	127
Figure 89. Courbe des profondeurs de nappe classées (mai – septembre).....	128
Figure 90. Hydrochimie de la nappe par groupement (jeu de données restreint).	129
Figure 91. Analyse en composantes principales des végétations (jeu de données restreint).	130
Figure 92. Développement d'une population de Saule cendré à Newborough Warren, Pays de Galles (Alliende & Harper 1989).	140
Figure 93. Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Vred, exprimées par rapport à la matière sèche.	168

Liste des Tableaux

Tableau 1. Stratigraphie du sondage BSS004CFVG (piézomètre V_Craie ; source : BRGM).....	19
Tableau 2. Localisation des prélèvements d'eau pour la mesure de la conductivité électrique et du pH à Vred.....	34
Tableau 3. Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$, 25°C) dans la craie, les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires et la Scarpe à Vred.	34
Tableau 4. Caractéristiques des équipements de suivi hydrologique.....	53
Tableau 5. Précision des enregistrements piézométriques et limnimétriques par rapport au sommet du piézomètre / limnimètre.....	57
Tableau 6. Ajustement des séries piézométriques et limnimétriques.....	57
Tableau 7. Coefficients des modèles linéaires entre les niveaux piézométriques mesurés dans la craie aux Hudions et à Vred (V_Craie).	62
Tableau 8. Pente de la relation entre niveau de la nappe et niveau du sol.....	77
Tableau 9. Statistiques de profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol.	79
Tableau 10. Statistiques descriptives des caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol prélevés à Vred (moyenne +/- écart-type, [minimum – maximum]).	99
Tableau 11. Quantités de phosphore extraites par la procédure d'extraction séquentielle ($\mu\text{mol P}$ / g de matière sèche)	106
Tableau 12. Quantités de phosphore extraites par la procédure d'extraction séquentielle (mg P / l de matière fraîche)	106
Tableau 13. Échelle d'abondance/dominance utilisée.....	110
Tableau 14. Liste des groupements végétaux identifiés.	112
Tableau 15. Relevés phytosociologiques classifiés.....	113
Tableau 16. Capacité des variables environnementales à distinguer les groupements entre eux (méthode de Jancey 1979) – jeu de données complet.....	118
Tableau 17. Variables environnementales sélectionnées par la procédure de sélection pas-à-pas ascendante.....	124
Tableau 18. Capacité des variables environnementales à distinguer les groupements de cladaies, phragmitaies et aulnaies entre eux (méthode de Jancey 1979).	125
Tableau 19. Capacité des variables environnementales à distinguer les groupements entre eux (méthode de Jancey 1979) – jeu de données restreint.....	129
Tableau 20. Localisation des sondages stratigraphiques à Vred.....	163
Tableau 21. Localisation et altitude des équipements de suivi hydrologique.	164
Tableau 22. Localisation des placettes de suivi de la végétation.....	169

1 Contexte

1.1 Contexte de l'étude

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 des tourbières de Vred et de Marchiennes, deux tourbières neutro-alkalines 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 cariçaies ou de roselières, puis de saulaies et d'aulnaies. 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. L'augmentation de la disponibilité du phosphore a pu résulter d'une augmentation des apports issus des eaux usées domestiques et des cultures environnantes. Toutefois, la disponibilité du phosphore dans les milieux tourbeux étant fortement dépendante des concentrations en carbonate de calcium dissous du fait d'une coprécipitation avec la calcite, et certaines parties du site ayant pour leur part évolué vers des boulaies à sphaignes témoignant d'une acidification, l'hypothèse avait été faite que l'acidification et l'eutrophisation de la tourbière aient pu être accélérées par une baisse des apports en carbonate de calcium dissous 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 suivi, et donc de l'inversion du gradient hydraulique vertical entre la nappe de la craie et la tourbière. Toutefois ces hypothèses n'avaient pas pu être formellement 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 et promue 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).

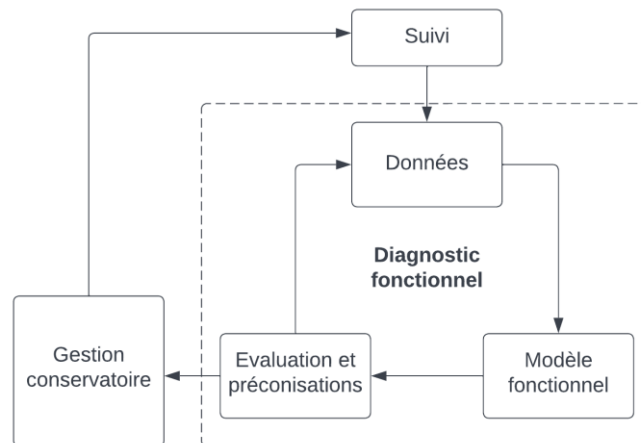


Figure 2. Diagnostic fonctionnel d'un complexe tourbeux (modifié d'après Goubet 2018).

Les investigations constitutives de la présente étude, qui s'articulent les unes avec les autres et complètent les investigations de Goubet (2013, 2015), se rapportent à deux volets qui correspondent aux deux premiers pôles du diagnostic fonctionnel :

- Etude et caractérisation de la structure des complexes tourbeux :
 - o Stratigraphie des dépôts tourbeux et para-tourbeux ;
 - o Description et suivi des végétations ;
 - o Teneur en phosphore des sols tourbeux ;

- Etude et caractérisation des transferts et des flux au sein de ces complexes ;
 - o Profils de conductivité électrique et de température ;
 - o Étude piézométrique ;
 - o Étude hydrochimique pour l'identification de l'origine des apports en eau à la tourbière et d'éventuelles pollutions.

Les résultats de ces investigations font l'objet d'une synthèse fonctionnelle complétant celle établie par Goubet (2015), et 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 Vred, les investigations menées sur la tourbière de Marchiennes 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 (Section 8).

1.2 Présentation du site

1.2.1 Présentation générale

La tourbière de Vred est située sur la commune de Vred (département du Nord). Elle est située sur la rive gauche de la Scarpe. La surface de la zone humide est d'environ 55 hectares. Une grande partie de cette zone humide (41 ha) est propriété de la commune de Vred, qui en a délégué la gestion au PNRSE. Cette zone a été classée Réserve Naturelle Volontaire entre 1988 et 2008, puis Réserve Naturelle Régionale depuis cette date (code RNR21 - FR9300079). Le département du Nord est, quant à lui, propriétaire des parcelles situées entre la limite est de la réserve et la Scarpe canalisée. Le site abrite une des dernières tourbières alcalines de l'intérieur des terres du Nord de la France, et une flore et des communautés végétales parmi les plus rares et les plus originales du Nord - Pas de Calais, avec 18 espèces de plantes vasculaires protégées au niveau national ou régional. Elle accueille également l'une des rares populations françaises de Grenouille des champs. Les habitats présents incluent entre autres une tourbière boisée flottante à sphaignes (plus ou moins unique au niveau régional), et des bas-marais alcalins exceptionnels dans le nord de la France en dehors des systèmes littoraux :

- roselière à Gesse des marais et Lysimaque commune (*Lathyro palustris* - *Lysimachietum vulgaris*) ;
- roselière turficole à Fougère des marais et Phragmite commun (*Thelypterido palustris* - *Phragmitetum australis*) ;
- roselière à Marisque (*Cladietum marisci*).

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*). C'est particulièrement le cas de la roselière à Marisque.

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).

1.2.2 Toponymie

Goubet (2015) a divisé la tourbière de Vred en différents secteurs sur la base de critères topographiques, pédologiques et paléoécologiques. Les dénominations de certains de ces secteurs étant repris dans le présent rapport, ils sont présentés sur la **Figure 3**. Les secteurs « Caisson ouest », « Caisson central », « STOC » et « Secteur est » seront nommés collectivement zone (ou partie) centrale dans le présent rapport ; et zone (ou partie) ouest désignera les secteurs « Tourbière ouest » et la partie est du secteur « Marges ».

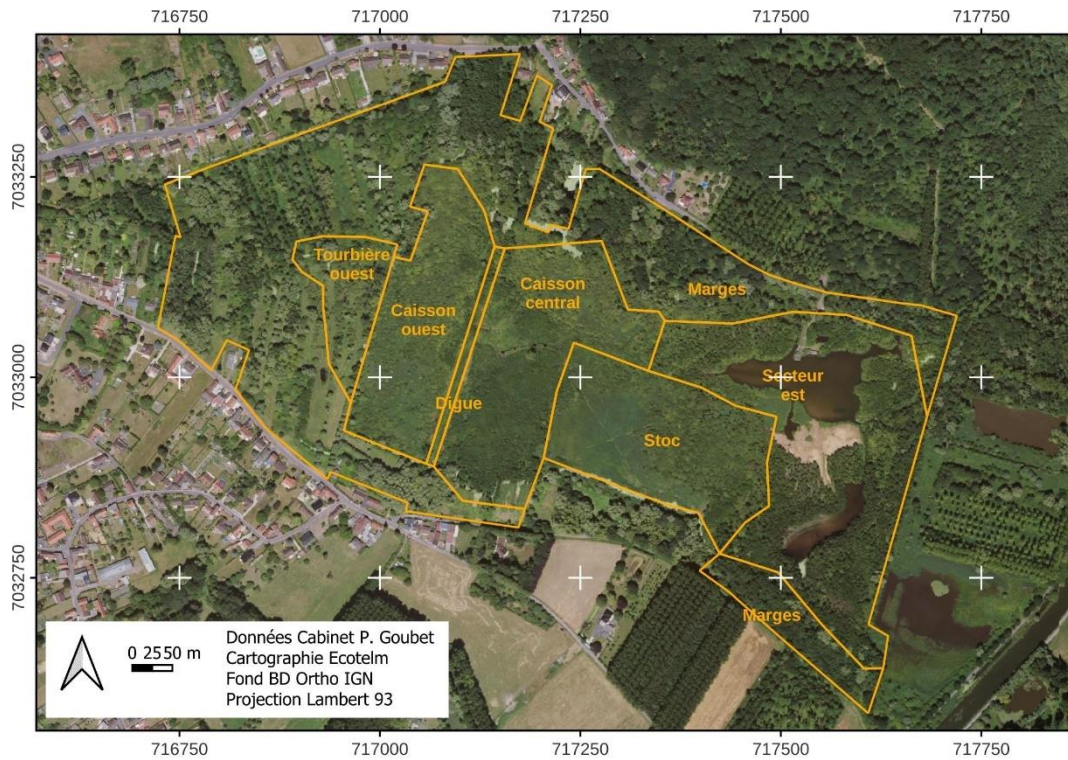


Figure 3. Secteurs identifiés par Goubet (2015) à Vred.

1.2.3 Géologie, hydrogéologie et géomorphologie

La Figure 4 présente le log géologique d'un sondage profond (187 m) réalisé en 1839 à 130 m au sud-est de la tourbière de Vred, réinterprété par le BRGM. Le **Tableau 1** présente le log encore provisoire du forage réalisé en 2021 en limite sud-ouest de la tourbière à l'initiative du PNRSE (cf. piézomètre V_Craie, Section 5), interprété par le BRGM.

Profondeur	Formation	Lithologie	Lithologie	Stratigraphie	Altitude			
9.18	Limon des plateaux		Sable jaune peu argileux.	Quaternaire	9.82			
14.18	Sables et grès de Grandglise		Sables verts argileux et glauconieux.	Thanétien	4.82			
23.32	Argile de Louvil		Argile plastique verdâtre et grès.	Turonien supérieur à Campanien	-4.32			
	Craie à silex		Craie blanche à grise à silex.					
98.66		Dièves			Dièves.	Turonien inférieur à Turonien moyen	-79.66	
124.90		Craie glauconieuse			Dièves et marne glauconieuse.	Cénomannien	-105.90	
134.50		Houiller				Alternances de grès, d'argilite et de charbon.	Westphalien	-115.50
142.00								-123.00
147.00								-128.00
169.00								-150.00
175.00					-156.00			

Figure 4. Log géologique validé du sondage BSS000CSYS, en périphérie sud-est de la tourbière de Vred (source : Banque du Sous-Sol, <http://infoterre.brgm.fr>).

Tableau 1. Stratigraphie du sondage BSS004CFVG (piézomètre V_Craie ; source : BRGM).

Profondeur (m)	Lithologie
0-1	terre végétale gris sombre à noire, sableuse à lentilles d'argile sableuse, éléments anthropiques
1-2	sable fin argileux marron foncé légèrement ocre à passées noirâtre de matière organique
2-11	sable très fin gris verdâtre, très homogène, quartzeux et légèrement glauconieux, quelques passées de grès tendre de couleur rouille, et lentilles d'argile grise collante
11-15	sable très fin gris bleuté à nombreuses passées de sable ocre, augmentation de la teneur en glauconie, rares éléments de grès gris tendre glauconieux à la base
15-16	grès tendre gris clair glauconieux et très légèrement micacé (rares paillettes de muscovite)
16-23	argile gris sombre très compacte et plastique, pyriteuse et légèrement glauconieuse, contenant quelques passées gris clair plus sableuses, rares éléments de grès gris très fin et tendre
23-24	alternance d'argile compacte gris sombre et de niveaux gréseux gris clair tendres
24-28	argile sableuse gris foncé, à éléments de grès très durs et tr-s fins de couleur gris clair
28-30	mélange d'argile gris foncé sableuse et de fragments de craie blanchâtre tendre
30-32	craie grisâtre assez tendre, quelques passées argileuses grises et limons ocres (rares)
32-37	craie blanc-grisâtre fine et traçante avec filonnets grisâtres fins peu perceptibles dans la matrice crayeuse, quelques éléments plus indurés à la base et fossile de bivalve millimétrique
37-40	craie gris blanchâtre fine et traçante, nodules de pyrite (diamètre 1 cm)

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 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. A Vred les argiles de Louvil ont une épaisseur de 9 à 12 m environ, et sont donc plus épaisses qu'à Marchiennes où elles atteignent 3,6 à 10 m environ.

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 Vred 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 5).

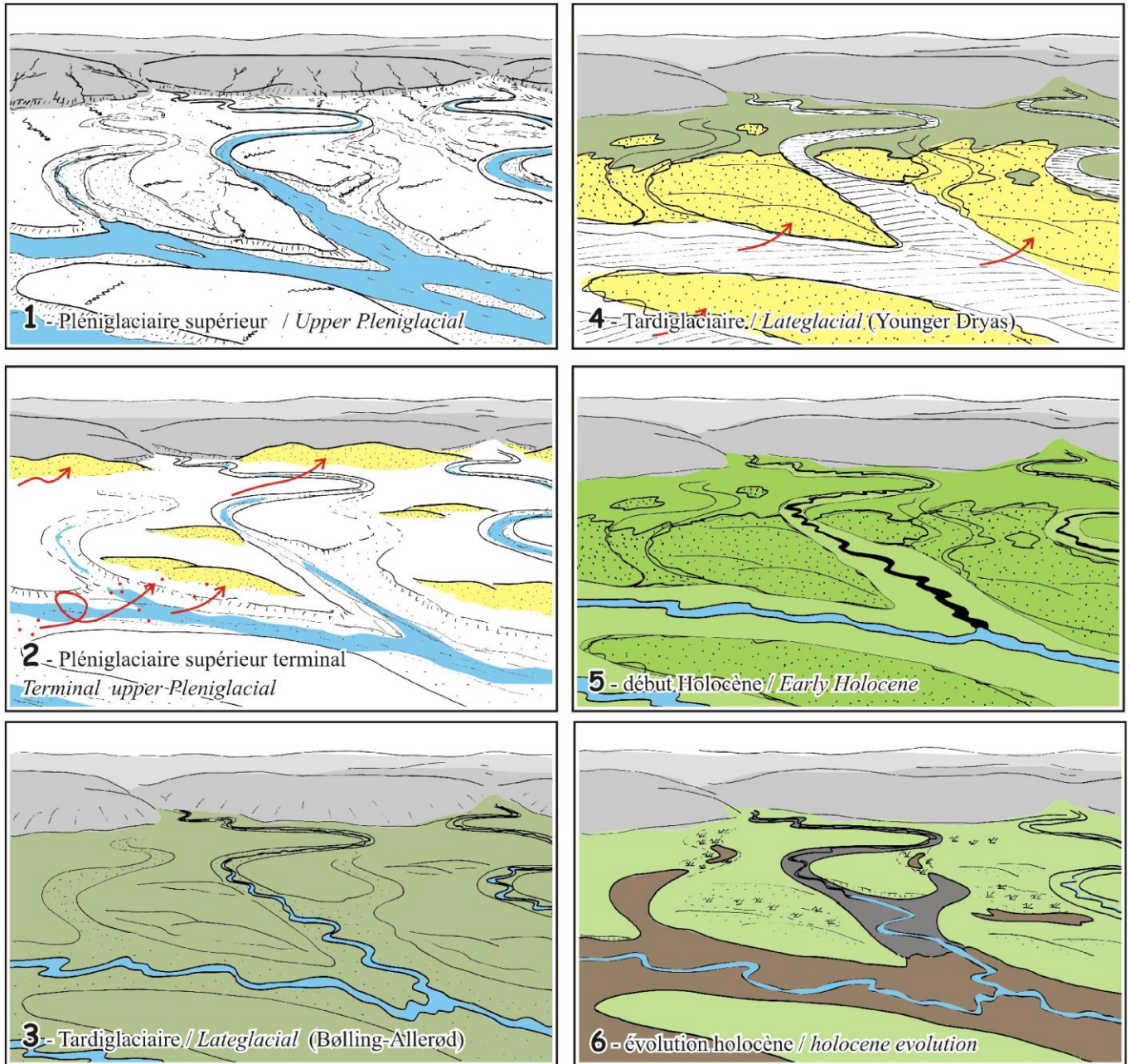


Figure 5. Reconstitution de la paléogéographie de la plaine de la Scarpe depuis le Pléniglaciaire supérieur weichselien (repris de Deschodt 2015).

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 (2015, 2019) identifie le relief en forme de Y sur lequel le village de Vred a été construit, et au sein duquel la tourbière de Vred est située, comme une dune héritée du Pléniglaciaire weichsélien, il y a environ 17000 à 21000 ans, qui se serait déposée sur les sédiments fluviaux plus anciens.

1.2.4 Prélèvements en eau

Dans les environs de la tourbière de Vred, l'aquifère de la craie est principalement exploité dans la commune voisine de Pécquencourt à des fins d'alimentation en eau potable par Noréade et la Métropole Européenne de Lille. Cette dernière exploite notamment un champ captant comprenant une série de forages dont le plus proche est à un peu moins d'un kilomètre au sud-ouest de la tourbière. Selon la Banque Nationale des Prélèvements en Eau (BNPE), un total de 5,3 millions de mètres cubes ont été extraits à des fins d'alimentation en eau potable à Pécquencourt en 2022, dernière année pour laquelle des données sont disponibles. Ce chiffre est en baisse depuis 2015, année pendant laquelle un maximum de 7,2 millions de mètres cubes a été atteint¹. Même si plusieurs captages sont recensés sur la commune de Vred elle-même, aucun prélèvement dans la craie n'y est recensé par la BNPE.

Les aquifères des sables thanétiens et des sédiments quaternaires ne sont exploités que par de rares forages et puits généralement anciens et à usage domestique. La BNPE ne recense aucun prélèvement dans ces aquifères à Vred et dans les communes voisines.

1.2.5 Hydrographie et modifications historiques

L'exutoire actuel de la tourbière est un fossé longeant sa limite nord, et s'écoulant vers le nord et le Courant du Décours, en longeant la lisière ouest du Bois de Faux. Ce fossé est clairement artificiel et a été creusé à travers la dune d'origine pléniglaciaire bordant la tourbière. La date de création de ce fossé est inconnue, mais il apparaît sur plusieurs cartes du 18^e siècle². En 1801, un ingénieur des Ponts et Chaussées chargé de réaliser un rapport dans le cadre d'une demande d'autorisation d'extraction de tourbe mentionne que les eaux issues de la tourbière s'écoulent vers le Décours via ce fossé (Ghils 2013). Avant la création de ce fossé, l'exutoire de la tourbière était selon toute vraisemblance la Scarpe, conformément à la topographie. Plusieurs documents historiques des 18^e et 19^e siècles³ montrent en effet l'existence d'un cours d'eau, au tracé sinueux, prenant sa source en périphérie sud de la tourbière, la longeant vers le sud-est au travers de l'actuel étang ENS, et se déversant dans la Scarpe au nord-est du lieu-dit « Marchais (ou Marché) du Bougongnier ». La Scarpe formait alors un méandre au sud-est de son cours actuel, qui contournait le « Marchais du Bougongnier » par le sud-est, puis remontait vers le nord pour rejoindre le cours actuel et contourner le lieu-dit « Ferme Dompret » par l'ouest puis le nord⁴. Les traces de ce méandre se devinent encore actuellement dans la topographie de surface au sud-est du cours actuel (Goubet 2015).

Lors des travaux de canalisation en 1835, ce méandre est rectifié, et remplacé par une section droite coupant à travers la partie sud-est de la tourbière. La partie aval du cours d'eau drainant la tourbière, dès lors déconnectée par le canal, est prolongée au sud vers la Traitore. Les plans disponibles ne précisent pas comment la partie amont du cours d'eau a été traitée. Le tirant d'eau de la Scarpe est fortement augmenté grâce au décaissement du lit sur un mètre environ, et à la construction de digues qui isolent la rivière de sa plaine alluviale. Le niveau de la rivière canalisée est actuellement maintenu artificiellement à un niveau supérieur d'un mètre environ à la surface de la tourbière. Le lit et les berges du canal sont a priori étanches (Pinson & Mardhel 2008), et il n'existe pas non plus de connexion hydraulique de surface entre celui-ci et la tourbière, à l'exception d'un conduit au travers de la digue (Figure 6). Ce conduit a longtemps été utilisé pour injecter de l'eau de la Scarpe vers la tourbière afin de maintenir des niveaux

¹ Les premières données disponibles datant de 2008.

² Par exemple la « Carte Géométrique du Diocèse de Cambrai, par le Sr Villaret » de 1769 (<http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/btv1b530526428>), et la carte autrichienne de 1735 détaillant la « Partie des Pays-Bas autrichiens comprise entre Dunkerque, Huy, les Ardennes et les bouches de la Meuse » (<https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/btv1b7200266t>).

³ Par exemple la « Carte Géométrique du Diocèse de Cambrai, par le Sr Villaret » de 1769 (<http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/btv1b530526428>), ou la « Carte du Pays au Nord de Douai et Condé-sur-L'Escaut » publiée au 17^e siècle (<http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/btv1b530528817>, voir aussi Ghils 2013).

⁴ Le méandre est visible sur la carte dite de Cassini du 18^e siècle, et précisément détaillé sur la carte « Scarpe inférieure. Plan général avec l'indication des redressements de son cours, exécutés par les concessionnaires pendant les années 1835, 1836, 1837, et 1838 », publiée en 1850 (<https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/btv1b531362939>). Voir aussi Ghils (2013).

estivaux favorables aux activités cynégétiques. Cette pratique a en théorie cessé après la sécurisation du conduit par le PNRSE au milieu des années 2000 (Masquelier *et al.* 2021).

La vidange de l'ensemble de la tourbière, particulièrement en période de hautes eaux, est contrôlée par un ouvrage hydraulique à son exutoire (**Figure 6**). Ce n'est qu'en 2008 que le PNRSE a pu maîtriser la gestion de cet ouvrage en acquérant la parcelle correspondante. Le niveau de déversement est dorénavant fixé par le PNRSE, et correspond au niveau maximal n'engendrant pas d'inondation de la hutte de chasse au nord-est du site. Il a été abaissé d'une dizaine de centimètres début 2021 du fait de l'affaissement de cette hutte. Toutefois l'ouvrage fait encore l'objet d'interventions non autorisées visant à abaisser le niveau de l'eau dans la tourbière, en particulier en hautes eaux.

La zone centrale de la tourbière (« Caisson ouest », « Caisson central », « STOC » et « Secteur est » sur la Figure 3) a fait l'objet jusqu'au début du 19^e siècle d'une extraction de tourbe qui a résulté en un vaste plan d'eau, depuis comblé par l'accumulation de tourbe, mais dont l'empreinte reste nettement visible sous forme d'une légère dépression par rapport aux marges non exploitées (Goubet 2015). Les marges de la tourbière, qui ne semblent pas avoir fait l'objet d'extraction de tourbe à l'exception de quelques secteurs de surface relativement limitée, se caractérisent par une topographie plus haute, et la présence d'un dense réseau de fossé en arêtes de poisson (Figure 6), creusé à une date comprise entre 1781 et 1816 d'après Ghils (2013). Un fossé périphérique connecte l'ensemble des fossés des marges, et les sépare quasiment complètement de la zone centrale. Le cadastre dit napoléonien¹ montre que ce réseau n'a quasiment pas été modifié depuis au moins 1859, à l'exception notable du fossé longeant la périphérie sud. Ce fossé a en partie été creusé à la fin des années 1980 pour capter les lixiviats de l'ancienne décharge établie en remblai sur la marge sud de la tourbière (cf. Section 1.2.6), et éviter qu'ils ne diffusent dans le cœur de celle-ci.

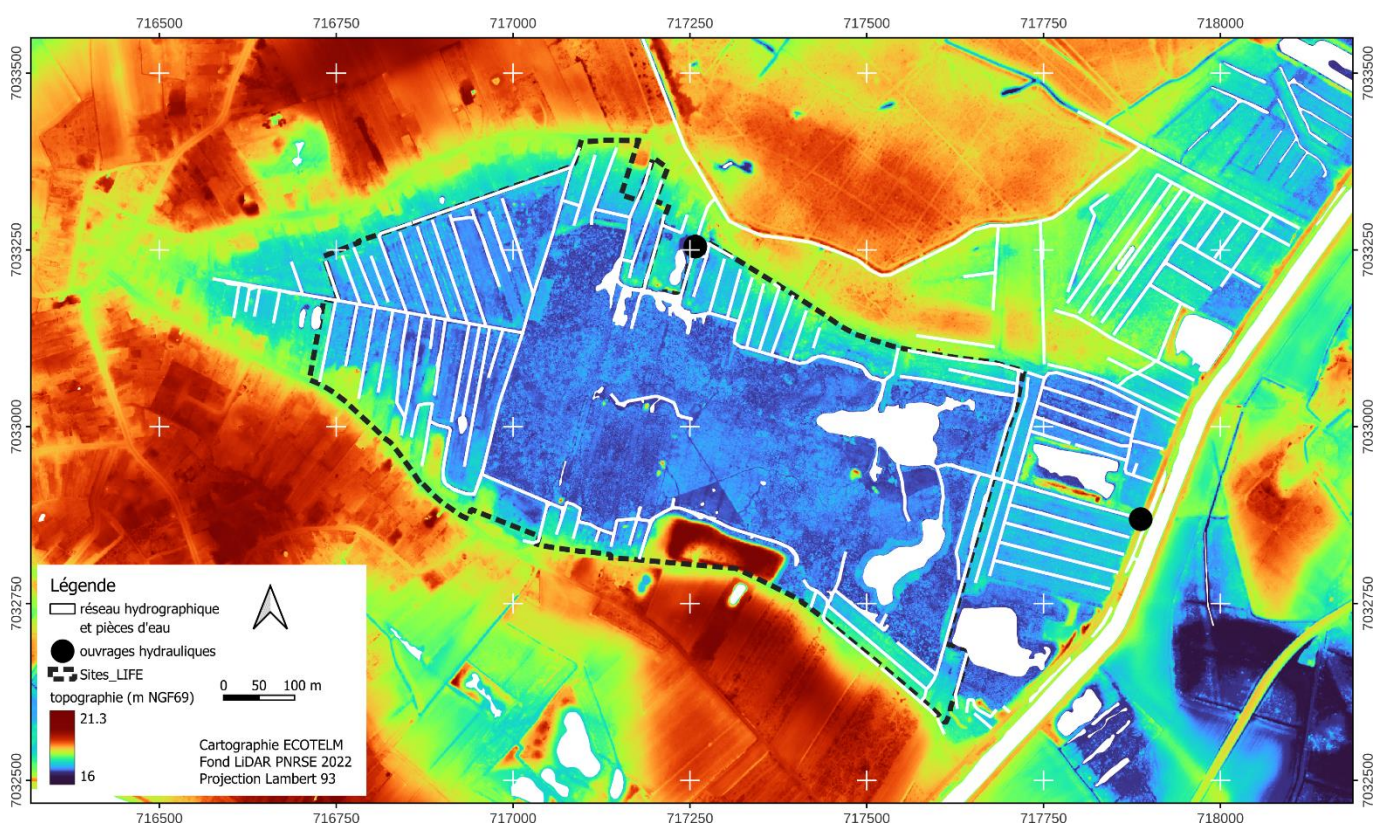


Figure 6. Topographie, et réseau hydrographique de la tourbière de Vred.

Le réseau hydrographique n'a été cartographié que partiellement en dehors de la tourbière.

¹ Archives Départementales du Nord, Cote P 31 / 470 (<http://archivesdepartementales.lenord.fr/ark:/33518/rhzm3bvntqg6/0d2e0fa2-476e-4fdc-ac59-7c4314dd1489>).

1.2.6 Sources de pollution

Des années 1950 à 1986, une zone d'environ 1 ha située en limite sud de la tourbière de Vred a servi de décharge d'abord sauvage, puis officielle à partir de 1981, aux habitants de Vred et des communes voisines. Elle est bien visible sur la Figure 6 sous forme d'une zone rectangulaire surélevée, surplombant la tourbière de 3 à 4 m.

L'étude portant sur la revalorisation du site (Anonyme 1986) a montré que l'écoulement des lixiviats issus de la décharge avait conduit à des modifications de composition floristique, de structure et de vitalités des espèces végétales dans la tourbière. La taille des roseaux était ainsi supérieure d'environ un tiers à proximité de la décharge par rapport aux autres secteurs, et leur densité plus importante. Les espèces caractéristiques des marais eutrophisés étaient très discrètes dans le groupement initial (1-5% de recouvrement) mais beaucoup plus présentes vers le front de la décharge (10-25%). Ces modifications avaient affecté le marais sur une largeur apparemment proportionnelle à l'ancienneté des dépôts et à leur importance, de l'ordre de 10m vers l'est, et de plus de 30m à l'ouest.

Lors de la revalorisation du site, les déchets n'ont pas été enlevés, mais ont simplement été recouverts d'une couche de terre végétale de 0,6 à 1,0 m d'épaisseur. Un réseau de tranchées drainantes de 40 cm de profondeur, séparées d'environ 15 m, a été installé dans cette couverture pour essayer de réduire la quantité d'eau percolant au travers des déchets. Un fossé périphérique de 1,5 à 2 m de profondeur a été creusé au pied de la décharge côté tourbière, et connecté au réseau de surface existant, avec pour objectif de capter les lixiviats et d'empêcher leur diffusion vers le cœur de la tourbière. Toutefois, ce fossé étant lui-même connecté au réseau de fossés existants, il n'a au mieux fait que détourner et disperser la pollution vers d'autres secteurs de la tourbière. Le plan de valorisation préconisait un suivi de la végétation pour évaluer l'efficacité des travaux sur le niveau trophique des habitats, suivi qui n'a jamais été réalisé.

Le site est également impacté par des défauts d'assainissement de certaines maisons de la rue Voltaire Tison et par la présence de deux déversoirs d'orage qui permettent au réseau d'assainissement unitaire (c'est-à-dire transportant sans séparation des eaux pluviales et des eaux usées) de déborder dans le fossé situé à l'extrémité ouest de la tourbière en cas de précipitations importantes et de saturation du réseau unitaire. Des relevés physico-chimiques réalisés par le PNRSE en juin 2010 ont mis en évidence un mauvais état écologique du fossé en aval de ces déversoirs, ainsi que du fossé périphérique sud, avec de fortes concentrations en matières en suspension, en ammonium et en phosphates notamment (Masquelier *et al.* 2021). En 2015 et 2016, un travail a été mené en collaboration avec la police de l'eau pour mettre un terme à la plupart des rejets sauvages issus des propriétés privées adjacentes. Le seuil de déversement d'un des déversoirs d'orage a également été légèrement relevé par Noréade pour éviter les inversions de flux jusqu'alors constatées en périodes de hautes eaux, l'eau issue de la tourbière se déversant dans le réseau d'assainissement. Toutefois cette intervention n'a pas réglé le problème de pollution de la tourbière lors des fortes précipitations.

1.2.7 Principales conclusions du diagnostic fonctionnel existant

Les investigations menées par Goubet (2013, 2015) dans le cadre du premier diagnostic fonctionnel de la tourbière ont apporté des éléments extrêmement détaillés sur le développement et le fonctionnement de celle-ci, et sur l'impact des activités anthropiques passées.

Sur la base de documents historiques rassemblés par Ghils (2013), de descriptions stratigraphiques et de la topographie actuelle, il a démontré l'existence d'une extraction de tourbe sur la quasi-totalité de la zone centrale¹ entre 1760 et 1860. Il a également réalisé une analyse des macro-restes végétaux sur 9 carottes réparties au sein de la tourbière, dont une synthèse est présentée sur la **Figure 7**. Les horizons tourbeux y sont catégorisés par grands types de végétation ayant conduit à leur formation.

¹ Goubet (2015) note que l'exploitation du secteur « STOC » est incertaine, mais elle est cartographiée comme partie intégrante de la zone exploitée et en eau sur la « Carte de la Vallée de la Scarpe Indiquant le report des Terres imposées sur les Plans Cadastreux, opéré conformément à l'Ordonnance du 16 Novembre 1834 », publiée en 1835 (<https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/btv1b53099901z>).

	Secteur ouest		Caisson ouest		Caisson central		Zone Stoc	Boulaie/étangs		
0 cm	Vred_131	Vred_1	Vred_132	Vred_133	Vred_4	Vred_16	Vred_134	Vred_13	Vred_135	0 cm
7	KTH	KTH	Phragmitaie à thélypteris	Cariçaie à spha.	Cariçaie boisée		Cariçaie	Boulaie à sphaignes	Boulaie à sphaignes	7
17						KTH?				Cariçaie
27			Phragmitaie	Indéterminé						27
37						eau				37
47	Cladiaie	Cladiaie	Alisma/Sparganium	Alisma/Sparganium/Schoenoplectus	Cladiaie		Cladiaie à thélypteris	Tremblant alcalin	Eau	47
57			Transition			Cladiaie				
67	Thelyptéridaie à sphaignes									67
77	Transition	Phragmitaie	Cladiaie à thélypteris		Phragmitaie	Phragmitaie		Indéterminé	Eau	77
87	Phragmitaie			Fond d'eau libre	Transition	Schoeno.				87
97			Transition		Fond d'eau libre	Transition				97
107	Fond d'eau libre	Fond d'eau libre	Fond minéral	Transition	Fond minéral	Fond d'eau libre		Eau		107
117										117
127	Fond minéral	Fond minéral		Fond minéral					Fond d'eau libre	127
137										137
147						Fond minéral		Fond d'eau libre	Tremblant à phragmite et thélypteris	147
157							Fond minéral			157
										167
										177
								Transition		187
								Fond minéral		197
										207
										217
										227
										237
										247
										257
										267
									Fond d'eau libre à nénuphars	277
										287
										297
										307
									Fond minéral	317
										327

Figure 7. Synthèse des profils paléo-environnementaux réalisés dans la tourbière de Vred (repris de Goubet 2015).

L'auteur montre que, sur la quasi-totalité de la tourbière, la tourbe a commencé à se former dans un plan d'eau peu profond à Characées. On trouve ensuite des trajectoires de succession variées, mais au sein desquelles le Marisque tient une place importante, ce qui est d'autant plus remarquable que cette espèce n'est à l'heure actuelle présente sur le site que sur quelques secteurs de faible surface dans le secteur est (Masquelier *et al.* 2021). Sur le secteur ouest, le sommet du profil est caractérisé par une tourbe dégradée, riche en minéraux, que l'auteur assimile à un KTH¹, mais dont il note qu'il résulte probablement de l'épandage des produits de curage des fossés voire de produits extérieurs à la tourbière (mâchefers, briques, etc.). Ce KTH est absent dans la zone centrale, possiblement du fait de son extraction lors de l'exploitation de la tourbe. Sur la zone centrale (hors secteur est, appelé « Boulaie/étangs » sur la **Figure 7**), la cladiaie cède la place à des phragmitaies ou cariçaies. Enfin, sur le secteur est, le Marisque est plus rare, peut-être du fait de l'extraction de tourbe. Un radeau s'est formé sur l'eau libre de la fosse d'extraction. Ce radeau est actuellement acide et porte une boulaie à sphaigne, mais a été précédé au

¹ « kultureller Trockenhorizont », ou horizon culturel sec. Il s'agit d'un horizon pédologique généralement proche de la surface, caractérisé par un contenu minéral et une décomposition de la matière organique plus importants que les horizons qui le surmontent ou ceux sous-jacents. Ces caractéristiques lui confèrent un aspect plus sec, plus dense, plus sombre (Bernard 2015). Il a pour origine une pression agropastorale élevée et prolongée (Sjögren *et al.* 2007).

moins dans un secteur par un tremblant alcalin. Goubet (2015) note que ces évolutions traduisent à la fois une eutrophisation et une acidification du milieu, et propose trois hypothèses pouvant les expliquer :

- une diminution des apports d'eaux riches en carbonate de calcium ;
- une augmentation des dépôts atmosphériques soufrés et azotés, le nord de la France ayant été et étant toujours l'une des régions françaises les plus exposées à ces dépôts ;
- une augmentation des apports de phosphore depuis le bassin versant, d'origine domestique ou agricole. Il a en effet été montré que la bascule de végétations de tourbière alcaline vers des végétations de tourbières acides pouvait être favorisée par l'augmentation de la disponibilité du phosphore pour les plantes (Kooijman & Paulissen 2006).

Ces hypothèses ne sont pas mutuellement exclusives : il est par exemple reconnu que la continuité des apports de carbonate de calcium dissous dans les tourbières alcalines est indispensable au maintien d'une faible disponibilité du phosphore pour les plantes et donc du caractère oligotrophe du milieu, le phosphore étant immobilisé par coprécipitation avec la calcite (Boyer & Wheeler 1989).

Une augmentation de la disponibilité du phosphore peut également avoir contribué à la bascule des cladiaies vers les phragmitaies et grandes cariçaies, caractéristiques de conditions plus eutrophes, et également expliquer la dynamique des ligneux (Saule cendré et Aulne glutineux) sur le site.

En comparant l'évolution des niveaux piézométriques dans la tourbe et de ceux observés dans la nappe de la craie au piézomètre des Hudions, à environ 3 km de la tourbière, Goubet (2015) note une concomitance de certaines remontées de niveaux dans la tourbe (en particulier dans le secteur « STOC ») et dans la craie. Il soupçonne donc une décharge ascendante de la nappe de la craie vers la tourbière, qui ne se produirait que lorsque le niveau piézométrique dans cette dernière dépasse le seuil de 11,70 m aux Hudions. L'effondrement du niveau piézométrique de la nappe de la craie depuis la fin de la Seconde Guerre Mondiale pourrait donc s'être traduit par une réduction voire un arrêt des apports d'eaux carbonatées de la craie vers la tourbière, et expliquer l'évolution des habitats. Toutefois, en l'absence de piézomètre dans la craie au droit de la tourbière, l'auteur n'a pas pu démontrer un gradient hydraulique ascendant. Des sondages stratigraphiques systématiques ont aussi montré la présence de dépôts tuffeux, formés par la précipitation de carbonate de calcium dissous, en profondeur dans la partie sud-est de la tourbière, dont le secteur « STOC », que l'auteur explique par des apports passés issus de la nappe de la craie.

Sur la base de son diagnostic fonctionnel, Goubet (2015) recommande un certain nombre de mesures de gestion et de restauration :

- mise en œuvre d'une politique de réduction des apports en nutriments issus du bassin versant ;
- réduction des stocks de nutriments dans la tourbière par fauche avec exportation et/ou brûlis
- mise en œuvre d'une politique de réduction des prélèvements dans la nappe de la craie pour augmenter les apports d'eau souterraine riche en carbonate de calcium.

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 (chimie de la tourbe en surface, relevés de végétation) ou sur un sous-échantillon (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 V_D1 pour le piézomètre superficiel associé au point d'observation n°1 à Vred).

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 ou para-tourbeux, et leur dénomination ne suit donc pas la procédure décrite ci-dessus, à part pour le préfixe de site. Par exemple, le limnimètre V_L1 à Vred n'est pas situé à proximité du point d'observation n°1.

2 Stratigraphie

2.1 Objectifs

Une étude stratigraphique détaillée des dépôts tourbeux et de la partie supérieure des sédiments minéraux sous-jacents a déjà été réalisée à Vred par Goubet (2013, 2015) avec la contribution du personnel du PNRSE. Par conséquent, l'unique objectif des investigations stratigraphiques complémentaires à Vred a été de vérifier la stratigraphie précise des sédiments superficiels à l'emplacement des piézomètres nouvellement installés, à des fins d'interprétation des séries piézométriques (cf. Section 5).

2.2 Méthodes

Huit sondages stratigraphiques ont été réalisés manuellement avec un carottier russe et une tarière Edelman jusqu'au refus en août 2020 (**Figure 8, Annexe A**).

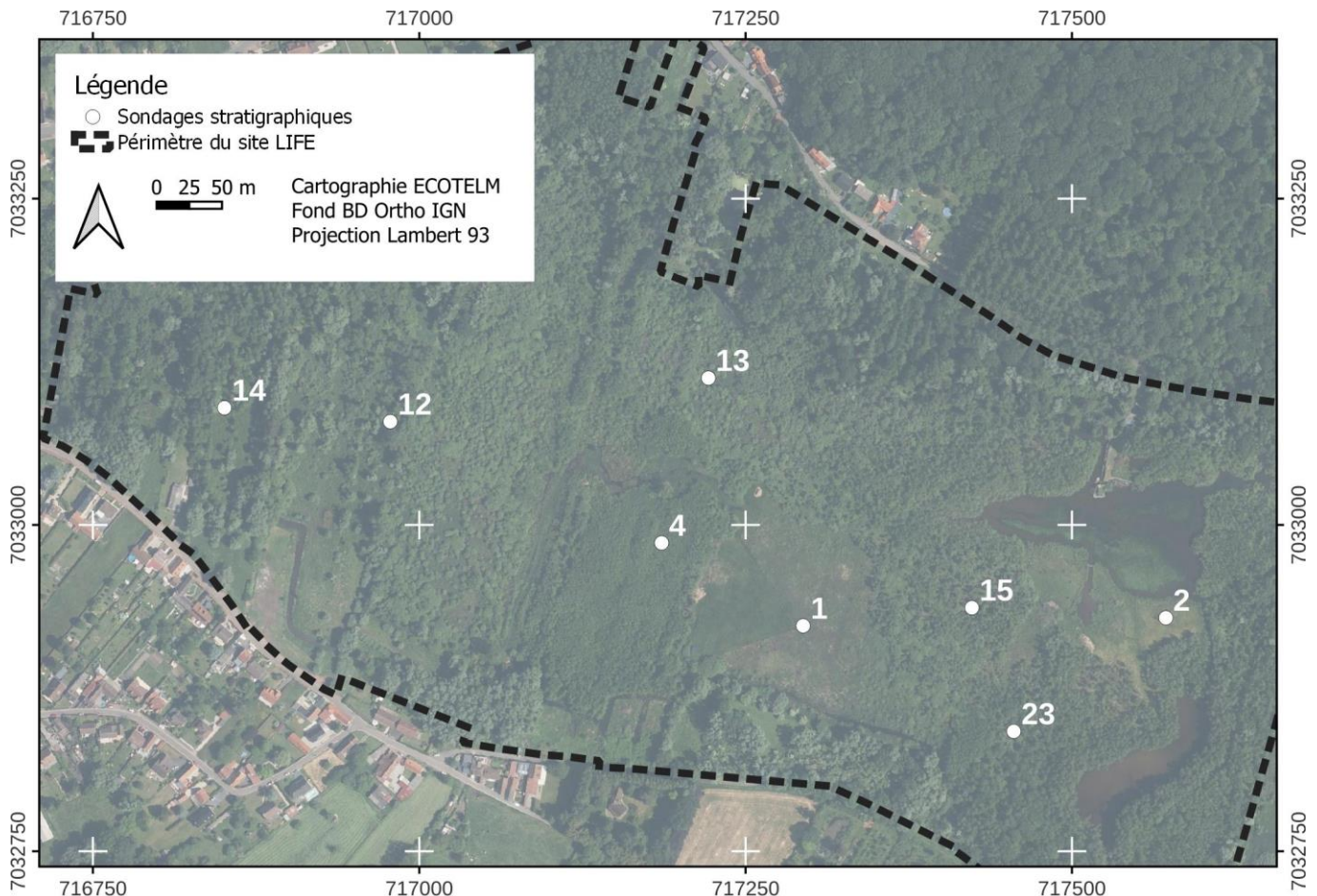


Figure 8. Localisation des sondages stratigraphiques à Vred.

L'indice d'humification de von Post¹ (von Post 1922) est donné en fin de description de 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

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).

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 calibré avant chaque journée de terrain pour permettre une comparaison avec les valeurs mesurées lors de la cartographie 3D de la conductivité (cf. Section 3). La sonde du conductimètre a été enfoncée dans la carotte immédiatement après extraction et avant toute autre perturbation.

L'emplacement de chaque sondage a été déterminé au moyen d'un GPS différentiel RTK avec une précision centimétrique (cf. **Annexe A**).

2.3 Résultats et discussion

Les profils stratigraphiques sont présentés sous forme graphique sur la **Figure 9**. 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 est donnée ci-dessous.

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

Ces profils n'apportent que peu d'éléments nouveaux par rapport aux deux études réalisées par Goubet (2013, 2015). On notera qu'ils confirment la présence d'un remblai d'origine anthropique sur la partie ouest du site, au niveau du sondage n°14 : l'horizon organo-minéral supérieur présente une grosse inclusion d'argile pure aux contours francs, similaires à celles trouvées dans le remblai à Marchiennes (Duranel 2024a), et qui provient selon toute vraisemblance du creusement des fossés jusqu'au substrat minéral et de l'étalement sur les lègres des matériaux excavés. L'horizon organo-minéral supérieur du sondage n°12 a une texture similaire à celui du sondage n°14, et un remblaiement est donc probable même s'il n'a pas été trouvé de preuve irréfutable de celui-ci. Goubet (2013, 2015) propose de considérer ce remblai comme un KTH, même si Sjögren *et al.* (2007) mettent surtout en avant le pâturage comme cause de formation du KTH.

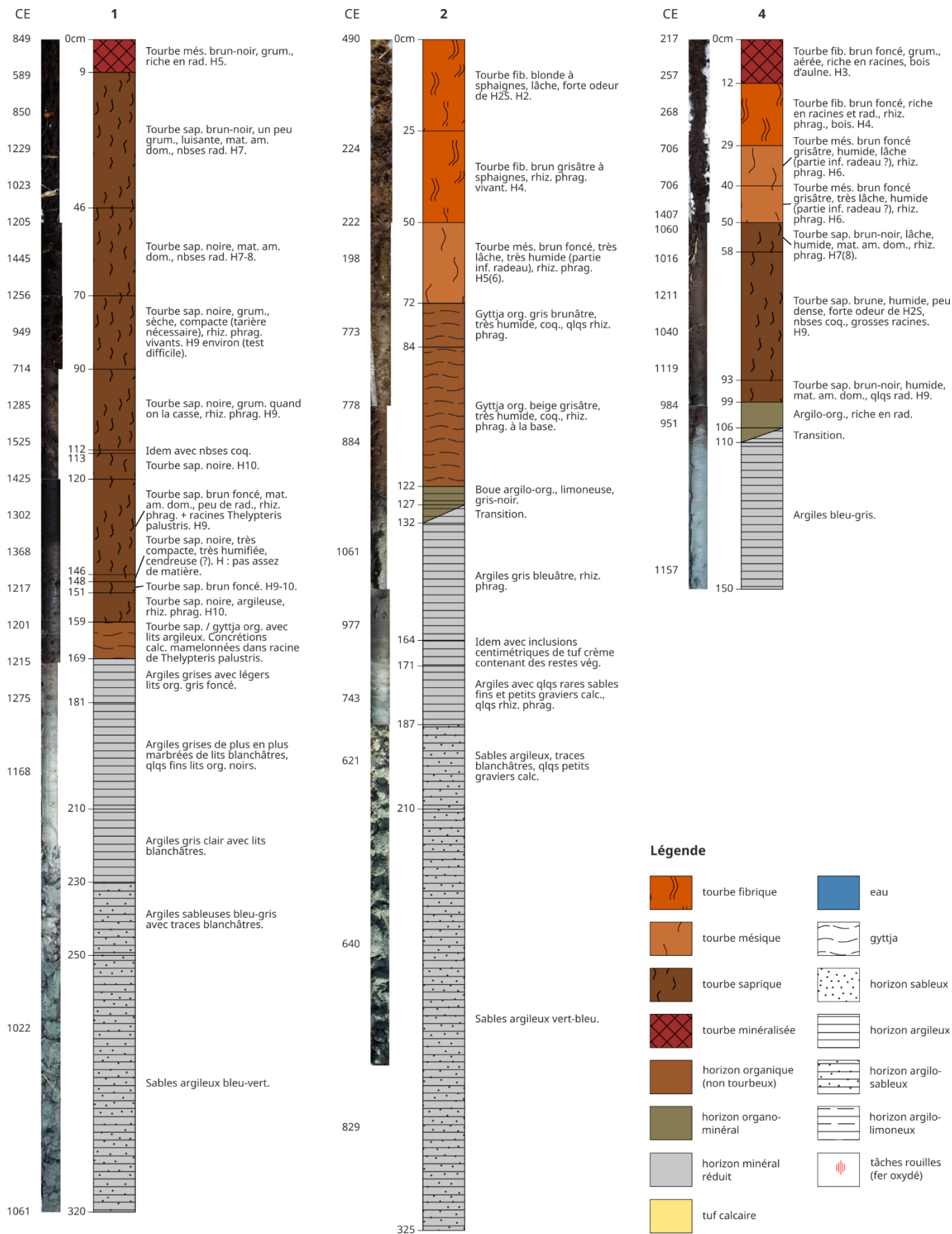


Figure 9. Profils stratigraphiques à Vred.

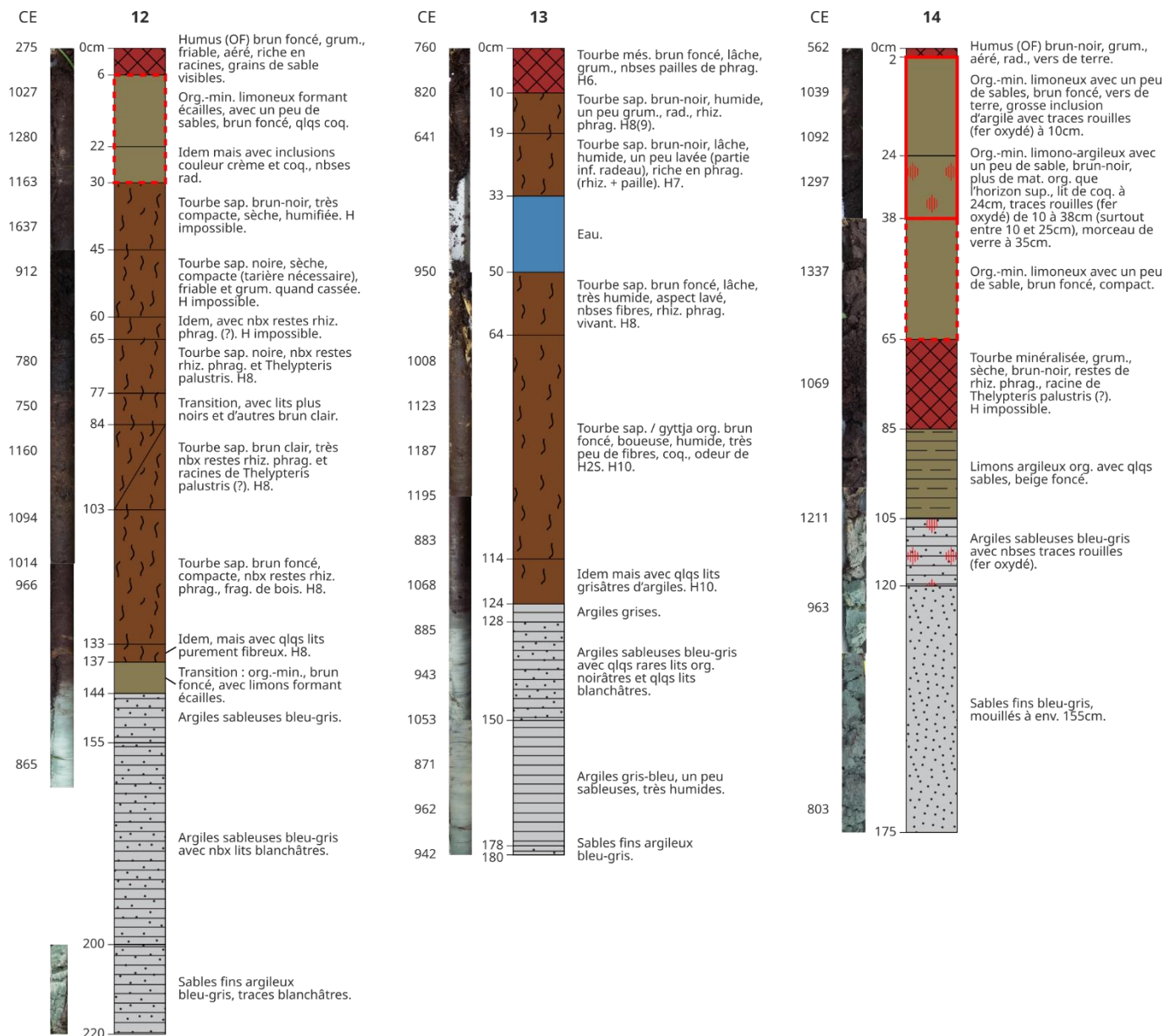


Figure 9 (suite). Profils stratigraphiques à Vred.

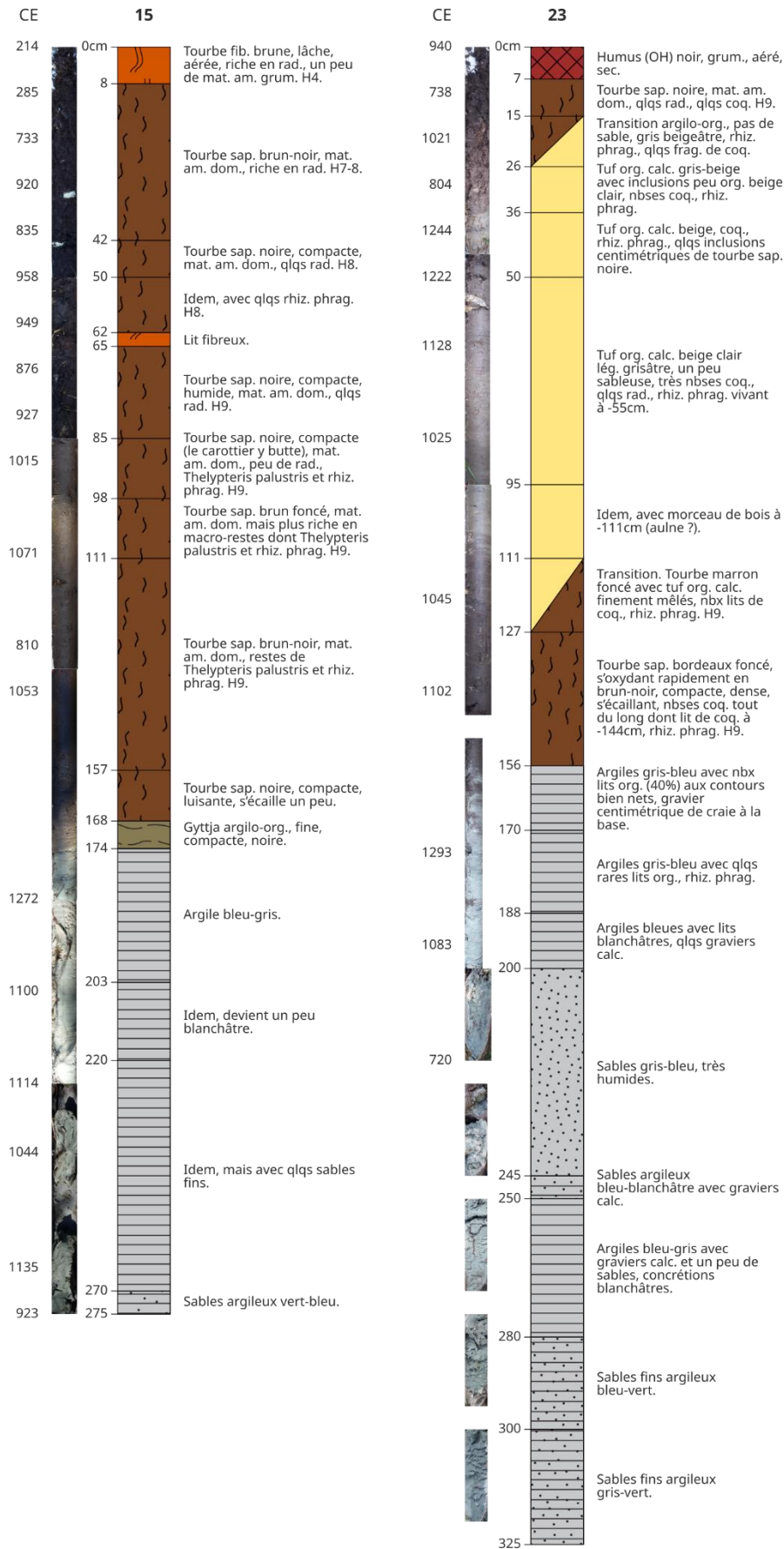


Figure 9 (suite). Profils stratigraphiques à Vred.

3 Suivi de la conductivité électrique et du pH

3.1 Objectifs

L'objectif de cette section est de contribuer à l'identification des masses d'eau alimentant la tourbière de Vred, 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.

3.2 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 (décrits plus en détail à la Section 5) installés dans la tourbe, les sédiments minéraux quaternaires immédiatement sous la tourbe, les sables du Thanétien, et la craie du Séno-Turonien (**Figure 10, Tableau 2**). 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.

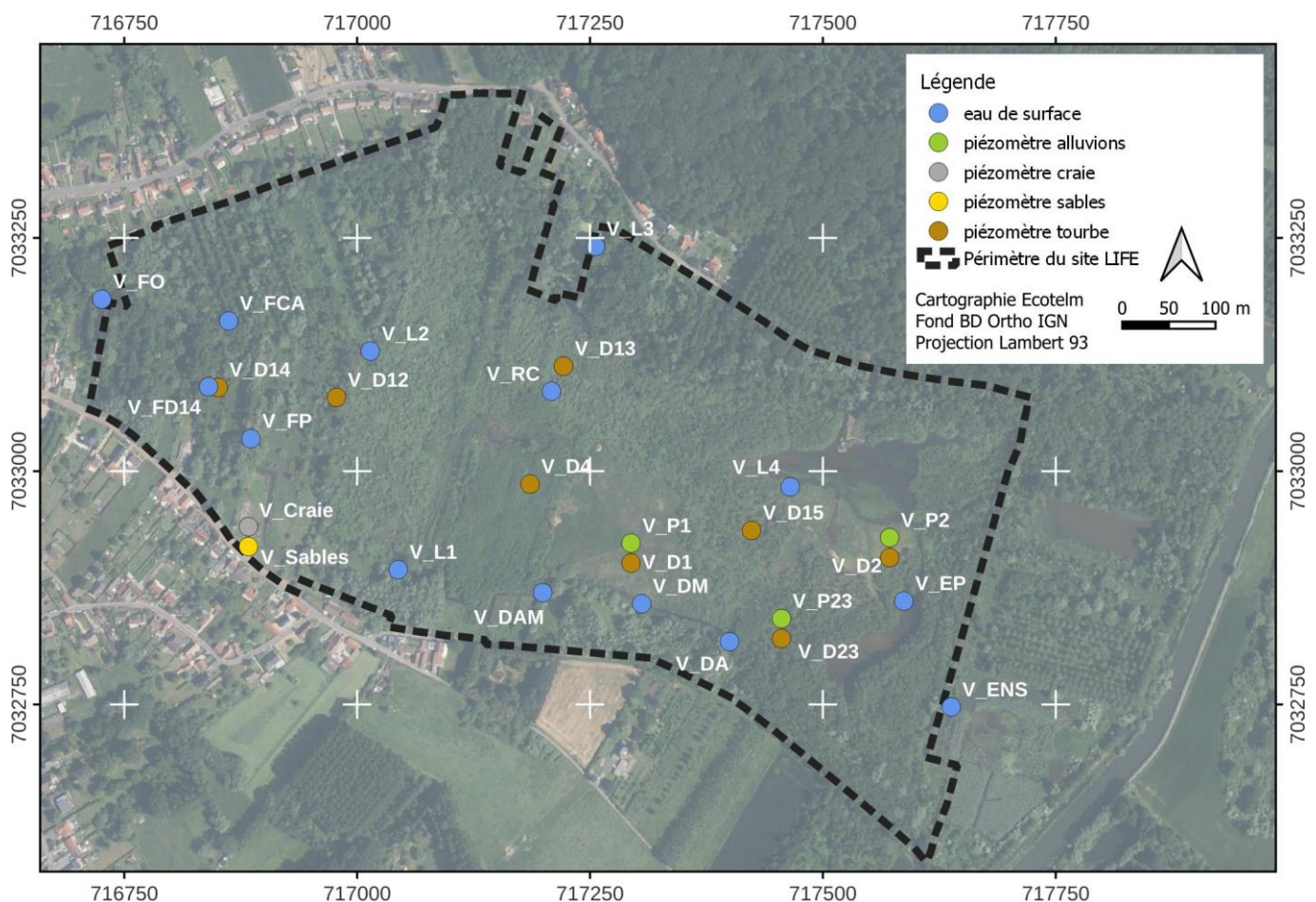


Figure 10. Localisation des prélèvements d'eau pour la mesure de la conductivité électrique et du pH à Vred.

Par souci de lisibilité, les points se superposant ont été légèrement espacés par rapport à leur emplacement réel. La Scarpe (V_Scarpe) a été prélevée au niveau du pont de la D25, environ 1 km en amont de la tourbière et en dehors de l'emprise de la carte.

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 sédiments minéraux quaternaires), sans vidange préalable, 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) est 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.

Tableau 2. Localisation des prélèvements d'eau pour la mesure de la conductivité électrique et du pH à Vred

Code	Précisions emplacement	Type	X (L93)	Y (L93)
V_Craie		piézomètre craie	716883	7032939
V_D1		piézomètre tourbe	717294	7032923
V_D12		piézomètre tourbe	716978	7033079
V_D13		piézomètre tourbe	717222	7033112
V_D14		piézomètre tourbe	716851	7033090
V_D15		piézomètre tourbe	717424	7032936
V_D2		piézomètre tourbe	717572	7032929
V_D23		piézomètre tourbe	717456	7032842
V_D4		piézomètre tourbe	717186	7032986
V_DA	fossé périphérique sud, côté est de la décharge	eau de surface	717400	7032817
V_DAM	fossé périphérique sud, côté ouest de la décharge	eau de surface	717199	7032870
V_DM	fossé périphérique sud, centre de la décharge	eau de surface	717306	7032858
V_ENS	étang ENS	eau de surface	717638	7032747
V_EP	étang de pêche	eau de surface	717587	7032861
V_FCA	fossé central amont	eau de surface	716862	7033161
V_FD14	fossé au droit du piézomètre V_D14	eau de surface	716841	7033090
V_FO	fossé ouest, au niveau de la confluence des déversoirs d'orage	eau de surface	716726	7033184
V_FP	fossé pâturage	eau de surface	716886	7033035
V_FSN	fossé Scarpe nord	eau de surface	717933	7033005
V_FSS	fossé Scarpe sud	eau de surface	717882	7032871
V_L1	limnimètre V_L1 dans le fossé périphérique sud	eau de surface	717044	7032894
V_L2	limnimètre V_L2	eau de surface	717014	7033129
V_L3	limnimètre V_L3 à l'exutoire de la tourbière	eau de surface	717256	7033241
V_L4	limnimètre V_L4 dans l'étang de chasse	eau de surface	717465	7032983
V_P1		piézomètre sédiments minéraux quaternaires	717294	7032923
V_P2		piézomètre sédiments minéraux quaternaires	717572	7032929
V_P23		piézomètre sédiments minéraux quaternaires	717456	7032842
V_RC	ruisseau central	eau de surface	717209	7033086
V_Sables		piézomètre sables	716884	7032942
V_Scarpe	Scarpe au niveau du pont de la D25	eau de surface	716804	7032342

3.3 Résultats et discussion

3.3.1 Conductivité électrique

Les conductivités électriques (25°C) mesurées à Vred sont présentées de manière synthétique sur la **Figure 11**, et leur évolution dans le temps sur la **Figure 12**. Le **Tableau 3** donne la conductivité moyenne dans les formations minérales sous-jacentes et la Scarpe.

Tableau 3. Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$, 25°C) dans la craie, les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires et la Scarpe à Vred.

Craie (V_Craie)	Sables thanétien (V_Sables)	Sédiments minéraux quaternaires (V_P1 et V_P23)	Scarpe
710 +/- 14 [698-833]	852 +/- 29 [821-916]	1174 +/- 230 [897-2180]	834 +/- 90 [705-1022]

La conductivité dans la craie et les sables thanétiens est restée très stable au cours du suivi. Celle de la Scarpe est plus variable, mais du même ordre de grandeur.

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 ou de la Scarpe.

Les piézomètres situés sur la partie ouest du site (V_D12 et V_D14) se distinguent par une forte variabilité de la conductivité, et surtout par des valeurs très élevées, jusqu'à 3033 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en mai 2022. Ces valeurs sont bien supérieures à celles normalement rencontrées dans les tourbières neutro-alcalines en dehors d'une influence marine, même si des valeurs très élevées ont pu être mesurées dans certaines roselières (Wheeler *et al.* 2009). Les eaux de surface à proximité de ces piézomètres (V_FP, V_FD14 et V_L2) ayant des conductivités beaucoup plus faibles (à une exception près), une pollution via le réseau de drainage est vraisemblablement à exclure. Les sondages stratigraphiques montrent que ce secteur se distingue par la présence d'un remblai en surface ou à faible profondeur (cf. Section 2), et Goubet (2015) y a trouvé des mâchefers témoignant d'apports de matériaux extérieurs à la tourbière. Ces apports anthropiques passés peuvent potentiellement constituer une source de pollution de l'eau du sol dans cette partie de la tourbière.

La question de la pollution se pose également dans le fossé longeant l'ancienne décharge (V_DAM, V_DM, V_DA), la conductivité y étant plus élevée que dans le reste des eaux de surface du site (l'étang ENS -V_ENS- excepté).

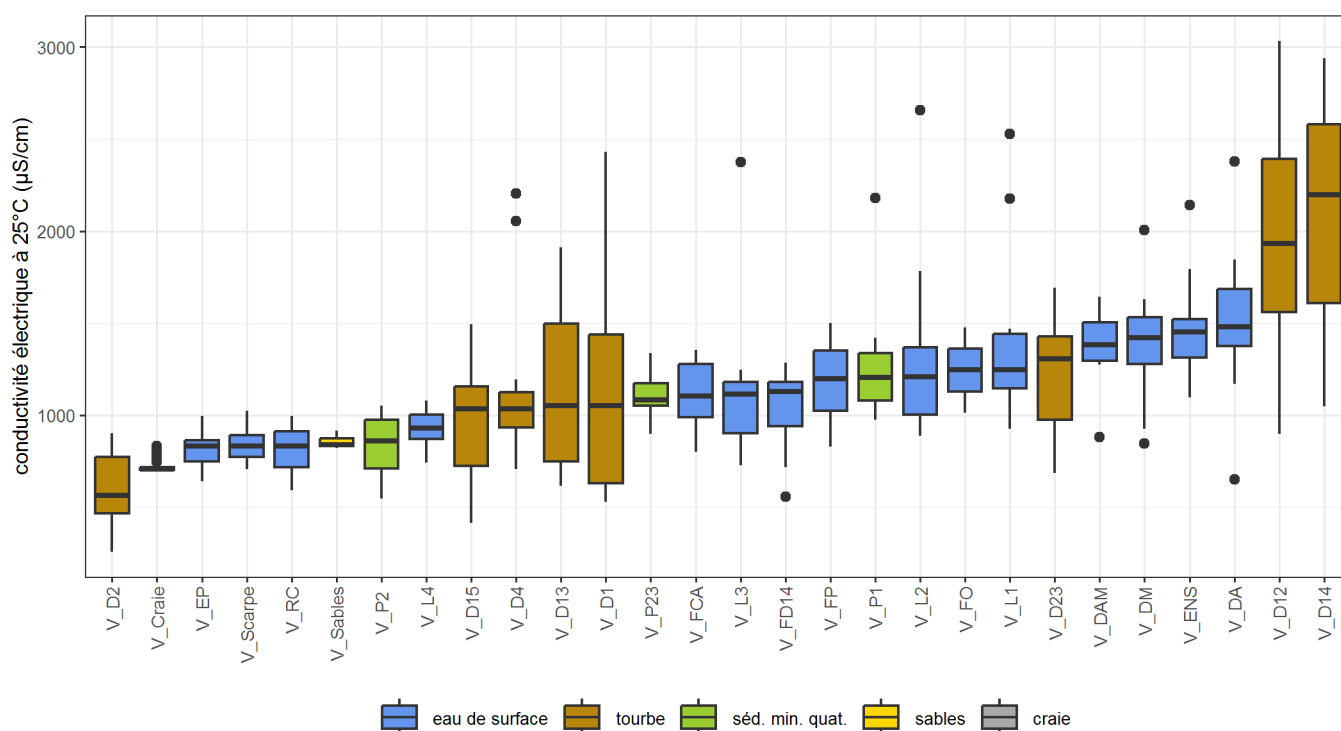


Figure 11. Conductivités électriques dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Vred.

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.

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 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

On note une variabilité plus importante de la conductivité de l'eau de la nappe de la tourbe que de celle des eaux de surface, avec une augmentation progressive au cours de l'été des valeurs mesurées. L'explication est probablement la même qu'à Marchiennes (Duranel 2024a) : concentration de l'eau de la partie supérieure de la nappe par l'évapotranspiration, et enrichissement en solutés issus de la minéralisation de la matière organique. Le piézomètre V_D2 fait exception : il est inséré dans un radeau qui bouge avec la nappe, et la tourbe est constamment saturée et se minéralise peu.

Ce piézomètre se distingue également par des conductivités beaucoup plus faibles (582,8 +/- 205,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que sur le reste du site, y compris dans les sables thanétiens et les sédiments minéraux quaternaires. **Cette moindre conductivité témoigne d'une contribution plus importante des eaux météoriques dans ce secteur.** La lame d'eau supportant le radeau ne semble pas être en connexion directe avec l'étang de chasse (V_L4) puisque les conductivités sont nettement plus élevées dans ce dernier (924,1 +/- 102,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

On note un pic de conductivité à la fin de l'été 2022 dans les fossés principaux au niveau des limnimètres V_L1, V_L2 et V_L3, à un moment où tous les autres points de prélèvement d'eau de surface étaient à sec. Ce pic est concomitant avec le pic observé dans les piézomètres insérés dans la tourbe, il en partage donc probablement les causes (concentration par évapotranspiration, et minéralisation de la tourbe). La partie est de la tourbière (V_D2, V_L4, V_D23) ne présente pas ce pic estival, peut-être du fait des apports artificiels d'eau que la présente étude a mis en évidence (cf. Section 5).

De façon générale à Vred, et contrairement à Marchiennes, la quasi-totalité des points de mesure se caractérisent par des conductivités électriques supérieures à celles observées dans les sources potentielles d'alimentation en eau (sables thanétiens notamment, mais aussi Scarpe). Il y a donc un enrichissement en solutés soit endogène (minéralisation de la tourbe et/ou concentration de la solution du sol par évapotranspiration plus importantes qu'à Marchiennes), soit exogène (pollution par les apports issus du bassin versant, par la décharge et/ou par les remblais et amendements passés, notamment sur la partie ouest de la tourbière). Il est toutefois nécessaire de rappeler que les prélèvements dans la tourbe ont été réalisés dans des piézomètres d'environ 1,7 m de profondeur, et peuvent ne pas refléter une variation verticale plus fine de la conductivité électrique (cf. Section 4).

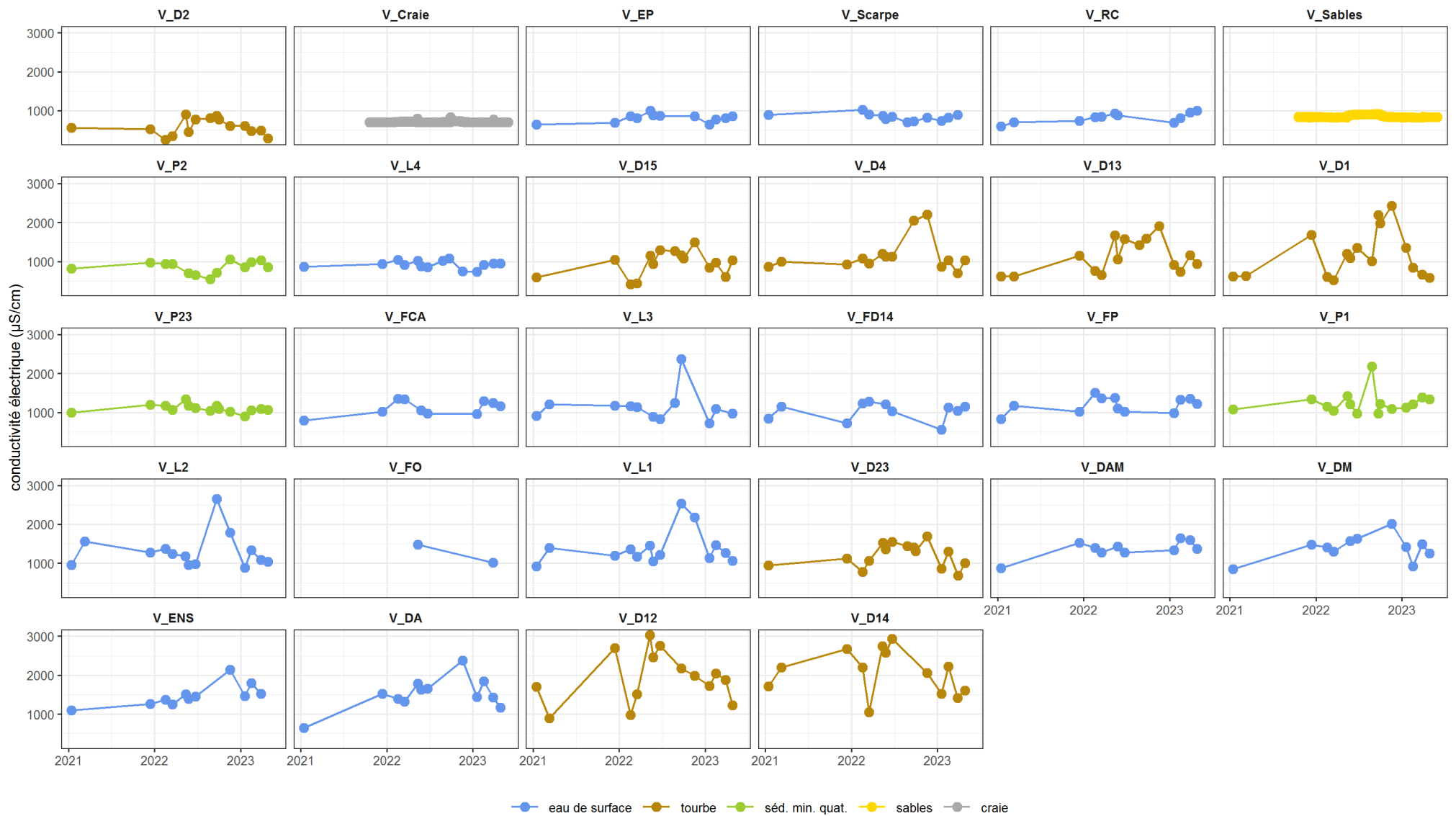


Figure 12. Evolution de la conductivité électrique dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Vred.

3.3.2 pH

Les valeurs de pH mesurées à Vred sont présentées de manière synthétique sur la **Figure 13**, et leur évolution dans le temps sur la **Figure 14**. Aucune donnée n'est malheureusement disponible pour la craie et les sables thanétiens à Vred¹ ; les valeurs mesurées à Marchiennes dans ces deux aquifères sont donc données à titre indicatif dans la première de ces figures.

Les valeurs de pH sont plus faibles qu'à Marchiennes, que ce soit dans les eaux de surface, les sédiments minéraux quaternaires ou les tourbes. Comme à Marchiennes, les valeurs sont généralement plus faibles dans les piézomètres que dans les eaux de surface. Les valeurs moyennes les plus faibles ont été enregistrées dans les piézomètres V_D2 et V_D14. Comme expliqué plus haut, le premier est inséré dans un radeau flottant, dont la partie supérieure est formée de tourbe à sphaignes. Ces deux caractéristiques favorisent l'acidification du milieu : le radeau en empêchant les apports minérotophiques riches en bases par submersion et en favorisant la stratification de l'eau du sol et l'accumulation d'eau d'origine météorique pauvres en bases dans la partie supérieure (Giller & Wheeler 1988; Beltman *et al.* 2001) ; et les sphaignes en libérant des composés organiques acides ainsi que des ions H⁺ par échange cationique (Clymo 1963, 1964; ce mécanisme ayant toutefois été relativisé, cf. Soudzilovskaia *et al.* 2010). La cause du plus faible pH dans le piézomètre V_D14 est moins claire. Il résulte possiblement d'une contamination de ce secteur par des résidus industriels soufrés, et/ou de phénomènes d'oxydation de pyrite. La composition chimique des eaux prélevées dans ce piézomètre se distingue en effet nettement des autres. Ces hypothèses seront développées plus en détail à la Section 6.3.2.4.

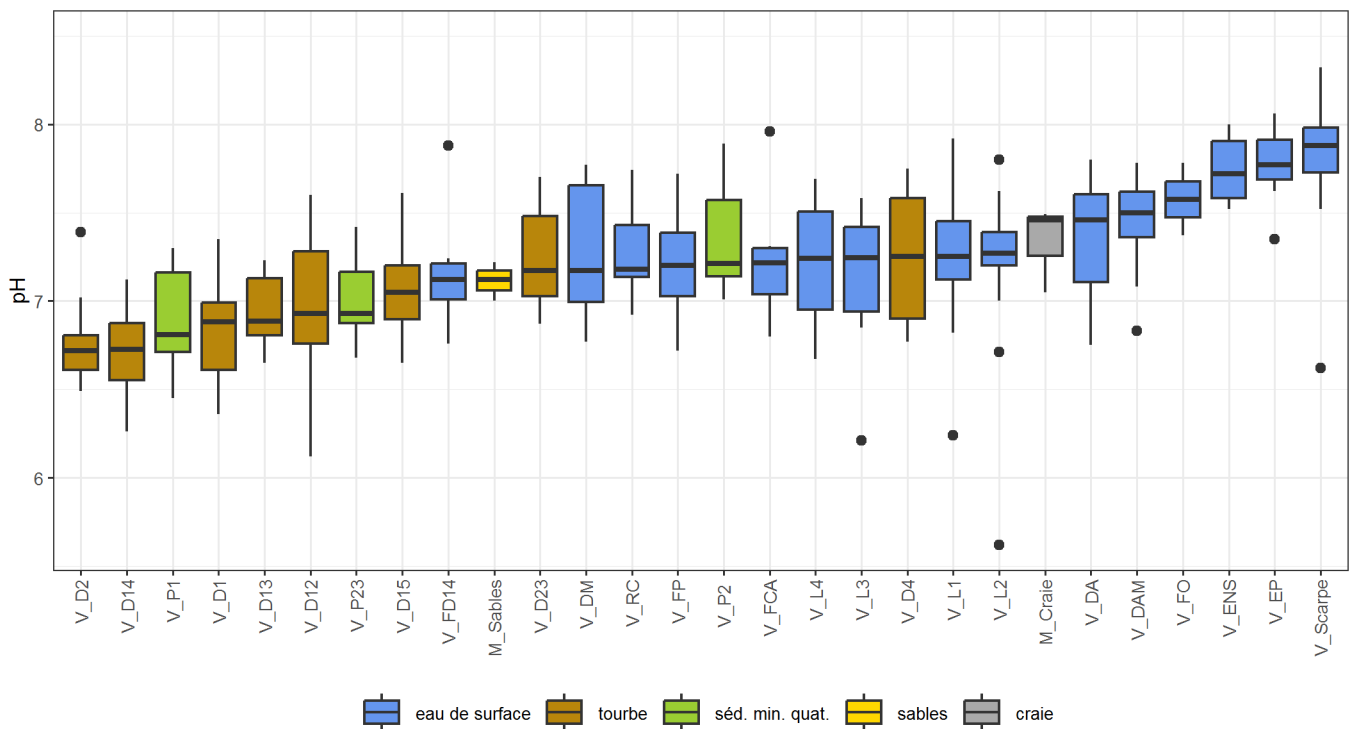


Figure 13. pH dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Vred.

Les valeurs pour la craie séno-turonienne et les sables thanétiens sont celles enregistrées à Marchiennes, et données à titre de comparaison en l'absence de mesures à Vred. 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.

¹ A Vred, les piézomètres dans les sables thanétiens et dans la craie ont en effet été équipés d'un enregistreur automatique de niveau, de température et de conductivité très rapidement après leur construction, et il a été décidé de ne pas suivre le pH manuellement pour éviter de perturber cet enregistreur. A Marchiennes, les enregistreurs ont été installés cinq mois après la construction des piézomètres, ce qui a permis de réaliser quelques mesures manuelles entre temps.



Figure 14. Evolution du pH dans les eaux de surface, la tourbe et les formations minérales sous-jacentes à Vred.

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

4.1 Objectifs

L'objectif de cette section est de mettre en évidence d'éventuels apports souterrains à la tourbière de Vred, 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.

4.2 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.

4.3 Méthodes

4.3.1 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 minéraux 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 prospections ont, dans la mesure du possible, suivi un maillage régulier d'environ 20x20 m.

Pour les raisons expliquées ci-dessus, les mesures auraient dû être faites sur une courte période froide (House *et al.* 2015). Toutefois, les sites étant en grande partie inondés et difficilement accessibles en hiver, elles n'ont pu commencer qu'en mai 2021. De plus, la progression au sein du site a été relativement difficile et lente. Les prospections se sont donc étalées sur une quarantaine de jours, du 07/05/2021 au 17/06/2021. Cette période correspond à des niveaux de nappe relativement hauts, 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.

4.3.2 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 (V_P1 et V_P23, cf. **Figure 22** Section 5). 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.

4.3.3 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 Vred, la période de lissage produisant le meilleur modèle est de 90 jours quelle que soit la profondeur.

Un modèle linéaire complet a ensuite été construit individuellement pour 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 sinusoïdale 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.

4.4 Résultats et discussion

4.4.1 Température du sol

La température de l'eau dans les formations minérales immédiatement sous la tourbe a été d'environ 9,9°C en moyenne pendant les prospections à Vred. Elle a augmenté de 0,3°C de manière quasiment linéaire pendant la durée des prospections : elle était de 9,8 et 9,6°C dans les piézomètres P1 et P22 le 07/05/2021, et de 10,1 et 9,9°C le 17/06/2021

La **Figure 15** montre la température du sol mesurée dans les sédiments meubles à différentes profondeurs à Vred. Elle varie de 6,6 à 21,4°C. La **Figure 16** 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 (9,6 à 10,1°C). 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.

Une analyse plus détaillée est néanmoins nécessaire. Il existe en effet une relation nette entre température du sol et profondeur : en moyenne, la température ainsi que sa variabilité diminuent en profondeur et se stabilisent entre 1,0 et 1,5m (**Figure 17**). Il existe également une relation nette avec la température de l'air au moment du sondage, et donc avec la date du sondage (**Figure 18 a, b, c**). L'importance du réchauffement du sol au cours des prospections diminue avec la profondeur, mais reste détectable y compris à 1,5m sous la surface. La température du sol fluctue également avec l'heure de mesure, en particulier dans les couches superficielles, avec un pic à 14h UTC (**Figure 18 d**). Cette cyclicité quotidienne se retrouve dans les couches superficielles de la tourbe et s'atténue en profondeur. Toutefois, une fois les autres variables prédictives prises en compte, la relation entre température du sol et heure de mesure semble être linéaire (**Figure 19**), ce qui résulte probablement de la fenêtre de mesure relativement courte (environ 8 heures, correspondant aux heures de travail) par rapport à la période de 24h caractéristique des fluctuations de température de l'air.

Certaines relations entre température du sol et température de l'air (sur site au moment du sondage ou à Lille-Lesquins lissée) apparaissent non-linéaires (**Figure 19**), sans qu'une explication physique puisse être avancée pour cette non-linéarité. Il est probable qu'elle résulte d'un surajustement du modèle additif généralisé (l'autocorrélation temporelle n'a pas pu être prise en compte du fait d'une capacité de calcul informatique limitée), ou de différences entre dates de prospections résultant d'une hétérogénéité des sols ou de la végétation.

C'est pour ces raisons qu'un modèle linéaire plus simple a été préféré pour l'estimation de l'anomalie de température (**Figure 20**). En surface (0,15 m et, dans une moindre mesure, 0,3 m), les plus grosses anomalies de température (négatives comme positives) sont observées sur des points isolés, et sont donc des artéfacts dont la cause n'a rien à voir avec une éventuelle émergence diffuse d'eau souterraine. A plus grande profondeur (à partir de 0,5 m), on note que l'anomalie de température est moins aléatoire qu'en surface, et une différenciation par secteurs qui correspondent assez bien aux secteurs définis par Goubet (2015, **Figure 3**). La partie sud du secteur « Caisson central » et le « Secteur Est » se caractérisent par des températures plus élevées qu'attendu, alors que le « Secteur STOC » se caractérisent par des températures plus basses qu'attendu. Les autres secteurs ont des anomalies de température plus variables.

Ces différences d'anomalie de température pourraient en théorie refléter des apports d'eau souterraine : Goubet (2015) avait ainsi identifié le secteur STOC comme un secteur d'émergence. Toutefois, les températures mesurées dans ce secteur sont systématiquement inférieures aux températures mesurées dans les formations minérales sous-jacentes ; l'anomalie thermique ne peut donc pas s'expliquer par des apports d'eau souterraine. De même, les températures plus élevées qu'attendu dans la partie sud du

secteur « Caisson central » et le « Secteur Est » sont aussi plus élevées que celle des eaux souterraines ; des apports souterrains ne sont donc pas en jeu.

Cette sectorisation de l'anomalie thermique peut avoir deux autres explications alternatives :

- Les prospections n'ayant pas été aléatoires pour d'évidentes raisons pratiques, il existe une autocorrélation temporelle et donc spatiale des données, autocorrélation qui a pu ne pas être complètement éliminée par la prise en compte des variables explicatives dans le modèle linéaire. La distribution des anomalies de température serait donc un artéfact méthodologique.
- Les différences de température reflètent une teneur en eau et des propriétés thermiques des sols différentes.

En conclusion, **la cartographie de la température des sols à Vred ne met pas en évidence d'apports souterrains pendant la période lors de laquelle elle a été réalisée.**

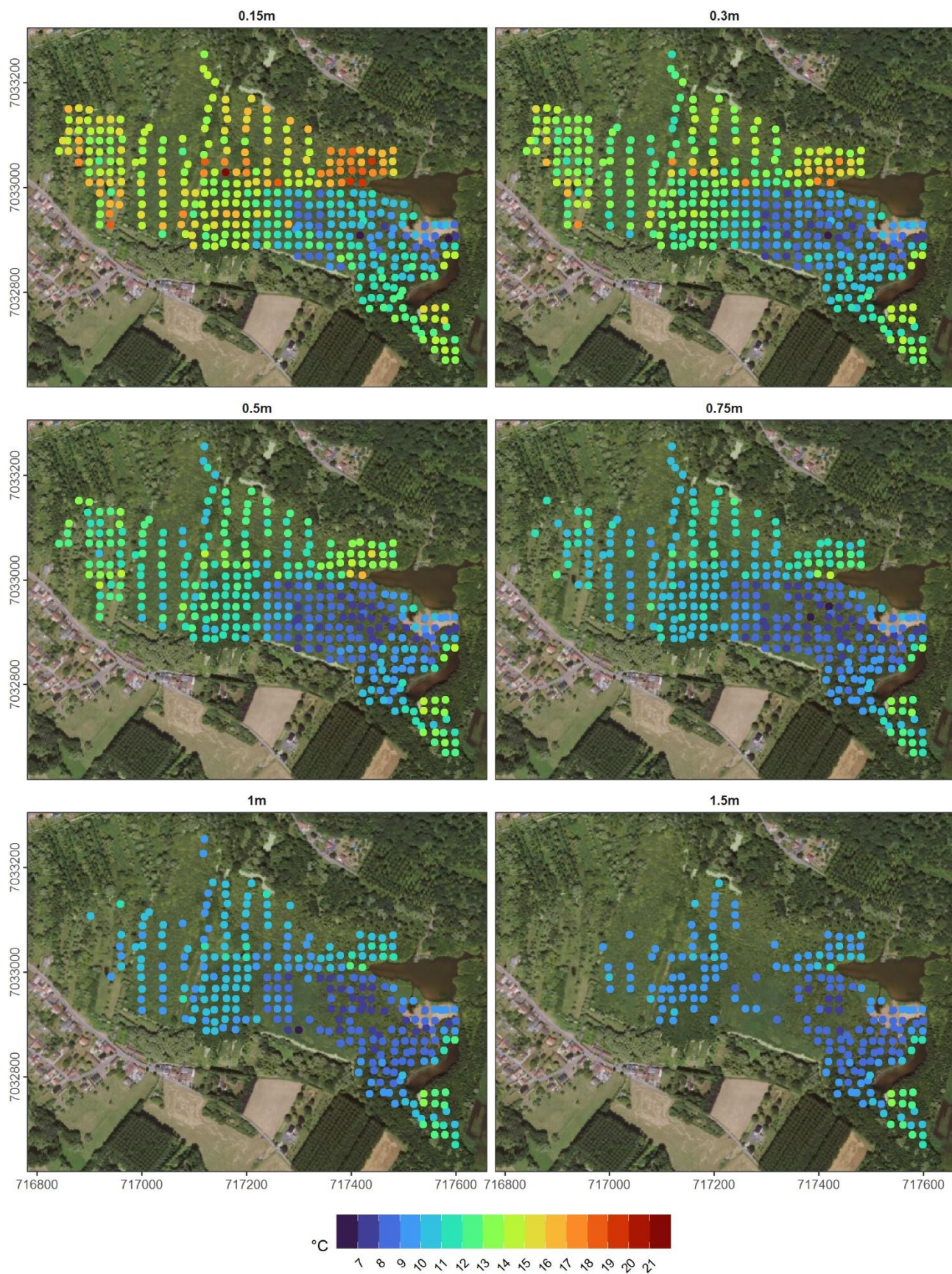
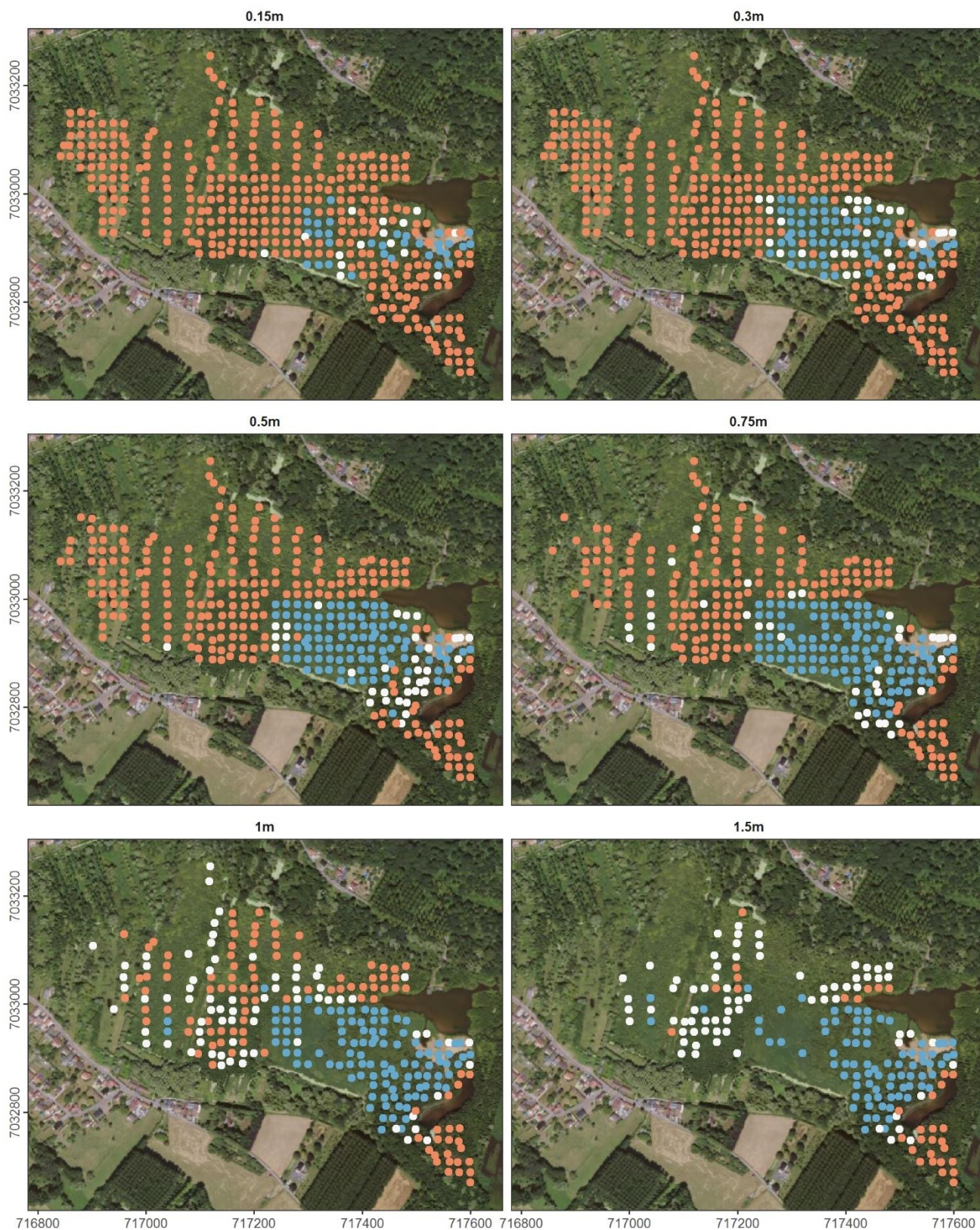


Figure 15. Température du sol à différentes profondeurs (Vred).



- température du sol inférieure à celles mesurées dans les formations minérales sous-jacentes
- température du sol similaire à celles mesurées dans les formations minérales sous-jacentes
- température du sol supérieure à celles mesurées dans les formations minérales sous-jacentes

Figure 16. Similarité de la température du sol avec les températures enregistrées dans les formations minérales sous-jacentes (Vred).

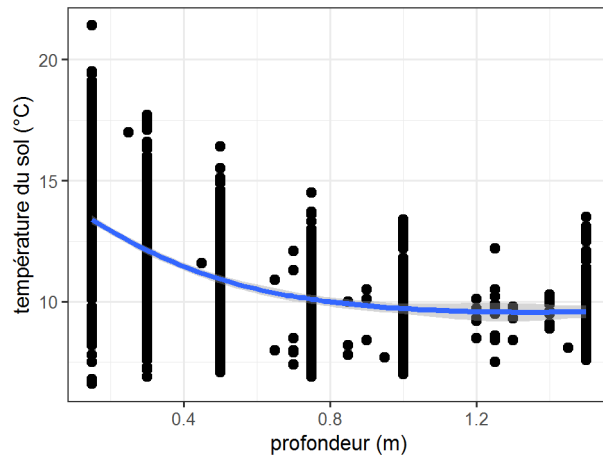


Figure 17. Relation entre température du sol et profondeur à Vred.

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

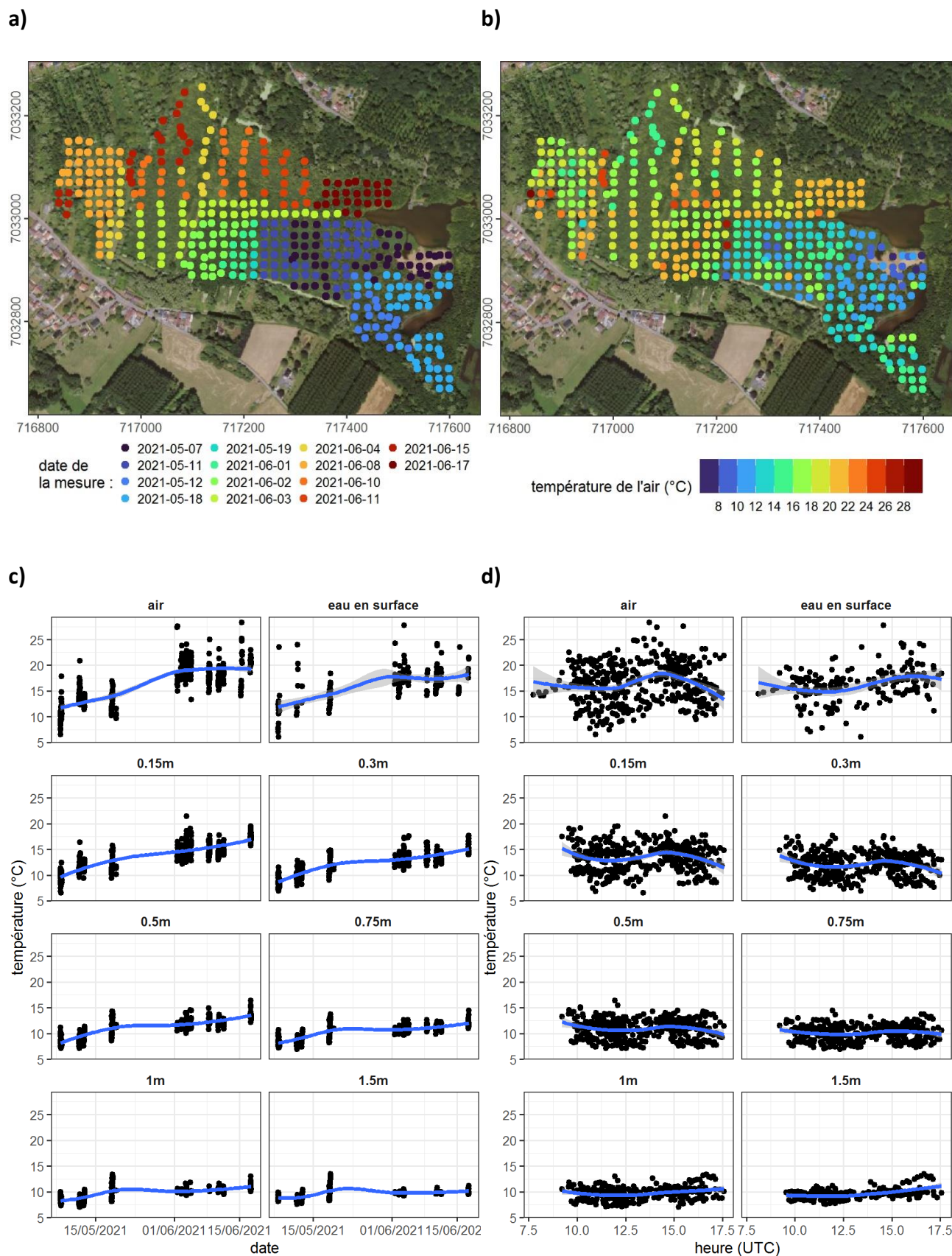


Figure 18. Impacts de la date et de l'heure de mesure sur la température à différentes profondeurs (Vred).

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).

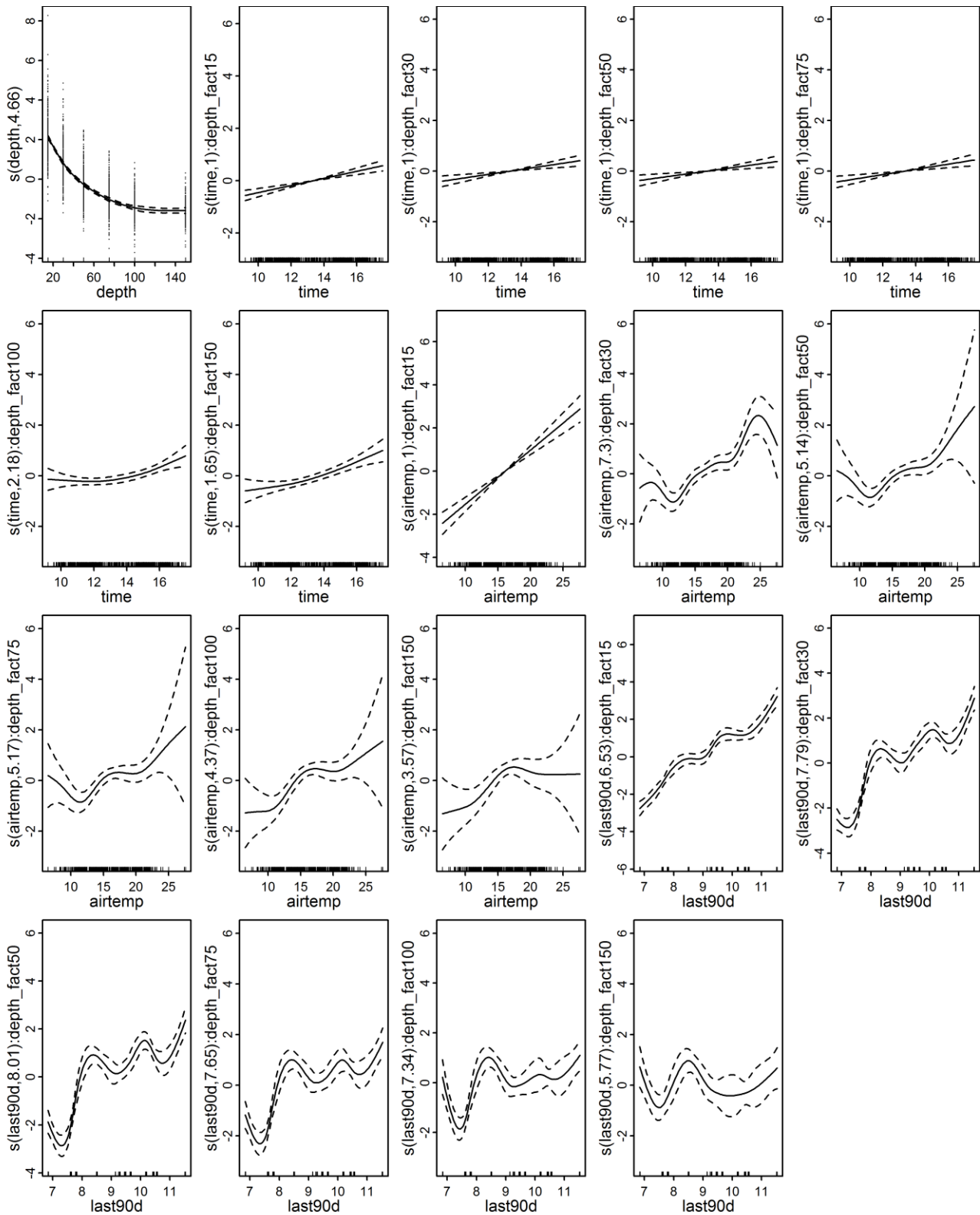


Figure 19. Fonctions de lissage du modèle additif généralisé exploratoire (Vred).

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. Une fonction de lissage est calculée pour chaque variable prédictive pour chaque profondeur (« depth_fact15 » à « depth_fact150 » correspondant aux profondeurs de 15cm à 150cm). « depth » : profondeur de la mesure ; « time » : heure de mesure (format décimal) ; « last90d » : température de l'air à Lille-Lesquins lissée sur 90 jours.

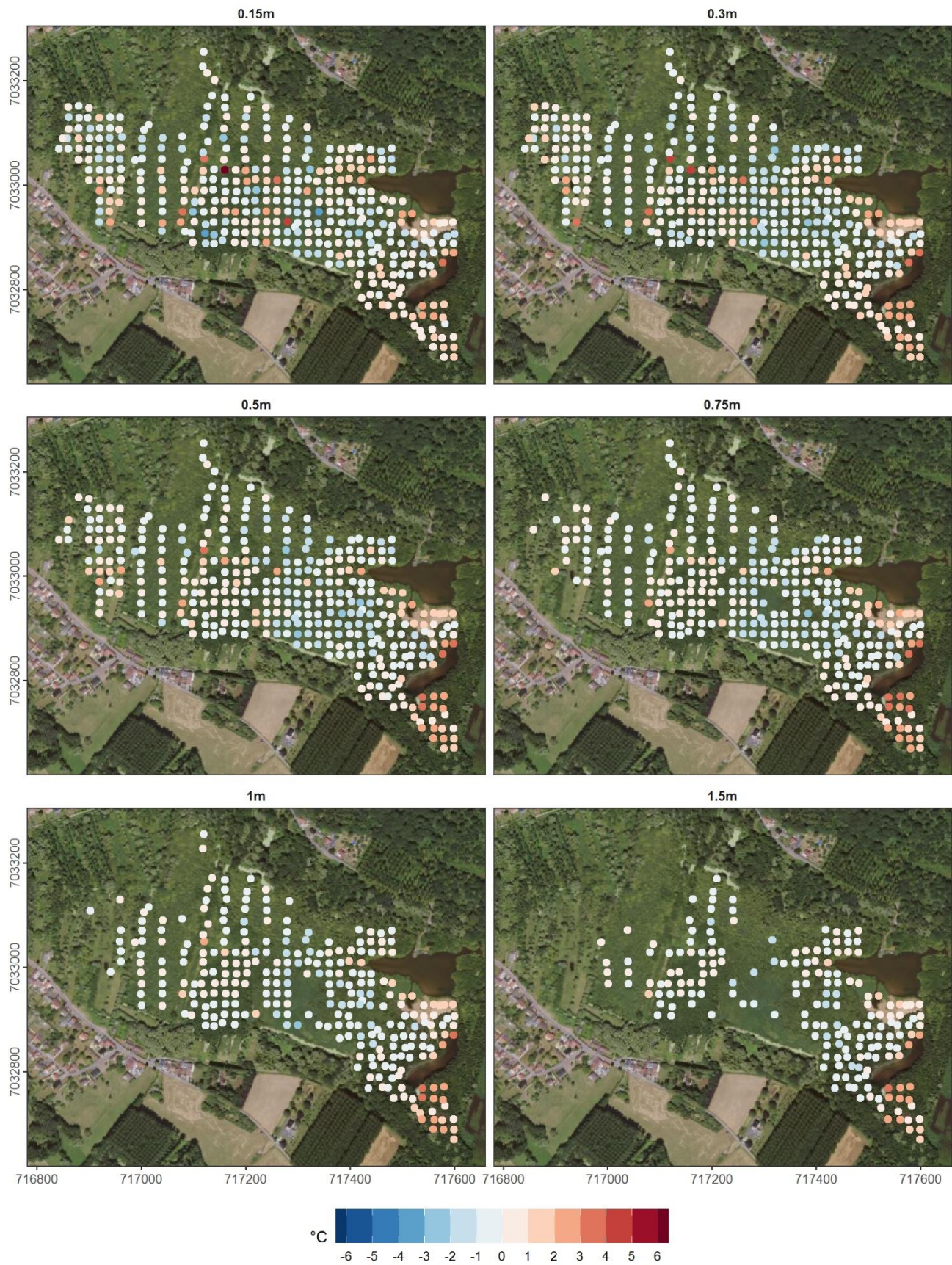


Figure 20. Anomalie de température du sol (température mesurée – température prédite) à différentes profondeurs (Vred).

4.4.2 Conductivité électrique

La conductivité électrique des sols à différentes profondeurs est cartographiée sur la **Figure 21**. Des valeurs comprise entre 11 et 3330 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ont été enregistrées. Les valeurs mesurées directement dans le sol à proximité des piézomètres insérés dans la tourbe sont globalement cohérentes avec les conductivités électriques mesurées dans ces piézomètres (cf. Section 3). Elles sont logiquement plus variables, la mesure dans un piézomètre étant intégrative des eaux contenues dans les différents horizons traversés. Quelle que soit la profondeur de mesure, **il existe une zonation assez nette entre un secteur est où les conductivités sont relativement peu élevées (<750 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et assez peu variables, et un secteur ouest où elles ont les caractéristiques inverses.**

De très faibles conductivités (<200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sont enregistrées en surface (15 cm de profondeur) dans trois secteurs :

- Quelques points isolés à l'extrême ouest près du piézomètre V_D14, qui correspondent vraisemblablement à des secteurs où la teneur en eau en surface était inférieure à 35%, et où la mesure a donc pu sous-estimer la conductivité réelle de la solution du sol ;
- Deux petites zones de part et d'autre du piézomètre V_D4, ces secteurs correspondant à ceux où Goubet (2013) avait noté la présence de sphaignes ;
- Une zone plus étendue au sud-ouest du piézomètre V_D2, correspondant au radeau à sphaignes et à la boulaie à sphaignes sur radeau.

Dans les deux premiers secteurs la conductivité augmente rapidement en profondeur. Par contre, dans le dernier secteur la conductivité est faible non seulement en surface, mais aussi en profondeur. Elle ne peut donc pas être expliquée par une éventuelle désaturation de la tourbe en surface, d'autant plus que ce secteur correspond en partie à un radeau qui monte et descend avec la nappe et n'est donc quasiment jamais désaturé (cf. Section 5). Par conséquent, **les faibles conductivités reflètent la faible minéralisation de l'eau et une contribution très importante voire par endroits unique des précipitations à la composition de l'eau du sol. Sur ce secteur, l'acidification mise en évidence par Goubet (2013, 2015) résulte donc clairement d'une ombrotrophisation** (même si l'acidification et le développement des sphaignes suite à l'ombrotrophisation ont pu être accentués par d'autres facteurs, e.g. Kooijman 2012). Les causes de cette ombrotrophisation sont discutées dans la synthèse fonctionnelle (Section 9.8).

Les conductivités sont beaucoup plus élevées dans la moitié ouest du site, en particulier en profondeur et dans les secteurs « Tourbière Ouest », « Caisson Ouest » et la moitié sud du « Caisson central ». Dans le secteur « Tourbière Ouest », la présence d'un remblai et d'autres apports anthropiques constitue une source potentielle de composés ioniques pouvant expliquer les fortes conductivités et leur variabilité locale, comme détaillé dans la Section 3. Ces dépôts anthropiques n'existent pas dans les deux autres secteurs, et la stratigraphie n'y apparaît pas comme un facteur déterminant (à part la présence ou l'absence de radeau, cf. Section 9.8). On note que dans la moitié ouest du site, même s'il existe une forte variabilité surtout en surface, les conductivités ont tendance à diminuer du sud-ouest vers le nord-est, où se situe l'exutoire. On sait aussi que le « Caisson Ouest » et le « Caisson central » ont été exploités pour la tourbe dans des fosses orientées dans cette même direction, et qui favorisaient encore à l'heure actuelle les transferts d'eau latéraux en direction de l'exutoire (Goubet 2015). L'explication pourrait donc tenir dans l'existence de flux latéraux d'eau et de minéraux plus importants dans la moitié ouest du site, depuis le sud-ouest vers le nord-est.

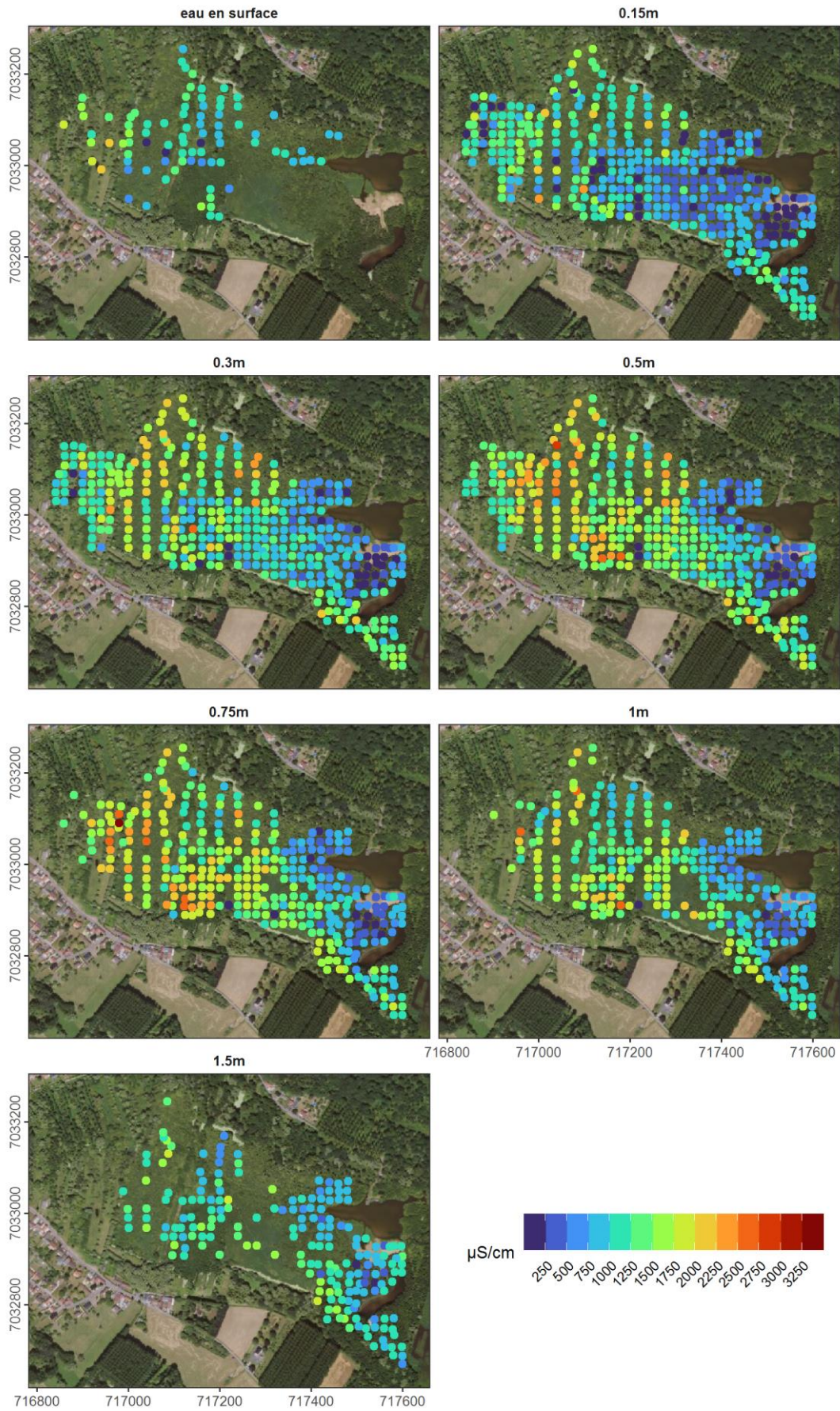


Figure 21. Conductivité électrique à différentes profondeurs (Vred).

5 Hydrologie

5.1 Objectifs

L'objectif de cette section est de caractériser le fonctionnement hydrologique de la tourbière de Vred 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 8).

5.2 Méthodes

5.2.1 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.

5.2.2 Equipements de suivi hydrologique dans la tourbière de Vred et à proximité immédiate

La **Figure 22** 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 Vred, et le **Tableau 4** leurs caractéristiques. Le piézomètre p104 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 5.2.3). En 2014, le PNRSE a également installé deux échelles limnimétriques dans la tourbière de Vred, l'une à l'exutoire et l'autre en contrebas de la décharge. La première a été suivie à peu près mensuellement depuis. Le suivi de la seconde a malheureusement été abandonné au bout de quelques mois.

Les piézomètres V_Sables et V_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 V_Craie, et Levellogger – Solinst- pour V_Sables) à partir de juillet 2021, puis par le BRGM d'un enregistreur automatique dipper PTEC (Seba Hydrometrie) définitif en octobre 2021. Suite à un problème technique, des données exploitables ne sont disponibles pour V_Craie qu'à partir du 13 août 2021.

Les autres équipements listés sur la **Figure 22** et dans le **Tableau 4** 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 63 mm 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 2 m. 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 les variations du niveau du sol, une plaque en acier inox de 50x50 cm et de 2 mm d'épaisseur, percée en son centre d'un trou de 10 cm 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.

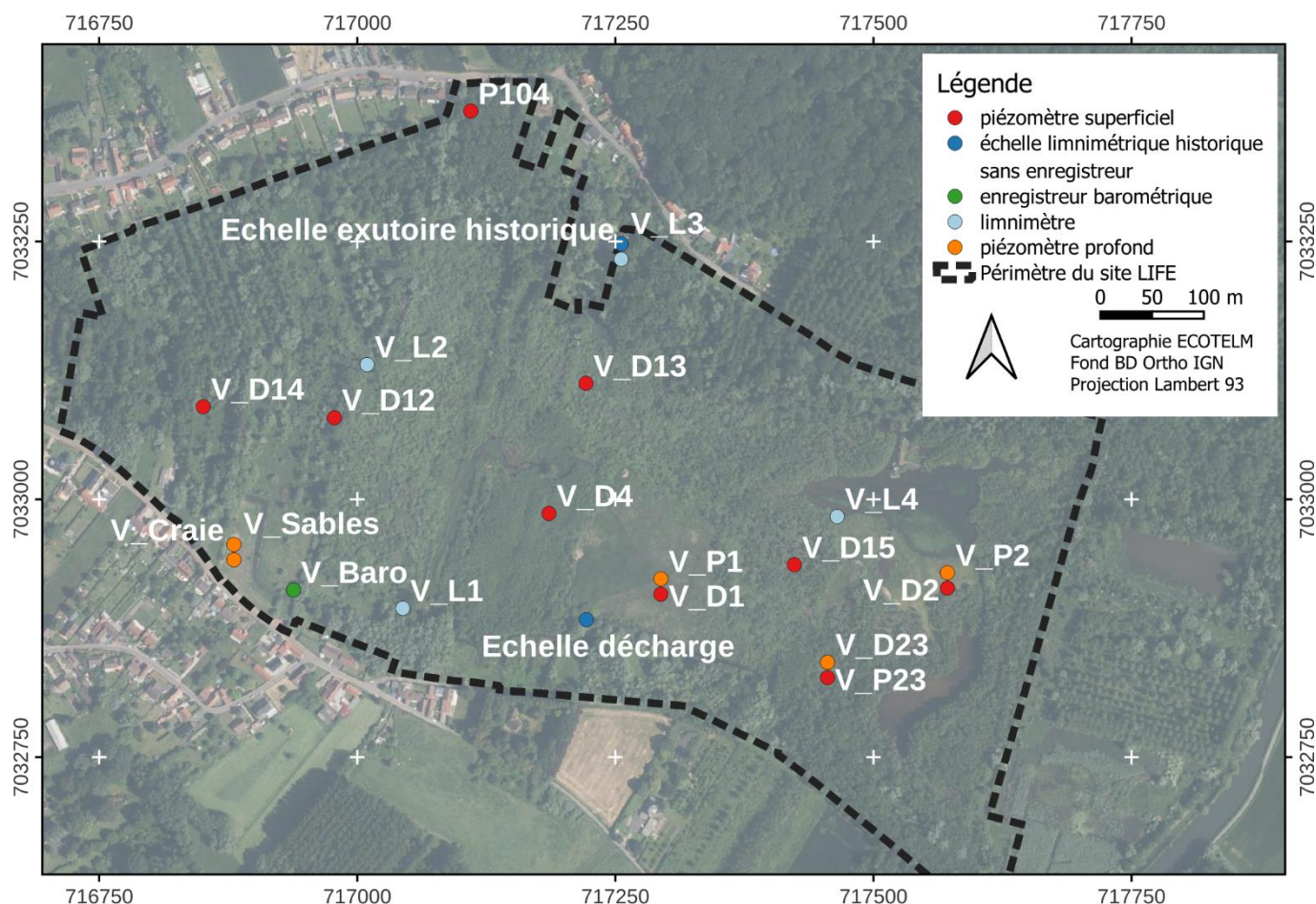


Figure 22. Equipements de suivi hydrologique à proximité immédiate de la tourbière de Vred.

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

Tableau 4. 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)
V_Baro	enregistreur barométrique	-	2.03	-	-	-
V_D1	piézomètre "superficiel"	tourbe	2.06	0.52	15.43	-
V_D2	piézomètre "superficiel"	tourbe	2.06	0.59	15.35	-
V_D4	piézomètre "superficiel"	tourbe	1.7	0.5	15.47	-
V_D12	piézomètre "superficiel"	tourbe	2.06	0.49	15.45	-
V_D13	piézomètre "superficiel"	tourbe	1.77	0.54	15.59	-
V_D14	piézomètre "superficiel"	tourbe & sédiments minéraux quaternaires	2.06	0.32	15.51	-

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)
V_D15	piézomètre "superficiel"	tourbe	2.06	0.42	15.43	-
V_D22	piézomètre "superficiel"	tourbe	2.06	0.5	15.48	-
P104	piézomètre "superficiel"	sédiments minéraux quaternaires	2.95	-	14.75	-
V_P1	piézomètre "profond"	sédiments minéraux quaternaires	4.06	0.52	13.46	14.37
V_P2	piézomètre "profond"	sédiments minéraux quaternaires	3.56	0.53	13.83	14.74
V_P22	piézomètre "profond"	sédiments minéraux quaternaires	3.56	0.44	13.96	14.87
V_Craie	piézomètre "profond"	craie du Séno-Turonien	41.04	1.04	-21.97	-11.97
V_Sables	piézomètre "profond"	sables du Thanétien	16.98	0.98	2.07	9.07
V_L1	limnimètre	sédiments minéraux quaternaires	2.06	0.8	15.10	-
V_L2	limnimètre	-	2.06	-	15.08	-
V_L3	limnimètre	-	2.06	-	15.48	-
V_L4	limnimètre	-	2.06	-	15.15	-

Les piézomètres profonds (identifiés par le préfixe « P ») ne sont crépinés que dans leur partie inférieure, longue de 1 m 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 30-40 cm du sondage stratigraphique correspondant.

Les piézomètres ont été équipés d'un enregistreur automatique de pression Levelogger (Solinst), programmé avec un intervalle d'enregistrement de 15 min. 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 Levelogger. Elle a été installée dans un tube aveugle de 2 m, enfoncé d'environ 1,7 m 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. Les résultats sont présentés dans le **Tableau 21** en **Annexe B**.

5.2.3 Equipements en périphérie de la tourbière de Marchiennes

Depuis 1998, le PNRSE suit avec un pas de temps mensuel les profondeurs de nappe dans 16 piézomètres installés dans la plaine de la Scarpe (**Figure 23**). La profondeur de ces piézomètres varie de 1,72 à 6,75 m. Ils sont pour la plupart implantés dans les alluvions quaternaires de la Scarpe, et cinq d'entre eux (ONF11, ONF20, p17, p23, p105) dans des formations géologiques plus anciennes affleurant en périphérie des alluvions modernes. Un de ces piézomètres (p104) est situé à proximité immédiate de la tourbière de Vred (cf. **Figure 22**).

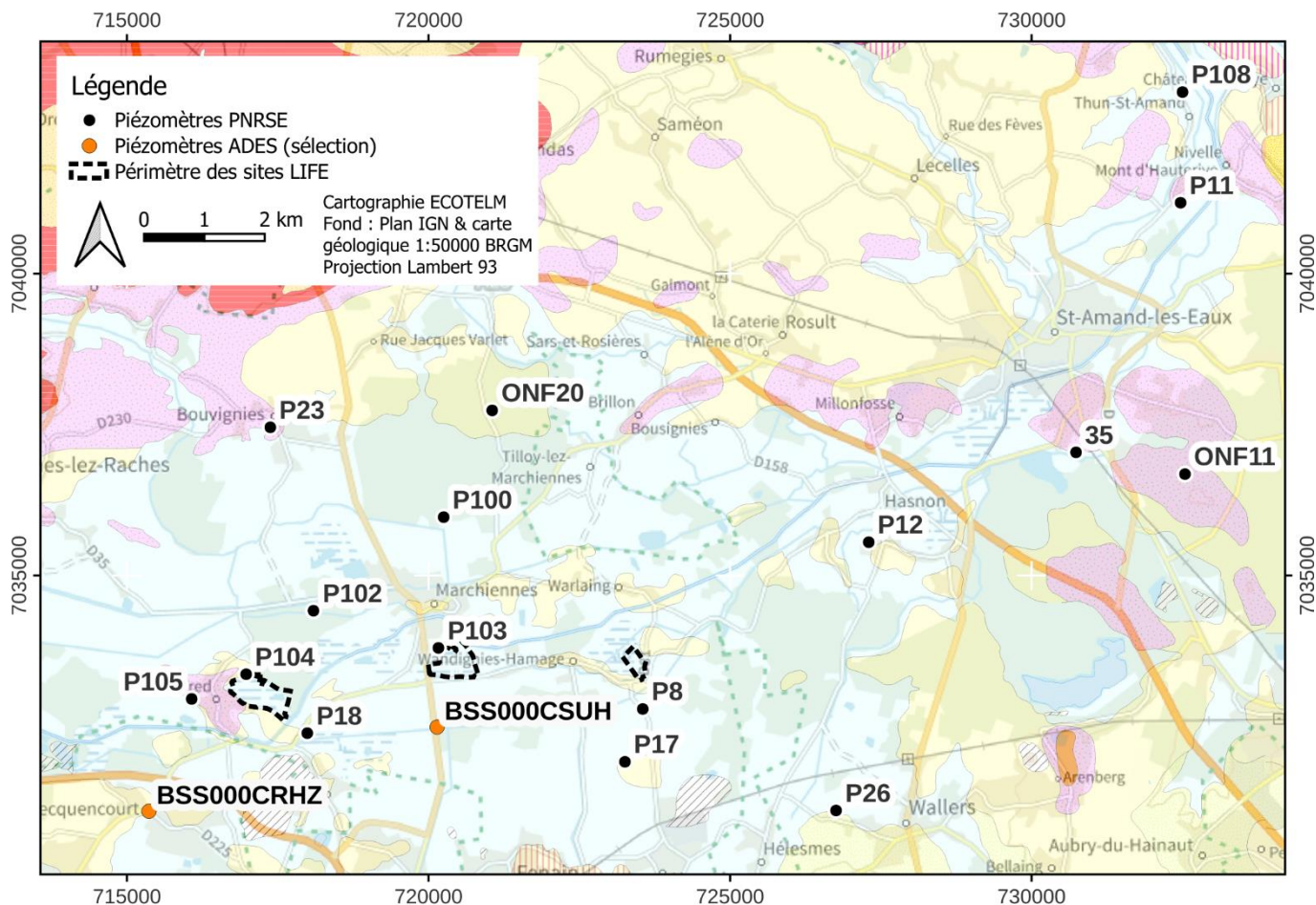


Figure 23. Localisation des piézomètres suivis par le PNRSE.

Légende de la géologie affleurante : en bleu : alluvions quaternaires ; en jaune : limon loessique avec cailloutis de base à silex et vestiges yprésiens, sparnaciens et Thanétien / sables et grès d'Ostricourt, Grandglise, glauconieux et de Bracheux (Thanétien supérieur) ; rose : Sables d'Ostricourt, Grandglise, glauconieux et de Bracheux, Thanétien supérieur.

Aucune donnée piézométrique antérieure à 1998 n'est disponible pour les alluvions quaternaires ou les sables thanétiens à proximité de Vred. Par contre, il existe un certain nombre de piézomètres insérés dans la craie du Séno-Turonien. La disponibilité des données issues de ces piézomètres est très variable, mais deux d'entre eux sont particulièrement intéressants :

- Le piézomètre BSS000CSUH est localisé aux Hudions à environ 3 km à l'ouest de la tourbière, et est suivi régulièrement depuis 1902 avec une fréquence à peu près mensuelle jusqu'en 2006, puis horaire après cette date.
- Le piézomètre BSS000CRHZ est localisé à environ 2 km au sud-ouest de la tourbière. Il n'est suivi que depuis 1989, de manière irrégulière avec une fréquence moyenne mensuelle. Ce piézomètre est situé à proximité des champs captants exploités par Noréade et la Métropole Européenne de Lille, et est donc influencé par les pompages.

Les données quotidiennes issues du piézomètre des Hudions ont été extraites de la base de données ADES. Des données horaires issues de ce même piézomètre ont été fournies par le BRGM pour la période 2020-2023. Les données issues du piézomètre de Pécquencourt ont été transmises par Noréade.

Le niveau de la Scarpe canalisée entre les écluses de Lallaing et de Marchiennes est enregistré par Voies Navigables de France (VNF) immédiatement à l'amont de l'écluse de Marchiennes, environ 2,5 km en aval de la tourbière de Vred. 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 en limite sud-ouest du site par Véolia pour le compte de Noréade, avec un pluviomètre à auget et un pas de temps de 5 minutes.

5.2.4 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 (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 Vred (V_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.

5.3 Résultats et discussion

5.3.1 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 24**). En plus de cette dérive, les mesures piézométriques et limnimétriques ont, comme toute mesure, 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 24** par la dispersion des points de mesure manuelle autour de la droite de régression. Elle est quantifiée par l'erreur quadratique moyenne² (**Tableau 5**). L'erreur associée aux mesures manuelles et automatiques s'ajoute à l'erreur de nivellement du sommet du piézomètre ou du limnimètre (cf. **Tableau 21** en **Annexe B**). L'erreur totale doit être prise en compte lors de la comparaison et l'interprétation des séries hydrologiques.

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 des piézomètres V_D12 et V_D14, situés sur des secteurs un peu plus hauts 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. L'ajustement pour chaque équipement est donné dans le **Tableau 6**.

¹ La dérive des enregistreurs installés par le BRGM dans V_Craie et V_Sables en juin 2021 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.

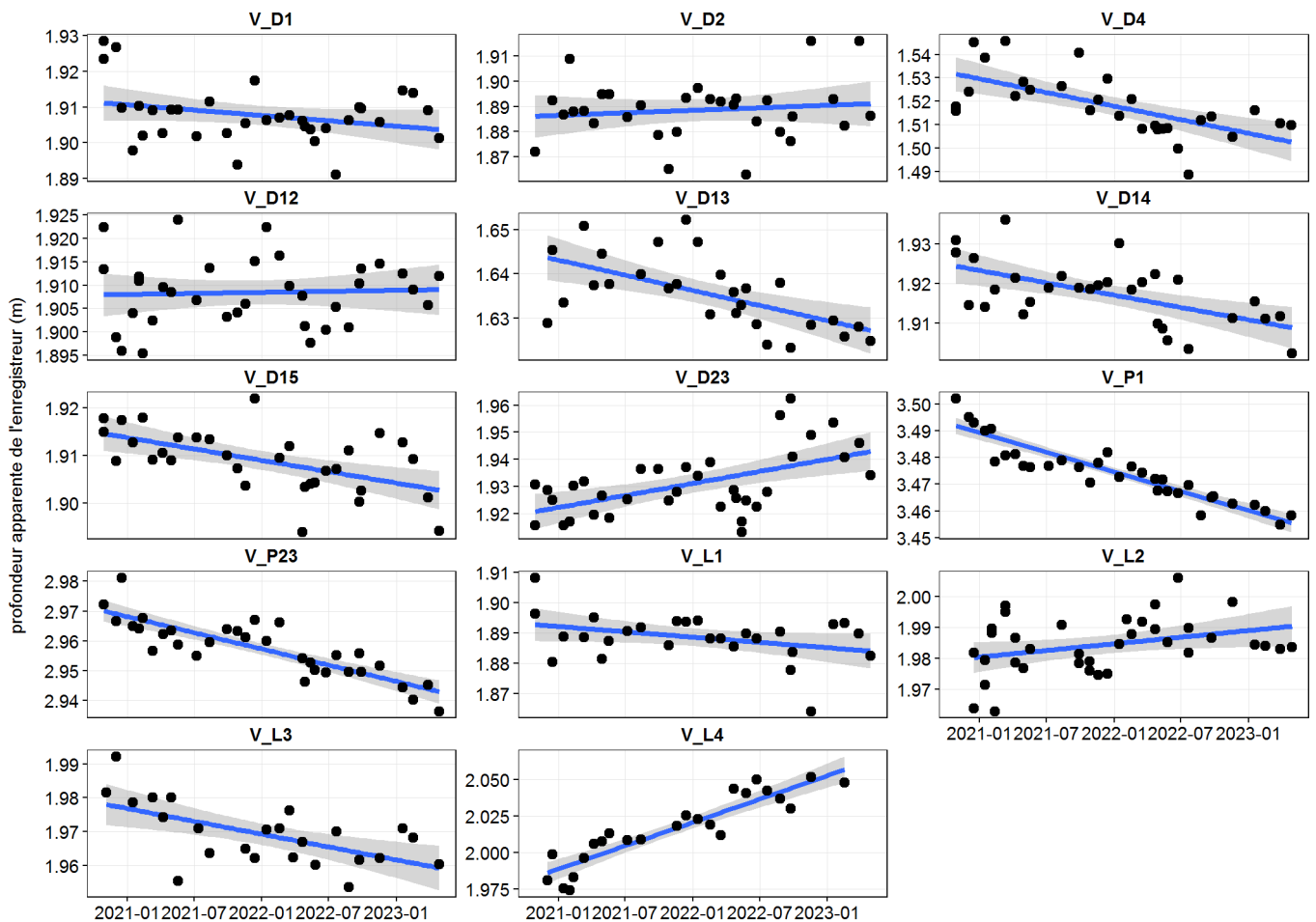


Figure 24. Dérive des enregistreurs.

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

EQM : erreur quadratique moyenne

Code	EQM	Code	EQM	Code	EQM
V_D1	0.008	V_D2	0.012	V_L3	0.007
V_D12	0.007	V_D23	0.01	V_L4	0.009
V_D13	0.006	V_D4	0.01	V_P1	0.005
V_D14	0.006	V_L1	0.007		
V_D15	0.005	V_L2	0.008		

Tableau 6. Ajustement des séries piézométriques et limnimétriques

Code	Ajustement (m)	Code	Ajustement (m)
V_D1	-0.001	V_P1	-0.001
V_D2	0.001	V_P23	0.039
V_D4	0.026	V_L1	0.048
V_D13	-0.001	V_L2	-0.002
V_D15	0.063	V_L3	-0.006
V_D23	0.039	V_L4	-0.045

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

5.3.2 Contexte climatique

La **Figure 25** 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.

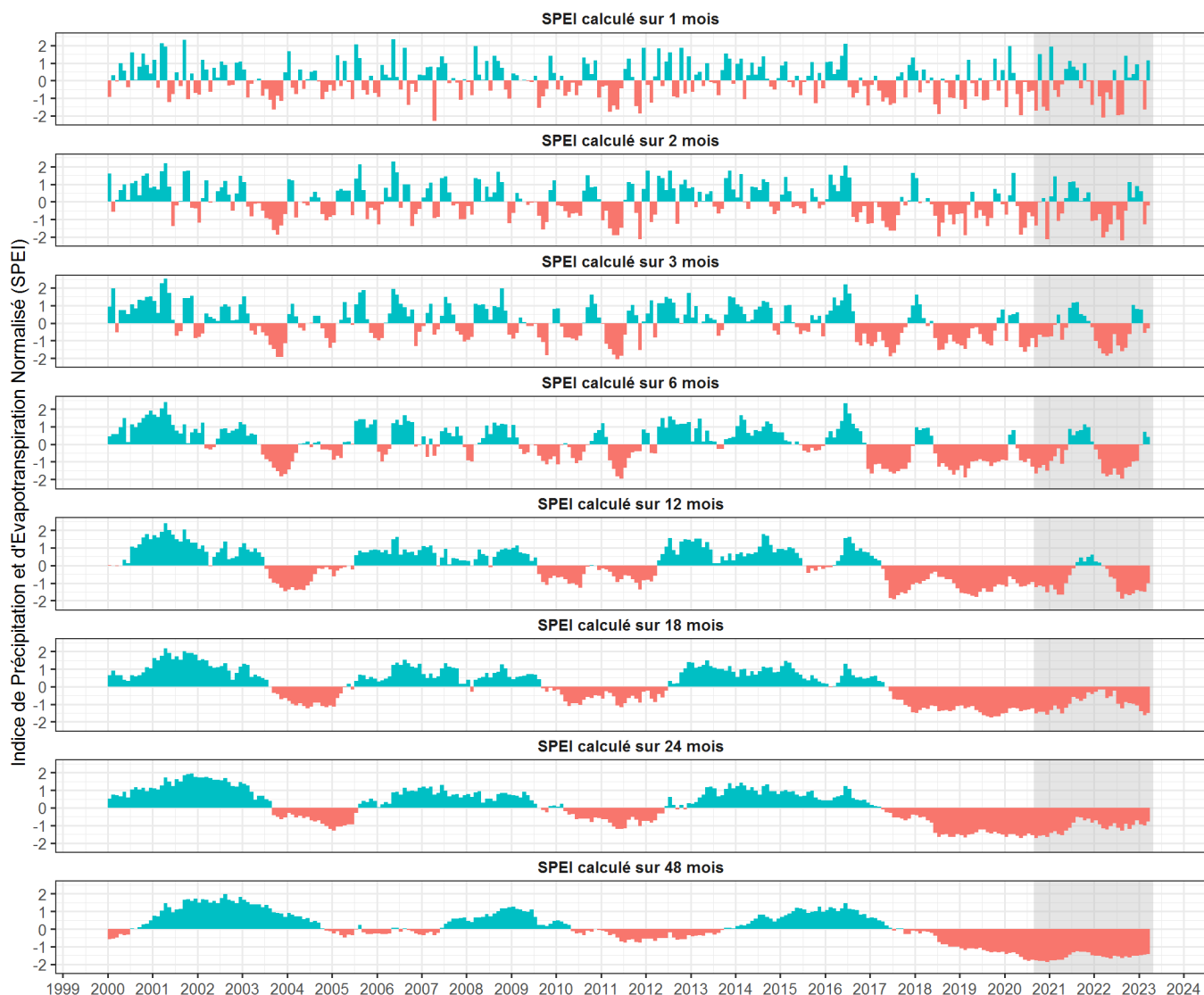


Figure 25. Indice de Précipitation et d'Évapotranspiration Normalisé (SPEI) sur la base des données enregistrées par Météo-France à Lille-Lesquin.

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

5.3.3 Evolution des niveaux piézométriques dans la plaine de la Scarpe

La **Figure 26** montre les chroniques piézométriques enregistrées par le PNRSE dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe depuis 1998. La **Figure 27** 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.

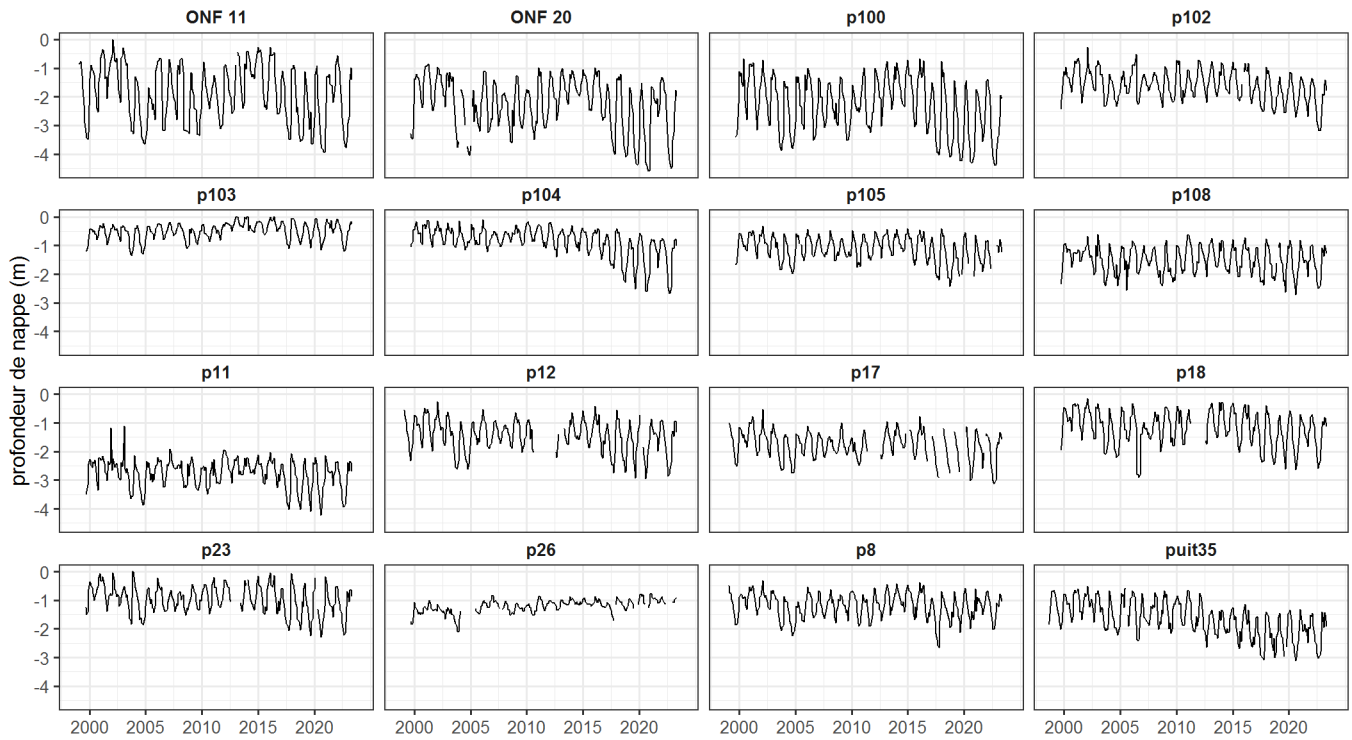


Figure 26. Chroniques piézométriques dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe.

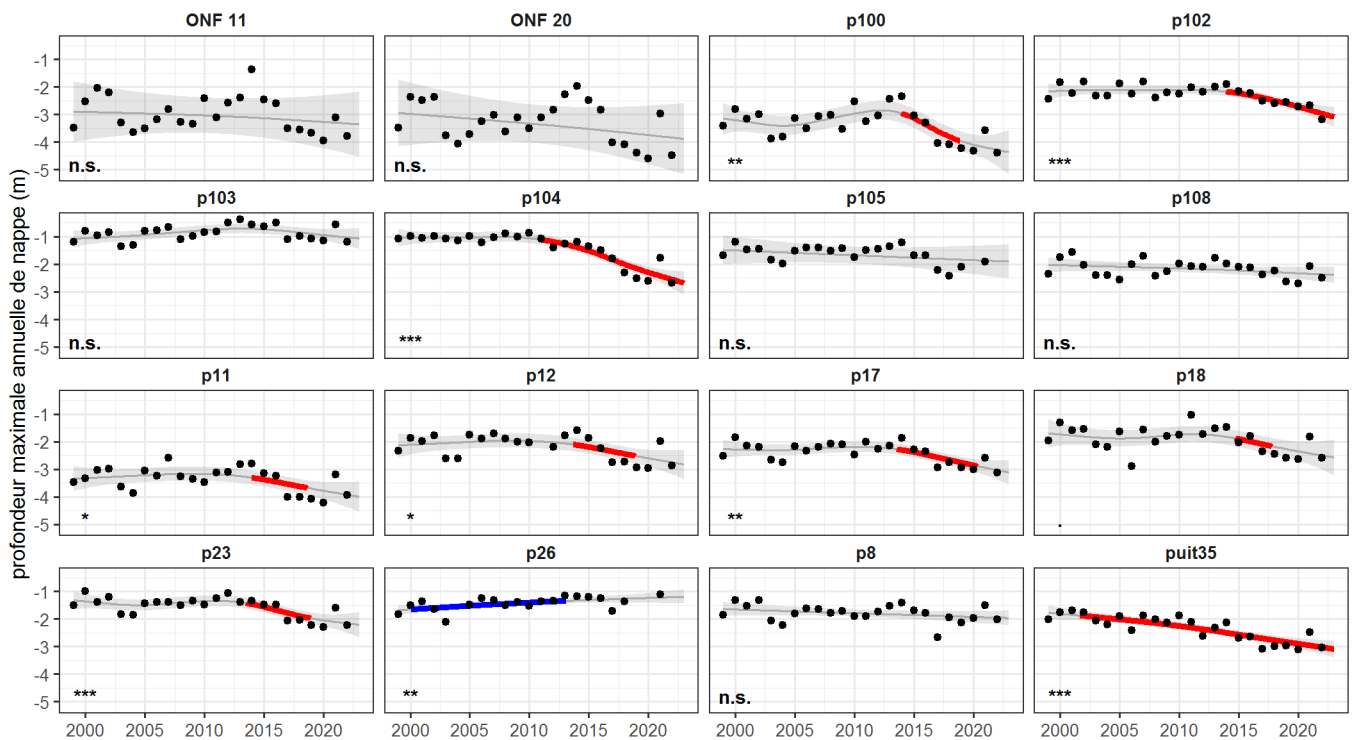


Figure 27. Evolution des niveaux piézométriques dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe (profondeur maximale annuelle).

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 $p \leq 0.001$, *: valeur $p \leq 0.01$, . : valeur $p \leq 0.05$, n.s. : valeur $p > 0.1$).

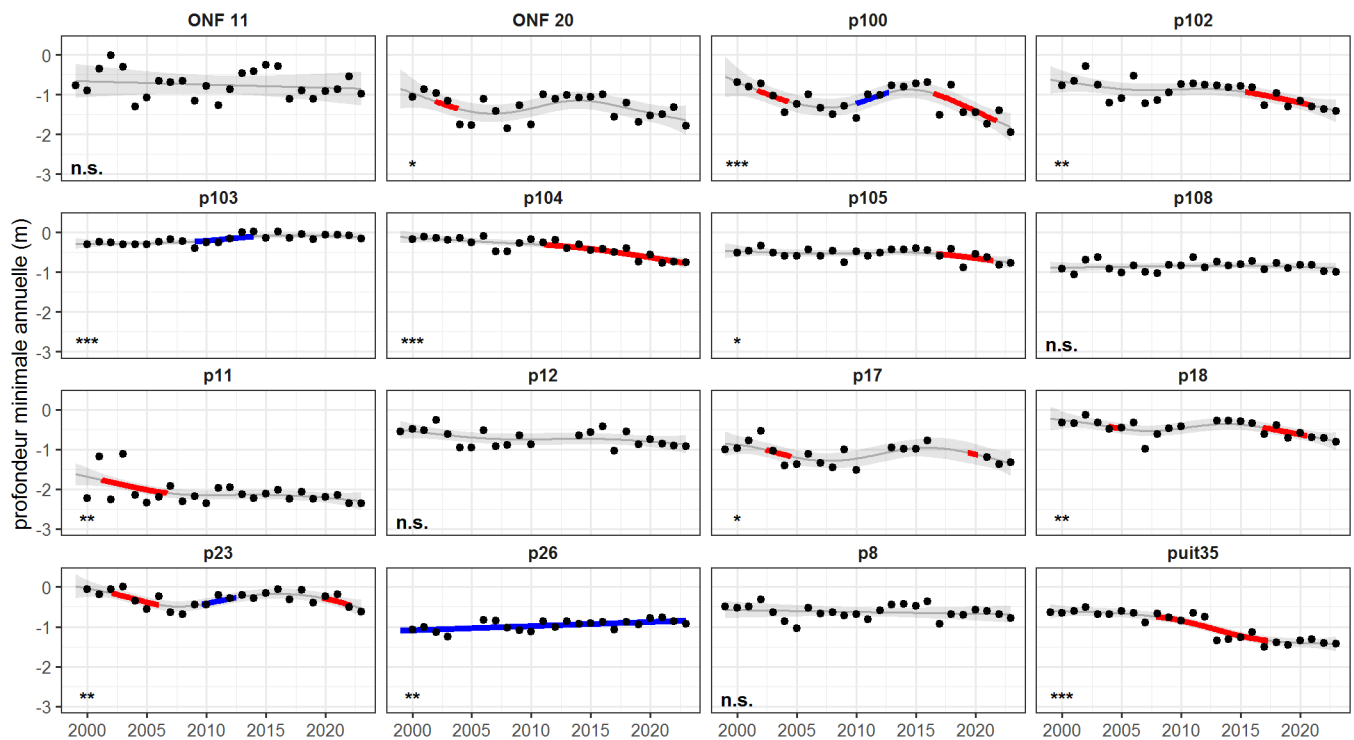


Figure 28. Evolution des niveaux piézométriques dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe (profondeur minimale annuelle).

Les points noirs représentent les profondeurs minimales 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 $p \leq 0.001$, **: valeur $p \leq 0.01$, *: valeur $p \leq 0.05$, . : valeur $p \leq 0.1$, n.s. : valeur $p > 0.1$).

Le suivi piézométrique témoigne donc d'un abaissement généralisé de la nappe des sédiments quaternaires 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. Néanmoins la contribution du changement climatique à l'évolution observée des niveaux de nappe reste à démontrer formellement et à quantifier précisément, et la contribution d'autres facteurs n'est pas écartée. Ceux-ci sont discutés à la Section 9.4 p. 133.

Les minima annuels (Figure 28) suivent à peu près les mêmes tendances, même si de manière un peu moins marquée. Le piézomètre p26 se distingue à nouveau par une tendance à la hausse.

La Figure 29 reprend les données présentées sur la Figure 26 pour le piézomètre p104, situé en limite nord de la tourbière de Vred. Le niveau piézométrique y suit les tendances observées à l'échelle de la plaine de la Scarpe, avec une nette baisse en période de basses eaux initiée en 2011, et une baisse un peu moins prononcée mais néanmoins significative en période de hautes eaux.

Le niveau des eaux de surface à l'exutoire de la tourbière, suivi depuis 2014 à quelques mètres en amont de l'ouvrage hydraulique, montre une évolution similaire en période de basses eaux (Figure 30).

Cette évolution ne s'explique pas par un éventuel problème méthodologique lié à la mise en place du suivi automatique à un emplacement légèrement différent en 2020, puisque les mesures manuelles qui ont été poursuivies sur l'échelle limnimétrique historique sont identiques aux mesures automatiques au point V_L3.

La Figure 30 témoigne du rôle fondamental de l'ouvrage hydraulique à l'exutoire, qui détermine le niveau en période de hautes eaux dans le fossé immédiatement en amont. Ainsi, l'abaissement du seuil

d'une dizaine de centimètres début 2021 pour répondre à une demande des utilisateurs de la hutte de chasse a conduit à une baisse identique du niveau en période de hautes eaux pendant les trois années qui ont suivi. En janvier 2022, le seuil a été abaissé sans autorisation par un tiers, et les niveaux d'eau ont baissé d'une quinzaine de centimètres en dix jours avant que l'incident ne soit corrigé (cet épisode est analysé plus en détail à la Section 5.3.7.2).

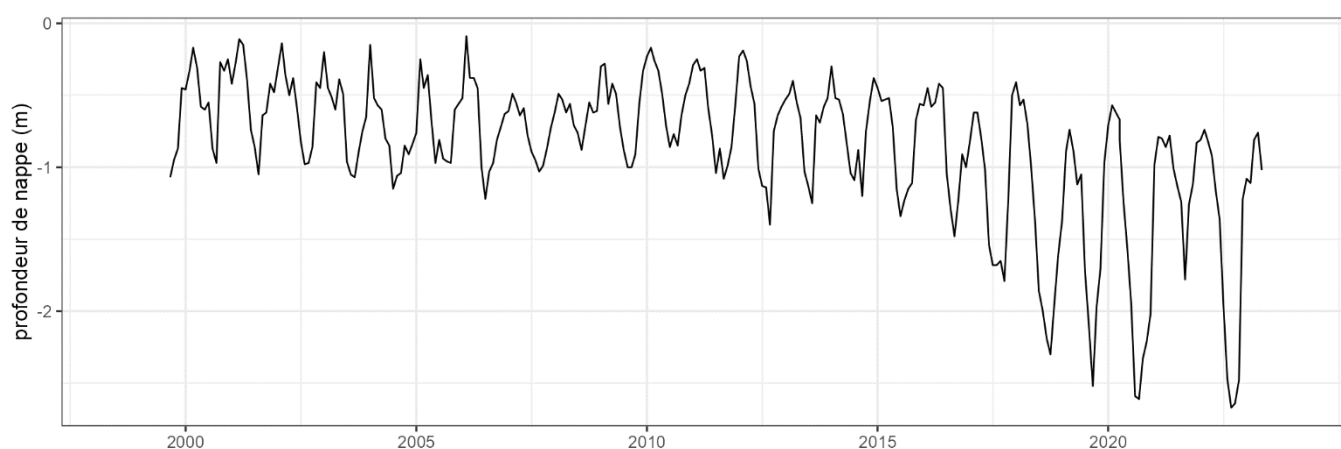


Figure 29. Evolution du niveau piézométrique dans le piézomètre p104.

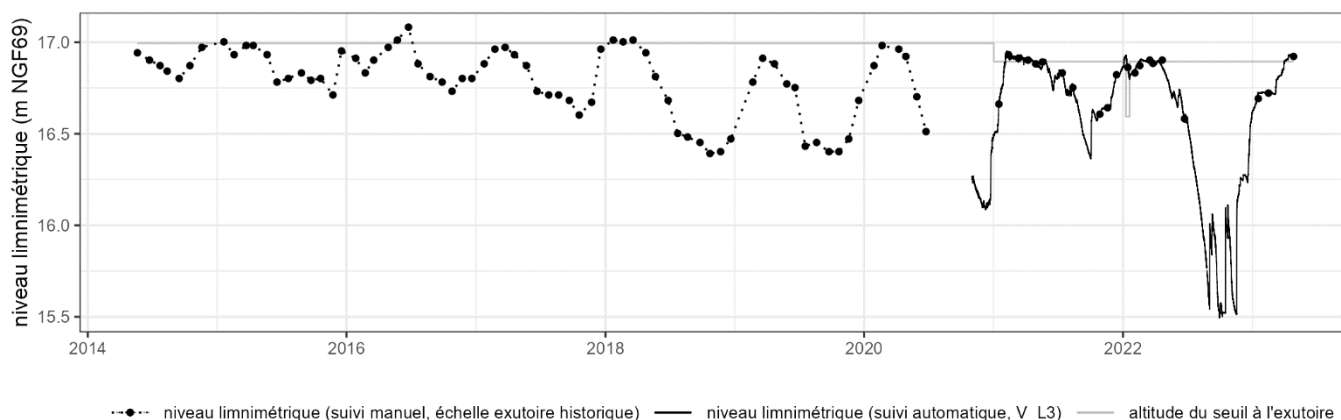


Figure 30. Evolution du niveau limnimétrique à l'exutoire de la tourbière de Vred, dans le fossé à l'amont de l'ouvrage hydraulique.

Le suivi a été manuel jusqu'en juin 2020 (points gris avec interpolation linéaire en pointillés), et automatique depuis novembre 2020

Etant donné la forte corrélation entre niveaux à l'exutoire et niveaux limnimétriques et piézométriques dans le reste de la tourbière (cf. Section 5.3.7), **la Figure 30 peut être considérée comme représentative des niveaux dans l'ensemble de la tourbière, qui ont donc sévèrement diminué au cours des dix dernières années au moins. En périodes de basses eaux, le niveau était environ 1,3 m plus bas en 2023 qu'en 2014, au début du suivi.** Si on se fie aux niveaux dans le piézomètre p104 en périphérie de la tourbière, cette baisse a vraisemblablement commencé en 2011.

5.3.4 Niveaux piézométriques historiques dans la craie

La **Figure 31** montre la relation entre les niveaux piézométriques enregistrés dans la craie, dans le piézomètre V_Craie ainsi que dans les piézomètres historiques des Hudions et de Pécquencourt. Ces relations sont beaucoup moins étroites que celles obtenues à Marchiennes (Duranel 2024a), peut-être du fait de l'impact des champs captants de Pécquencourt ou d'une plus grande distance entre la tourbière de Vred et les piézomètres historiques disponibles. La reconstitution des niveaux historiques dans la craie à Vred aura donc une marge d'incertitude nettement plus importante. La relation avec les niveaux piézométriques à Pécquencourt n'est pas meilleure qu'avec ceux aux Hudions. Les niveaux

historiques à Vred ont donc été reconstitués à partir de ces derniers, disponibles sur une plus longue période et avec une fréquence beaucoup plus importante depuis 2006. Le **Tableau 7** donne les coefficients de régression entre les niveaux piézométriques à Vred et aux Hudions obtenus par la méthode des moindres carrés (avec les réserves expliquées dans la partie méthodologie, en particulier sur l'écart-type probablement sous-estimé).

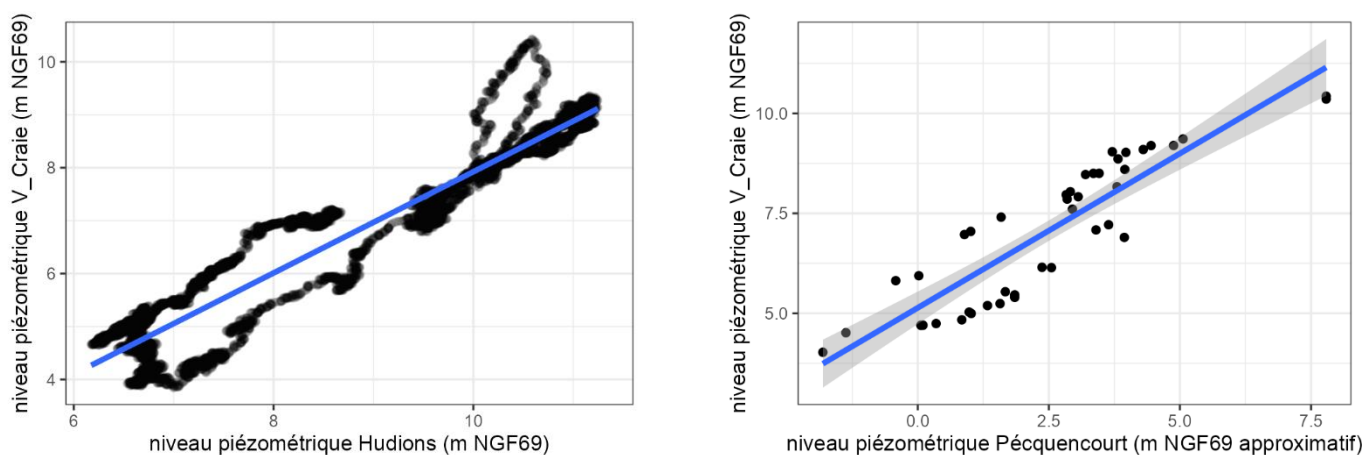


Figure 31. Relation entre les niveaux piézométriques mesurés dans la craie à Vred (V_Craie) et aux Hudions (à gauche, fréquence horaire) ou à Pécquencourt (à droite, fréquence mensuelle environ).

La droite de régression linéaire est montrée en bleu. L'intervalle de confiance (qui ne tient pas compte de l'autocorrélation) est indiqué par la bande grise.

Tableau 7. Coefficients des modèles linéaires entre les niveaux piézométriques mesurés dans la craie aux Hudions et à Vred (V_Craie).

Origine des données Hudions	Fréquence de mesure	Coefficient	Estimation	Ecart-type
BRGM	horaire	ordonnée à l'origine	-1.635	0.021
BRGM	horaire	pente	0.956	0.002
ADES	quotidienne	ordonnée à l'origine	-1.691	0.102
ADES	quotidienne	pente	0.957	0.011

La **Figure 32** montre les niveaux piézométriques observés dans la craie pendant la durée de l'étude. Les mesures dans le piézomètre V_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 32** d'un intervalle de prédiction à 95% (de façon schématisée, 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-estimée pour les raisons expliquées dans la partie méthodologie).

Les niveaux piézométriques historiques dans la craie à Vred ont été estimés avec une fréquence quotidienne sur la base des données observées aux Hudions et à Pécquencourt (**Figure 33**). A Vred, les prédictions du modèle basé sur les niveaux piézométriques aux Hudions doivent être prises avec beaucoup plus de prudence qu'à Marchiennes (Duranel 2024a), la relation entre niveaux piézométriques aux Hudions et à V_Craie étant beaucoup moins étroite, et aucune donnée de validation n'étant disponible. Le modèle prédit un niveau piézométrique dans la craie globalement plus profond qu'à Marchiennes par rapport au niveau du sol. **La présence d'un gradient hydraulique ascendant entre craie et surface avant la Seconde Guerre Mondiale reste néanmoins envisageable**, l'intervalle de prédiction (probablement sous-estimé) intersectant au moins occasionnellement le niveau du sol dans la tourbière.

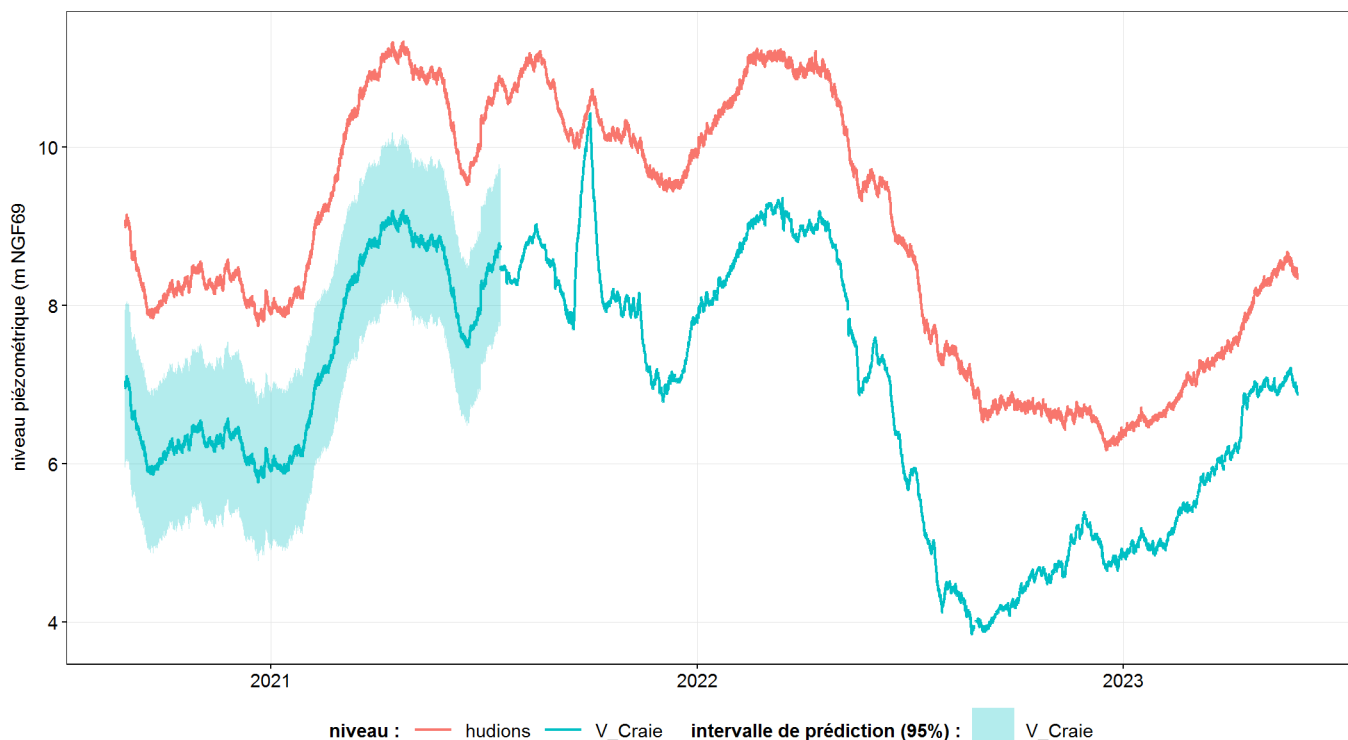


Figure 32. Niveaux piézométriques horaires observés et prédits dans la craie à Vred (2020-2023).

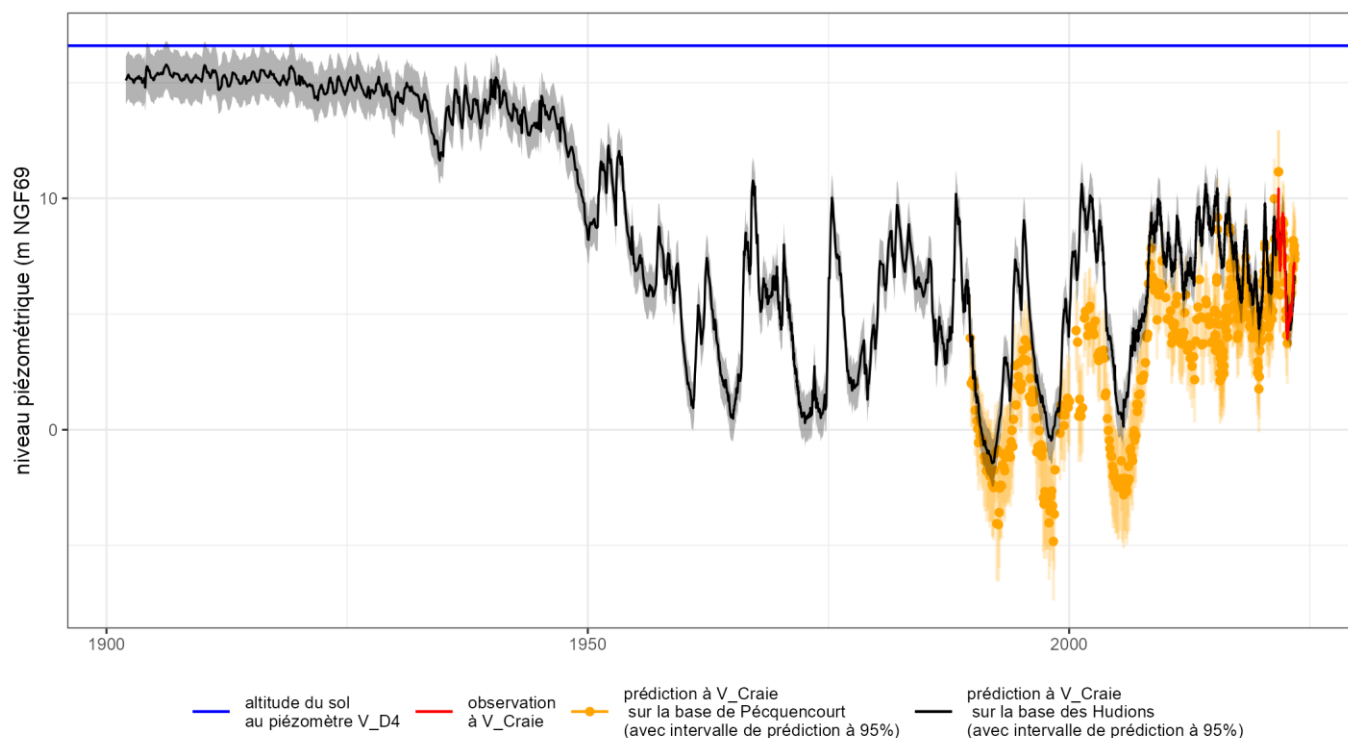


Figure 33. Reconstitution des niveaux piézométriques quotidiens dans la craie à Vred.

Toutefois, il semble clair que les gradients hydrauliques ont été systématiquement descendants depuis la fin de la Seconde Guerre Mondiale, et donc qu'aucune décharge de la nappe de la craie en surface via les sables thanétiens n'a pu avoir lieu depuis cette date. En particulier, le seuil de 11,70 m NGF69 aux Hudions, au-delà duquel Goubet (2015) avait émis l'hypothèse d'une décharge de la nappe de la craie dans la tourbière de Vred, correspond à un niveau piézométrique estimé de 9,5 m NGF69 dans le piézomètre V_Craie (avec un intervalle de prédiction de 8,6 – 10,5 m NGF69). Même si cette prédiction doit être considérée avec beaucoup de prudence, elle est inférieure de 7 m à l'altitude minimale du sol

dans la tourbière (16,6 m NGF69 au piézomètre V_D4). **Il est donc très peu vraisemblable qu'un flux vertical ascendant entre la craie et la tourbière ait existé pendant l'étude de Goubet (2015).**

La crédibilité de ces conclusions est renforcée par les résultats du modèle basé sur les données de Pécquencourt, qui prédit des niveaux piézométriques à V_Craie encore plus profonds que le modèle basé sur les données enregistrées aux Hudions.

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

La **Figure 34** 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 6 à 12 m à ceux enregistrés dans les sables thanétiens et la tourbière, et excluant donc tout apport de la craie à ceux-ci par drainage ascendant.

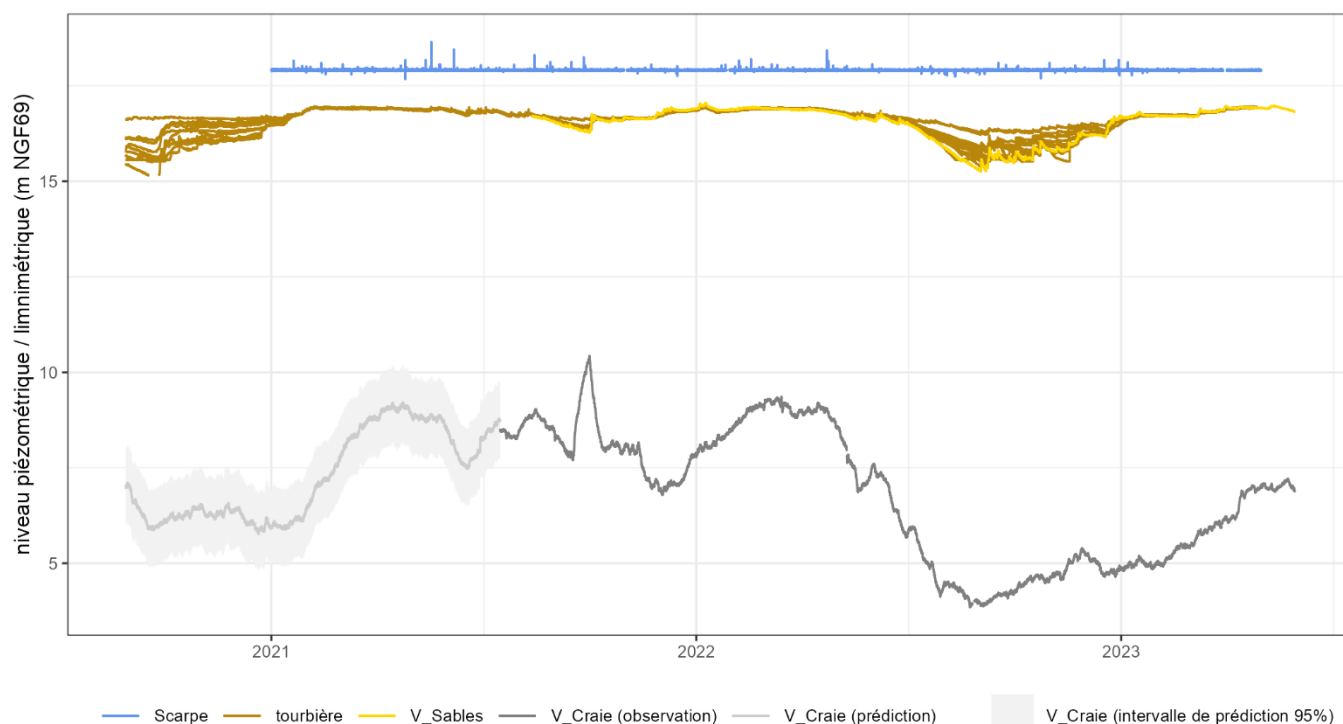


Figure 34. Comparaison des niveaux piézométriques et limnimétriques dans la craie, les sables thanétiens, la Scarpe et la tourbière de Vred.

La Scarpe canalisée est artificiellement maintenue à un niveau quasiment constant (17,911 +/-0,015 m NGF69), nettement et constamment supérieur à ceux enregistrés dans la tourbière (en moyenne 1,3 m plus bas) et les sables thanétiens. En théorie des apports souterrains aux sédiments 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 sédiments quaternaires 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 (V_D23) et celles qui en sont éloignées.**

De fait, les niveaux dans la tourbière et les sables thanétiens sont très similaires et peu différenciables sur la **Figure 34** ; ils seront donc détaillés plus loin, à la Section 5.3.7.

5.3.6 Niveaux piézométriques dans la nappe des sables thanétiens

Les niveaux piézométriques observés dans le piézomètre V_Sables, inséré dans les sables thanétiens entre 9 et 16 m de profondeur à la limite sud-ouest de la tourbière, sont représentés sur la **Figure 35**. La profondeur minimale de la nappe par rapport au niveau du sol a atteint 1,02 m en janvier 2022.

Contrairement à certains secteurs de la plaine de la Scarpe (Pinson & Mardhel 2008), le niveau piézométrique dans les sables thanétiens à Vred ne dépasse donc jamais l'altitude du sol, même si la période d'observation disponible est trop courte pour exclure cette possibilité. 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.

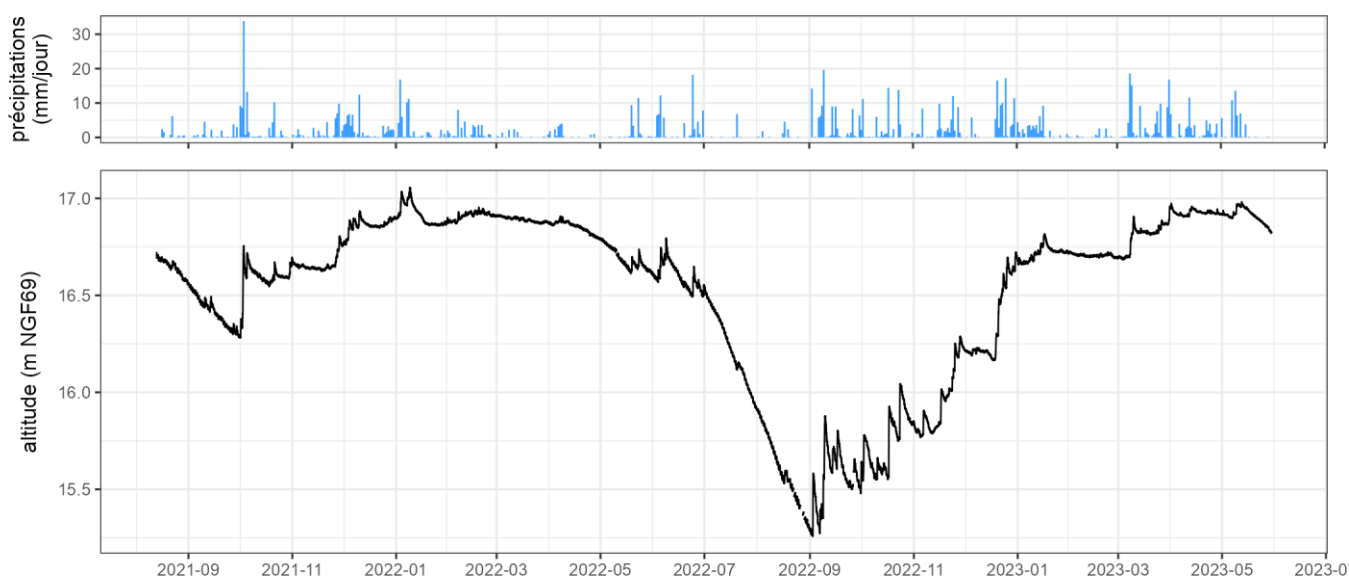


Figure 35. Niveaux piézométriques dans les sables thanétiens (V_Sables).

Le niveau du sol est à 18,07 m NGF69 et n'est donc pas représenté.

La **Figure 36** montre que **les niveaux piézométriques dans les sables thanétiens à Vred et à Marchiennes** (Duranel 2024a) **ont un comportement très similaire** (le coefficient de corrélation de Pearson est de 0,98), **et sont donc déterminés principalement par des facteurs agissant à une échelle plurikilométrique et peu par des facteurs locaux**. Une analyse de corrélation croisée a montré qu'il n'y avait pas de déphasage entre les deux séries piézométriques (qui pour rappel ont un pas de temps de 15 min). Le niveau moyen est plus bas (de 0,57 m en moyenne) à Marchiennes, situé 3 km en aval de Vred. Le battement de nappe (c'est-à-dire la différence entre niveaux maximum et minimum) est légèrement plus important à Vred qu'à Marchiennes (1,8 m contre 1,5 m, respectivement, pendant la période étudiée) : la baisse de la nappe en fin d'été y est plus prononcée. La réponse aux précipitations en période de basses eaux est plus marquée à Vred qu'à Marchiennes, même si la crépine du piézomètre est plus profonde à Vred (9-16 m sous le niveau du sol) qu'à Marchiennes (6-11 m). A Vred, elle est également plus marquée en période de basses eaux qu'en période de hautes eaux.



Figure 36. Comparaison des niveaux piézométriques dans les sables thanétiens à Vred (V_Sables) et à Marchiennes (M_Sables).

La **Figure 37** montre les niveaux piézométriques dans les sables thanétiens à Vred (V_Sables) sur une période plus courte, au cours de l'été 2022. La présence de fluctuations avec une périodicité quotidienne est très nette.

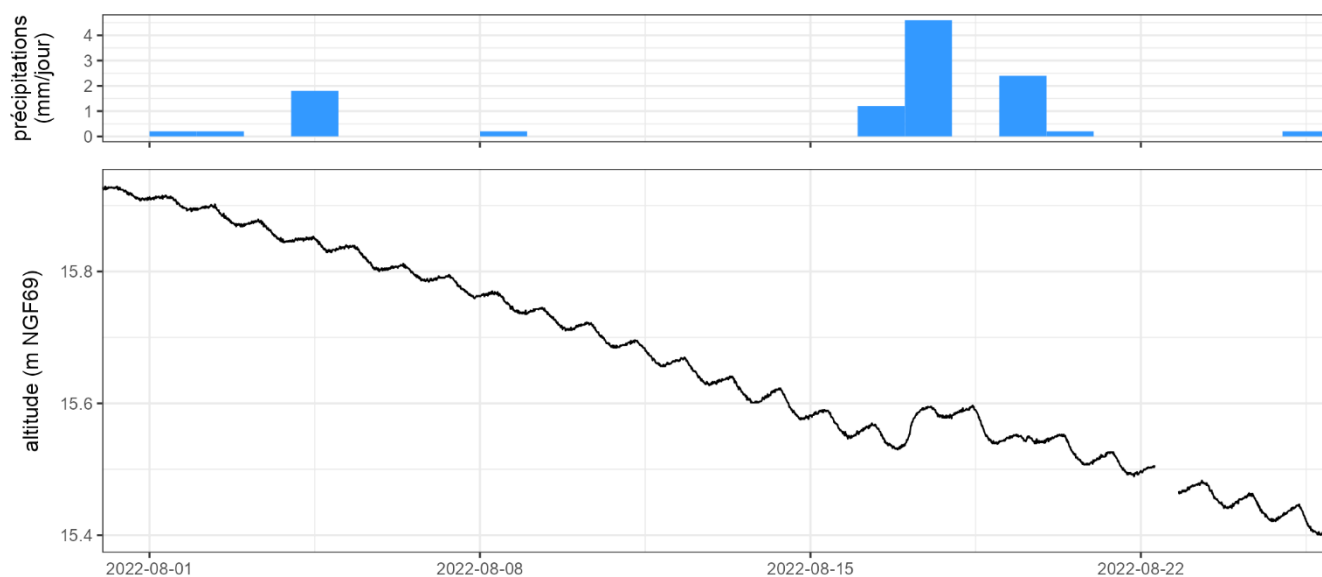


Figure 37. Niveaux piézométriques dans les sables thanétiens (M_Sables) au printemps 2022.

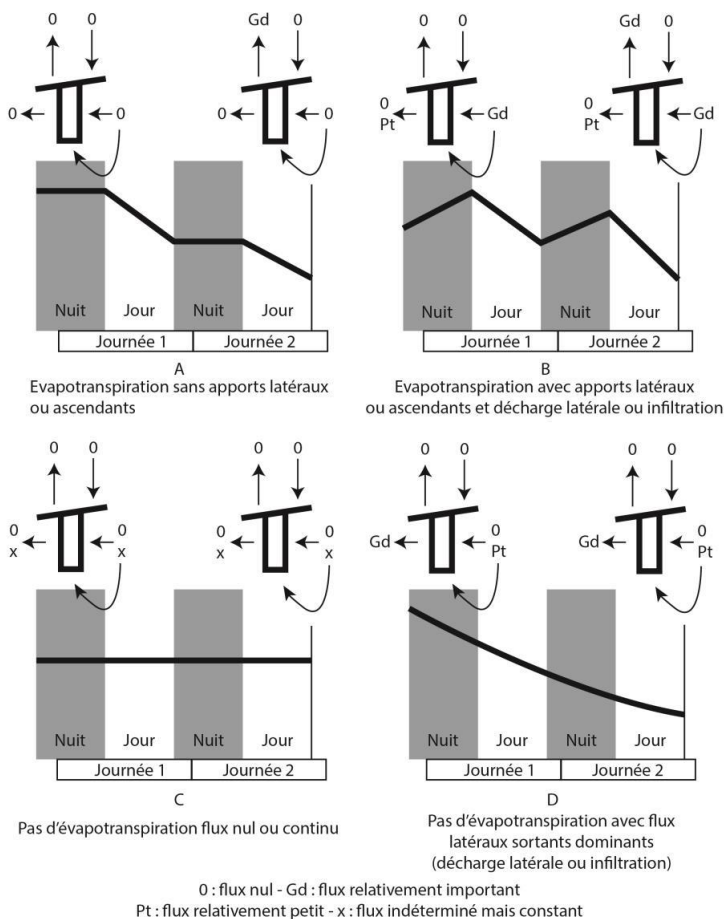


Figure 38. Interprétation des types de cycles diurnes pouvant être observés dans les séries piézométriques de nappes libres superficielles (reprise de Goubet, 2018).

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.

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 5.3.5).

5.3.7 Comparaison et analyse des niveaux piézométriques et limnimétriques dans les sables thanétiens et la tourbière

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.

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

La Figure 39 montre l'ensemble des séries piézométriques et limnimétriques enregistrées dans la tourbière de Vred du 1^{er} septembre 2020 au 27 avril 2023 (pour rappel, des données ne sont disponibles pour M_Sables qu'à partir du 13/08/2021). Les corrélations entre les séries sont présentées sur la Figure 40. Les piézomètres V_D12, V_D14 et les limnimètres V_L1 et V_L3 ont été en assec pendant une partie des étés 2020 et 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 la Figure 38, reprise de Goubet (2018). Les cycles diurnes observés dans les sables thanétiens correspondent au cas décrit en haut à droite de cette figure. Dans le piézomètre V_Sables, les cycles diurnes apparaissent mi-avril en 2022 et mi-mai en 2023. 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.

La nature des apports souterrains que ces cycles diurnes mettent en évidence sera

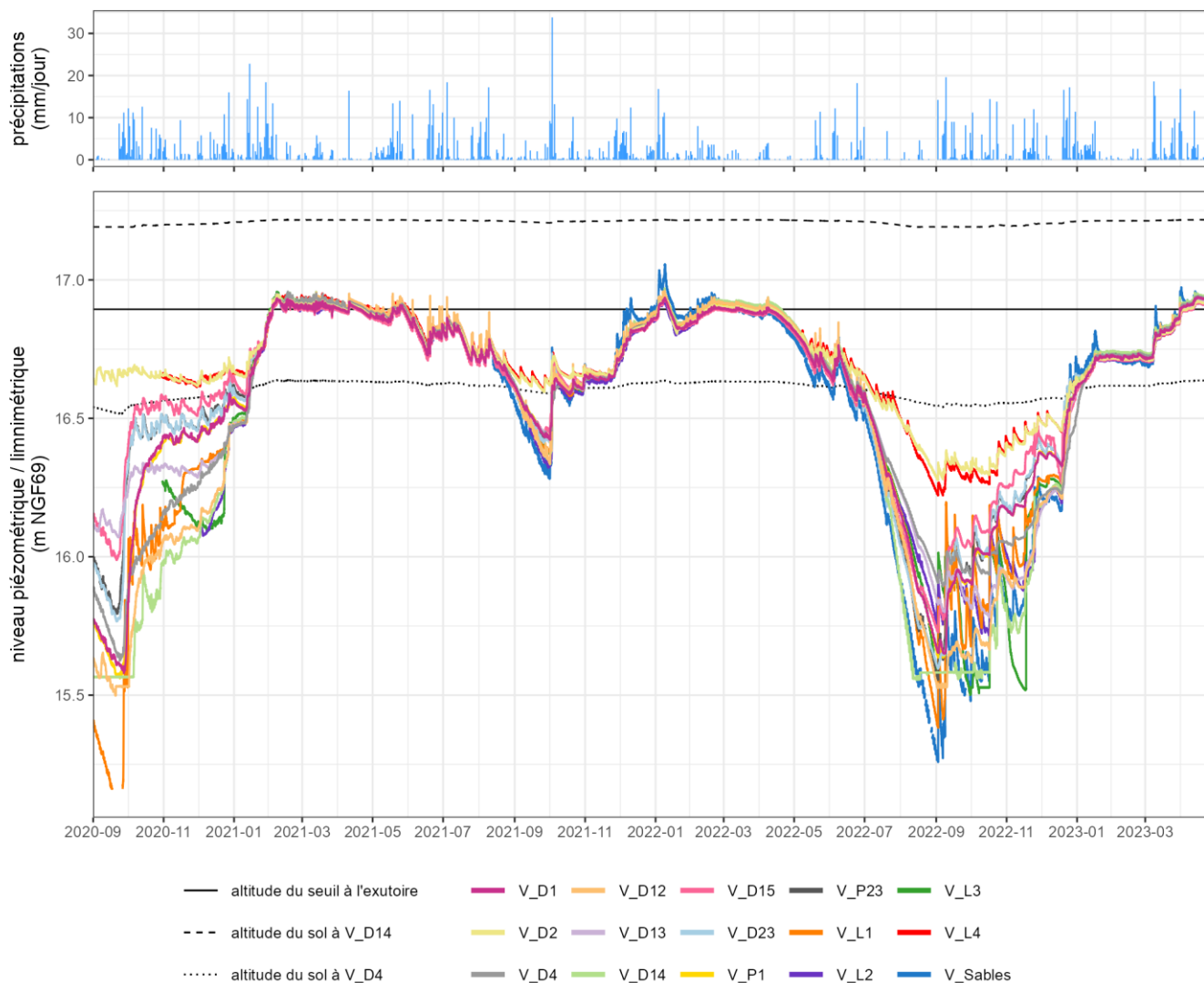


Figure 39. Comparaison des niveaux piézométriques et limnimétriques dans les sables thanétiens (V_Sables), les eaux de surface (V_L1 à V_L4), les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe (V_P1 et V_P23) et les sols (V_D1 à V_D23) de la tourbière de Marchiennes.

Le niveau du sol au droit de V_Sables est à 18,07 m NGF69 et n'est donc pas représenté.

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 0,93, entre V_D15 et V_L3). **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 également notable que les niveaux piézométriques et limnimétriques (exprimés en m NGF69) ne dépendent que très peu de la topographie de surface ou de la profondeur de la crépine des piézomètres : ils sont à peu près identiques sur l'ensemble du site, y compris dans les eaux de surface, les piézomètres insérés dans les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe (V_P1 et V_P23) entre 2.05 et 3.05 m sous la surface, et le piézomètre inséré dans les sables thanétiens (M_Sables) entre 9 et 16 m sous la surface. C'est particulièrement le cas en période de hautes eaux. **Les différences entre les points de mesure sont souvent du même ordre de grandeur que les erreurs de mesure, ce qui rend difficile l'interprétation des gradients hydrauliques.**

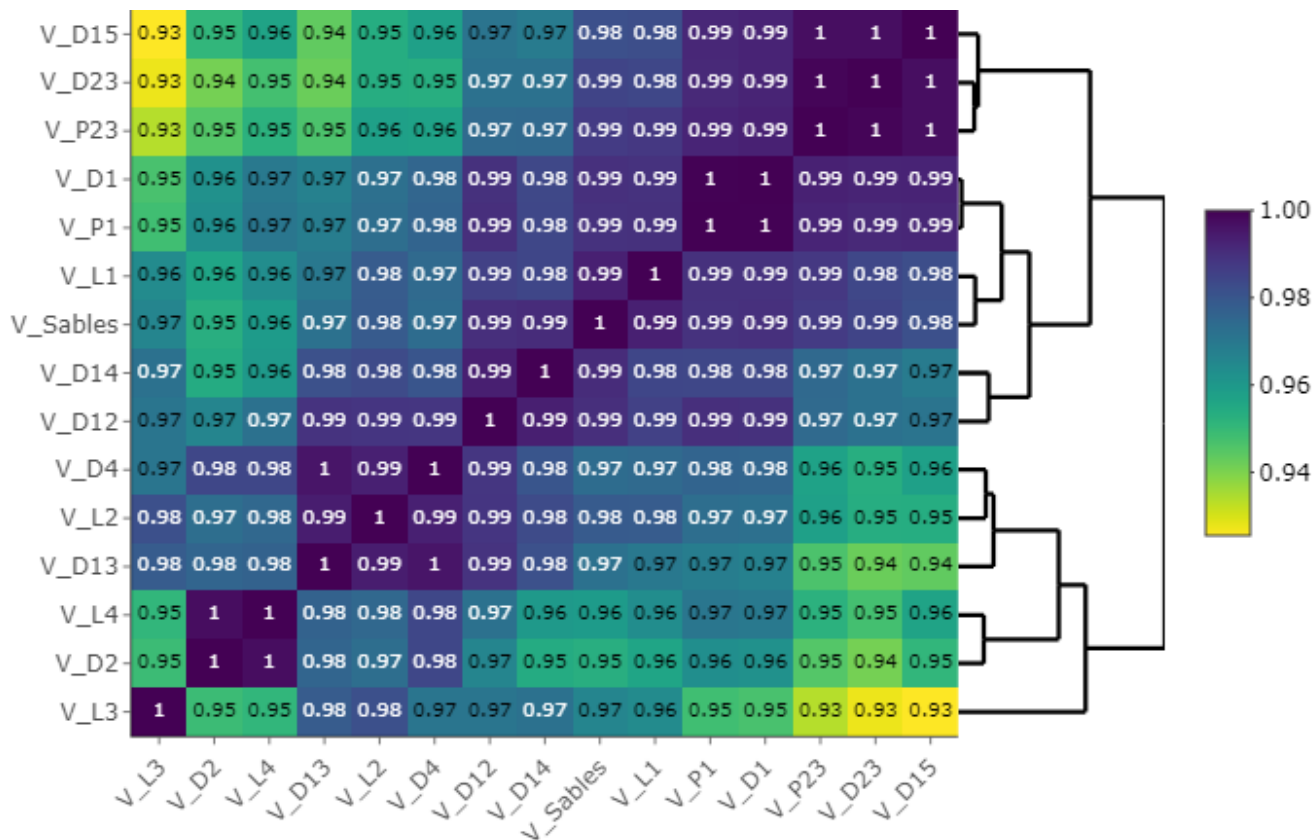


Figure 40. Matrice des corrélations de Pearson entre séries piézométriques et limnimétriques à Vred.

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.

Pour les limnimètres ainsi que quelques piézomètres superficiels situés à plus basse altitude dans le secteur nord-est de la tourbière (V_D2, V_D4 et V_D13), cette forte similarité s'explique par une inondation généralisée en période hivernale. Ces séries sont d'ailleurs rassemblées dans le même groupe par la classification hiérarchique ascendante (Figure 40). Toutefois cette explication ne peut pas être invoquée pour les autres piézomètres dans lesquels le niveau de la nappe reste généralement sous celui du sol. Ainsi, on note très peu de différence entre niveaux piézométriques dans les couples de piézomètres insérés dans la tourbe (V_D1 et V_D23) et dans les sédiments minéraux quaternaires sous-jacents (V_P1 et V_P23). Le gradient hydraulique vertical est généralement très légèrement ascendant¹ : en moyenne 0,004 +/- 0,010 m (minimum -0,081, maximum 0,083) et 0,004 +/- 0,014 m (minimum -0,085, maximum 0,181) pour les données automatiques, et 0,006 +/- 0,008 (minimum -0,013, maximum 0,017) et 0,005 +/- 0,008 (minimum -0,015, maximum 0,022) pour les mesures manuelles. Le gradient hydraulique vertical mesuré est donc le plus souvent du même ordre de grandeur que la marge d'erreur associée aux mesures. Les différences les plus importantes sont observées juste après les fortes précipitations, les piézomètres superficiels réagissant plus rapidement et plus fortement que les piézomètres insérés dans les sédiments minéraux quaternaires sous-jacents avant que les courbes ne se rejoignent.

En dehors des évènements pluvieux importants, qui génèrent une percolation rapide des précipitations de la tourbière vers les formations minérales sous-jacentes, le gradient hydraulique vertical entre les sédiments minéraux quaternaires et la tourbe est donc généralement nul à marginalement ascendant, et il ne semble pas qu'il existe de drainage verticale descendante de la tourbière vers les sédiments minéraux quaternaires (et donc les sables thanétiens en dessous). Il est vraisemblable que ce soit également le cas à la périphérie de la tourbière au niveau du piézomètre V_Sables. Bien qu'aveugle entre 0 et 9 m sous la surface du sol, celui-ci refléterait donc le niveau du toit de la nappe dans les sols

¹ Les valeurs rapportées ici correspondent à la charge hydraulique dans le piézomètre inséré dans les sédiments minéraux quaternaires (V_P1 et V_P23) moins la charge hydraulique dans le piézomètre inséré dans la tourbe (V_D1 et V_D23)

minéraux à la limite de la tourbière, et les écarts mineurs observés entre V_Sables et les piézomètres superficiels dans la tourbière reflèteraient donc un gradient piézométrique horizontal plutôt que vertical. L'installation d'un piézomètre superficiel à proximité immédiate de V_Sables permettrait de vérifier cette hypothèse.

Le niveau piézométrique dans les sables thanétiens en périphérie de la tourbière (V_Sables) est un peu plus variable que ceux enregistrés dans la tourbière elle-même. Il répond généralement de façon plus importante aux précipitations, suite auxquelles il dépasse les niveaux dans la tourbière d'une dizaine de centimètres au maximum, avant de retrouver un niveau similaire assez rapidement. A l'inverse en période sèche, il tend à s'enfoncer un peu plus rapidement que les niveaux dans la tourbière, mais la différence de niveau ne dépasse jamais 5 à 15 cm.

La **Figure 39** démontre également le **rôle prépondérant de l'ouvrage hydraulique à l'exutoire de la tourbière, qui fixe le seuil maximal de l'ensemble des niveaux piézométriques et limnimétriques dans la tourbière**. Les niveaux sont ainsi restés relativement stables autour de ce seuil pendant les hautes eaux de février à juin 2021, puis de février à avril 2022, et enfin en avril 2023. Pendant ces périodes, **le niveau piézométrique maximal dans les sables thanétiens semble également déterminé par l'altitude du seuil, à l'exception de quelques pics de courte durée lors de forts épisodes pluvieux**.

Ces observations suggèrent que les niveaux piézométriques et limnimétriques observés dans le réseau de surface, la tourbe, les sédiments minéraux quaternaires et les sables thanétiens sont principalement l'expression de la position d'une seule et même nappe, ne présentant que peu de flux verticaux à part une percolation rapide des précipitations, et circulant latéralement dans les formations plutôt perméables et sans différence hydrodynamique majeure que constituent les sables thanétiens et quaternaires, dont les alluvions de la Scarpe (Pinson & Mardhel 2008). Cette nappe intersecte les creux topographiques (dont les fossés et les étangs) pour former les surfaces d'eau libre. L'hydropériode des différents secteurs de la tourbière dépend donc principalement de la topographie de surface, qui détermine la profondeur de la nappe (exprimée par rapport au niveau du sol). Le niveau maximal de cette nappe dans et en périphérie immédiate de la tourbière est déterminé par l'ouvrage hydraulique à son exutoire.

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 de relativement faible ampleur. Ces phénomènes sont détaillés ci-dessous mais ne doivent pas faire oublier le fonctionnement général.

Le premier de ces phénomènes résulte de la topographie de surface et des transferts souterrains localisés qu'elle génère (Tóth 2009). Ainsi, en période humide, la topographie du toit de la nappe à l'échelle du bassin versant topographique est un reflet de la topographie de surface, même si fortement atténué du fait d'une forte perméabilité. Les niveaux piézométriques dans les dépôts sableux pléniglaciaires sous le village de Vred sont alors légèrement plus hauts que dans la tourbière (située dans un creux topographique), ce qui génère des transferts de ces premiers vers cette dernière. Après l'arrêt des précipitations, ces transferts se poursuivent jusqu'à ce que les niveaux s'équilibrent rapidement. 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 récentes déposées dans les anciennes fosses de tourbage au centre du site, les tourbes plus anciennes, minéralisées et enrichies en matières minérales en périphérie de la tourbière et dans le secteur ouest (dit des pâturages), et enfin les sédiments minéraux (sables thanétiens et quaternaires), dans lesquels la porosité efficace est

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).

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 au moins partiel des niveaux à l'échelle du site, globalement des secteurs centraux et nord-est vers les secteurs périphériques de la tourbière et les versants minéraux (sables thanétiens et quaternaires) au sud et à l'ouest. Le même phénomène existe probablement en périphérie nord et est, mais ces secteurs ne sont pas couverts par le dispositif de suivi hydrologique.

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

Le quatrième phénomène résulte d'apports ou de prélèvements artificiels non autorisés dans les eaux de surface.

Ces différentes hypothèses sont étayées par l'analyse de périodes particulières dans les sections qui suivent.

5.3.7.2 Période du 26 décembre 2021 au 4 février 2022

La **Figure 41** détaille les niveaux piézométriques et limnimétriques sur la période de hautes eaux du 26 décembre 2021 au 4 février 2022. L'effet des fortes précipitations du 3 janvier (16,8 mm) est bien visible, avec une forte hausse de l'ensemble des niveaux dans la tourbière. Les niveaux dans les piézomètres superficiels situés dans des secteurs émergés avant l'épisode pluvieux (V_D1, V_D12, V_D14, V_D23, V_D15) réagissent immédiatement puis baissent rapidement, alors que les niveaux dans les piézomètres submergés et les limnimètres, plus bas, montrent une augmentation plus faible, plus progressive mais sans récession avant l'épisode pluvieux suivant. La différence de réponse piézométrique immédiate entre secteurs émergés et immergés résulte de la différence de porosité efficace : pour une même quantité de précipitations, et en assumant une infiltration complète dans les sols non saturés, l'augmentation du niveau piézométrique est d'autant plus importante que la porosité efficace est faible. Elle est minimale dans les eaux de surface, dont la « porosité efficace » est de 100%. Suite à un épisode pluvieux, les différences de porosité efficace vont donc générer de légers gradients hydrauliques horizontaux et un écoulement souterrain des secteurs émergés vers les eaux de surface, jusqu'à ce que les niveaux s'équilibrent.

La charge hydraulique dans les sables thanétiens réagit également quasiment immédiatement aux précipitations même si la crépine du piézomètre V_Sables se situe entre 9 et 16 m sous la surface. Elle augmente régulièrement jusqu'à atteindre un pic 15 heures après l'épisode pluvieux principal, bien plus tardivement que les piézomètres les plus proches V_D12 et V_D14. Il est probable que cela traduise des transferts souterrains dans les sables depuis un secteur dépassant les limites de la tourbière. D'après la topographie de surface on peut supposer que ce secteur corresponde au flanc nord-est de la dune du Pléniglaciaire supérieur weichselien sur laquelle le village de Vred est construit.

L'épisode pluvieux est suivi d'une période sans aucune précipitation entre le 5 janvier au matin et le 6 janvier en fin de soirée. Pendant cette période, l'ensemble des niveaux dans la tourbière continuent d'augmenter de quelques millimètres, de manière très régulière. A l'opposé, le niveau dans les sables, supérieur à celui dans la tourbière, diminue. Il est donc vraisemblable que cela traduise une vidange des sables thanétiens et quaternaires périphériques à la tourbière vers celle-ci.

Un nouvel épisode pluvieux survient les 7 et 8 janvier (10,2 et 11,2 mm respectivement), et l'ensemble des niveaux y répondent pour atteindre leur maximum de l'année hydrologique dans la nuit du 8 au 9. Le niveau à l'exutoire (V_L3) atteint 16,93 m, soit environ 4 cm au-dessus du seuil de déversement de l'ouvrage hydraulique contrôlant l'exutoire de la tourbière. Le 9 janvier, ce seuil est abaissé par une personne non autorisée. Cette perturbation ne sera repérée et corrigée par le gestionnaire de la RNR que le 19 janvier. Entre le 9 et le 18, les précipitations, réparties assez régulièrement, sont en moyenne de 0,75 mm/j, et donc plus importantes que les 5 et 6 janvier. Pourtant, les niveaux baissent très nettement

et très régulièrement dans tous les piézomètres et limnimètres, ce qui ne peut donc s'expliquer que par l'augmentation des débits sortants à l'exutoire.

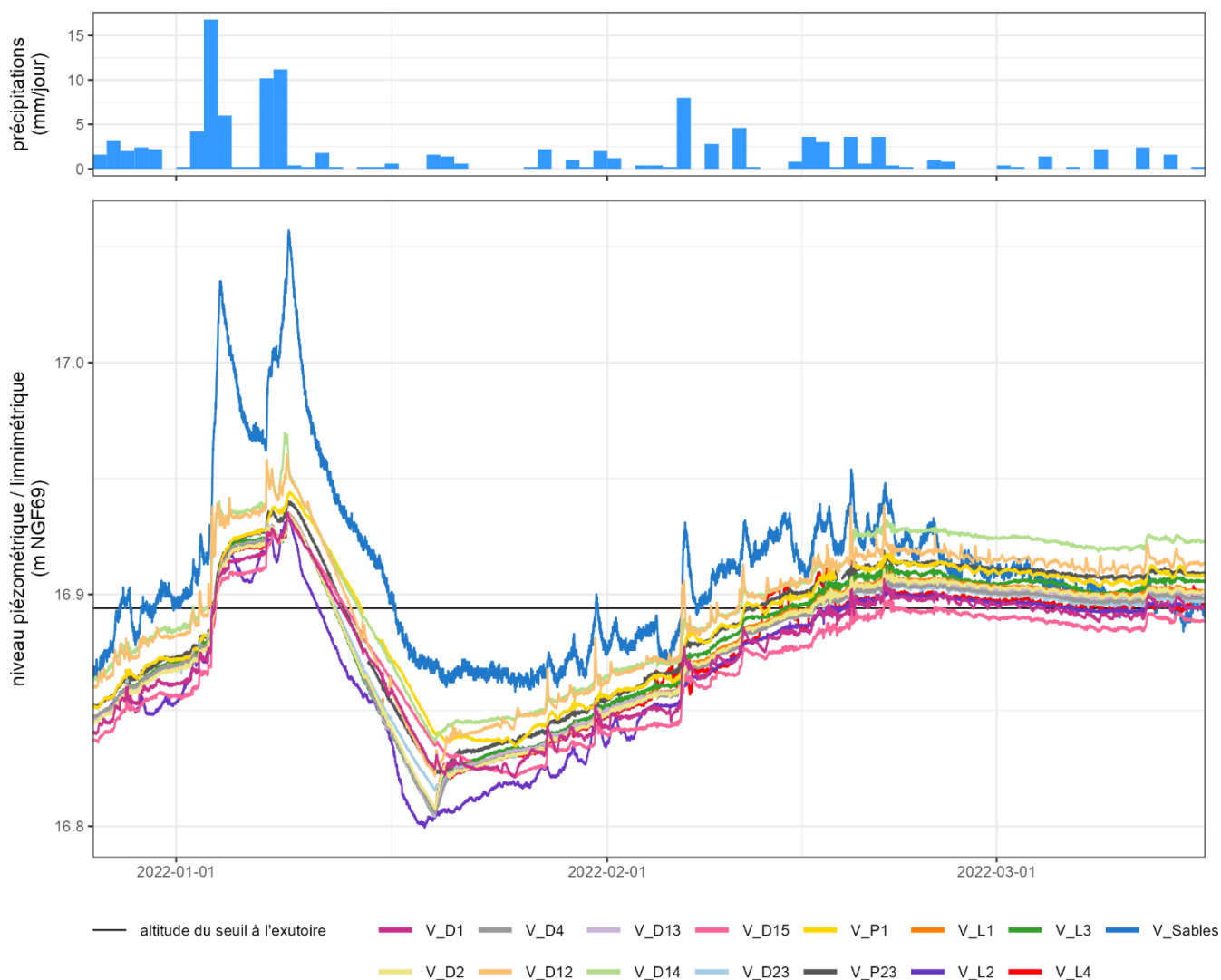


Figure 41. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 26 décembre 2021 au 4 février 2022.

Du 9 au 19 janvier les niveaux enregistrés par les trois limnimètres V_L1, V_L3 et V_L4, et par les piézomètres V_D2, V_D4 et V_D13 sont identiques à quelques millimètres près : l'ensemble de ce secteur est nettement submergé et forme une seule étendue d'eau plane. **Dans les autres piézomètres la baisse est un peu moins rapide mais tout aussi régulière : leur vidange est donc contrôlée par le niveau à l'exutoire (et dans les fossés) même si la nappe est sous le niveau du sol.** La seule exception est le limnimètre V_L2, qui présente une courbe irrégulière et un niveau inférieur à l'ensemble des autres séries, résultant probablement d'un artéfact de mesure. Il est intéressant de noter que **le niveau piézométrique dans les sables thanétiens, supérieur de quelques centimètres au niveau enregistré à l'exutoire, montre une baisse à peu près parallèle, ce qui suggère que la vidange de la nappe des sables thanétiens et quaternaires, au moins en périphérie sud-ouest de la tourbière, est aussi contrôlée par le niveau à l'exutoire.**

Le 19, le seuil est remis à son niveau initial par le gestionnaire de la RNR, et les niveaux remontent immédiatement dans l'ensemble des limnimètres et piézomètres insérés dans la tourbe, aidés par des précipitations concomitantes (1,6 mm le 19, 1,4 mm le 20). Les piézomètres insérés dans les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe (V_P1 et V_P23) réagissent un peu plus tardivement et progressivement. Du 22 au 25 janvier, en l'absence de précipitations, la quasi-totalité des niveaux dans la tourbière remontent progressivement, vraisemblablement alimenté latéralement en partie par les sables,

dans lesquels le niveau piézométrique continue de baisser légèrement. Entre le 27 janvier et le 20 février, quelques épisodes pluvieux viennent recharger la nappe des sables, et la hausse des niveaux dans l'ensemble des piézomètres et limnimètres se poursuit jusqu'à ce qu'ils atteignent la même altitude que le seuil à l'exutoire. Les niveaux dans la tourbière restent ensuite relativement stables jusqu'à fin mars, au cours d'une période pourtant relativement sèche. Pendant cette période le niveau piézométrique dans les sables baisse progressivement jusqu'à rejoindre celui de l'exutoire de la tourbière.

Cet épisode démontre donc que, **en périodes de hautes eaux, l'ensemble des niveaux limnimétriques et piézométriques (que ce soit dans la tourbe, les sédiments minéraux quaternaires ou les sables thanétiens) est contrôlé par l'ouvrage hydraulique à l'exutoire de la tourbière.**

5.3.7.3 Période du 9 juin au 11 août 2022

La **Figure 42** détaille les niveaux piézométriques et limnimétriques sur la période du 9 juin au 11 août 2022. La période est relativement sèche, et les niveaux baissent fortement et régulièrement. La baisse est cependant nettement moins rapide pour l'étang de chasse (V_L4) et le piézomètre V_D2, installé dans le radeau flottant en partie sur cet étang. Elle est en effet ralentie par des remontées régulières de 4 à 5 cm. Ces remontées se produisent quasiment toutes au cours de la nuit. Elles ne sont pas synchrones avec les épisodes pluvieux (le 10 juillet par exemple, la remontée du niveau de l'étang survient après cinq jours sans aucune précipitation). Elles diffèrent nettement de la réponse de l'étang aux précipitations, beaucoup plus faible (le 24 juin par exemple, l'étang ne monte que de 13 mm après l'épisode pluvieux le plus important de la période) et beaucoup plus rapide. Elles ne sont pas observables, ou seulement de manière très atténuée, dans les autres séries hydrologiques, alors que celles-ci montrent une réponse clairement identifiable aux épisodes pluvieux dépassant un ou deux millimètres par jour. Le fait que ces remontées de nappe soient enregistrées en deux endroits différents montre qu'elles ne résultent pas d'un artefact de mesure. **Elles traduisent des apports artificiels à l'étang ou aux fossés qui y sont directement connectés.** Ces apports sont au strict minimum de l'ordre de 500 m³ à chaque occurrence, ce calcul étant limité à la seule surface de l'étang de chasse. En l'absence de forage déclaré à proximité de l'étang ou du réseau de fossés lui étant connecté, il est vraisemblable que l'eau provienne de la Scarpe canalisée. Ces apports artificiels ont eu lieu au minimum à cinq reprises en 2021 et une petite vingtaine de fois en 2022, de fin avril à début octobre, sans que le gestionnaire de la RNR et les administrations compétentes en aient été informées.

L'impact de ces apports sur les niveaux d'eau à distance de l'étang est variable, en fonction de la hauteur de ces niveaux et donc de la connectivité hydraulique entre l'étang et le reste de la tourbière. Dans la nuit du 7 au 8 mai 2022 par exemple, en absence de toute précipitation, l'apport artificiel génère une augmentation du niveau de l'étang de 16,80 à 16,82 m NGF69, et s'accompagne d'une augmentation dans l'ensemble des fossés suivis (V_L1, V_L2 et V_L3), ainsi que dans les piézomètres V_D4, V_D13, et même V_D12 et V_D14 dans la partie ouest de la tourbière. Le niveau à l'exutoire (V_L3) augmente de 7 mm, alors qu'il était légèrement descendant les nuits précédentes et le redevient les nuits suivantes. Par contre les niveaux dans les piézomètres V_D1, V_P1, V_D15, V_D23, V_P23 et V_Sables ne montrent pas d'augmentation. Plus tard en saison, alors que les niveaux sont plus bas, une légère augmentation des niveaux n'est notée que dans le réseau de fossés du site : ainsi le 28/05/2022, le niveau enregistré par les limnimètres V_L1, V_L2 et V_L3 a augmenté de 2 mm au cours de l'apport artificiel à l'étang, alors qu'il était stable ou légèrement descendant pendant les nuits précédentes et suivantes. Aucun effet n'est cependant visible dans les piézomètres. Enfin, au cœur de l'été, lorsque les niveaux dans le reste de la tourbière sont très bas, on ne note aucune remontée de niveau en dehors de l'étang et du radeau en périphérie. On note néanmoins que, au cours de l'été, les niveaux descendent moins vite dans les secteurs les plus bas et les mieux connectés hydrauliquement à l'étang (V_D4 et V_D13). Toutefois d'autres facteurs peuvent potentiellement expliquer cette observation (cf. ci-dessous). **En période de basses eaux la connectivité hydraulique latérale entre l'étang et les autres secteurs suivis semble donc relativement faible.** L'explication principale tient dans la faible profondeur du réseau de fossé, qui s'assèche en de nombreux endroits assez rapidement dès que les niveaux baissent en début d'été, et empêche donc une

redistribution rapide des eaux de surface depuis l'étang. Il est également possible que le fond de l'étang soit colmaté par des sédiments fins.

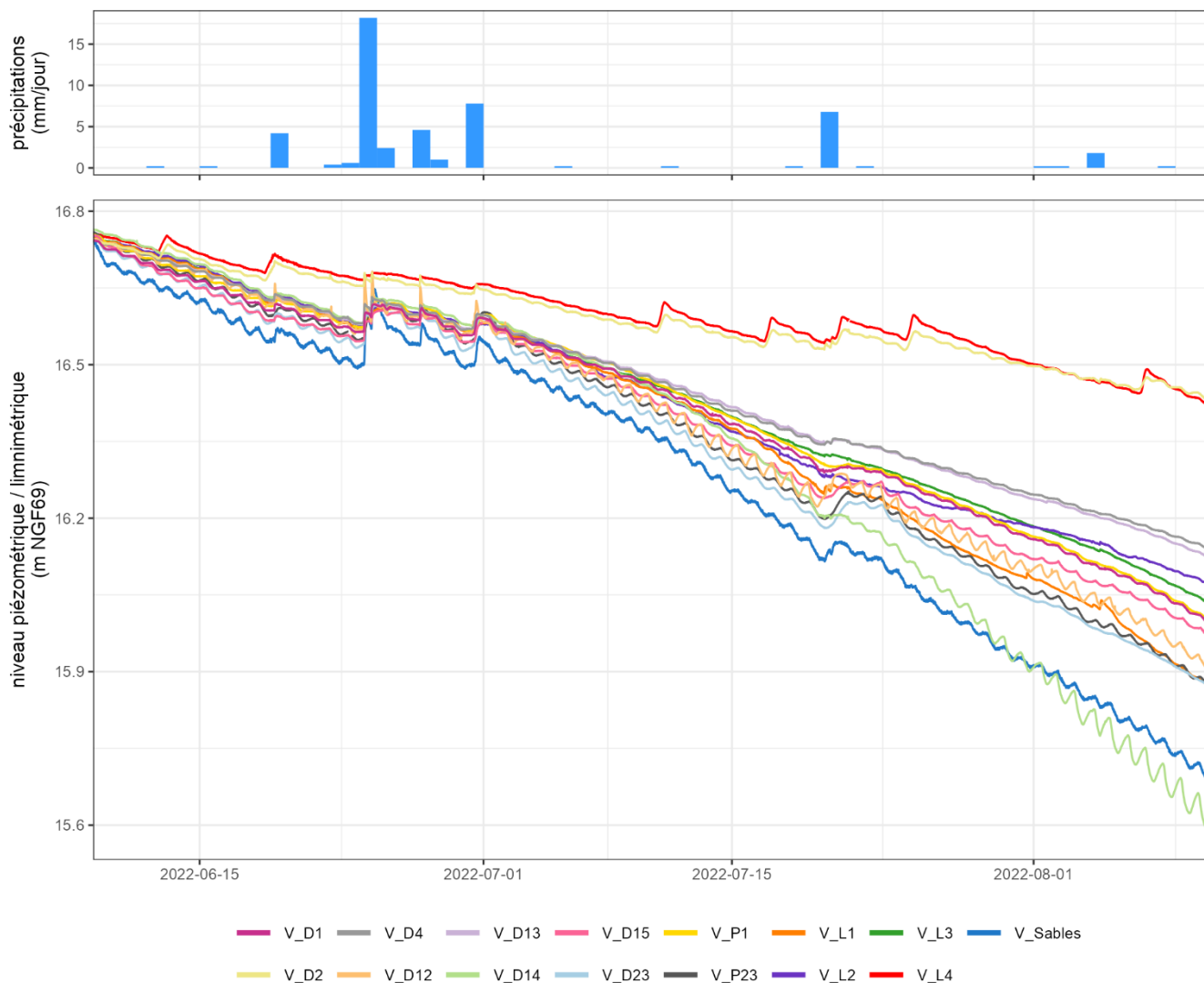


Figure 42. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 9 juin au 11 août 2022.

En début de période l'ensemble des niveaux sont nettement en dessous du seuil à l'exutoire (16,89 m NGF69) ; les pertes par le réseau de surface sont donc quasi-nulles. Mis à part dans l'étang de chasse (V_L4), le radeau périphérique (V_D2) et les sables (V_Sables), les niveaux sont quasiment identiques dans l'ensemble de la tourbière jusque début juillet, ce qui suggère une connectivité hydraulique encore importante entre les différents secteurs. Début juillet, ils passent sous un seuil d'environ 16,6 m NGF69, et commencent à diverger, ce qui indique une isolation progressive des différents secteurs de la tourbière, probablement par assèchement et déconnection du réseau de fossés. La nappe s'enfonce plus rapidement dans le secteur sud (V_D12, V_D14, V_Sables, V_L1, V_D23 et V_P23) que dans le secteur nord-est. Cette baisse plus prononcée n'est pas liée à un transfert souterrain latéral du premier secteur (plus haut en altitude) vers le second, les gradients hydrauliques étant orientés du second vers le premier. Quatre hypothèses peuvent potentiellement expliquer cette baisse plus rapide dans le secteur sud :

- la recharge de la nappe à proximité de l'étang par les apports artificiels à celui-ci (mais on a vu que la diffusion de ces apports aux autres secteurs est probablement faible voire nulle en période de basses eaux) ;
- des pertes latérales ou verticales vers les sables quaternaires plus importantes, du fait d'une épaisseur de tourbe moindre et/ou d'une proximité avec le versant minéral ;

- une évapotranspiration plus importante (mais cette hypothèse ne s'accorde pas avec la distribution des végétations) ;
- une porosité efficace moindre, entraînant une baisse de la nappe plus importante pour un même volume d'eau perdu par évapotranspiration. Cette hypothèse est la plus convaincante, les sols de tous les secteurs concernés ayant des teneurs en matières minérales beaucoup plus importantes que les autres, et donc vraisemblablement une porosité efficace moindre.

La **Figure 42** met en évidence l'existence de cycles diurnes bien visibles sur certaines chroniques. La **Figure 43** détaille une période plus courte, entre deux apports artificiels à l'étang de chasse.

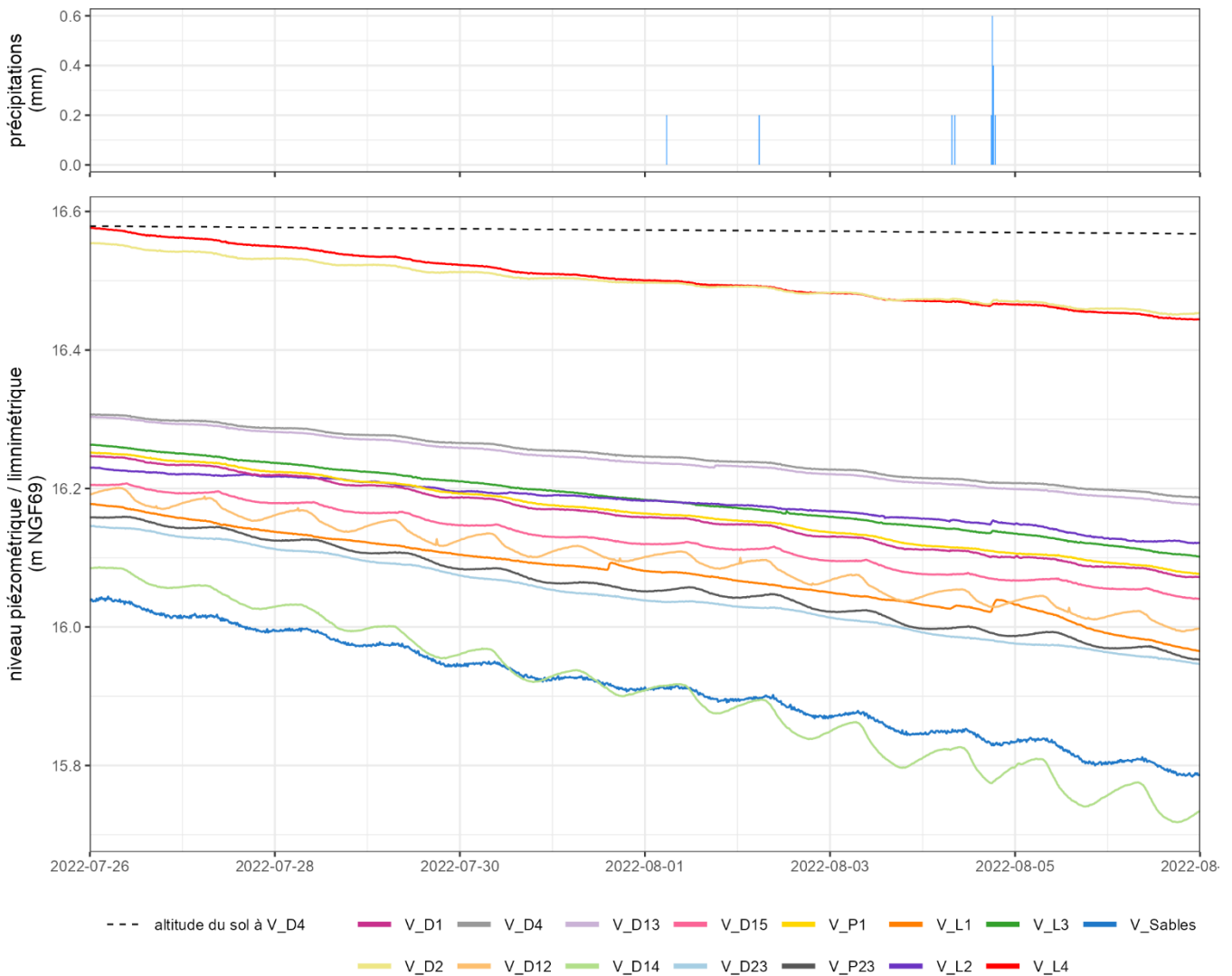


Figure 43. Niveaux piézométriques et limnimétriques du 26 juillet au 07 août 2022.

Si l'amplitude des cycles diurnes dépend notamment de la porosité efficace du sol et des prélèvements par la végétation, leur évolution pendant la nuit traduit la présence ou l'absence de pertes ou d'apports souterrains, latéraux ou verticaux. Les piézomètres V_D12 et V_D14, situés dans la partie ouest sud-ouest du site, présentent une remontée de nappe nocturne très nette. La nature des apports souterrains dont témoigne ce type de cycle diurne est incertaine. On peut envisager des apports depuis les formations minérales (sables thanétiens et quaternaires) en périphérie ouest du site. A première vue le gradient hydraulique entre V_Sables et ces deux piézomètres n'appuie pas cette hypothèse, mais il est tout-à-fait possible que le niveau piézométrique dans les sables thanétiens et quaternaires soit légèrement plus élevé plus à l'ouest de V_Sables. On note une augmentation de l'amplitude des cycles diurnes dans V_D14

lorsque le gradient hydraulique avec V_Sables s'inverse (c'est-à-dire lorsque la charge hydraulique dans les sables devient supérieure à celle dans les formations superficielles). Il est néanmoins probable que cela soit une coïncidence, ce niveau correspondant également à l'interface entre les sédiments organiques et les sédiments minéraux sous-jacents, qui ont une porosité efficace plus faible.

Des apports latéraux depuis le réseau de fossés vers V_D12, V_D14 et V_Sables sont également possibles, le niveau au limnimètre le plus proche (V_L2) étant plus haut que les niveaux piézométriques dans ces trois piézomètres. Dans ce cas de figure, on aurait une **redistribution des secteurs centraux avec une porosité efficace importante (tourbes récentes dans les fosses de tourbage) et donc une baisse limitée du niveau de la nappe du fait des prélèvements par les plantes, vers les secteurs périphériques (dont les sables thanétiens et quaternaires) avec une faible porosité efficace et donc une baisse plus importante du niveau de la nappe.**

5.3.7.4 Période du 31 mai au 16 juin 2021)

La **Figure 44** montre le niveau de l'étang de chasse enregistré par le limnimètre V_L4 du 31 mai au 16 juin 2021, ainsi que les niveaux enregistrés dans le piézomètre le plus proche (V_D15) et à l'exutoire de la tourbière (V_L3), pour comparaison. **On note dans l'étang des signaux qui ressemblent en tous points à ceux générés par des prélèvements d'eau** (par pompage ou ouverture d'une vanne) : une chute rapide (entre 30 min et une heure) du niveau de l'ordre de 1,5 cm, suivi d'une remontée progressive en 6-7 heures jusqu'à ce que le niveau rejoigne la tendance observée avant le pompage. Ces signaux n'ont pas été observés dans le piézomètre le plus proche. On pourrait donc se poser la question d'un éventuel artéfact de mesure ; mais Goubet (2015) avait déjà noté en 2014 le même type de signaux dans le fossé en limite est de la RNR, qui est directement connecté à l'étang. Ils sont donc vraisemblablement le résultat d'un prélèvement local, dans l'étang lui-même ou dans un fossé en eau et bien connecté à l'étang. Ils ont été observés en mai, juin et juillet 2021, ainsi que fin mars et en avril 2022. Ils n'ont pas été observés après avril 2022. La surface du seul étang de chasse étant de 1,07 ha, le volume prélevé lors de chaque occurrence serait de l'ordre de 160 m³, sans prendre en compte les apports issus de la tourbière, du réseau de fossés ou de l'étang de pêche connectés à l'étang de chasse.

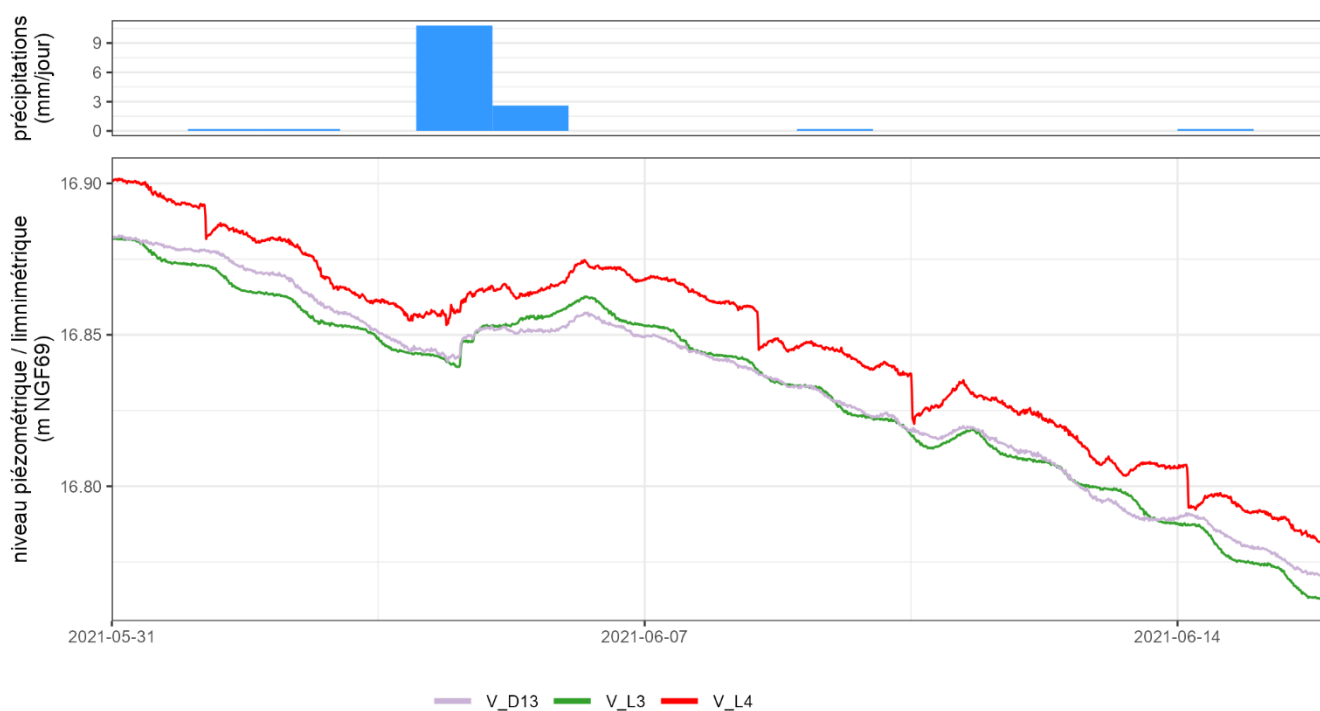


Figure 44. Exemple de signaux de prélèvement dans l'étang de chasse (V_L4).

5.3.8 Suivi du niveau du sol

La **Figure 45** 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 8** donne la pente de cette relation, obtenue par régression linéaire, et qui correspond en pratique au déplacement vertical du sol pour une remontée de la nappe d'un mètre.

Le piézomètre V_D2 situé sur le radeau en bordure de l'étang de chasse se distingue des autres par une forte mobilité verticale. On notera toutefois que cette mobilité n'est pas totale : il ne monte « que » d'environ 60 cm pour une remontée de nappe d'un mètre. Le radeau est donc partiellement fixé en périphérie ou au niveau du piézomètre par certaines racines.

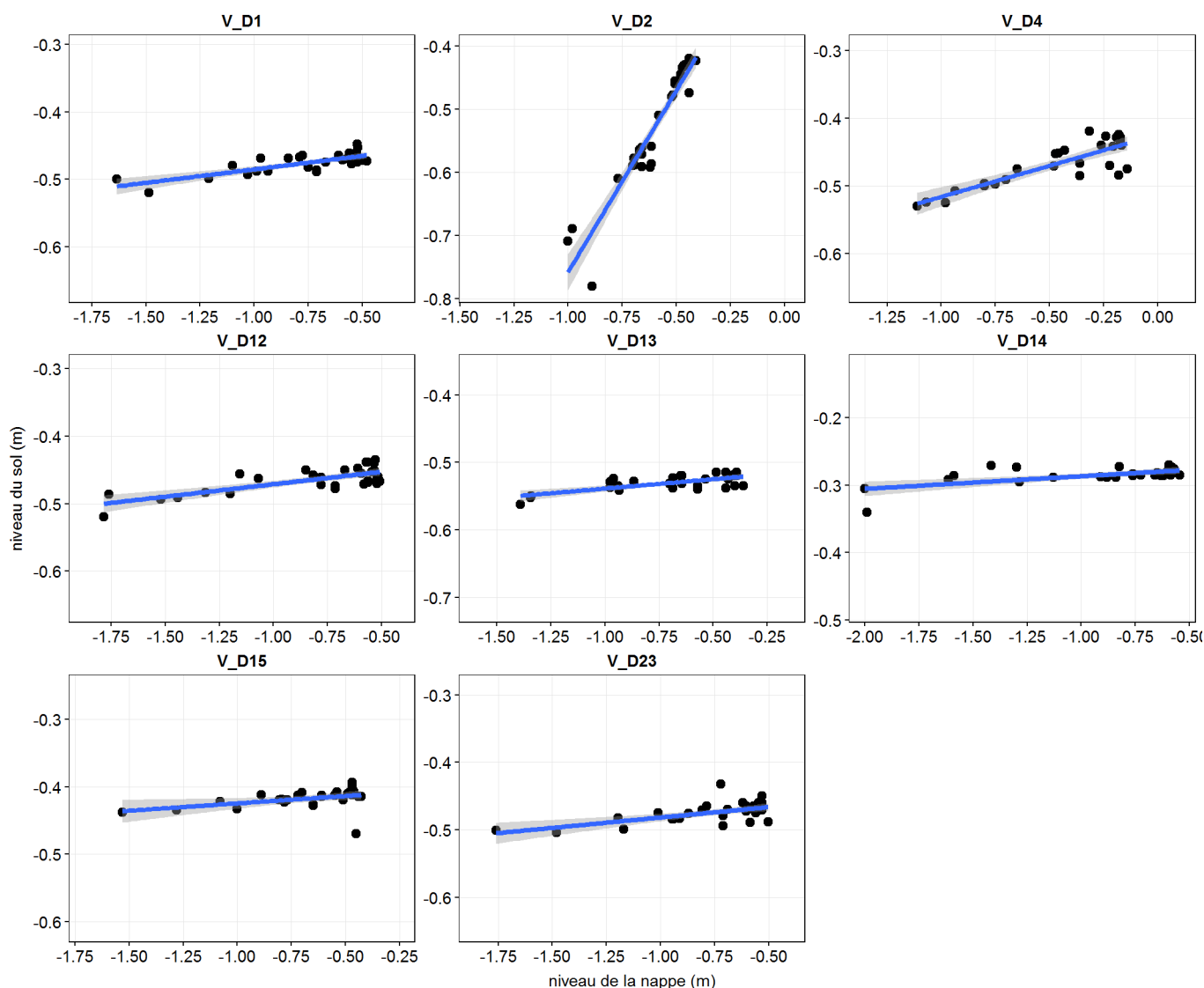


Figure 45. Relation entre niveau de la nappe et niveau du sol à Vred.

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

Tableau 8. Pente de la relation entre niveau de la nappe et niveau du sol.

Piézomètre	Pente (en mètre, +/- écart-type [intervalle de confiance à 95%])
V_D1	0.040 +/-0.006 [0.028 - 0.052]
V_D2	0.575 +/-0.033 [0.511 - 0.639]
V_D4	0.092 +/-0.011 [0.070 - 0.114]
V_D12	0.037 +/-0.006 [0.025 - 0.048]
V_D13	0.028 +/-0.005 [0.018 - 0.038]
V_D14	0.019 +/-0.005 [0.010 - 0.028]
V_D15	0.022 +/-0.009 [0.004 - 0.040]
V_D23	0.031 +/-0.007 [0.016 - 0.045]

5.3.9 Profondeur de la nappe

La **Figure 46** donne l'évolution de la profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol au niveau des piézomètres superficiels, une fois les mouvements du sol pris en compte. Ces données sont résumées de manière graphique sur la **Figure 47**, et le **Tableau 9** en donne quelques statistiques descriptives.

Le piézomètre V_D2 se distingue nettement de tous les autres, avec un battement de très faible amplitude par rapport à la surface du sol. La mobilité verticale du radeau dans lequel ce piézomètre est inséré compense en effet le battement de nappe et implique que la nappe ne descend pas à plus d'une petite trentaine de centimètres sous la surface. Inversement, la surface du radeau n'est quasiment jamais submergée par les eaux d'inondation. Le caisson central (V_D4, V_D13), dans lequel la surface du sol est relativement basse, est inondé de manière prolongée en périodes de hautes eaux. Sur le reste du site, la nappe n'approche la surface que très occasionnellement, voire jamais. De façon générale, les profondeurs de nappe observées à Vred sont nettement plus importantes qu'à Marchiennes. A titre indicatif, la moyenne générale des profondeurs à Vred est de -0,31 m, contre -0,11 m à Marchiennes, et la moyenne des profondeurs minimales (c'est-à-dire les plus profondes) est de -1,13 m contre 0,77 m à Marchiennes.

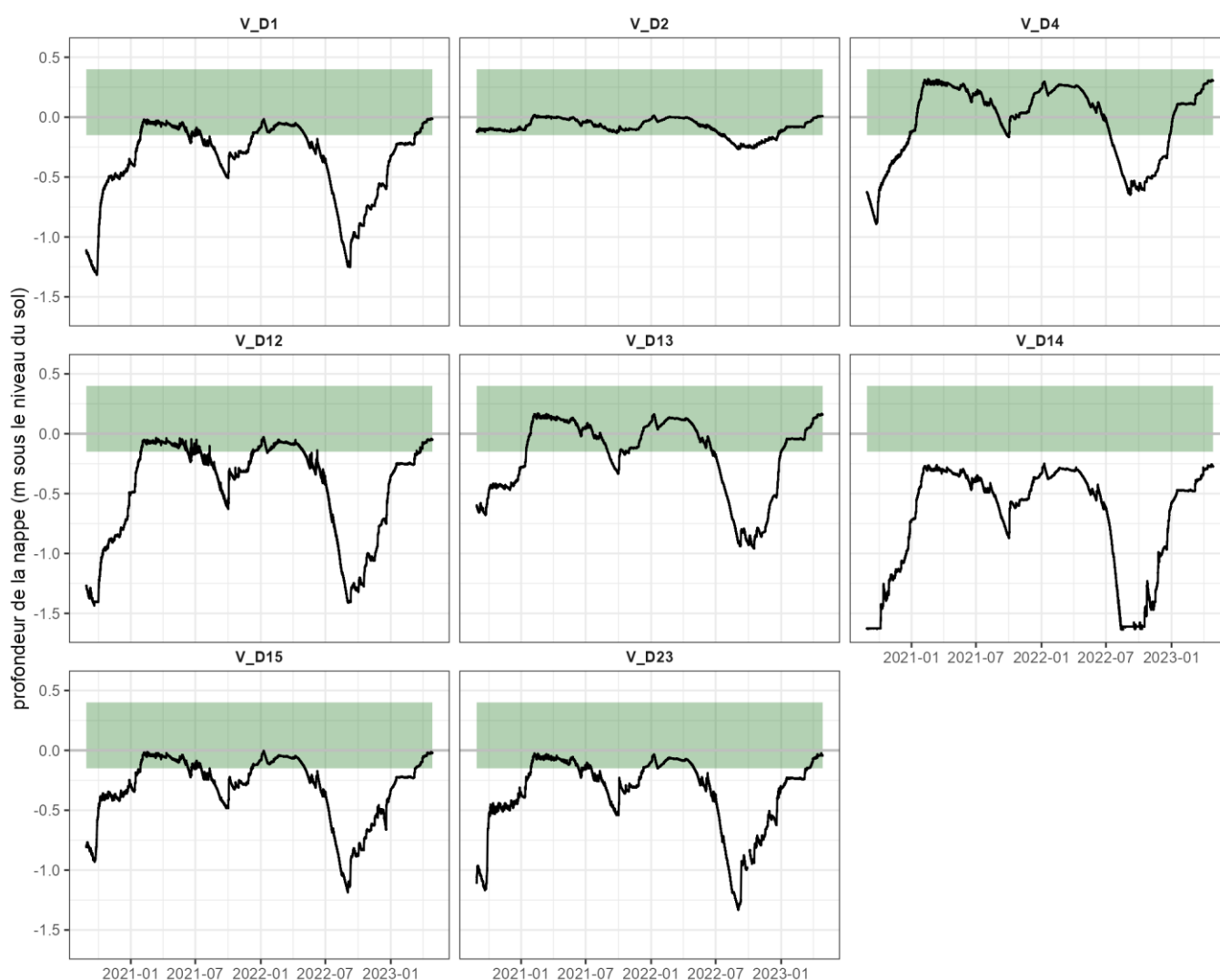


Figure 46. Profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol à Vred : séries temporelles.

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

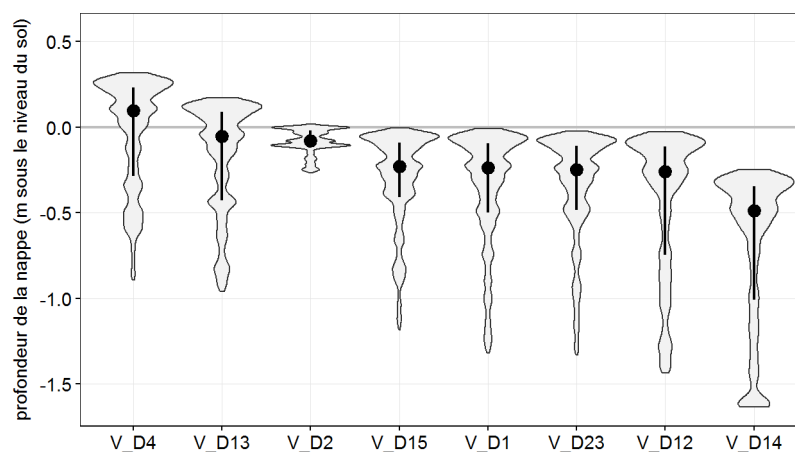


Figure 47. Profondeur de la nappe par rapport au niveau du sol à Vred.

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

Code	Moyenne (m)	Ecart-type (m)	Médiane (m)	Minimum (m)	Maximum (m)
V_D1	-0.355	0.327	-0.236	-1.319	-0.009
V_D2	-0.084	0.071	-0.081	-0.267	0.018
V_D4	-0.032	0.313	0.098	-0.892	0.320
V_D12	-0.447	0.414	-0.258	-1.436	-0.027
V_D13	-0.179	0.318	-0.053	-0.960	0.171
V_D14	-0.701	0.453	-0.487	-1.636	-0.248
V_D15	-0.312	0.273	-0.231	-1.186	-0.005
V_D23	-0.354	0.311	-0.247	-1.332	-0.023

Les analyses paléo-environnementales menées à Vred par Goubet (2015) ayant montré la disparition quasi-totale des cladiaies autrefois dominantes, la niche éco-hydrologique du Marisque est surlignée en vert sur la **Figure 46** afin de vérifier si la profondeur de nappe actuelle est compatible avec le maintien de cette espèce. La littérature relative à cette question est malheureusement très peu fournie. Les seules indications relativement précises sont celles de Conway (1942) et de Wheeler *et al.* (2004), qui indiquent une croissance optimale du Marisque 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-alcalines 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 46** montre que les conditions décrites dans la littérature ne sont plus remplies sur la quasi-totalité du site, à l'exception du radeau autour du piézomètre V_D2. Dans les secteurs les plus bas en altitude, notamment autour du piézomètre V_D4, des conditions favorables ont été observées en 2021, mais pas en 2020 ni en 2022. Une augmentation de la profondeur de la nappe peut donc potentiellement expliquer la disparition de la cladiaie et son remplacement par des végétations moins hydrophiles.

6 Hydrochimie

6.1 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 thanétiens et des alluvions quaternaires, 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 Vred 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 8) ;
- Réaliser une première estimation de la contribution des différentes sources d'alimentation au bilan hydrique de la tourbière de Vred, 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.

6.2 Méthodes

6.2.1 Prélèvements

Des prélèvements d'eau ont été réalisés par le PNRSE ou par le BRGM dans un certain nombre de points représentatifs des différentes masses d'eau au sein du site 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.

Les prélèvements ont été réalisés en 23 points détaillés sur la **Figure 48**, ainsi que dans la Scarpe juste en aval du pont de Vred, à peu près à 1 km en amont du site (point nommé « V_Scarpe »). Lors de la campagne de septembre 2022, seuls 8 points ont pu être prélevés du fait de l'assec. En mars 2023, un prélèvement a également été effectué dans un fossé drainant le teruil de Rieulay (point nommé « Teruil »), pour vérifier une hypothèse concernant l'origine des fortes concentrations en sulfates observées dans certains piézomètres.

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 bruts. 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.

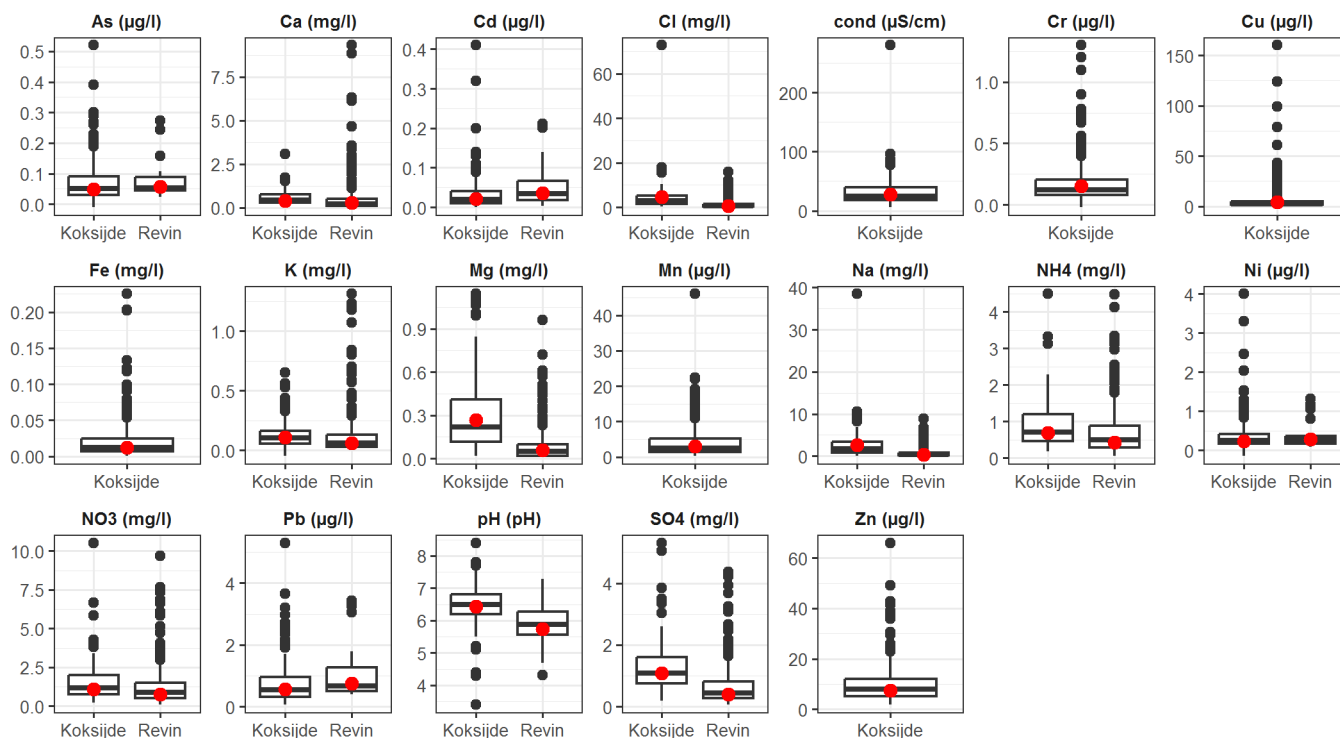


Figure 49. Chimie des précipitations aux deux stations EBAS les plus proches.

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.

6.2.3 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.

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

La contribution des différentes masses d'eau (craie, sables thanétiens, sédiments minéraux quaternaires, 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 de composition 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.

6.3 Résultats

6.3.1 Concentrations en calcium et hydrogénocarbonates

Les **Figures 50 et 51** donne les concentrations en calcium et hydrogénocarbonates mesurées à Vred.

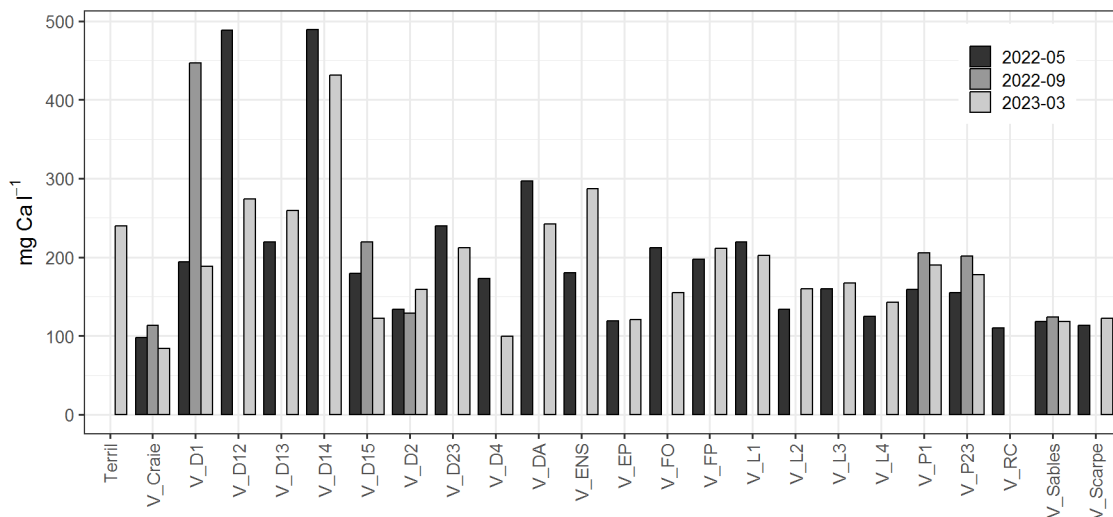


Figure 50. Concentrations en calcium mesurées à Vred.

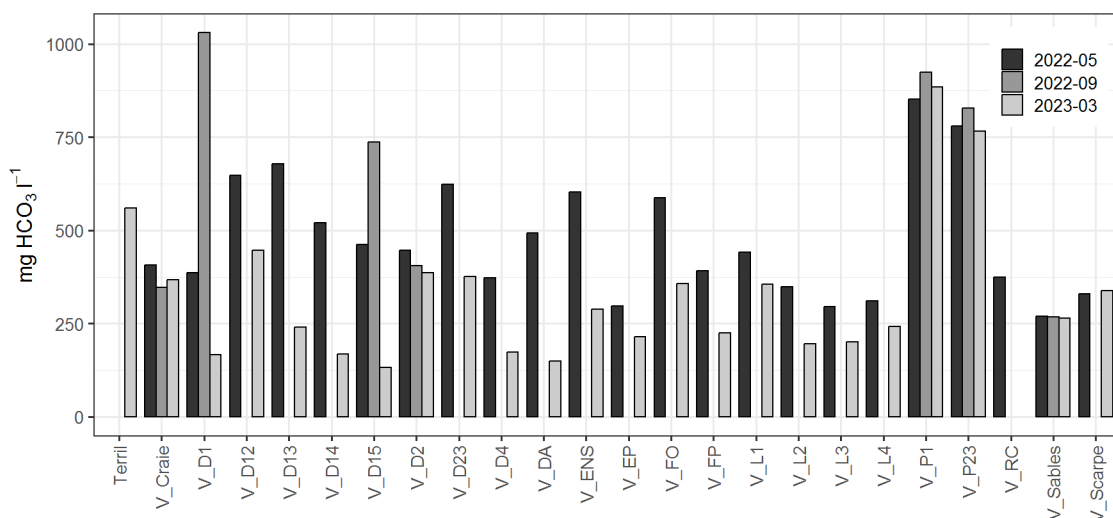


Figure 51. Concentrations en hydrogénocarbonates mesurées à Vred.

Les concentrations en calcium dans la craie sont relativement stables pendant les trois campagnes, à 98 mg/l en moyenne. Les concentrations dans les sables thanétiens (120 mg/l en moyenne) et dans les sédiments minéraux quaternaires (185 et 178 mg/l en moyenne dans V_P1 et V_P23, respectivement)

sont systématiquement et significativement plus importantes que dans la craie. Celles en hydrogénocarbonates sont du même ordre de grandeur dans la craie (374 mg/l en moyenne) et dans la tourbière (442 mg/l dans la tourbe, 335 mg/l dans les eaux de surface), même si assez variables en fonction de la période dans cette dernière. Elles sont légèrement plus faibles dans les sables (268 mg/l), mais significativement plus élevées dans les sédiments minéraux quaternaires (834 mg/l). **La présence passée et actuelle de végétations calciphiles et alcalinophiles peut donc s'expliquer par les seuls apports issus des sables thanétiens et/ou des sédiments quaternaires, sans qu'un théorique apport par drainance ascendante depuis la nappe de la craie ne soit requis.**

Les concentrations en calcium dans les eaux de surface et dans la tourbe sont systématiquement supérieures à celles observées dans les formations minérales sous-jacentes, à l'exception de deux valeurs qui leur sont similaires et qui ont été enregistrées dans le piézomètre V_D4 et dans le ruisseau central (V_RC). Les valeurs les plus importantes ont été enregistrées dans la partie sud-ouest du site (V_D12 et V_D14).

6.3.2 Valeurs-seuils

6.3.2.1 Nitrates

La **Figure 52** donne les concentrations en nitrates mesurées à Vred, et les compare aux valeurs-seuils compatibles avec un bon état de conservation établies 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 52**);
- 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, 2024) (valeur-seuil *c*) ;
- 15 mg NO₃/l pour les tourbières neutro-alcalines 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*).

Les concentrations en nitrates dans les sables thanétiens (M_Sables) sont nulles pendant toutes les campagnes de prélèvement. Elles sont nulles à très faibles (1,2 mg/l au maximum) dans la craie et dans les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe (V_P1 et V_P23). Un certain nombre de 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 la plupart des points de prélèvement dans la tourbe et les eaux de surface à l'intérieur de la tourbière sont nettement inférieures au seuil le plus conservateur (Grootjans *et al.* 2021). Les seules exceptions sont deux prélèvements réalisés en mars 2023, l'un dans le piézomètre V_D23 (9,3 mg/l) et l'autre dans le piézomètre V_D14 où la concentration en nitrate a atteint 250 mg/l. Cette très forte valeur est unique, et ne témoigne pas d'une pollution étendue. Ainsi, les concentrations dans les eaux de surface les plus proches (V_FP et V_L2) sont nulles. Cette observation est pour l'instant inexplicable. Néanmoins, au vu de son caractère unique, et des valeurs très faibles à nulles mesurées dans le reste du site, **les apports et les concentrations en nitrates ne semblent pas poser de problème significatif pour la conservation de la tourbière à l'heure actuelle.**

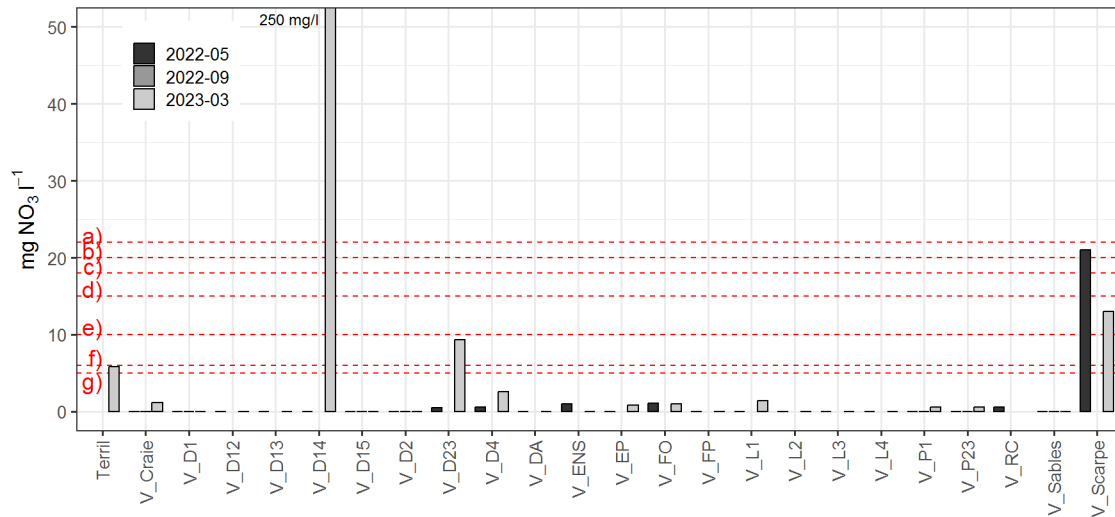


Figure 52. Concentrations en nitrates mesurées à Vred.

Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails. La valeur mesurée en mars 2023 dans le piézomètre V_D14 est de 250 mg NO₃/l. La barre correspondante a été coupée par souci de lisibilité.

6.3.2.2 Ammonium

La Figure 53 donne les concentrations en ammonium mesurées à Vred. 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 55), 0,5 (c)), 2 (f)) et 5 (g)) mg NH₄/l, respectivement (Anonyme 2019).
- Geurts *et al.* (2009) indiquent que des concentrations en NH₄ supérieures à 1,8 mg NH₄/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 NH₄ 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 NH₄/l (valeur-seuil b)).
- Gill *et al.* (2022) indiquent que les concentrations en ammoniac total (NH₃ et NH₄) 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 NH₄/l aux températures et pH mesurés à Vred (valeur-seuil d)).

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 dans les sables thanétiens (V_Sables), ainsi que dans certains piézomètres et certaines eaux de surface. **Elles dépassent le seuil indicatif d'un mauvais état écologique dans le fossé ouest (V_FO), situé juste en aval des deux déversoirs d'orage du réseau d'assainissement unitaire du village de Vred.**

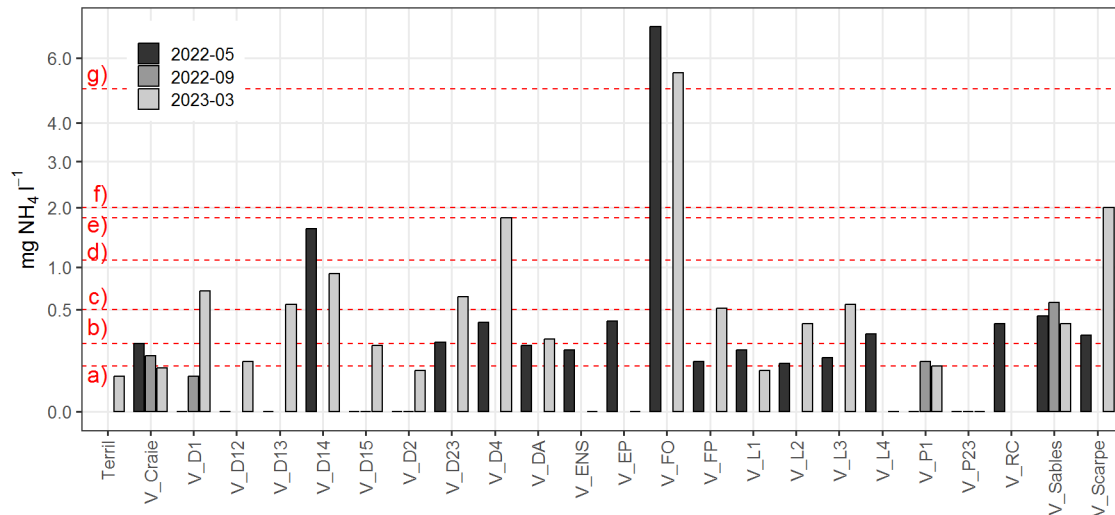


Figure 53. Concentrations en ammonium mesurées à Vred.

L'axe des ordonnées a été transformé avec une fonction racine carrée pour plus de lisibilité. Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

6.3.2.3 Phosphore

La Figure 54 donne les concentrations en phosphates mesurées à Vred, ainsi que certaines valeurs-seuils tirées de la littérature :

- De Mars et al. (2016, 2024) ont établi une valeur-seuil de 0,04 mg PO₄/l pour les marais tuffeux et sources pétrifiantes avec formation de tufs ou de travertins en Europe (valeur-seuil notée a) sur la Figure 54).
- 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 (Anonyme 2019) sont de 0,1, 0,5, 1 et 2 mg PO₄/l, respectivement (valeurs-seuils d), g), i) et j)) ;
- 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 PO₄/l (valeur proche de la valeur DCE ci-dessus, donc non représentée sur la Figure 54).
- 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 :
 - o nombre d'espèces et recouvrement des macrophytes aquatiques maximaux sous le seuil de 0,05 mg PO₄/l (valeur-seuil b) ;
 - o absence quasi-totale d'espèces aquatiques sur Liste Rouge au-dessus de 0,09 mg PO₄/l (valeur-seuil c) ;
 - o absence d'espèces aquatiques oligotrophes et d'espèces semi-aquatiques en Liste Rouge au-dessus de 0,19 mg PO₄/l (valeur-seuil e) ;
 - o 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)).

Les concentrations en phosphates dans la craie (V_Craie) et les sédiments minéraux quaternaires (V_P1 et V_P23) ont été nulles pendant toutes les campagnes de prélèvement, ainsi que dans les sables thanétiens (V_Sables) en mai 2022 et mars 2023. Elles ont par contre dépassé certains des seuils les plus exigeants dans les sables thanétiens en septembre 2022.

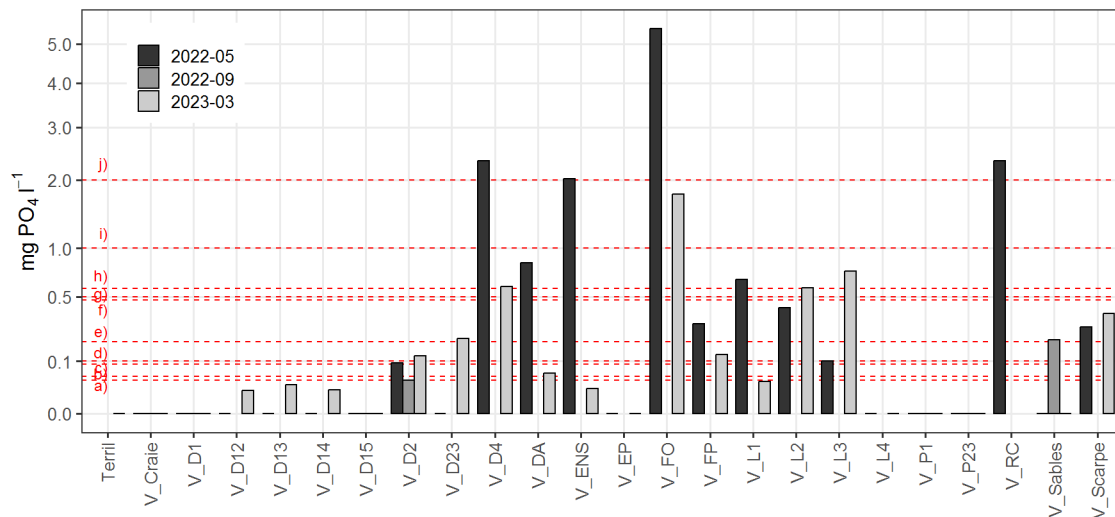


Figure 54. Concentrations en phosphates mesurées à Vred.

L'axe des ordonnées a été transformé avec une fonction racine carrée pour plus de lisibilité. Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

Les concentrations en phosphates sont nulles à faibles dans la plupart des piézomètres insérés dans les sols tourbeux (à l'exception du piézomètre V_D4), ainsi que dans l'étang de chasse (V_L4) et l'étang de pêche (V_EP). Elles sont par contre **élevées à très élevées, au moins occasionnellement, dans la quasi-totalité du réseau hydraulique**, dans l'étang ENS ainsi que dans le piézomètre V_D4. Ce dernier est installé dans un secteur de faible altitude, souvent inondé, en connexion directe avec le réseau hydrographique et donc probablement pollué via celui-ci. **Les concentrations les plus importantes sont enregistrées dans le fossé ouest (V_FO), en aval des déversoirs d'orage.** Elles ont atteint 5,4 mg/l en mai 2022.

En conclusion, **les concentrations en phosphates dans le réseau hydraulique de 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 55**. 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 0,05 (valeur-seuil *b*) sur la **Figure 55**, 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*).

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.

Comme pour les phosphates, les concentrations les plus importantes ont été observées dans le fossé ouest (V_FO), en aval des déversoirs d'orage. Les rejets de phosphore issus de ces déversoirs constituent donc une menace majeure pour la conservation de la tourbière. Toutefois, les valeurs importantes mesurées dans l'étang ENS (V_ENS) et dans les sables thanétiens en périphérie sud-ouest de la tourbière, a priori peu influencés par les apports issus du fossé ouest, suggèrent que les déversoirs d'orage ne sont pas les seules sources de phosphore pour la tourbière.

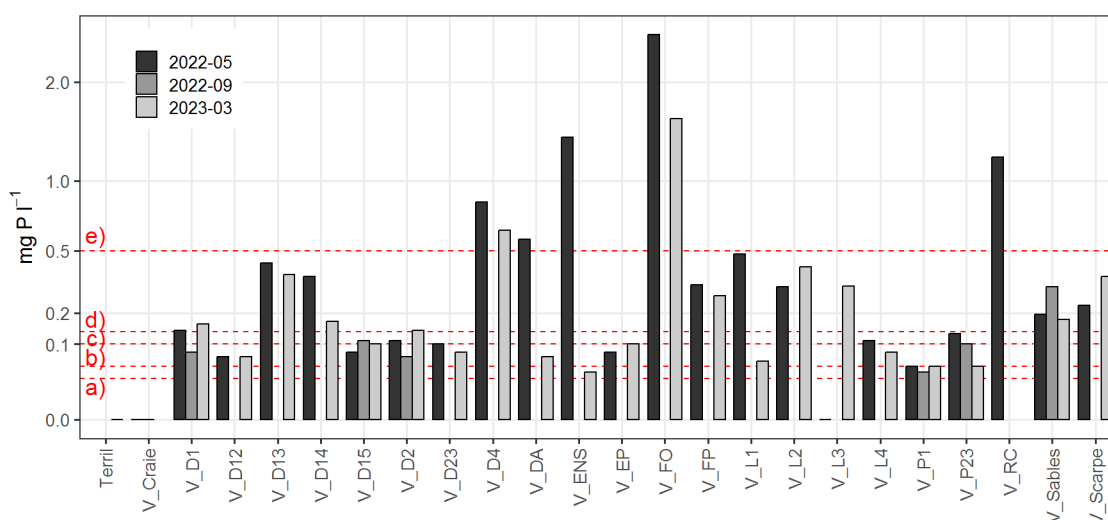


Figure 55. Concentrations en phosphore total mesurées à Vred.

L'axe des ordonnées a été transformé avec une fonction racine carrée pour plus de lisibilité. Les lignes rouges indiquent les valeurs-seuils selon la littérature, voir le texte pour plus de détails.

6.3.2.4 Sulfates

Dans les tourbières neutro-alcalines, de fortes concentrations en sulfates peuvent conduire à des phénomènes d'eutrophisation interne, par deux mécanismes différents (Lamers 2001; Smolders *et al.* 2006) :

- en conditions anaérobies, les sulfates sont des accepteurs d'électrons favorisant la minéralisation de la matière organique par les bactéries sulfato-réductrices ;
- 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 (Lamers *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.* 2015).

Les concentrations en sulfates observées dans la tourbière de Vred et à proximité sont présentées sur la **Figure 56**. 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.

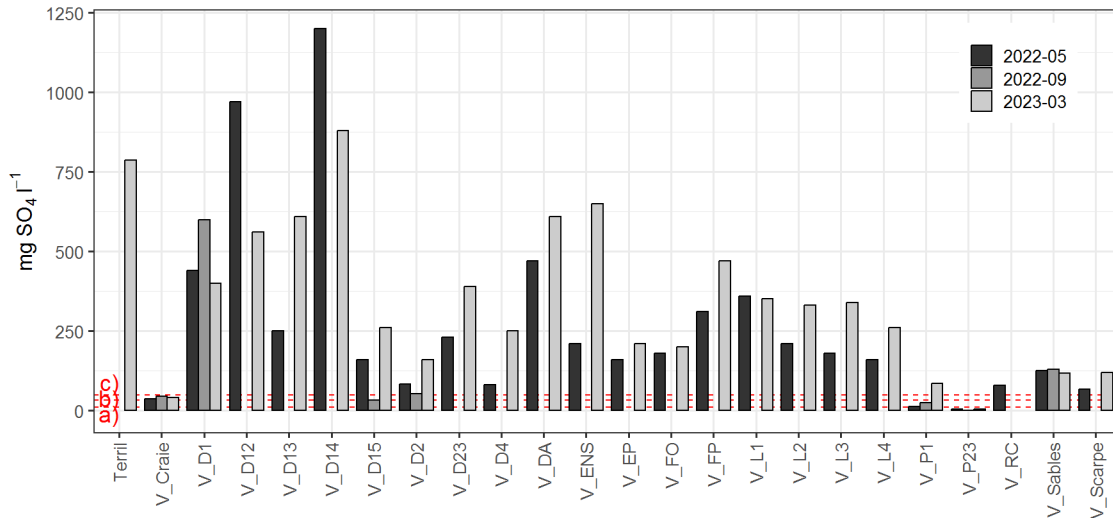


Figure 56. Concentrations en sulfates mesurées à Vred.

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

Les concentrations en sulfates dans la tourbière de Vred dépassent donc très largement 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 concentrations en sulfates dans la craie, les sables thanétiens et les sédiments minéraux quaternaires (V_P1 et V_P23) sont généralement très inférieures à celles observées dans la tourbière, même si elles dépassent les seuils mentionnés ci-dessus systématiquement dans les sables et occasionnellement dans les sédiments minéraux quaternaires.

Une éventuelle pollution issue du réseau d'assainissement via les déversoirs d'orage ne semble pas être en cause : les concentrations en aval des déversoirs dans le fossé ouest (V_FO) ne sont pas les plus importantes enregistrées sur le site. Une pollution issue de la décharge est possible, le secteur en contrebas de celle-ci (V_DA, V_D1) se caractérisant par des concentrations de l'ordre de 500 mg/l. Toutefois les teneurs les plus élevées (entre 560 et 1200 mg/l) sont enregistrées dans les sols de la partie ouest du site (V_D12 et V_D14).

La **Figure 57** permet de vérifier si ces sulfates sont issus de la dissolution du gypse (CaSO₄ · 2 H₂O), abondant dans les sables thanétiens. Dans ce cas, le ratio $([Ca] + [Mg] - [HCO_3]) / [SO_4]$ des échantillons d'eau doit être proche de 1 (Denimal *et al.* 2001) et ces échantillons doivent être proches de la droite d'identité sur cette figure. C'est le cas notamment des échantillons prélevés dans la craie et les sables thanétiens à Vred, et de l'ensemble des échantillons prélevés à Marchiennes (Duranel 2024a), où les teneurs en sulfates sont nettement moins élevées qu'à Vred. Par contre les points nettement à droite de la ligne d'identité présentent un enrichissement en sulfates par rapport à la dissolution du gypse : c'est particulièrement le cas pour le piézomètre V_D14, et dans une moindre mesure pour un certain nombre de prélèvements issus de la marge sud du site (V_D1, V_P1, V_D12, V_D23, V_P23, V_ENS). Le prélèvement réalisé à l'aval du terril de Rieulay montre également un tel enrichissement.

Il a été démontré que certaines eaux de surface et souterraines en aval des terrils du bassin minier du Nord-Pas-de-Calais sont fortement enrichies en sulfates du fait d'une contamination par les eaux de lixiviation des terrils. Ces sulfates proviennent de l'oxydation de la pyrite contenue dans les schistes houillers (Denimal *et al.* 2001).

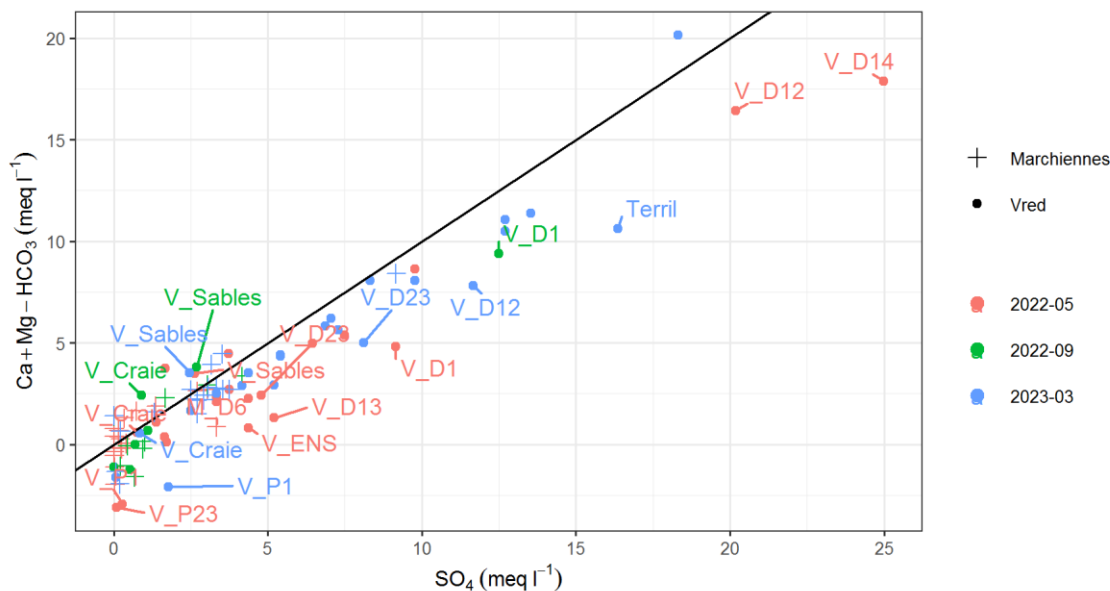


Figure 57. Diagramme $[Ca] + [Mg] - [HCO_3]$ vs $[SO_4]$.

La ligne noire correspond à la droite d'identité.

Une telle contamination a été mise en évidence à l'aval des deux terrils les plus proches de Vred, les terrils de Germinies Sud et de Rieulay (Gaulier *et al.* 2020). Sur ces sites, les eaux de surface contaminées ont également une forte teneur en manganèse et sodium, ainsi qu'une conductivité électrique très élevée, caractéristiques que l'on retrouve à Vred dans le piézomètre V_D14. Toutefois, la tourbière de Vred n'est pas connectée avec ces terrils via les eaux de surface, et un transfert via la nappe des sables thanétiens et des sédiments minéraux quaternaires ne semble pas en cause au vu des plus faibles concentrations qui y ont été mesurées.

Etant donné le passé industriel local, une contamination par des résidus miniers ou industriels soufrés épandus directement sur le site est aussi envisageable. Lors des sondages stratigraphiques (Goubet 2015), des scories ont été très fréquemment retrouvées dans les horizons supérieurs du sol de la partie ouest du site. De plus, outre de fortes teneurs en sulfates, sodium et manganèse, le piézomètre V_D14 se distingue par de très fortes teneurs en bore et cobalt, deux éléments que l'on retrouve également en fortes concentrations dans les résidus de combustion du charbon par exemple.

Enfin, une dernière hypothèse correspond à l'accumulation naturelle de pyrite dans la tourbe au cours des siècles passés, par réduction des sulfates naturels et précipitation avec le fer en conditions anaérobies. Une baisse de la nappe plus ou moins récente a pu alors conduire à son oxydation relativement rapide et à la production de sulfates en concentrations supérieures aux concentrations naturelles. Ce phénomène a été identifié comme la cause de l'acidification constatée dans certaines tourbières neutro-alcalines (Lamers *et al.* 1998; Lucassen *et al.* 2002; Smolders *et al.* 2005). L'oxydation de résidus industriels soufrés pourrait également expliquer le plus faible pH mesuré dans le piézomètre V_D14 (cf. Section 3.3.2). Toutefois, la dissolution des carbonates tamponnant la production de protons, Lucassen *et al.* (2002) ont montré que les tourbières présentant un ratio $SO_4/(Ca+Mg)$ supérieur à 1 dans la solution du sol étaient les plus sensibles à cette acidification induite par assèchement. Les concentrations en calcium et magnésium dans la tourbière de Vred semblent pour le moment être suffisantes pour éviter une forte acidification (**Figure 58**).

L'analyse plus détaillée des éléments traces en cours de réalisation par le BRGM devrait apporter quelques éléments complémentaires sur la ou les sources de sulfates. Une analyse des isotopes stables du soufre pourrait également apporter des précisions sur cette question (Wang & Zhang 2019).

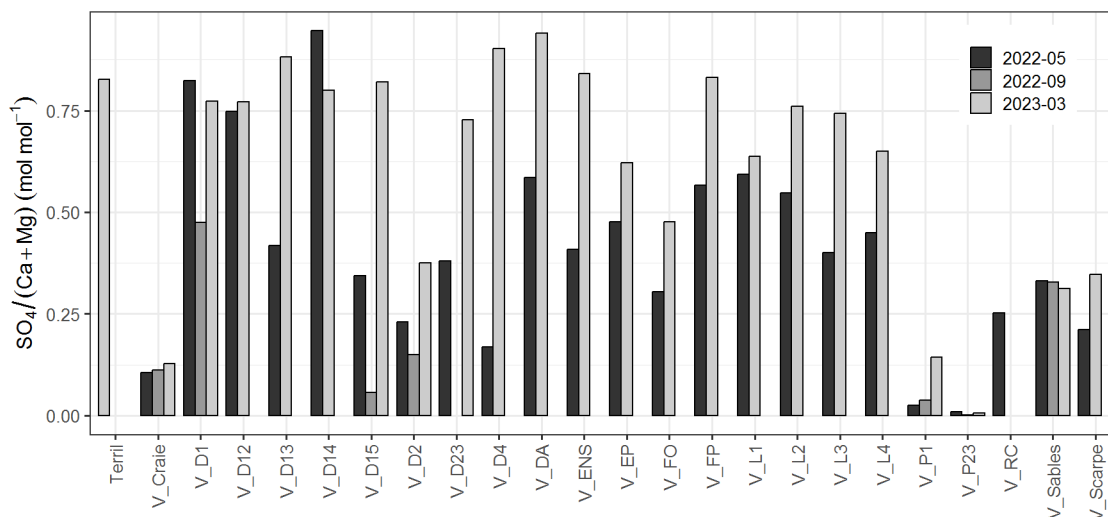


Figure 58. Ratio $SO_4/(Ca+Mg)$ mesurés à Vred.

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

6.3.3.1 Similarité des compositions chimiques

La **Figure 59** 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 5). La **Figure 60** reprend en colonnes la même classification hiérarchique, mais le gradient de couleur représente la concentration relative (après normalisation des données par variable) mesurée dans chaque échantillon pour chaque variable.

La statistique de Mantel distingue 6 groupes significativement différents : les précipitations (Revin et Koksijde), la Scarpe (V_Scarpe), le fossé ouest en aval des déversoirs d'orage (V_FO), les piézomètres V_D1 et V_D15 au centre de la tourbière, les piézomètres V_D12 et V_D14 dans la partie ouest de la tourbière, et enfin l'ensemble des autres points de prélèvement. Ces derniers, qui incluent **les eaux de surface dans la tourbière (sauf V_FO), les piézomètres V_D2, V_D4, V_D13 et V_D23, les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe (V_P1 et V_P23), les sables thanétiens (V_Sables), et la craie (V_Craie), ne sont pas statistiquement assez différents pour pouvoir être distingués.** Les précipitations se distinguent des autres prélèvements par un pH et des concentrations en calcium, chlorures, sodium, magnésium, arsenic, nickel, sulfates et potassium nettement plus faibles, et des concentrations en cadmium et plomb plus élevées. La Scarpe se distingue par des concentrations en cadmium et nitrates nettement plus élevées. Les concentrations en ammonium, arsenic et potassium sont nettement plus élevées dans le fossé ouest (V_FO), pollué par des apports probablement issus des déversoirs d'orage. Les piézomètres V_D12 et V_D14, dans le secteur est, se caractérisent par de fortes teneurs en sulfates et calcium. Enfin, **les piézomètres V_D1 et V_D15 ont de fortes teneurs en plomb et arsenic. On peut suspecter un transport de ces éléments depuis l'ancienne décharge, ces piézomètres en étant les plus proches.**

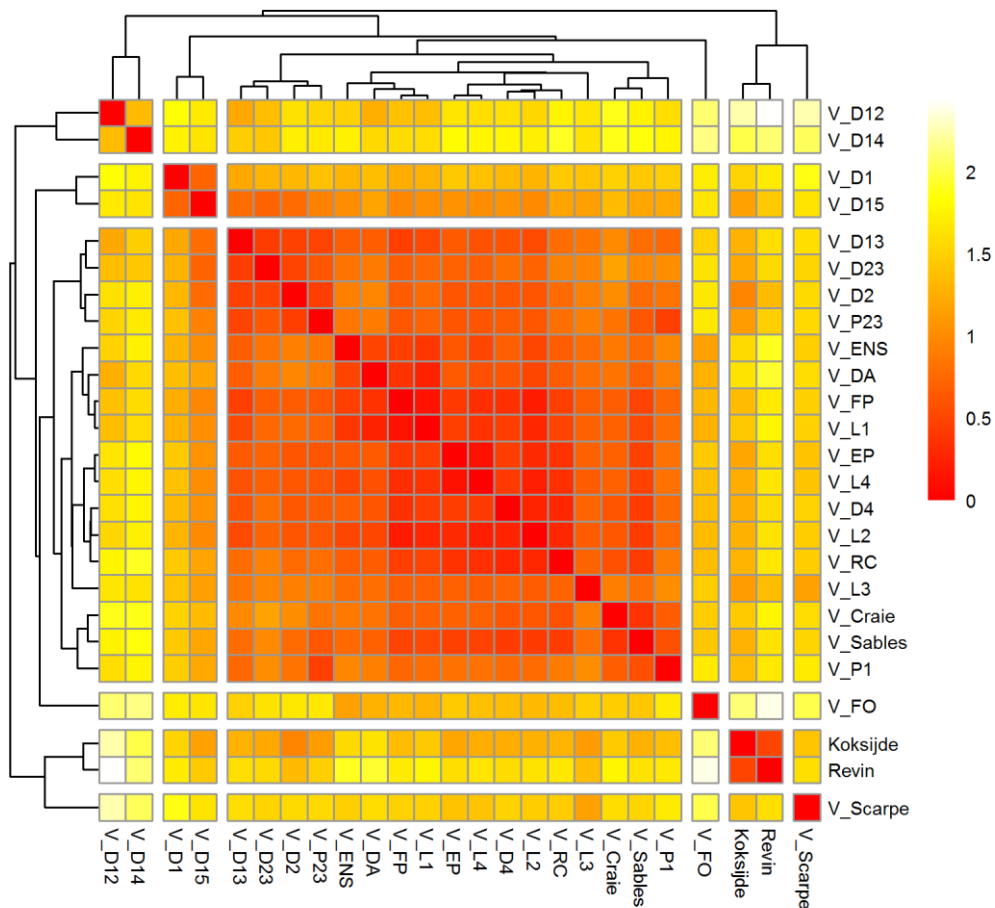


Figure 59. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en mai 2022.

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.

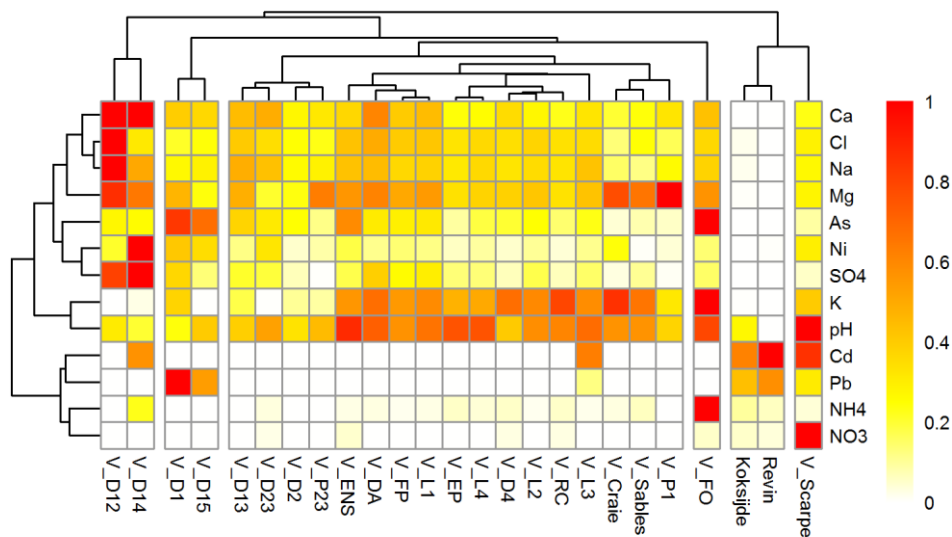


Figure 60. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de mai 2022.

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 61** et **62** reprennent la même analyse mais pour les échantillons prélevés en mars 2023, pendant une période de remise en eau de la tourbière.

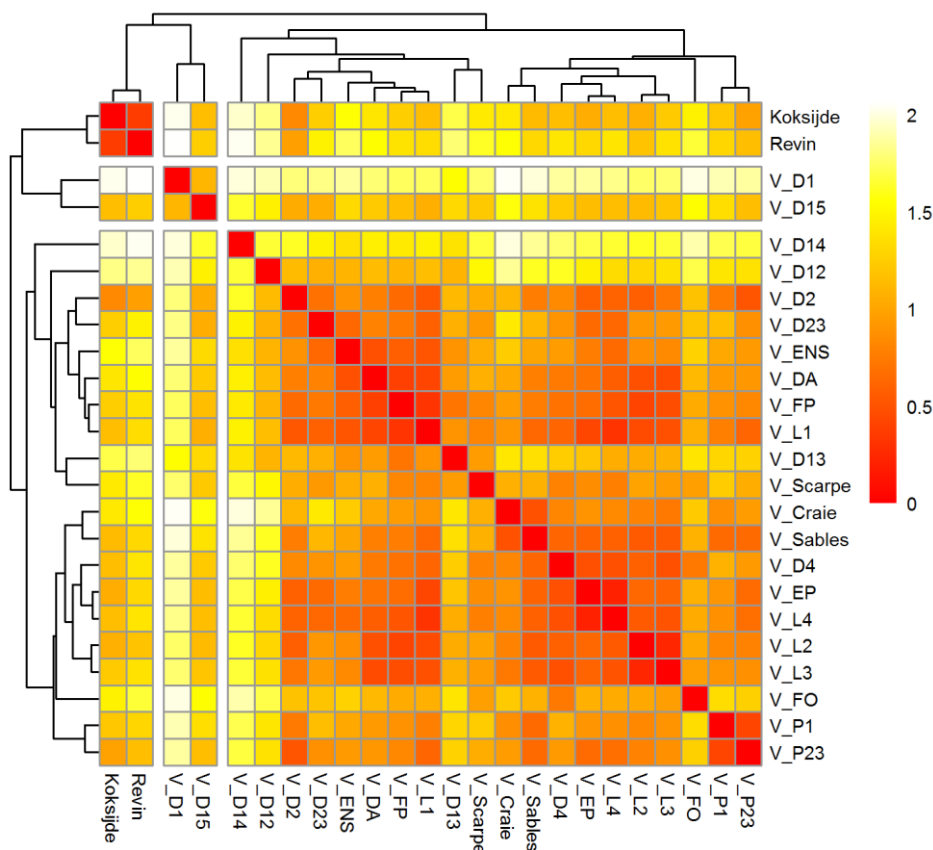


Figure 61. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en mars 2023.

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.

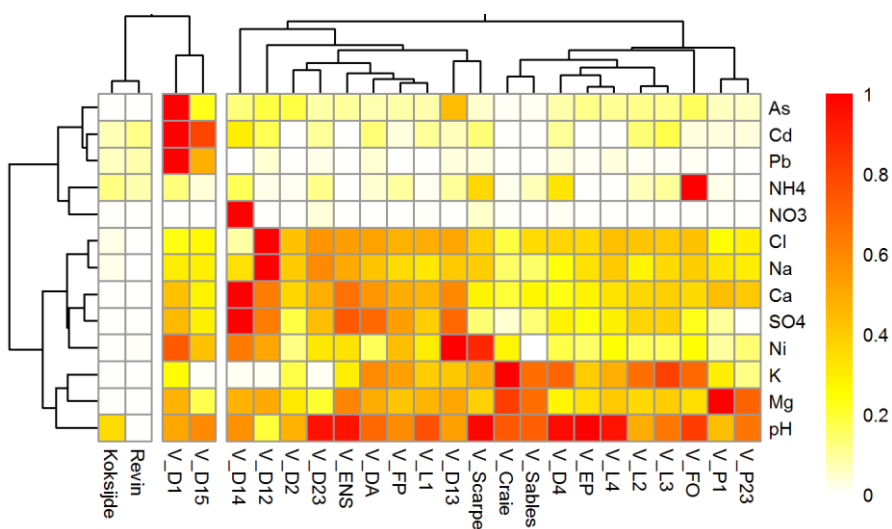


Figure 62. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de mars 2023.

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.

A nouveau les précipitations se révèlent nettement différentes des autres prélèvements. **Les piézomètres V_D1 et V_D15 sont à nouveau significativement différents, et caractérisés par de fortes teneurs relatives en plomb et arsenic, auxquels s'ajoute le cadmium, tous ces éléments étant cohérents avec des apports issus de la décharge.** Les piézomètres V_D12 et V_D14 sont cette fois-ci groupés avec le reste des points de prélèvement dans la tourbière. C'est également le cas de la Scarpe (les concentrations relatives en nitrates et cadmium étant moins importantes qu'en mai 2022), et du fossé ouest (V_FO), même si les teneurs en ammonium y restent élevées. La statistique de Mantel suggère que les eaux de surface de la tourbière, la tourbe (à l'exception de V_D1 et V_D15), les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe, la Scarpe, les sables thanétiens et la craie ne sont pas suffisamment différents pour être distingués.

Enfin, les **Figures 63 et 64** présentent l'analyse des échantillons prélevés en septembre 2022, au cours d'une période de très basses eaux.

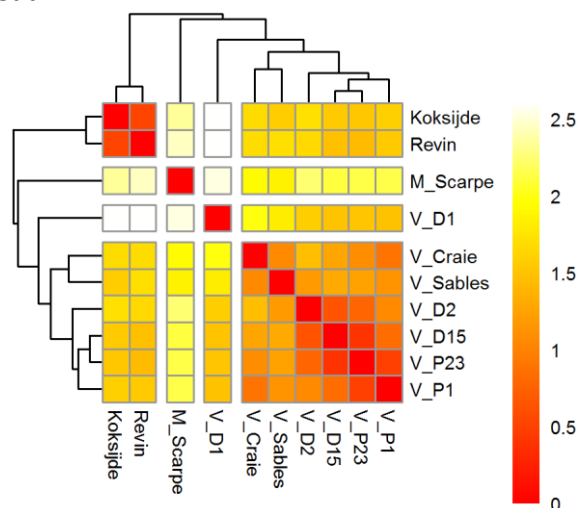


Figure 63. Matrice de dissimilarité (distance euclidienne après normalisation) entre les échantillons prélevés en septembre 2022.

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.

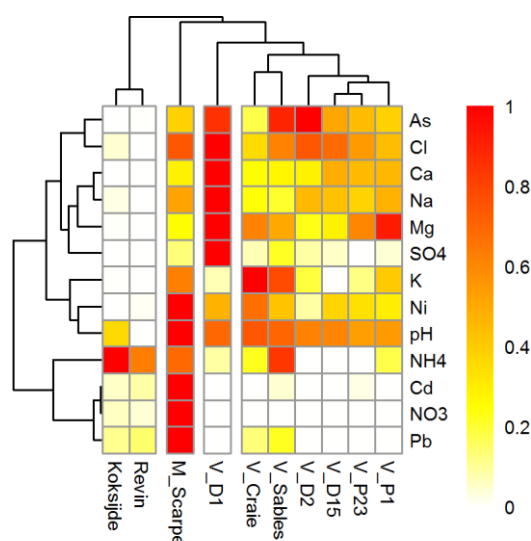


Figure 64. Matrice croisée échantillons x variables des prélèvements de septembre 2022.

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.

Le jeu de données est plus petit, un grand nombre de points de prélèvement étant alors en assec (en particulier tous ceux dans les eaux de surface à l'intérieur du site). Le prélèvement dans la Scarpe au niveau de Vred (V_Scarpe) n'ayant pas été réalisé lors de cette campagne, celui réalisé un peu plus en aval à Marchiennes a été utilisé en lieu et place.

L'analyse distingue les précipitations, la Scarpe et le piézomètre V_D1, mais pas la craie, les sables thanétiens, les sédiments minéraux quaternaires sous la tourbe et les deux autres piézomètres insérés dans la tourbe. Le piézomètre V_D1 se distingue par de fortes concentrations de chlorures, sulfates, calcium et magnésium, traduisant peut-être une concentration du fait de l'évapotranspiration.

L'analyse de similarité suggère donc une proximité forte et permanente entre les sables thanétiens, les sédiments quaternaires minéraux sous la tourbe, la plupart des eaux de surface dans la tourbière et la majorité des piézomètres insérés dans la tourbe. Ces résultats corroborent les conclusions de l'analyse hydrologique (cf. Section 5) qui suggèrent une alimentation de l'ensemble de la tourbière essentiellement par la nappe circulant dans les sables thanétiens et les sédiments minéraux quaternaires.

Les piézomètres V_D1 et V_D15 se démarquent par des concentrations relatives en plomb, cadmium et arsenic importantes, traduisant une pollution vraisemblablement issue de l'ancienne décharge.

Les piézomètres V_D12 et V_D14 se distinguent par des concentrations importantes en sulfates (cf. Section 6.3.2.4).

6.3.3.2 Analyse de mélange des composants finaux

Une analyse de mélange des composants finaux a été tentée avec les paramètres disponibles à la fois pour les échantillons prélevés à Vred et les données de composition chimique des eaux de pluie fournies par le réseau EBAS pour la station de Koksijde (les paramètres disponibles pour la station de Revin étant moins nombreux). La **Figure 65** 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.

Les deux premiers axes de l'ACP représentent 48% de la variabilité totale du jeu de données. Les précipitations à Koksijde se démarquent nettement des autres échantillons par une faible conductivité électrique et de faibles concentrations de la plupart des éléments. Les échantillons prélevés dans la craie et les sables sont très similaires, et sont également similaires à ceux prélevés dans la Scarpe et dans la plupart des eaux de surface et des piézomètres dans la tourbière. Comme déjà discuté, un certain nombre de piézomètres se distinguent : V_D12 et V_D14 par de fortes concentrations en calcium et sulfates et une forte conductivité, et V_D1 et dans une moindre mesure V_D15 par de fortes concentrations en arsenic, plomb, cadmium, fer, cuivre et zinc.

Dans le jeu de données limité par les paramètres disponibles pour les précipitations, il n'a malheureusement pas été possible de trouver une combinaison de traceurs permettant d'encadrer l'ensemble des échantillons prélevés dans la tourbière, même en limitant le jeu de données aux seules eaux de surface dans la tourbière. Il semble que les traceurs disponibles ne soient pas conservatifs. 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.

7 Géochimie

7.1 Objectifs

L'objectif principal de cette section est de vérifier un certain nombre d'hypothèses concernant l'évolution constatée des végétations à Vred. Goubet (2015) a en effet émis l'hypothèse d'un enrichissement en phosphore disponible pour expliquer le développement plus vigoureux des ligneux observé depuis quelques décennies. 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. 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 présents à Marchiennes et à Vred (cf. Section 8).

7.2 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 8), 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 à Vred et analysés (**Figure 66**).

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 d'un 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 (nommée 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. Il correspond également au stock de phosphore qui peut être relargué dans la solution du sol sous forme de phosphates en cas de pollution par les sulfates, engendrant un phénomène d'eutrophisation interne (Zak, comm. pers.; Smolders *et al.* 2006).

- 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 sensibles 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.

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.

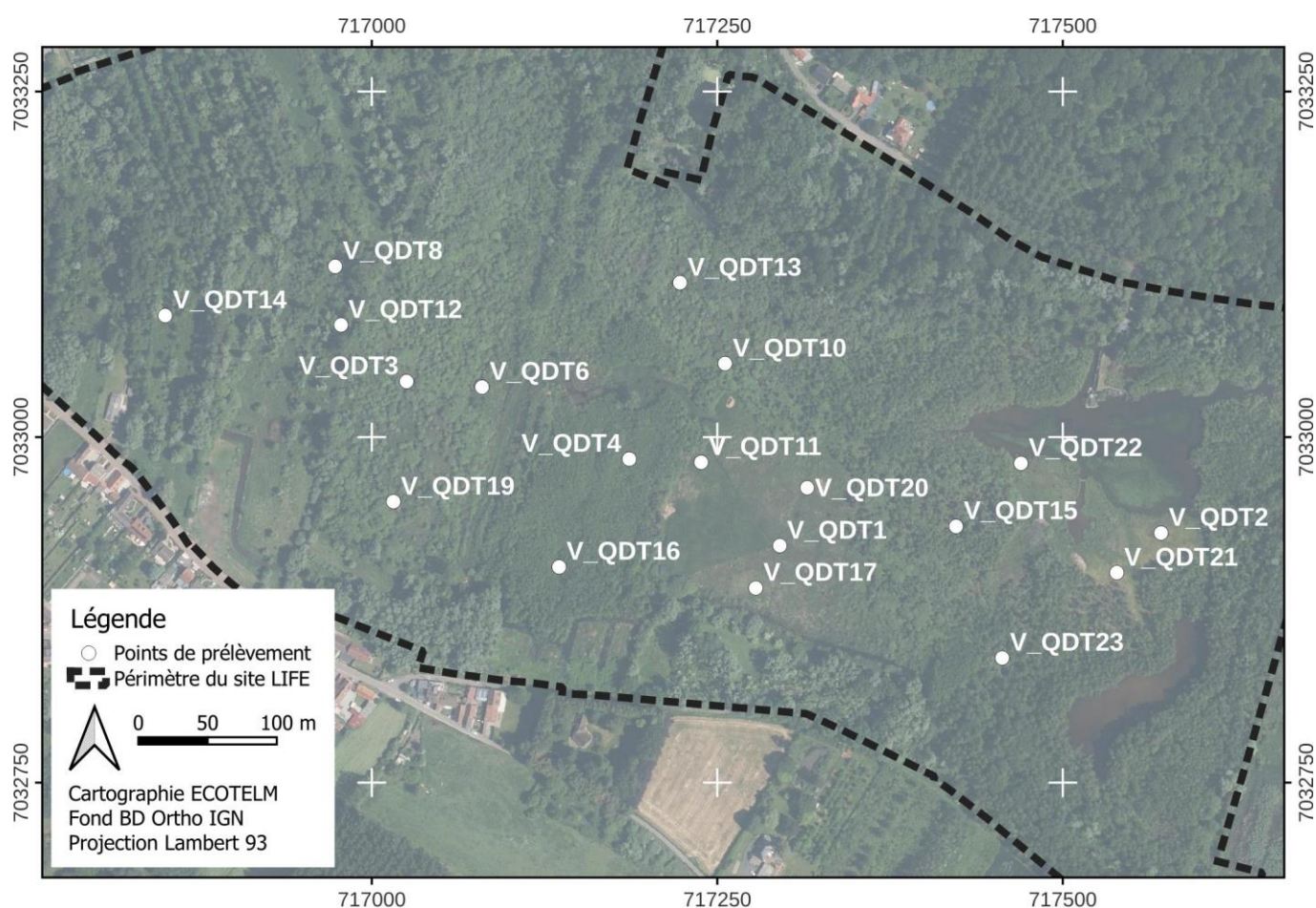


Figure 66. Localisation des prélèvements de sol pour analyse géochimique.

7.3 Résultats

7.3.1 Caractéristiques physico-chimiques générales

Le **Tableau 10** présente quelques statistiques descriptives des caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol prélevés à Vred, rapportées au volume frais ou à la masse sèche.

Tableau 10. Statistiques descriptives des caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol prélevés à Vred (moyenne +/- écart-type, [minimum – maximum]).

	g / l	mg / g MS
Al	3.732 +/-6.240 [0.064-23.625]	9.607 +/-7.419 [0.608-26.900]
Ca	9.950 +/-14.243 [0.245-55.218]	30.538 +/-19.321 [2.430-77.500]
Fe	3.269 +/-5.698 [0.077-21.704]	8.077 +/-7.763 [0.759-25.500]
K	1.054 +/-1.844 [0.106-7.51]	2.841 +/-1.842 [0.879-8.560]
Mg	0.484 +/-0.673 [0.056-2.205]	1.515 +/-0.595 [0.555-3.110]
Mn	0.091 +/-0.149 [0.002-0.506]	0.237 +/-0.177 [0.021-0.711]
Na	0.408 +/-0.569 [0.043-2.036]	1.263 +/-0.580 [0.307-2.620]
P	0.311 +/-0.291 [0.052-1.047]	1.195 +/-0.356 [0.511-1.600]
P_Olsen	0.011 +/-0.007 [0.005-0.031]	0.052 +/-0.027 [0.024-0.136]
densité	247.985 +/-222.14 [100.867-877.768]	-

La densité des échantillons prélevés varie d'environ 100 à 880 g/l au sein du site, avec une nette différenciation entre l'extrémité ouest (secteur dit « des pâturages ») et le reste du site (**Figure 67**). Cette observation est à mettre en lien avec l'histoire du site (Goubet 2013, 2015) :

- Les prélèvements les moins denses ont tous été réalisés à l'emplacement d'anciennes fosses d'extraction de tourbe, telles que précisément cartographiées sur le cadastre levé en 1860. Les tourbes prélevées sont donc relativement récentes.
- Les parcelles de la partie ouest de la tourbière dans lesquelles les trois échantillons nettement plus denses ont été prélevés n'ont a priori pas fait l'objet d'extraction de tourbe. Les analyses stratigraphiques et paléo-environnementales menées dans le cadre de la présente étude et par Goubet (2013, 2015) ont par contre montré la présence en surface ou à faible profondeur sous une tourbe minéralisée d'un horizon organo-minéral issu au moins en partie de l'épandage de matériaux issus du creusement et/ou du curage des fossés adjacents, voire extérieurs au site. La compaction et la minéralisation des sédiments a également pu être favorisée par le pâturage, toujours en place à l'heure actuelle.



Figure 67. 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 68**). 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 nutriments par unité de volume, quelle que soit la variable analysée.**

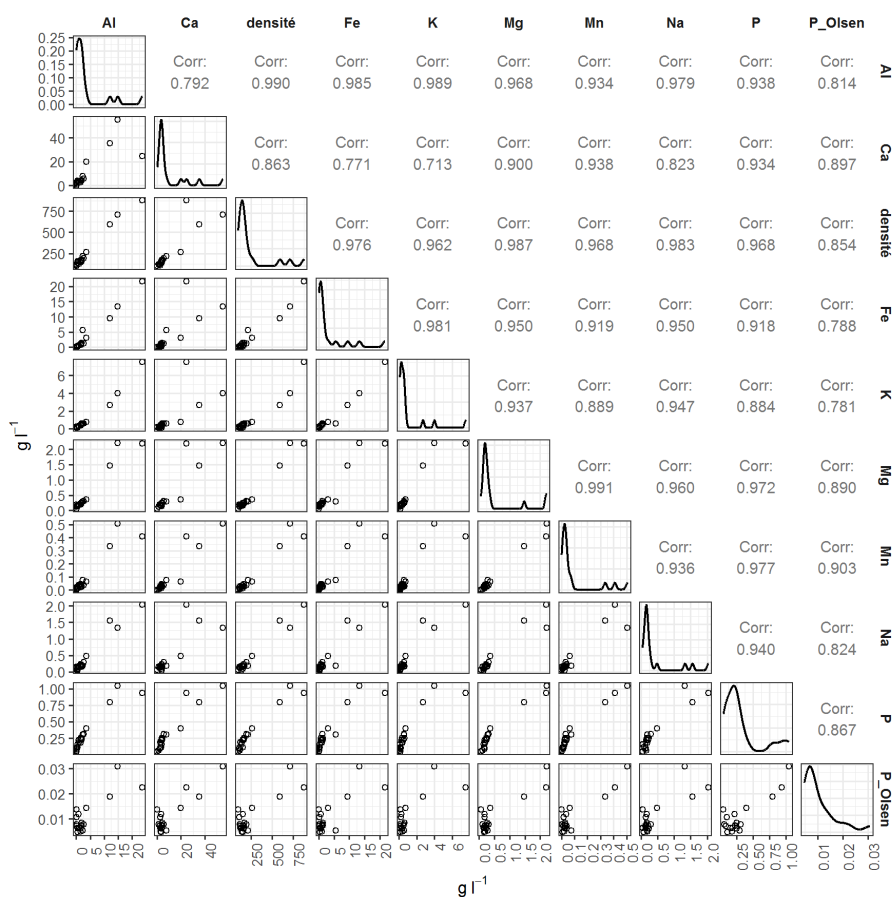


Figure 68. Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Vred, exprimées par rapport au volume.

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 partie ouest que dans le reste du site (Figures 69, 70, 71, 72 et 73).**

Même si un peu moins prononcée, la distinction entre ces deux zones est également assez nette pour les teneurs élémentaires rapportées à la matière sèche. Les teneurs en Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn 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.

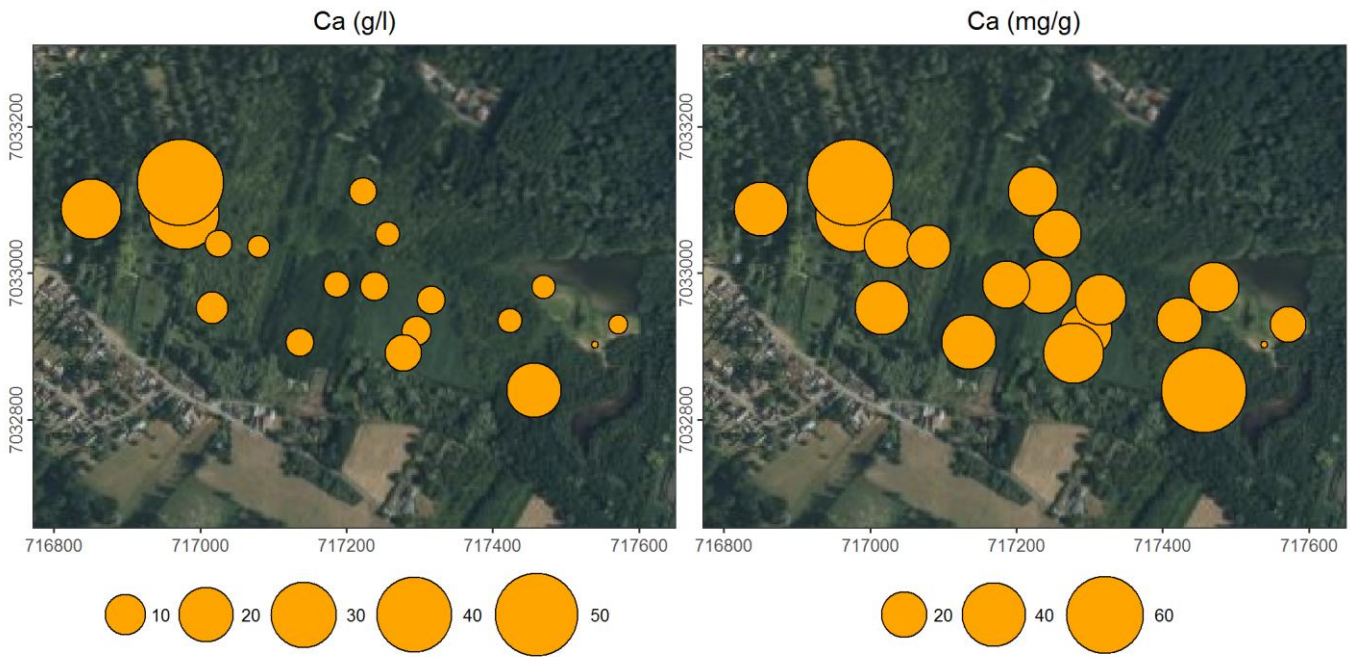


Figure 69. Distribution des concentrations en calcium dans les sédiments de surface.

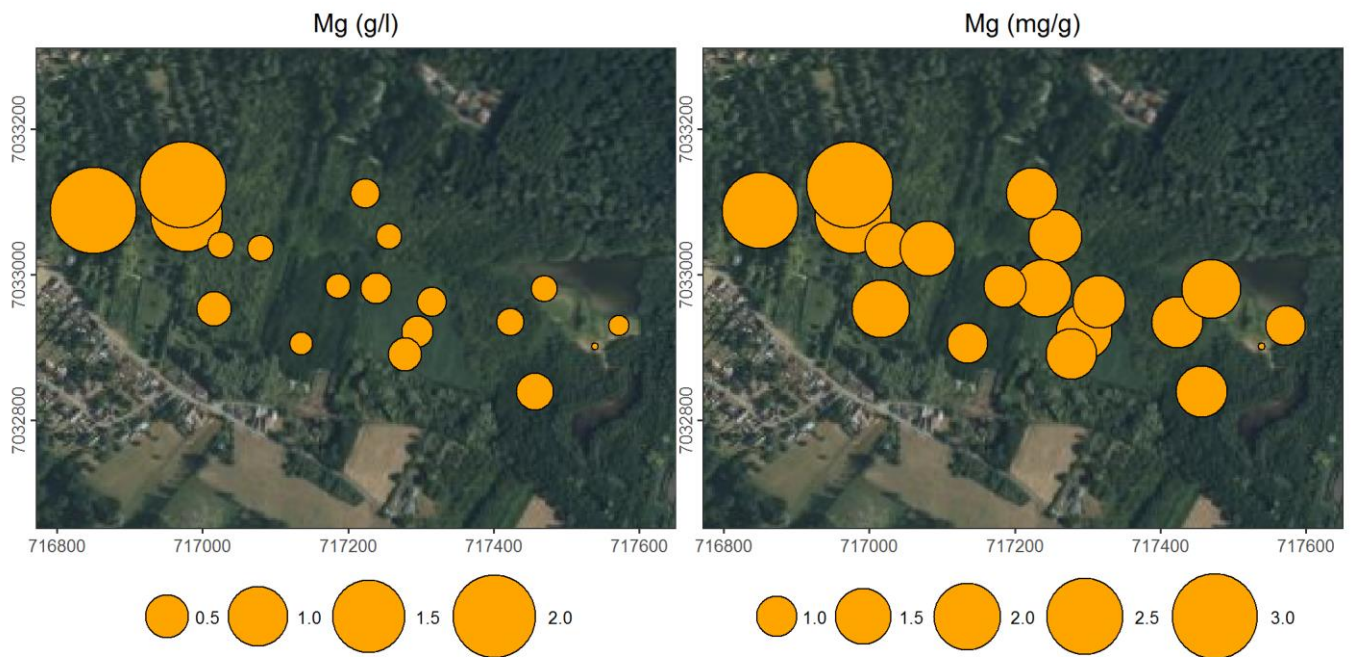


Figure 70. Distribution des concentrations en magnésium dans les sédiments de surface.

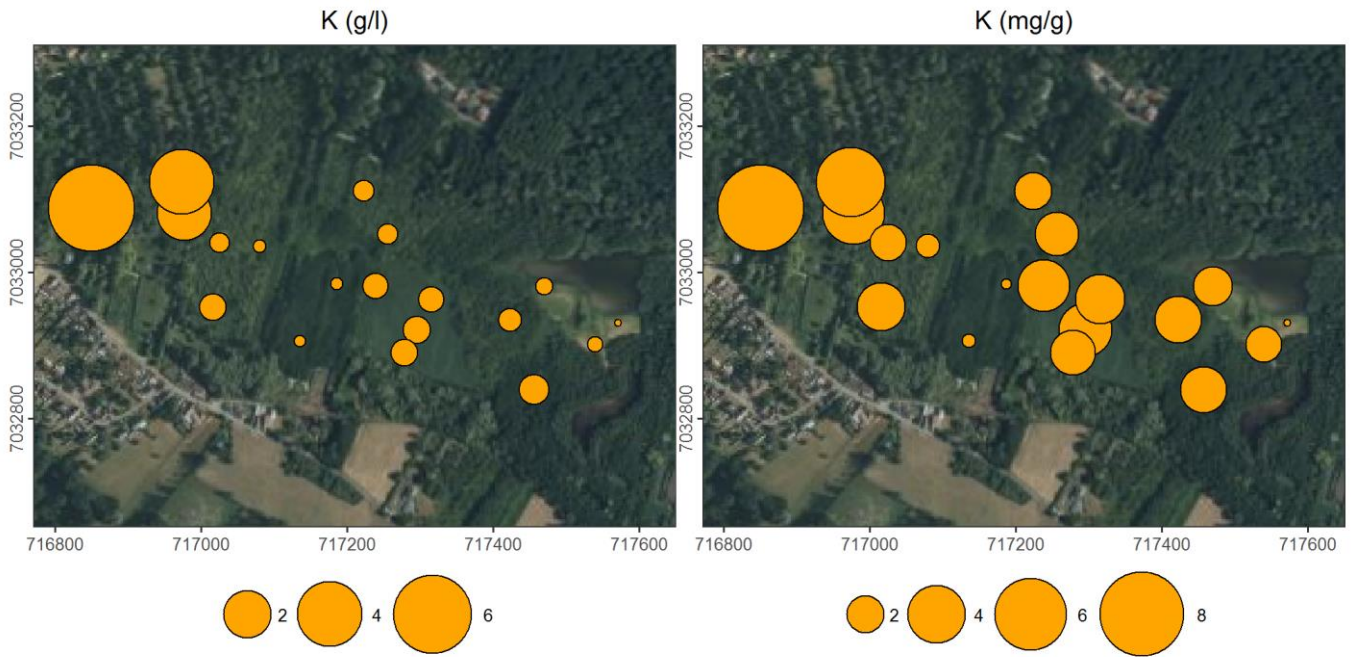


Figure 71. Distribution des concentrations en potassium dans les sédiments de surface.

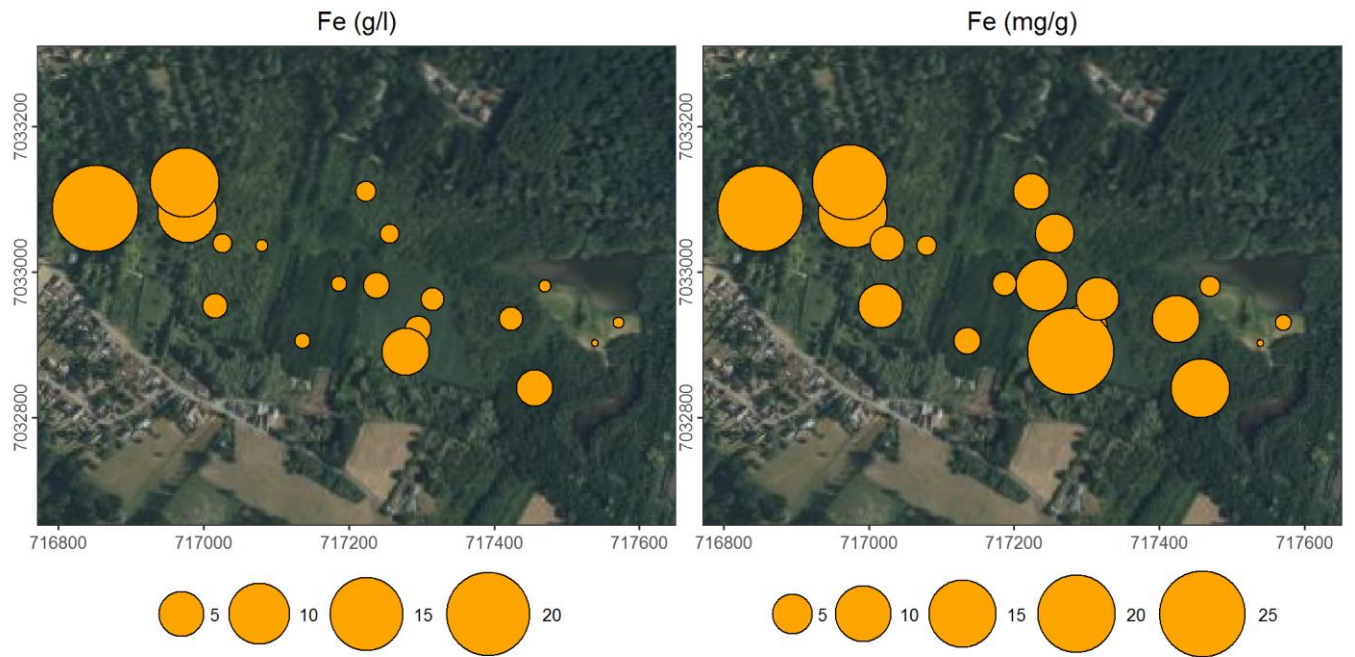


Figure 72. Distribution des concentrations en fer dans les sédiments de surface.

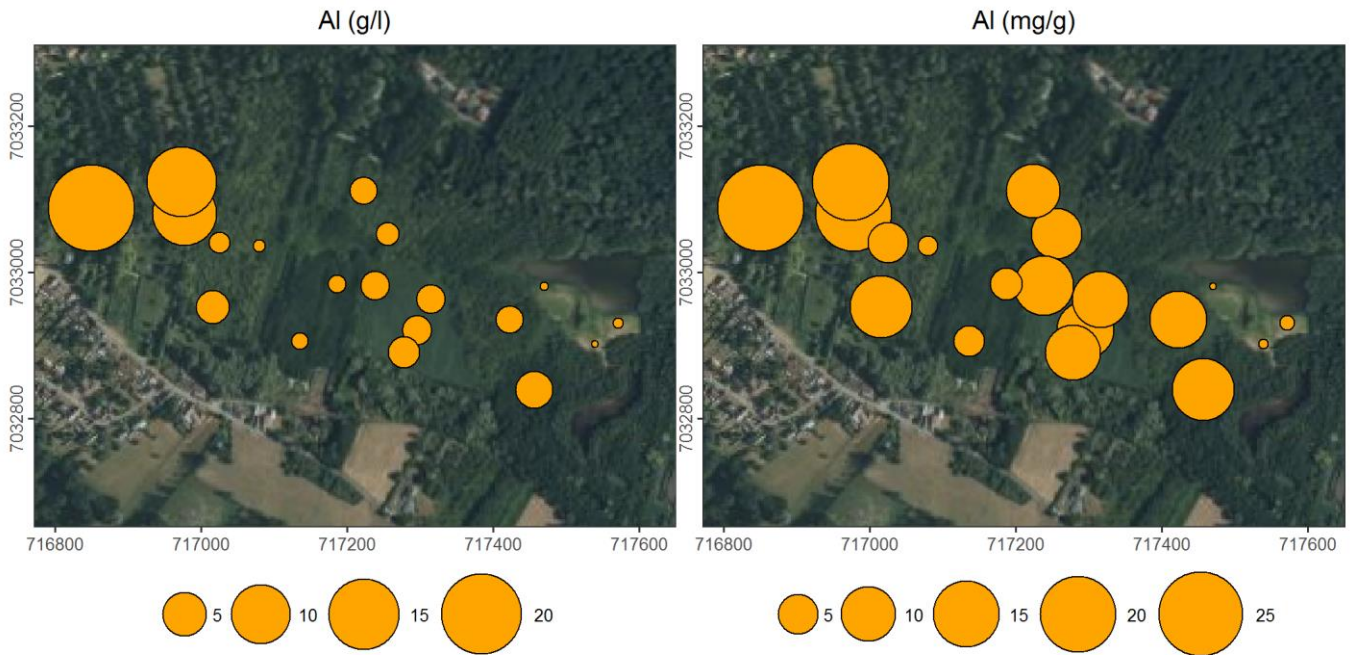


Figure 73. Distribution des concentrations en aluminium dans les sédiments de surface.

7.3.2 Teneurs en phosphore

La **Figure 74** 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 partie ouest que dans le reste du site. Les teneurs rapportées à la masse sèche ne montrent par contre pas la différenciation entre ces deux zones observée pour les autres éléments.



Figure 74. Distribution des concentrations en phosphore Olsen dans les sédiments de surface.

La **Figure 75** 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 riches en espèces.

- Lamers et al. (2015) 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.

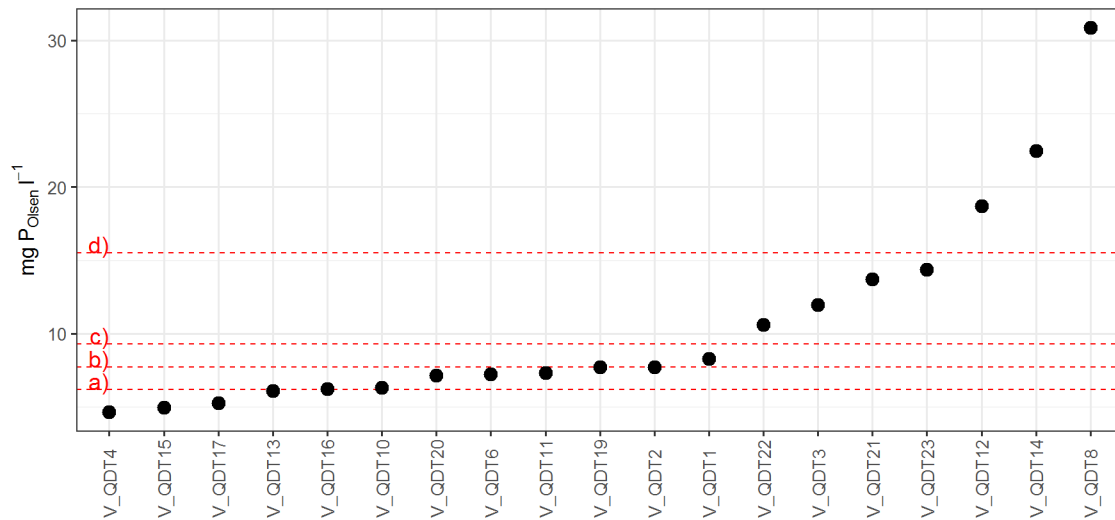


Figure 75. Concentrations en phosphore Olsen dans les sédiments de surface.

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 citées dans la littérature en particulier dans la partie ouest (pâturages) du site, et dans le secteur est autour des étangs.

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 Vred sont supérieures au seuil de 3,3 mmol P/l (Figure 76), les seules exceptions correspondant aux placettes V_QDT2, V_QDT6 et V_QDT21. Les teneurs en phosphore total des sols à Vred suggèrent donc l'existence d'un phénomène d'eutrophisation menaçant le bon état de conservation des habitats.

¹ Certaines publications du même groupe de recherche (Lamers *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.

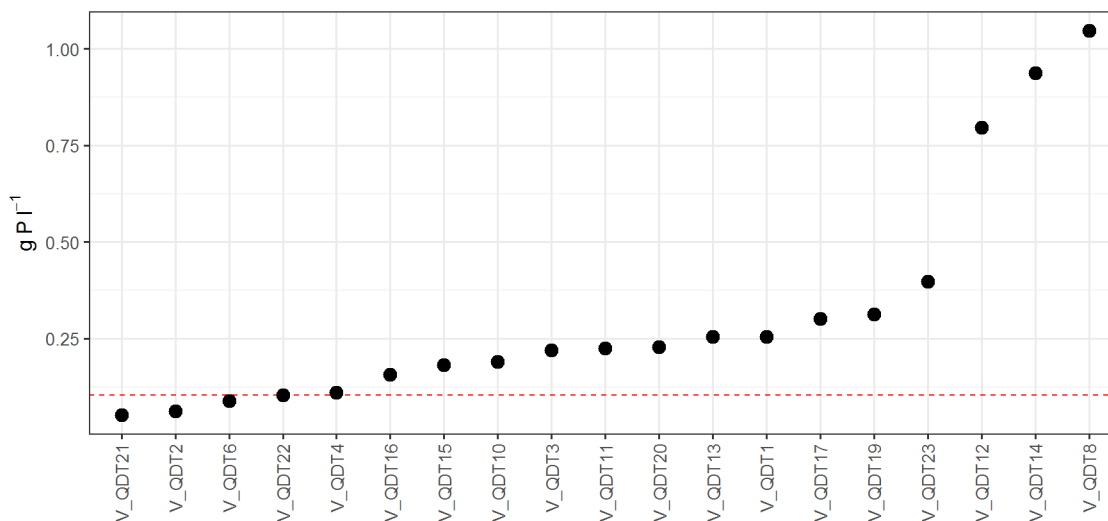


Figure 76. Concentrations en phosphore total dans les sédiments de surface.

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

Les valeurs les plus importantes ont été mesurées dans la partie ouest du site (**Figure 77**), dans les sols avec les plus fortes densités. Les teneurs rapportées à la masse sèche ne montrent par contre pas la différenciation entre ces deux zones observée pour la plupart des autres éléments.

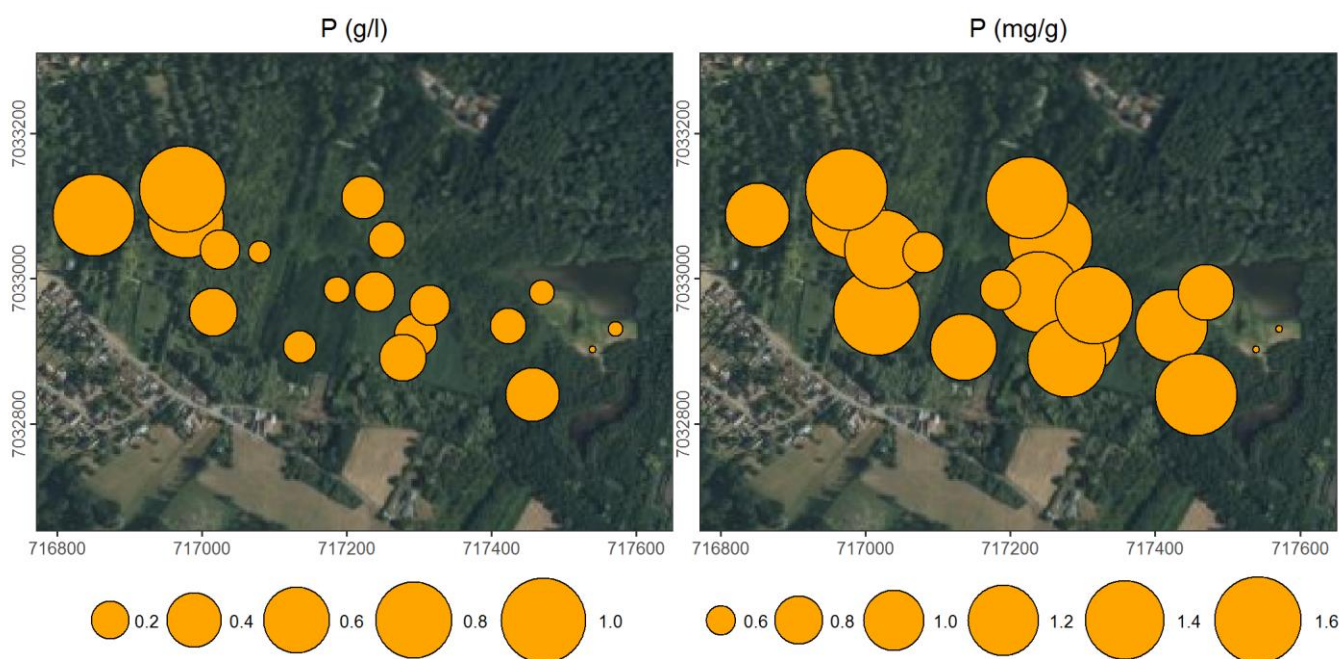


Figure 77. Distribution des concentrations en phosphore total dans les sédiments de surface.

Les placettes V_QDT2 et V_QDT21 dans lesquelles les concentrations les plus faibles ont été mesurées, qu'elles aient été rapportées au volume ou à la masse sèche, sont les seules situées sur le tremblant à sphaignes en périphérie de l'étang de chasse, dont la surface est principalement alimentée par les précipitations et isolée des apports de nutriments issus du bassin versant minéral.

A l'exception des trois placettes les plus à l'ouest, Les tourbes prélevées en surface sont postérieures à l'extraction de tourbe, probablement entre 1760 et 1860 (Goubet 2015). Leur enrichissement en phosphore l'est donc également, et est vraisemblablement à mettre en lien avec les fortes concentrations en phosphates et phosphore total observées dans les eaux de surface alimentant la tourbière.

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 partie ouest 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, le pâturage et d'éventuels amendements. Zak *et al.* (2008) ont ainsi estimé que la perte de 10 cm de tourbe fibrique alcaline oligotrophe par oxydation à la suite d'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 V_QDT4 et V_QDT6, sous couvert arbustif puis arboré continu depuis les années 1970 au moins, ont des teneurs relativement faibles.

7.3.3 Disponibilité du phosphore

Les **Tableaux 11 et 12** 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 78** 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 11. Quantités de phosphore extraites par la procédure d'extraction séquentielle ($\mu\text{mol P / g}$ de matière sèche)

variable	n	min	moyenne	écart-type	médiane	max
P_NH4Cl	19	0	0	0	0	0
P_BD	19	0	0.63	1.29	0	3.71
P_HCl	19	0	6.57	4.19	7.26	15.98
P_NaOH	19	3.97	19.81	9.02	19.05	40.68
P_res	19	-5.88	11.58	6.64	12.33	26.37

Tableau 12. 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	0	0	0	0
P_BD	19	0	10.63	27.88	0	100.45
P_HCl	19	0	65.01	90.09	35.43	352.78
P_NaOH	19	12.46	150.71	124.93	119.17	480.18
P_res	19	-28.83	84.75	75.38	64.65	269.57

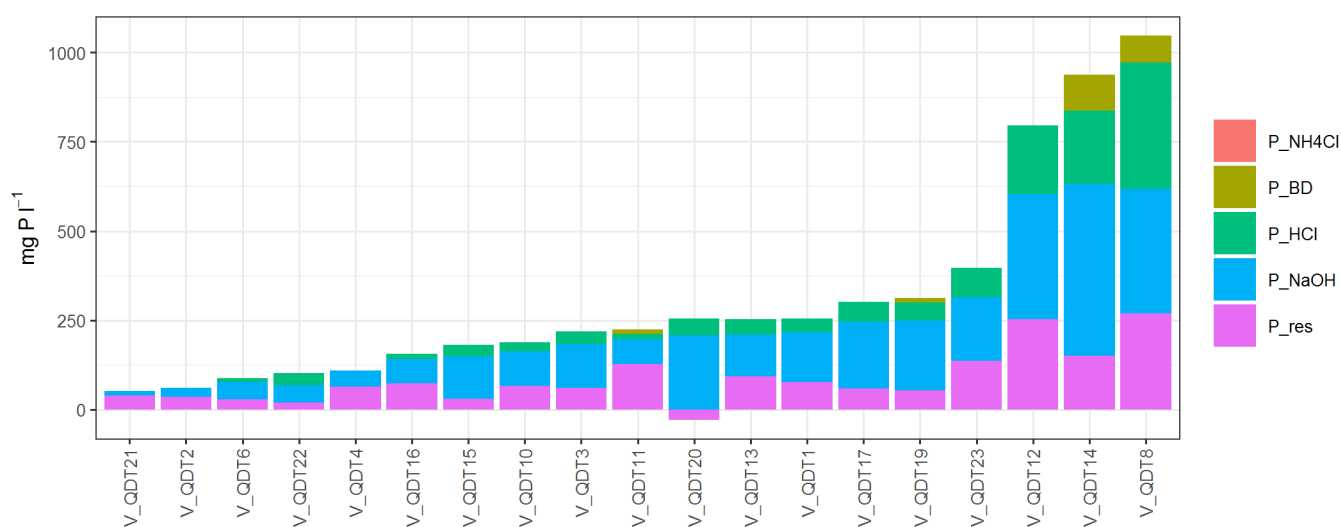


Figure 78. Stocks de phosphore (rapportés à la matière sèche) pour chaque placette.

A Vred, 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 quatre valeurs étaient supérieures à la limite de détection, avec un maximum de 3,71 µmol 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 (5,4-14,3 µmol P / g MS). **Le phosphore de l'horizon supérieur du sol à Vred, y compris dans les zones rarement voire jamais inondées, semble donc avoir un faible potentiel de remobilisation en cas d'une éventuelle élévation du niveau de la nappe.** Cette observation relativise l'utilité de la gestion des stocks de phosphore par effet de chasse telle que proposée par Goubet (2015) : la quantité de phosphore qui sera libérée dans la solution du sol puis exportée par les eaux de surface devrait être très limitée par rapport au stock total. D'autre part, P_{BD} correspond également à la fraction du phosphore total qui peut être mobilisée lors de pollution par les sulfates, engendrant un phénomène d'eutrophisation interne. Ce risque semble donc relativement faible à Vred, malgré les très fortes teneurs en sulfates enregistrées dans la majeure partie du site (cf. Section 6.3.2.4).

Inversement, **les teneurs en P_{HCl} et P_{NaOH} sont respectivement et en moyenne 6 et 3 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.**

7.3.4 Conclusion

Les tourbes de surface prélevées à Vred montrent de fortes teneurs en phosphore, dépassant généralement les valeurs-seuils données par la littérature pour les tourbières alcalines en bon état de conservation. Ces teneurs peuvent potentiellement expliquer la forte dynamique des ligneux observée sur le site, voire la bascule de végétations de tourbières alcalines oligotrophes à des roselières plus eutrophes, mise en évidence par Goubet (2015) grâce à une analyse paléoécologique. 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 saturation des tourbes ainsi que des apports en bases par les eaux souterraines et/ou de surface est donc un enjeu important pour éviter la mobilisation de ce stock de phosphore et une eutrophisation encore plus marquée des habitats. Le risque d'eutrophisation interne liée à la mobilisation du phosphore par les sulfates, dont les concentrations sont très élevées à Vred, semble limité.

¹ 0,5 µmol P/l, alors que les analyses réalisées par Zak *et al.* (2008) avaient une limite de 0,1 µmol P/l.

8 Végétation

8.1 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 cladiaies historiquement dominantes à Vred ont laissé la place à des roselières, des cariçaias 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 Marchiennes (Duranel 2024a).

8.2 Méthodes

8.2.1 Relevés de végétation

La végétation a été relevée dans 40 placettes distribuées au sein des deux sites (21 à Marchiennes, **Figure 79**, et 19 à Vred, **Figure 80**). 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 cladiaies 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).

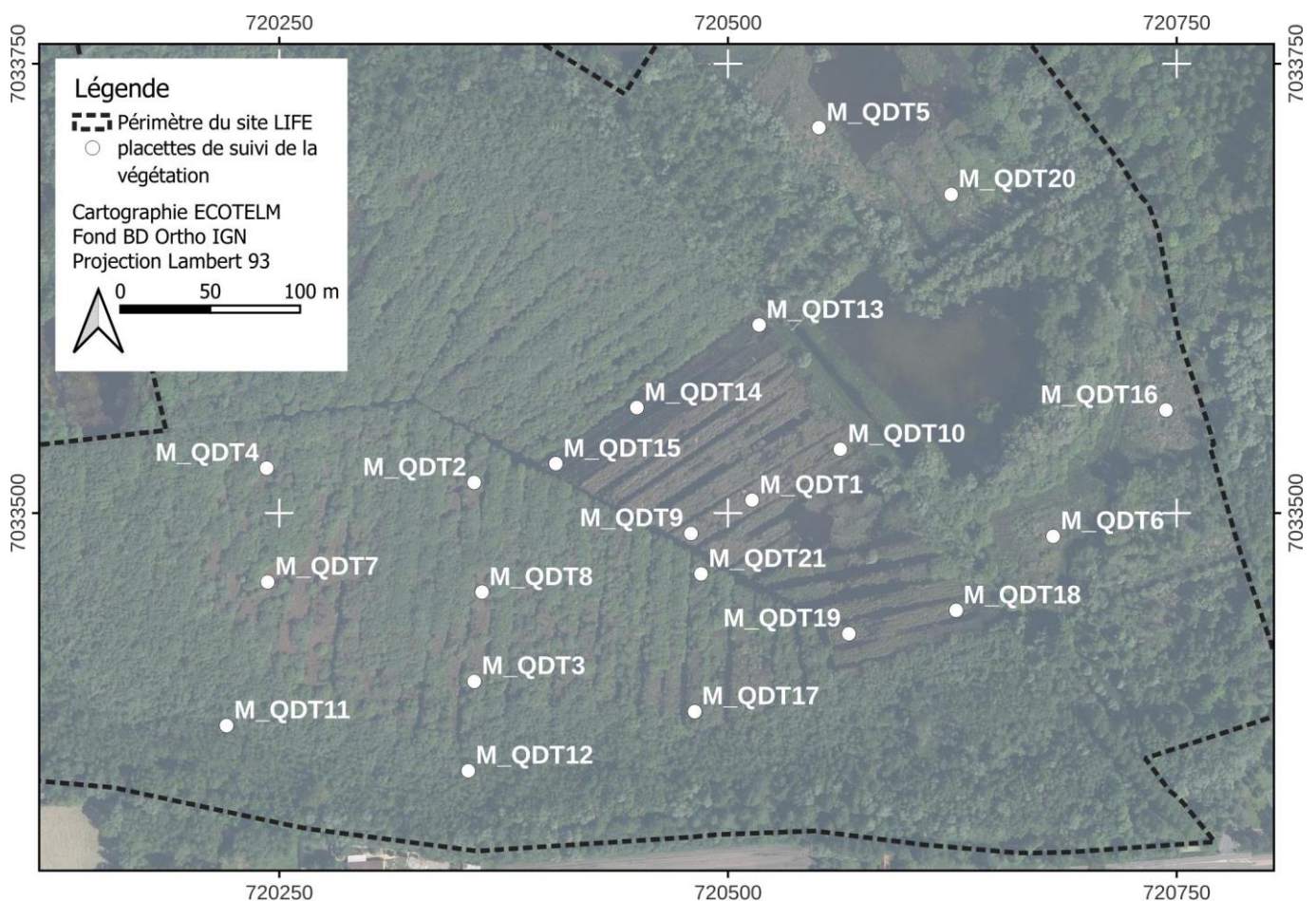


Figure 79. Localisation des placettes de suivi de la végétation à Marchiennes.

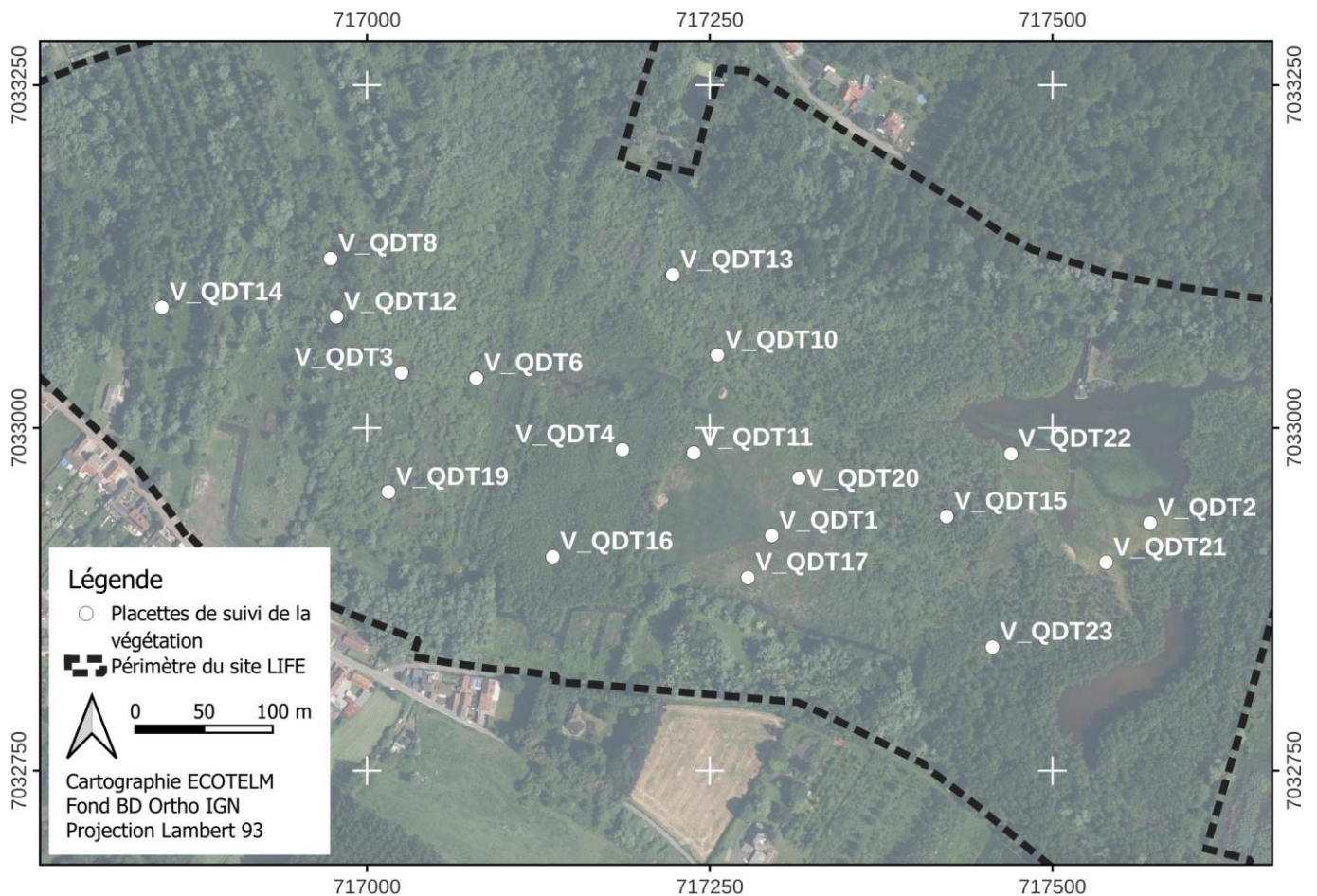


Figure 80. Localisation des placettes de suivi de la végétation à Vred.

Certaines placettes ont été positionnées aux emplacements des sondages paléoécologiques réalisés par Goubet (2015) à Vred, pour permettre de corréler 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 5).

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 valeurs les plus imprécises 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 13**. 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 13. 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

8.2.2 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 7). 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 5), 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 3), 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 6), 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 la topographie actuelle, et des données géohistoriques, stratigraphiques et paléocéologiques collectées au cours de la présente étude à Marchiennes (Duranel 2024a) et par Goubet (2013, 2015) à Vred. Cet abaissement de la surface

du sol a résulté de l'extraction de tourbe aux 18^e et 19^e siècles 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 5). 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 ».

8.2.3 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 13**. 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).

8.3 Résultats et discussion

8.3.1 Groupements végétaux

Le **Tableau 15** donne les relevés phytosociologiques classifiés. Les données complètes sont listées en **Annexe G**. Le **Tableau 14** 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 14. 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.

8.3.2 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.

8.3.3 Relations entre variables environnementales et végétation

8.3.3.1 Jeu de données complet (38 placettes)

Une analyse en composantes principales des seules variables environnementales est présentée sur la **Figure 81**.

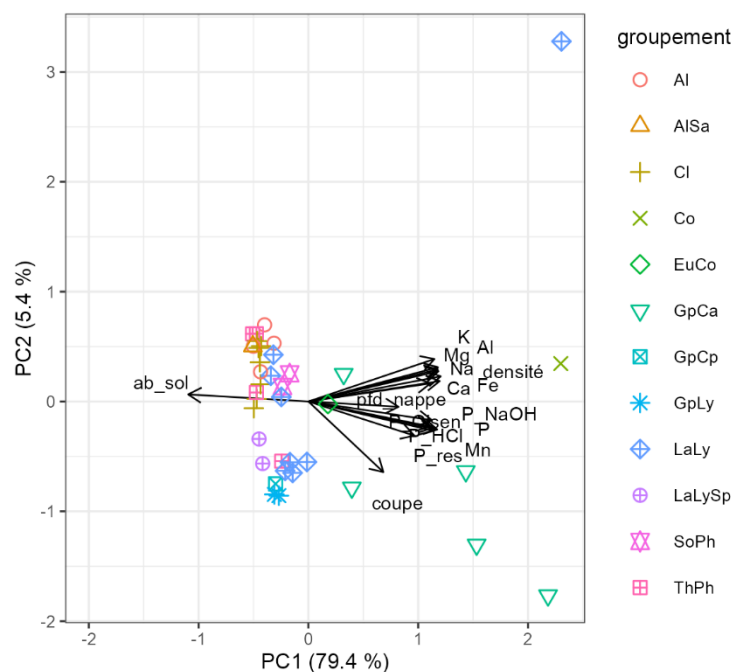


Figure 81. Analyse en composantes principales des données environnementales (jeu de données complet).

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 14**.

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 2). 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 16** présente un classement de la capacité des différentes variables environnementales à distinguer les groupements entre eux par la méthode de Jancey (1979).

Tableau 16. 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 82 et 83** 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.

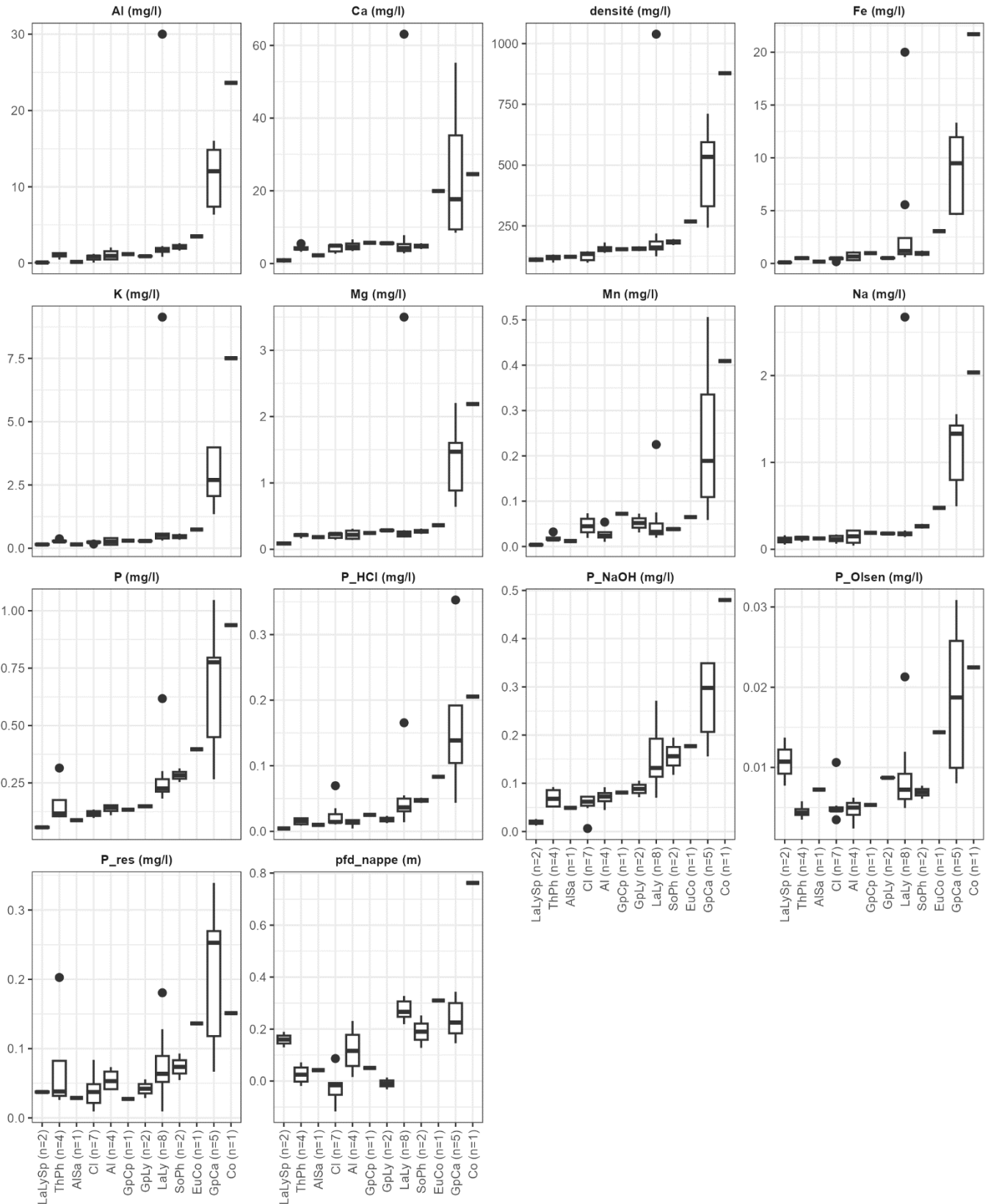


Figure 82. Caractéristiques environnementales par groupement (variables continues, jeu de données complet).

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.

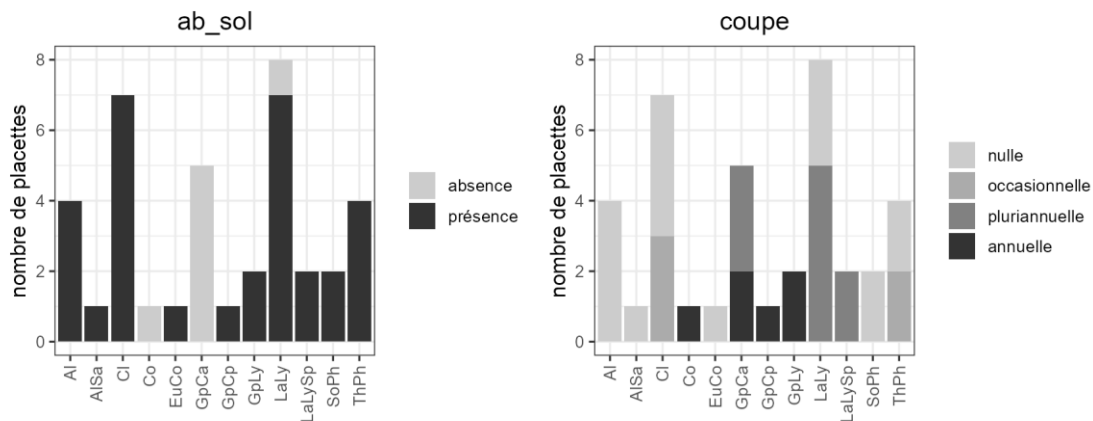


Figure 83. Caractéristiques environnementales par groupement (variables ordinales, jeu de données complet).

Le premier axe de l'analyse en composantes principales (**Figure 84**) 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 17)**. 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 85**) 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-alkalines. 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).

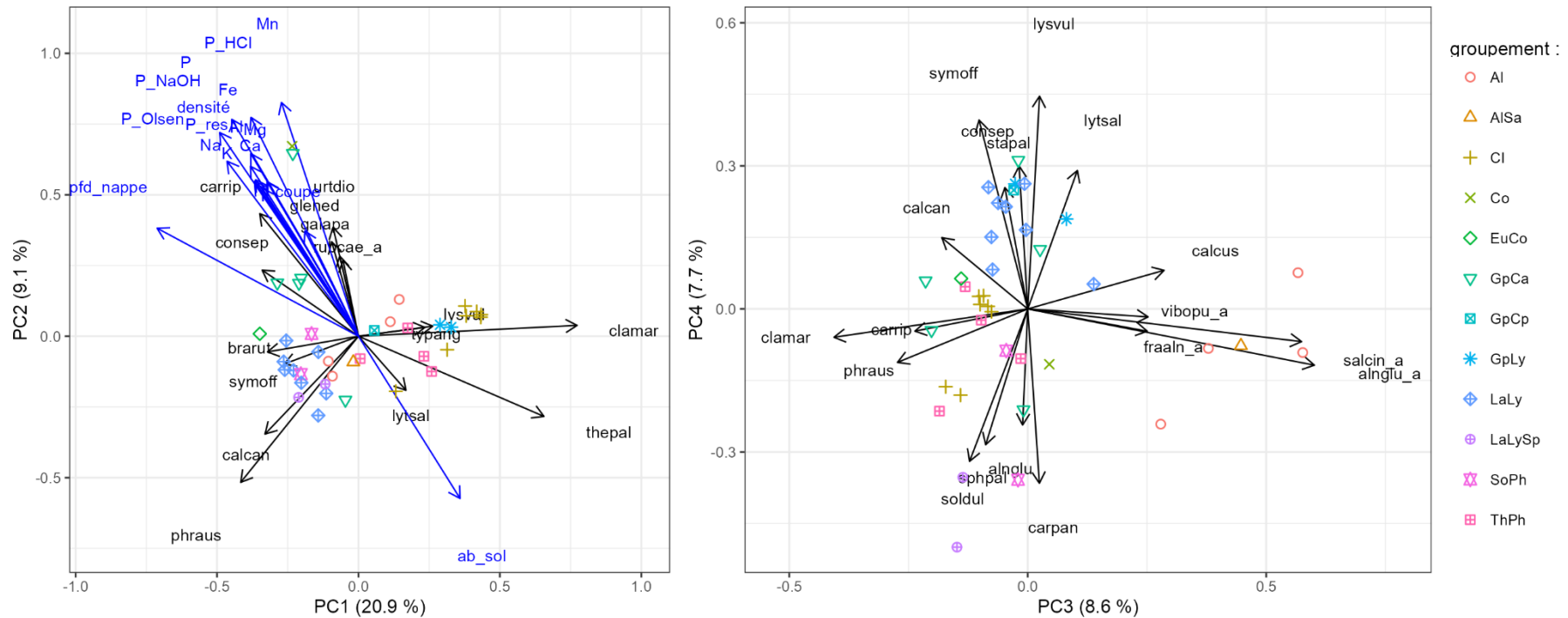


Figure 84. Analyse en composantes principales des végétations (jeu de données complet).

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 14**.

- 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.

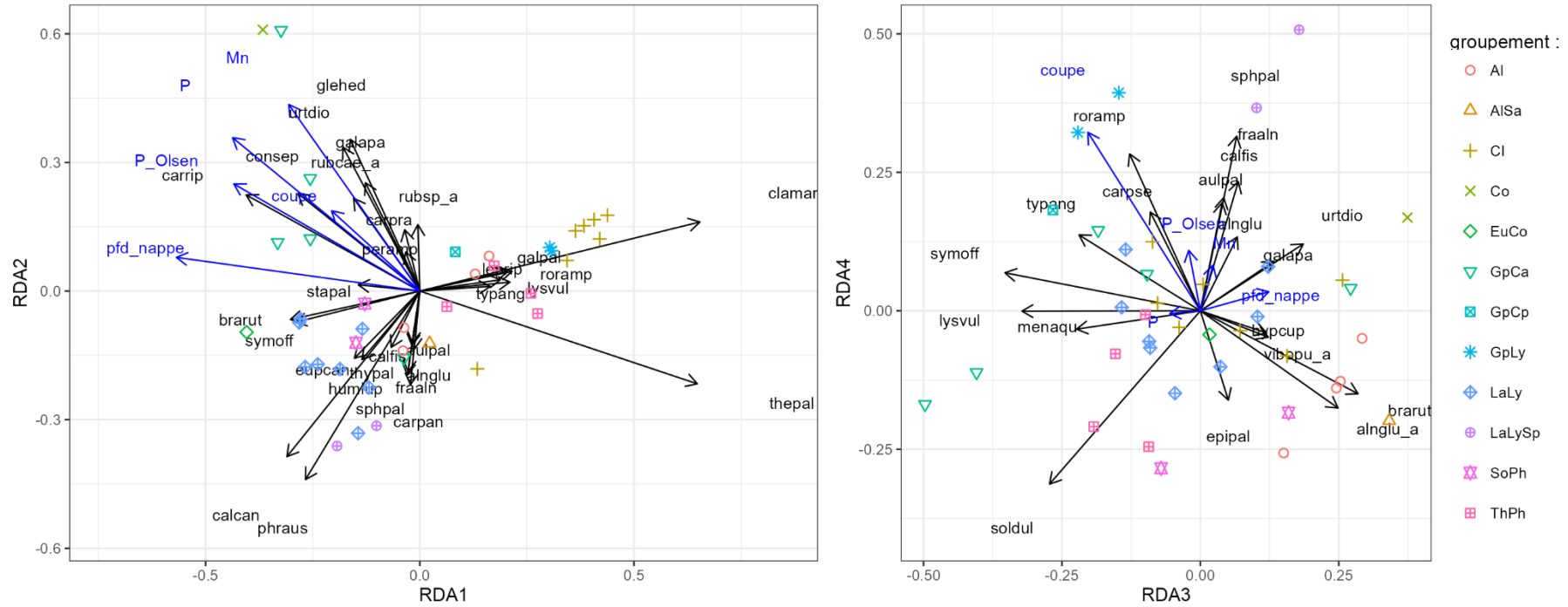


Figure 85. Analyse canonique de redondances (jeu de données complet).

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 84), sauf pour les variables environnementales qui ne sont pas projetées de manière passive, mais combinées de manière linéaire pour former les axes.

Tableau 17. 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 86** 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.

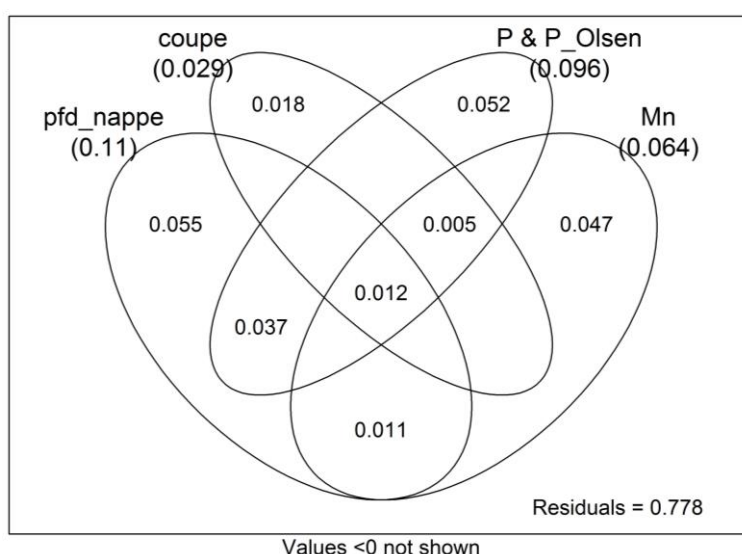


Figure 86. Partition de la variance (jeu de données complet).

8.3.3.2 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 18** 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 18. 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 87** 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 vulgaris* (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 vulgaris* 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 vulgaris*. 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 (Duranel 2024a).

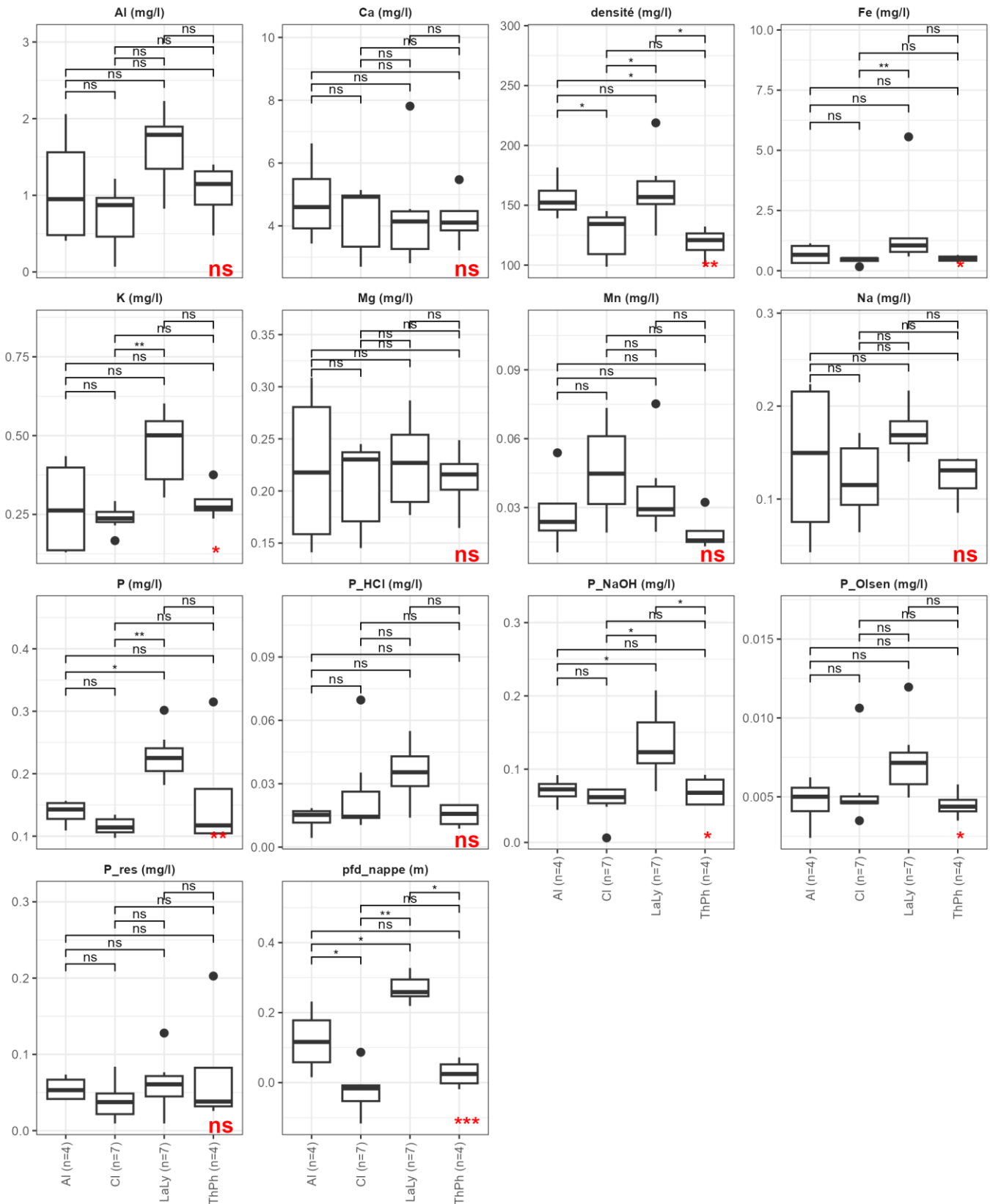


Figure 87. Caractéristiques environnementales des cladiaies, phragmitaies et aulnaies (22 placettes).

L'interprétation des diagrammes en boîtes à moustaches est expliquée sur la Figure 82. 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 : $p > 0.05$, * : $p \leq 0.05$, ** : $p \leq 0.01$, *** : $p \leq 0.001$).

8.3.3.3 Jeu de données restreint

Les **Figures 88** et **89** 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.

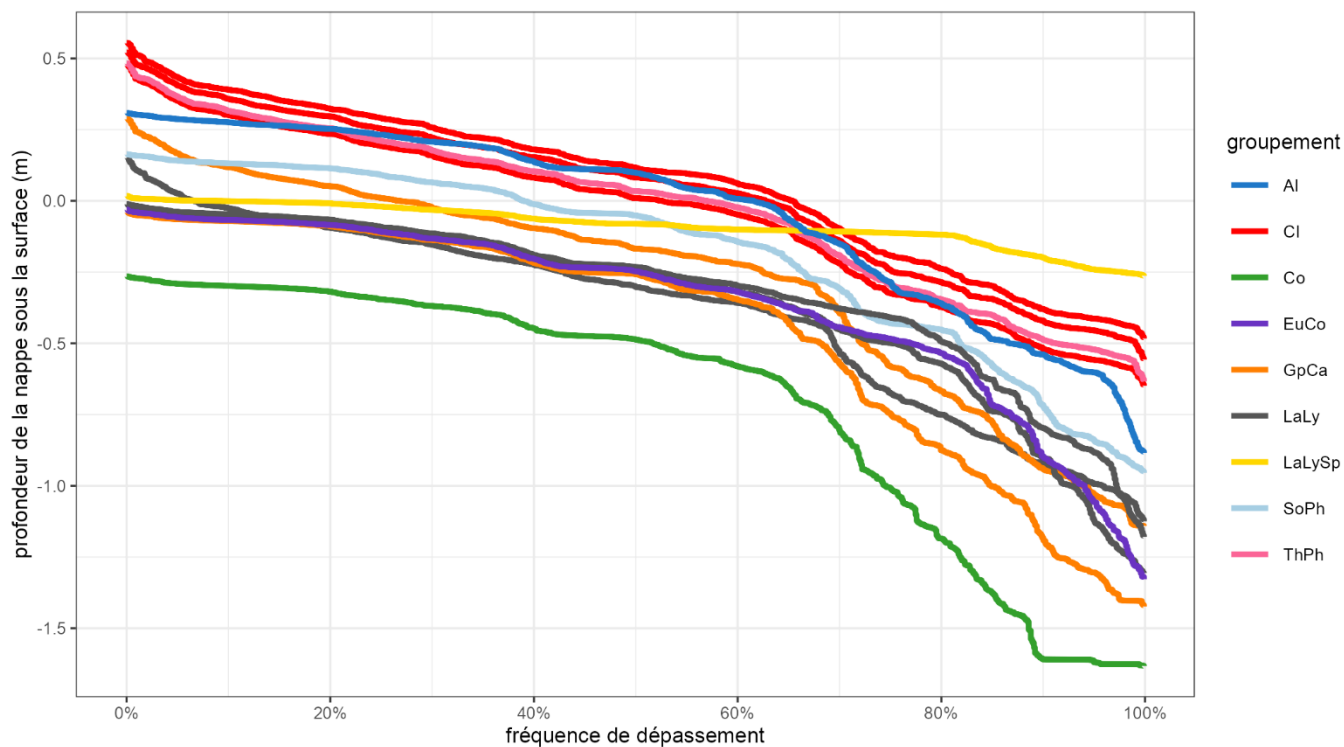


Figure 88. Courbe des profondeurs de nappe classées (période de suivi complète).

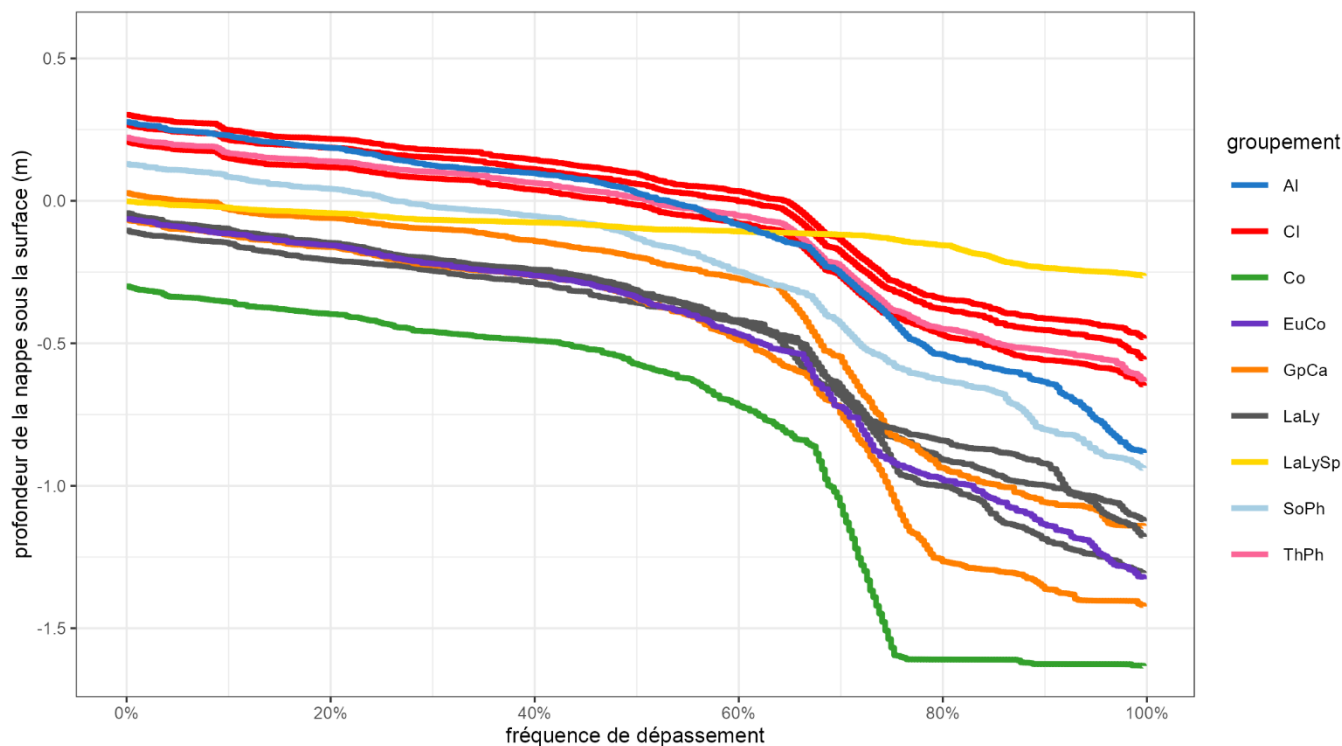


Figure 89. Courbe des profondeurs de nappe classées (mai – septembre).

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 vulgaris* (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 vulgaris* (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 *Convolvulion 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.

La **Figure 90** présente les caractéristiques hydrochimiques de la nappe par groupement, et le **Tableau 19** 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 *Convolvulion 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.

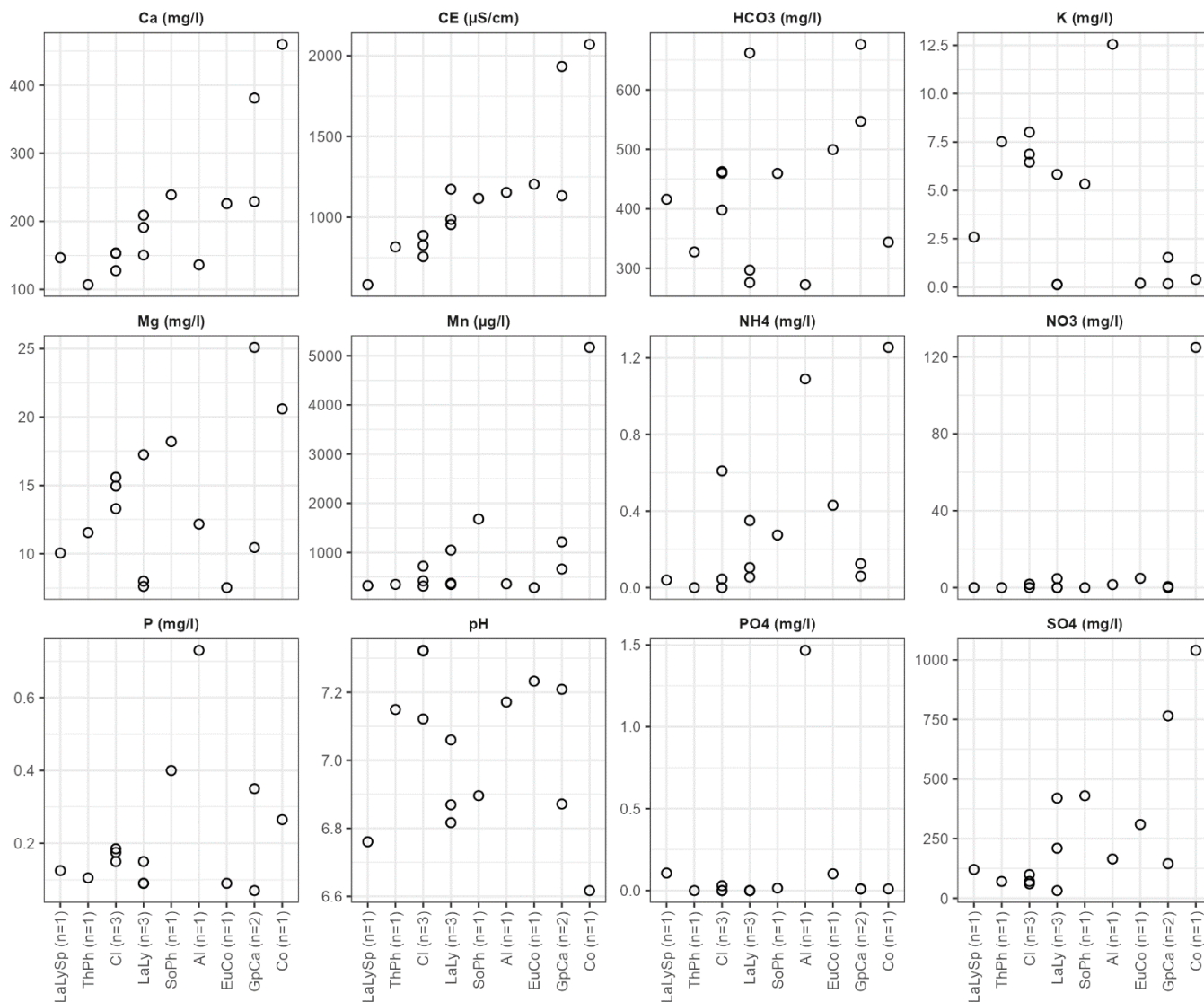


Figure 90. Hydrochimie de la nappe par groupement (jeu de données restreint).

Chaque point représente une placette.

Tableau 19. 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 91** 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).

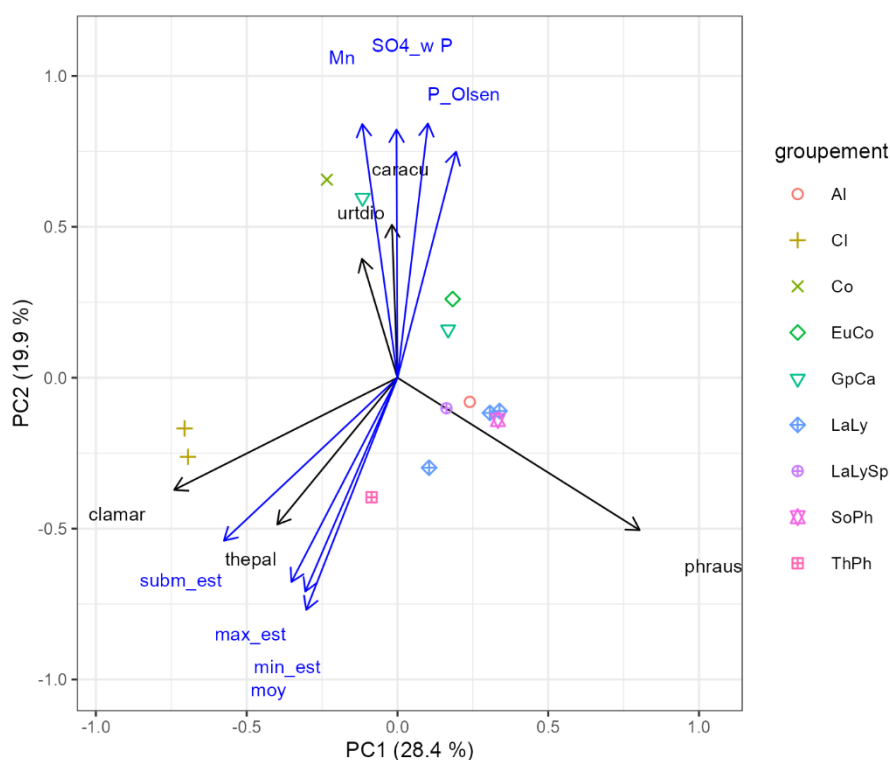


Figure 91. Analyse en composantes principales des végétations (jeu de données restreint).

Voir la Figure 84 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.

8.4 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.

9 Synthèse fonctionnelle

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

Les investigations hydrologiques et stratigraphiques menées dans le cadre de la présente étude et par Goubet (2013, 2015) 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. En période de hautes eaux, la tourbière constitue une zone de décharge de cette nappe, dont le niveau maximal dans et en périphérie immédiate de la tourbière est déterminé par l'ouvrage hydraulique à son exutoire. En période de basses eaux, l'altitude de la nappe circulant dans les sédiments quaternaires et les sables thanétiens détermine les niveaux dans la tourbe, même si plusieurs facteurs complémentaires modulent ces niveaux à la marge.

Par conséquent, l'altitude de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens en période de basses eaux détermine l'altitude maximale d'une turfigénèse active, et donc du dépôt tourbeux, en conditions minérotrophes. Au-delà, la turfigénèse et le développement vertical du dépôt tourbeux ne pourraient se poursuivre que par une bascule vers un haut-marais bombé ombrotrophe. Même si on peut constater une certaine ombrotrophisation des systèmes de radeaux à Vred (discutée plus en détail ci-dessous, à la Section 9.8), leur évolution vers un haut-marais bombé semble 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 initiale jusqu'à ce que la profondeur de la nappe par rapport à la surface du sol soit trop grande pour permettre une turfigénèse active et le développement vertical du dépôt tourbeux.

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 au cours des siècles, en particulier suite aux modifications hydrauliques entamées dès le 10^e siècle et poursuivies jusqu'à l'heure actuelle. Le maintien voire le relèvement des niveaux de nappe en période de basses eaux 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 en période de basses eaux bien au-delà des limites du site. Un certain nombre d'actions sont possibles à l'échelle du site (cf. Section 10.3), mais ils ne pourront moduler qu'à la marge les niveaux imposés par la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens.

9.2 Un rôle incertain de la nappe de la craie

Le suivi hydrologique a montré qu'un hypothétique 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 est devenu très improbable 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, constamment et largement descendant depuis cette période (**Figure 33**). Il est en particulier très peu vraisemblable qu'un flux vertical ascendant entre la craie et la tourbière ait existé pendant l'étude menée par Goubet (2015). Le comportement particulier de la nappe de surface qu'il avait observé dans le secteur STOC résultait donc d'un autre phénomène. Les analyses hydrochimiques ont montré qu'un tel apport n'est de toute façon pas nécessaire au maintien de concentrations en calcium et en hydrogénocarbonates importantes dans la tourbière, et donc de végétations calciphiles et alcalinophiles. En effet les concentrations en calcium actuelles dans la tourbière, ainsi que dans la nappe des sables thanétiens et des sédiments minéraux quaternaires qui l'alimente, sont supérieures à celles observées dans la nappe de la craie (**Figure 50**). Les concentrations en hydrogénocarbonates sont en moyenne à peu près identiques dans la craie et dans la tourbe, même si assez variables dans cette dernière selon la période de mesure (**Figure 51**).

Cela 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 au moins occasionnellement artésienne (**Figure 33**). 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 (c'est-à-dire dont l'acquisition aurait débuté avant la Seconde Guerre Mondiale) 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 10.2.2.2).

9.3 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. En dehors des secteurs de radeaux et de tremblants flottant tout ou partie sur une lame d'eau, 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 8).

Les investigations géohistoriques, stratigraphiques et paléoécologiques menées par Ghils (2013) et Goubet (2013, 2015) 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 et la zone périphérique (incluant les marges et la tourbière ouest, **Figure 3**) résulte paradoxalement d'un impact des activités anthropiques plus marqué dans la première que dans la seconde, la première ayant fait l'objet d'une extraction de tourbe vraisemblablement généralisée aux 18^e et 19^e siècles. La surface du sol y est plus basse, et la nappe y est donc moins profonde. Les tourbes y sont plus récentes, moins humifiées, moins denses et nettement moins riches en matières minérales et en nutriments. Ce sont sur ces secteurs que l'on trouve les habitats ouverts de plus grande valeur patrimoniale (Masquelier *et al.* 2021). Inversement, les zones périphériques n'ont pas fait l'objet d'extraction de tourbe (sauf très localement sur de petites surfaces), mais ont par contre fait l'objet d'aménagements agropastoraux incluant le creusement d'un dense réseau de fossés et le dépôt des matériaux de creusement puis de curage des fossés sur les lègres. 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.

9.4 Une baisse très importante des niveaux d'eau dans la tourbière au cours de la dernière décennie au moins

L'analyse des données limnimétriques collectées depuis 2014 par le PNRSE a révélé une baisse importante des niveaux à l'exutoire de la tourbière de Vred en périodes de basses eaux au cours des dix dernières années, de l'ordre de 1,3 m (**Figure 30**). Le suivi hydrologique ayant montré que les niveaux limnimétriques et piézométriques dans l'ensemble de la tourbière sont quasiment égaux entre eux (**Figure 39**), la baisse du niveau à l'exutoire traduit donc une baisse généralisée du niveau de la nappe en période de basses eaux. Elle est probablement plus ancienne que 2014, comme le suggère la tendance à la baisse observée depuis 2011 dans le piézomètre p104 (**Figure 29**). Les niveaux dans ce piézomètre ont été relativement stables entre 1998 et 2010, mais aucune donnée permettant d'estimer la tendance avant 1998 n'est malheureusement disponible.

Même si elle reste à démontrer formellement, l'hypothèse la plus vraisemblable pour expliquer ces évolutions est climatique. L'analyse des niveaux de nappe dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe aval, suivis par le PNRSE depuis 1998, a en effet montré une inflexion très nette et généralisée à l'ensemble de la plaine à partir de 2015-2020, concomitante à un épisode prolongé de sécheresse climatique (**Figures 27 et 28**). Toutefois, d'autres facteurs ont pu accentuer l'effet du climat, à l'échelle de la plaine de la Scarpe comme plus localement dans et à proximité de la tourbière de Vred. Un de ces facteurs pourrait être le fort développement des ligneux dans la tourbière au cours des dernières décades. Il existe en effet un consensus scientifique, basé sur une littérature internationale abondante, qui montre qu'en climat tempéré les ligneux évapotranspirent significativement plus que les milieux ouverts et réduisent la proportion des précipitations atteignant le sol (Cooper 1980; Sahin & Hall 1996; Andréassian 2004; Farley *et al.* 2005; van der Salm *et al.* 2006, 2007; Rosenqvist *et al.* 2010; Katzensteiner *et al.* 2011). Même si les publications concernant les boisements en zone humide sont moins nombreuses, elles vont généralement dans le même sens et indiquent une augmentation de la profondeur de la nappe et une réduction de l'humidité des sols sous couvert arborescent ou arboré par rapport aux végétations herbacées ou muscinales (Dubé *et al.* 1995; Oleszczuk *et al.* 2008; Grygoruk *et al.* 2014; Budny & Benscoter 2016; Leppä *et al.* 2020; Volik *et al.* 2021). D'autre part, le niveau général de la nappe des sédiments quaternaires dans le secteur compris entre Vred à l'ouest et Hasnon à l'est étant en partie contrôlé par le réseau hydrographique (à l'exclusion de la Scarpe canalisée, Pinson & Mardhel 2008), l'impact de la gestion des niveaux (y compris les travaux de curage, de « nettoyage » ou de « désencombrement ») dans le Courant du Décours et dans le fossé reliant la tourbière à celui-ci serait à évaluer. La **Figure 41** démontre en effet le fort impact qu'un abaissement d'un seuil hydraulique (naturel comme artificiel) peut avoir sur le niveau de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens. Enfin, Masquelier *et al.* (2021) mentionnent l'existence jusque 2005 environ d'une gestion des niveaux d'eau à vocation cynégétique par apports réguliers d'eau issue de la Scarpe. Cette pratique aurait depuis cessé, la canalisation reliant la Scarpe à la tourbière ayant été cadencée par le PNRSE par crainte d'une pollution de la tourbière par les eaux en mauvais état chimique de la rivière. Même si la présente étude a démontré que cette pratique persistait malgré tout (cf. Section 5.3.7.3), vraisemblablement en utilisant une autre canalisation inconnue du PNRSE, la réduction des apports artificiels a peut-être contribué (sans en être la raison principale) à la baisse des niveaux dans la tourbière. Par contre, un effet des niveaux piézométriques de la nappe de la craie (et donc des prélèvements dans celle-ci particulièrement à Pécquencourt, à proximité immédiate de la tourbière de Vred) est peu probable, ces niveaux ayant plutôt eu tendance à remonter depuis 2008 par rapport à la période 1998-2008 (**Figure 33**).

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 devrait se traduire 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 n'incite pas à l'optimisme. 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 différents scénarios d'adaptation.

La baisse observée depuis 2014 à l'exutoire de la tourbière est massive par rapport à l'amplitude des niches éco-hydrologiques des espèces et habitats turficoles et aux conditions nécessaires à la turfification et à la séquestration du carbone. Elle constitue donc un grave désordre éco-hydrologique qui peut à lui seul expliquer certaines des évolutions récentes de la composition et de la dynamique de la végétation. Les investigations paléoécologiques menées par Goubet suggèrent néanmoins une bascule de l'écosystème bien antérieure, au moins de plusieurs décennies (cf. Sections 9.6 et 9.7 ci-dessous). En l'absence de datation de cette bascule et de séries hydrologiques assez longues décrivant les eaux de surface, on ne peut émettre que des hypothèses très incertaines. Comme détaillé à la Section 9.2 précédente, on ne peut totalement exclure un effet des prélèvements dans la nappe de la craie. On peut également s'interroger sur une éventuelle modification des conditions d'écoulement à l'exutoire de la

tourbière lors des travaux de canalisation de la Scarpe en 1835, ou peu après. Ces travaux ont en effet empêché les écoulements naturels vers la rivière, ce qui a pu inciter les propriétaires et riverains à surcreuser le fossé artificiel reliant la tourbière au Courant du Décours ou à modifier l'ouvrage hydraulique contrôlant les débits s'y déversant, ce fossé étant devenu le seul exutoire de la tourbière. La pose de la canalisation actuelle à l'exutoire et le raccordement à cette canalisation du réseau d'eaux pluviales de la commune, à une date comprise entre 1978 et 1986 d'après les photographies aériennes disponibles, ont également pu conduire à une augmentation du débit sortant de la tourbière. Enfin, les travaux de curage et d'aménagement hydraulique menés au cours du 20^e siècle sur l'ensemble du réseau hydraulique situé en aval de la tourbière ont pu faciliter la vidange de l'aquifère des sédiments quaternaires et des sables thanétiens, et par conséquent conduire à une baisse des niveaux dans cet aquifère et dans la tourbière qu'il alimente. Ces impacts auraient alors été amplifiés au cours de la dernière décennie par le changement climatique.

9.5 De multiples sources de pollutions

Il a été démontré peu avant la fermeture de la décharge que les lixiviats qui en étaient issus avaient conduit à une augmentation du niveau trophique des formations de roselière et (à l'époque) de cladiaie situées en aval, dans la zone STOC (Anonyme 1986). Les travaux menés à la fin des années 1980 pour réduire la pollution de la tourbière par les lixiviats (cf. Section 1.2.6) ont été problématiques sous plusieurs aspects :

- les drains devant intercepter les précipitations avant qu'elles ne percolent à travers les déchets sont espacés d'environ 15 m, laissant donc la majeure partie des précipitations s'infiltrer ;
- le fossé creusé entre la décharge et la tourbière pour intercepter les lixiviats a été connecté au réseau circulant à travers celle-ci ; il n'a donc eu pour effet que de reporter et de diluer la pollution sur le reste du site ;
- en les interceptant, ce même fossé a possiblement réduit les flux d'eau souterraine issus des sédiments minéraux quaternaires et des sables thanétiens et s'écoulant initialement du sud au nord vers l'exutoire, et de ce fait il a pu augmenter la contribution relative des précipitations au bilan hydrique de la tourbière dans le secteur STOC.

Ceci dit, les analyses réalisées au cours de la présente étude suggèrent que la pollution azotée (ammonium, nitrates) et phosphorée (phosphates) issue de la décharge et responsable de l'eutrophisation mise en évidence en 1986 est moins problématique à l'heure actuelle, en comparaison des concentrations mesurées dans le reste du site (cf. **Figures 52, 53 et 54**). Les matières organiques à l'origine de ces pollutions ont probablement été complètement minéralisées depuis la fermeture de la décharge. Toutefois, le suivi de la conductivité électrique (cf. **Figure 12**) a révélé des valeurs nettement plus élevées dans le fossé en contrebas de la décharge que dans le reste du site (y compris dans le fossé ouest en aval des déversoirs d'orage), et donc une pollution persistante liée à d'autres composés. Ces composés incluent entre autres les sulfates (cf. **Figure 56**). Une pollution par les métaux lourds (plomb, cadmium, zinc, cuivre) et par l'arsenic est également évidente dans les piézomètres les plus proches de la décharge (V_D1 et dans une moindre mesure V_D15, un peu plus éloigné, cf. **Figure 65**). Toutefois on ne retrouve pas de concentrations élevées de ces éléments dans le fossé situé entre la décharge et ces piézomètres. Il est donc possible que les pollutions observées dans les piézomètres résultent de la libération différée dans la solution du sol de polluants séquestrés par la tourbe il y a plusieurs années voire décennies lorsque les lixiviats de la décharge étaient plus chargés en polluants. En effet les tourbières sont reconnues pour leur capacité à séquestrer les métaux lourds et les métalloïdes (Rothwell & Evans; Sobolewski 1999; Brown, Gill & Allen 2000; Ringqvist, Holmgren & Öborn 2002; Tipping *et al.* 2003; Rothwell *et al.* 2008; Szkokan-Emilson *et al.* 2013), essentiellement du fait du caractère organique et réductif de leurs sols. Ces éléments peuvent être relargués dans la solution du sol et les cours d'eau en aval si ce caractère réductif est perdu du fait d'un assèchement prolongé (Tipping *et al.* 2003; Rothwell *et al.* 2008, 2009, 2011; Szkokan-Emilson *et al.* 2013).

Le niveau de pollution azotée et phosphorée actuel est nettement plus élevé dans le fossé en aval des déversoirs d'orage, à l'extrémité ouest de la tourbière. La mauvaise qualité de l'eau dans ce fossé, et dans une moindre mesure dans le fossé périphérique sud au niveau du pont roulant (V_L1), avait déjà été noté en 2010 suite à des analyses ponctuelles (Masquelier *et al.* 2021). Ces analyses avaient montré de fortes concentrations en ammonium et phosphates, ainsi que de fortes teneurs en matières en suspension et de fortes demandes chimiques et biologiques en oxygène, résultant de la déficience du réseau d'assainissement. Les analyses menées lors de la présente étude montrent que la situation ne s'est pas améliorée : les concentrations en ammonium, phosphates et phosphore total dépassent les seuils de mauvais état lors des deux campagnes de prélèvement réalisées à cet emplacement (**Figures 53, 54 et 55**). Étant donné les progrès réalisés au cours des dernières décennies en termes d'assainissement, les quantités de polluants relargués auparavant dans la tourbière ont vraisemblablement été massives.

Enfin, un ensemble d'indices concordants suggèrent que l'extrémité ouest de la tourbière (secteur des pâturages, autour des piézomètres V_D12 et V_D14) a fait l'objet de dépôts de résidus industriels soufrés qui génèrent une pollution par les sulfates (**Figure 56**), dont les concentrations sont très largement supérieures aux seuils au-delà desquels un phénomène d'eutrophisation interne a été observé dans les tourbières alcalines (Smolders *et al.* 2006). Ce phénomène peut conduire d'une part à une augmentation du taux de minéralisation de la matière organique en conditions anaérobies, et d'autre part à l'augmentation de la disponibilité pour les plantes du phosphore lié aux oxydes et hydroxydes de fer. Toutefois, ce stock de phosphore ne constituant qu'une fraction limitée du stock de phosphore total des sols à Vred, l'impact des fortes concentrations en sulfates sur la disponibilité du phosphore reste incertain.

Les apports de phosphore actuels et passés issus du bassin versant ont conduit à son accumulation dans les sols. Les concentrations mesurées dans la tourbière dépassent largement les valeurs-seuils compatibles avec un bon état de conservation des habitats de tourbière alcaline tels que rapportés par la littérature (cf. 7.3.2). La minéralisation et la compaction de la tourbe, particulièrement dans les secteurs n'ayant pas fait l'objet d'une extraction de tourbe aux 18^e et 19^e siècles, ont de plus conduit à une forte concentration du phosphore. Toutefois, une large part de ce phosphore semble pour l'instant être relativement peu disponible pour les plantes, et immobilisée dans la matière organique ou dans des composés cristallins peu sensibles à des modifications du potentiel d'oxydo-réduction (et donc de la saturation des sols à court terme) ainsi qu'à la réduction par les sulfates. Néanmoins, ce stock de phosphore peut devenir disponible en cas d'acidification du milieu ou de minéralisation de la matière organique. Or les tendances observées sur le site indiquent que ces phénomènes sont devenus ou vont devenir plus importants, du fait d'une forte baisse du niveau de la nappe en basses eaux favorisant la minéralisation de la matière organique, de fortes teneurs en sulfates accélérant la minéralisation de la matière organique et conduisant possiblement à une acidification au moins locale au niveau du piézomètre V_D14, et d'une ombrotrophisation du secteur est et dans une moindre mesure du secteur STOC et du caisson central (cf. Section 4.4.2). La restauration de la saturation des sols y compris en basses eaux et des apports en bases, ainsi que la réduction de la charge polluante en sulfates, seraient donc essentielles pour éviter que la disponibilité du phosphore et le niveau trophique du milieu augmentent encore plus.

9.6 Disparition de la cladiaie

La cladiaie est un habitat dont la conservation est considérée comme prioritaire sur le site (Masquelier *et al.* 2021). Aujourd'hui restreint à quelques secteurs peu étendus et fragmentés à proximité de l'étang de chasse et à l'est de la décharge (Masquelier *et al.* 2021), cet habitat était historiquement présent sur la majeure partie du site, comme démontré par les analyses paléo-environnementales (Goubet 2015). En 1986, il était encore décrit comme l'un des quatre habitats dominants dans la tourbière de Vred, et le Marisque était noté comme présent dans 3 des 5 relevés réalisés dans la zone STOC (d'où il a depuis complètement disparu), dont un avec un recouvrement compris entre 25 et 50% (Anonyme 1986). Les cladiaies ont été remplacées par des cariçaias à *Carex acutiformis* ou *Carex riparia* ou des roselières

(roselière turficole à Fougère des marais et Phragmite commun, ou roselière à Gesse des marais et Lysimaque commune). Dans un second temps, ces habitats ont eux-mêmes été en partie remplacés par des boisements humides (Fourrés humides à Saule cendré et Aulne glutineux). La succession constatée à Vred diffère donc de celle observée à Marchiennes, où les boisements humides ont, dans la plupart des cas, directement colonisé les cladiaies (Duranel 2024a).

Dans le cas de la partie ouest de la tourbière, la raison de la disparition de la cladiaie est selon toute vraisemblance liée à l'aménagement à des fins agropastorales : Goubet (2015) a en effet montré que la tourbe à Marisque y est localisée immédiatement sous l'horizon de surface dégradé, assimilé à un KTH. Or, à Vred, cet horizon résulte notamment du dépôt sur les lègres des matériaux issus du creusement des fossés à une date comprise entre 1781 et 1816 (Ghils 2013), auxquels ont été par la suite ajoutés un ensemble de matériaux importés, dont de probables résidus industriels. L'augmentation de l'altitude de la surface du sol (et donc de la profondeur de la nappe), le changement radical des propriétés physico-chimiques du sol, ainsi que la probable intensification des pratiques agropastorales qui ont suivi, suffisent à expliquer la disparition du Marisque dans ce secteur.

Dans les zones qui ont fait l'objet d'une extraction de tourbe, et notamment dans la Zone STOC, la disparition complète du Marisque est plus récente, comme détaillé plus haut. Plusieurs hypothèses peuvent être envisagées pour l'expliquer.

Goubet (2015) avait émis l'hypothèse d'une baisse voire d'un arrêt des apports en eau souterraine riche en calcium par drainance ascendante depuis la nappe de la craie, du fait de l'effondrement du niveau piézométrique dans celle-ci à partir de la Seconde Guerre Mondiale. Cette baisse des apports en calcium aurait conduit indirectement à l'eutrophisation du milieu en limitant l'immobilisation du phosphore issu du bassin versant par coprécipitation avec la calcite (Boyer & Wheeler 1989), et à l'acidification de certains secteurs par facilitation du développement des sphaignes. Or les analyses hydrochimiques réalisées au cours de la présente étude ont montré qu'un apport par drainance ascendante depuis la nappe de la craie n'est pas nécessaire au maintien de concentrations en calcium élevées dans la tourbière. En effet les concentrations actuelles dans la tourbière, ainsi que dans la nappe des sables thanétiens et des sédiments minéraux quaternaires qui l'alimente, sont supérieures à celles observées dans la nappe de la craie (**Figure 50**). De plus, les concentrations en calcium et en hydrogénocarbonates mesurées dans la tourbe à Vred sont compatibles avec la présence du Marisque, puisque similaires voire supérieures à celles mesurées dans la cladiaie à Marchiennes (Duranel 2024a). Les concentrations en calcium, que ce soit dans la nappe de la tourbe ou dans la tourbe elle-même, ne permettent d'ailleurs pas de distinguer la cladiaie à Marchiennes des groupements de phragmitaie et de boisements humides qui lui ont succédé à Vred (**Figure 87**). Des résultats similaires ont été obtenus pour les ions HCO_3^- . Les concentrations en calcium des eaux prélevées dans le piézomètre V_D1 du secteur STOC (où une cariçaie et une phragmitaie ont relativement récemment succédé à une cladiaie ayant accumulé 1,4 m de tourbe, Goubet 2015) sont en moyenne de 276 mg/l (min. 188, max. 447), plus de trois fois supérieures à celles rapportées par Giller & Wheeler (1986) pour des cladiaies de l'est de l'Angleterre, et nettement supérieures à celles rapportées par Dupéré & Poiraud (2023) pour une cladiaie de Charente-Maritime. Les résultats obtenus au cours de la présente étude invalident donc le modèle fonctionnel proposé par Goubet (2015).

La deuxième hypothèse est celle d'un effet de la fauche quadriennale mise en place par le PNRSE dans le secteur STOC, qui a pu y favoriser le Phragmite au détriment du Marisque (Godwin 1941; Menichino *et al.* 2016; Taylor *et al.* 2018), même si Conway (1942) indique que ce dernier peut se maintenir si la fauche n'est réalisée qu'une fois tous les quatre ans au maximum. Toutefois cette hypothèse n'explique pas la raréfaction voire la disparition du Marisque dans les autres secteurs, qui n'ont pas fait l'objet d'une telle gestion.

La troisième hypothèse est celle d'une détérioration hydrologique, avec une augmentation de la profondeur de la nappe rendant les conditions défavorables au Marisque. Les mesures réalisées au cours de la présente étude ont en effet montré que les conditions décrites dans la littérature comme permettant le maintien de cette espèce ne sont plus remplies sur la quasi-totalité du site (**Figure 46**). Il est possible que le Marisque ne doive sa persistance sur quelques secteurs à proximité de l'étang de chasse qu'au fait que les niveaux y soient maintenus hauts en été par des apports artificiels d'eau probablement issue de la Scarpe (cf. Section 5.3.7.3). L'analyse des relations entre facteurs environnementaux à Vred et à Marchiennes a de plus montré que les cladiaies étaient caractérisées par une profondeur moyenne de la nappe nettement plus faible que la phragmitaie du *Thelypterido palustris* – *Phragmitetum australis*, et surtout que la phragmitaie du *Lathyro palustris* – *Lysimachietum vulgaris* (cf. **Figure 87**) ; et que ce facteur était celui expliquant le mieux la distribution de ces trois associations (cf. Section 8.3.3.2). Saltmarsh *et al.* (2006) ont pour leur part montré que le Marisque a une croissance optimale dans des conditions de saturation totale du sol, alors que le Phragmite tolère une gamme plus large de conditions hydrologiques. L'ensemble de ces résultats appuient fortement en faveur d'une dégradation hydrologique comme raison principale (mais probablement pas unique) de la quasi-disparition du Marisque à Vred.

Les raisons de cette dégradation hydrologique peuvent en partie résulter de processus de succession autogénique dans les anciennes fosses d'extraction de tourbe, avec l'accumulation progressive de tourbe, l'élévation progressive de la surface du sol, et donc l'augmentation de la profondeur de la nappe, son altitude en période sèche étant fixée par celle de la nappe des sables thanétiens et des sédiments minéraux quaternaires (cf. Section 5). La cladiaie a en effet été décrite dans de nombreuses tourbières alcalines comme un stade de colonisation des fosses de tourbage (Giller & Wheeler 1986; Wheeler & Shaw 1995; Wheeler *et al.* 2004, 2009), s'effaçant à terme au profit de boisements humides. A Marchiennes la cladiaie est restreinte à la zone centrale, ayant fait l'objet d'une extraction de tourbe, puis d'une mise en culture et enfin d'un ennoisement vers la fin du 19^e siècle, et ne s'est développée qu'après ces perturbations (Duranel 2024a). Toutefois à Vred, Goubet (2015) a montré que la cladiaie avait été également présente sur le secteur ouest, qui n'a pas été sujet à l'extraction de tourbe. Par ailleurs, les processus de succession autogénique ne sont probablement pas la principale cause de détérioration hydrologique à Vred : la présente étude a montré que l'altitude de la nappe en période de basses eaux a considérablement diminué depuis 2014 voire 2011, d'environ 1,3 m au minimum (cf. **Figure 30**, Section 5.3.3). Cette baisse n'explique toutefois pas totalement la régression de la cladiaie, entamée bien avant. Il est possible que la baisse de la nappe soit bien plus ancienne, mais en l'absence de suivis antérieurs à 2014 dans la tourbière et 1998 en périphérie immédiate, il n'est pas possible d'en être certain.

La quatrième hypothèse est celle d'une eutrophisation du milieu. Wheeler *et al.* (2009) indiquent en effet qu'en Grande-Bretagne les cladiaies sont strictement inféodées à des conditions riches en bases, mais oligotrophes à mésotrophes. Le Phragmite, à l'inverse, a des exigences moindres en termes de fertilité des sols, et peut se développer également en conditions eutrophes voire hypertrophes. Les mesures de fertilité par phytomètre en Grande-Bretagne ont ainsi montré une fertilité du sol moyenne de 7,9 mg dans les cladiaies contre 11,9 mg dans les phragmitaies. Selon ces auteurs, une augmentation du niveau trophique, même sans modification des conditions hydrologiques, conduit à une transition des cladiaies vers des phragmitaies voire des typhaies. Dans les Breck Fens d'Angleterre, Haslam (1965) indique que les communautés à Marisque, Choin noirâtre et Jonc à fleurs obtuses sont cantonnées aux zones de fertilité et de concentrations en phosphates basses à moyennes, plus faibles que dans les phragmitaies. Enfin, Sánchez-Carrillo & Álvarez-Cobelas (2001) rapportent que les concentrations en phosphore total dans les eaux de surface expliquent 61% de la variance du recouvrement du Marisque dans la zone humide de Las Tablas de Daimiel, dans le centre de l'Espagne ; alors que la relation avec le recouvrement du Phragmite n'est pas statistiquement significative¹. L'eutrophisation du milieu peut en partie résulter de l'altération hydrologique du milieu entraînant la compaction et la minéralisation de la tourbe ; mais la présente étude

¹ Ces résultats doivent toutefois être relativisés, l'échantillon étudié étant très limité et la méthode statistique mal appropriée.

a démontré que la tourbière de Vred a été et est toujours sujette à des apports azotés et phosphorés très importants issus du réseau d'assainissement du village, et que la disponibilité du phosphore relargué dans la tourbière est potentiellement multipliée par une importante pollution sulfatée.

Ces hypothèses ne sont pas mutuellement exclusives : Alvarez-Cobelas *et al.* (2001) rapportent ainsi que dans la zone humide de Las Tablas de Daimiel, dans le centre de l'Espagne, l'effet combiné de la pollution par le phosphore et l'azote d'origine domestique, industrielle et agricole, ainsi que la réduction des niveaux d'eau et l'augmentation de leur variabilité du fait du drainage agricole et de prélèvements d'eau dans l'aquifère alimentant la zone humide, ont conduit à une réduction progressive des surfaces occupées par le Marisque par un facteur 10. Dans le même temps, les surfaces occupées par le Phragmite ont été multipliées par 22. Plus récemment, l'amélioration de la qualité de l'eau suite à la mise en œuvre d'un programme d'assainissement et surtout l'augmentation des niveaux d'eau suite à des travaux de restauration hydraulique ont conduit à une baisse drastique et rapide du recouvrement du Phragmite et à une augmentation de celui du Marisque, inversant les tendances observées pendant les 40 années précédentes.

9.7 La colonisation par les boisements humides

Les résultats de l'analyse paléoécologique menée par Goubet (2015) suggèrent qu'au cours du développement de la tourbière de Vred, les milieux ouverts ont été dominants, et les ligneux peu développés même s'ils semblent avoir été présents la plupart du temps, voire dominants très localement et sur de courtes périodes. Les premières photographies aériennes du site, datant de 1947, montrent que les ligneux étaient alors limités à des alignements (probablement de saules têtards) le long des fossés sur les marges, à quelques individus dispersés dans la zone centrale, et à deux secteurs de surface limitée avec une colonisation spontanée plus dense, au sud de l'étang de chasse et sur les marges autour de l'exutoire. Goubet (2015) a détaillé la progression de la colonisation ligneuse depuis cette date, essentiellement au niveau des tremblants au sud (possiblement du fait de leur inaccessibilité au bétail), le long des fossés et des limites de fosse d'extraction dans la zone centrale, et sur les marges.

Les causes de cette accélération sont inconnues mais plusieurs hypothèses sont possibles, dont certaines sont identiques à celles avancées pour expliquer la raréfaction du Marisque (cf. Section 9.6).

La première hypothèse est une colonisation spontanée après l'abandon de l'extraction de tourbe et des dernières pratiques agropastorales, dont la date n'est pas précisément connue. Dans la zone centrale, le développement relativement tardif après l'arrêt de l'extraction de tourbe peut potentiellement s'expliquer par le temps nécessaire pour que la turfigénèse comble plus ou moins les fosses d'extraction (Giller & Wheeler 1986). Toutefois Wieggers (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 peut potentiellement s'expliquer par la dynamique de la population. Alliende & Harper (1989) ont ainsi quantifié le développement du Saule cendré 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 92**), qui suit le modèle théorique de croissance logistique d'une nouvelle population dans un milieu aux ressources limitées (Krebs 2001), correspond à peu près à ce qui est observé sur les photos aériennes

à Vred. La colonisation par l'Aulne glutineux est généralement moins rapide, la maturité étant atteinte vers l'âge de 10 ans (Cluzeau 1992), contre 6-7 ans pour le Saule cendré (Alliende & Harper 1989), et la

distance de dissémination beaucoup plus faible. Les akènes de l'Aulne glutineux peuvent toutefois être transportés à grande distance par l'eau, ce qui peut potentiellement expliquer la colonisation préférentielle le long des fossés observée à Vred par Goubet (2015). 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, avec une accélération de la colonisation au cours des années 1990 sur les deux sites, alors qu'ils ont des histoires relativement différentes.

La deuxième hypothèse est celle d'une détérioration hydrologique au cours des dernières décades. Il est en effet 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 le Saule cendré en particulier peut parfaitement se développer (mais plus lentement) dans des conditions de saturation voire de submersion prolongée (Talbot *et al.* 1987; Iremonger & Kelly 1988; Good *et al.* 1992; Rodríguez-González *et al.* 2010). L'Aulne glutineux requière des conditions plus sèches que le Saule cendré. Une saturation du sol prolongée conduit chez cette espèce à une réduction de la fixation d'azote atmosphérique, de l'absorption des nutriments, de la photosynthèse, et de la croissance des bois ; et peut entraîner la mort de nombreux individus (Douda *et al.* 2009; Rodríguez-González *et al.* 2010; Anadon-Rosell *et al.* 2022). Le plus fort développement de l'Aulne glutineux à Vred qu'à Marchiennes (où il est pour l'instant limité à la périphérie de la tourbière, légèrement plus haute en altitude) pourrait donc s'expliquer par la nappe globalement plus profonde et la fréquence de submersion moindre à Vred. Une colonisation rapide par les ligneux suite à une altération hydrologique a été notée dans d'autres tourbières alcalines : ainsi, dans 12 sites de l'est de l'Angleterre suivis sur 30 ans, Fojt & Harding (1995) ont constaté une colonisation par les ligneux (mais aussi par des espèces rudérales) uniquement dans ceux impactés par une baisse du niveau de la nappe liée aux prélèvements d'eau souterraine dans l'aquifère les alimentant ; alors que cette colonisation n'a pas eu lieu dans les tourbières non impactées. 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. On a vu à la Section 9.4 qu'une baisse très importante de la nappe, de l'ordre de 1,3 m en périodes de basses eaux, a été enregistrée à Vred au cours des dix dernières années, et qu'il était possible que cette baisse ait commencé bien plus tôt. Les causes de cette baisse de la nappe ont été discutées dans cette même section. En particulier, il est à souligner que, les ligneux dans les tourbières évapotranspirant plus que les végétations ouvertes, ils peuvent créer les conditions hydrologiques favorables à leur propre développement en abaissant la nappe dans les sites qu'ils colonisent.

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 6 et 7). La croissance et la capacité de fixation de l'azote atmosphérique de l'Aulne glutineux sont particulièrement influencées par la disponibilité en phosphore, beaucoup plus que par celles en nitrates, potassium, magnésium, fer ou

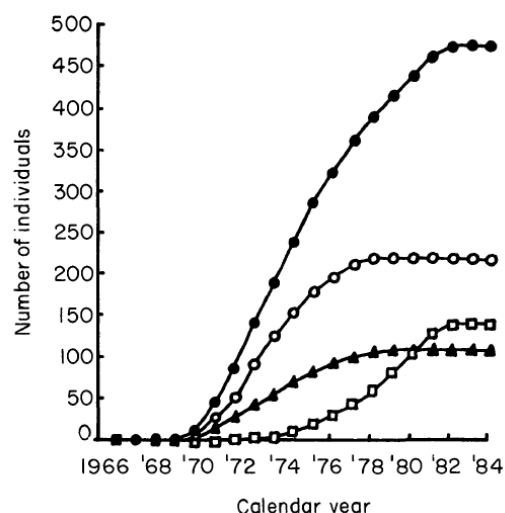


Figure 92. Développement d'une population de Saule cendré à Newborough Warren, Pays de Galles (Alliende & Harper 1989).

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).

calcium (McVean 1956; Prigent & Camiré 1985). Tomassen *et al.* (2003, 2004) ont également 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. A l'inverse, Nakamura *et al.* (2013) ont montré que la profondeur de la nappe était le facteur prépondérant expliquant les taux de germination et de survie des jeunes aulnes dans une tourbière japonaise, avant la disponibilité en nutriments. Toutefois l'espèce concernée était *Alnus japonica*, et non *Alnus glutinosa*.

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.* (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 respectif et leurs interactions.

9.8 Développement des sphaignes et autres espèces acidophiles

Goubet (2015) a montré par une étude paléoécologique (**Figure 7**) que les communautés riches en sphaignes actuellement présentes dans le secteur étaient relativement récentes, et avaient succédé à une phase plus ou moins fugace de tremblants alcalins à mousses brunes ou à Marisque selon les sondages, ayant eux-mêmes succédé à une phase aquatique (selon toute vraisemblance correspondant à une fosse d'extraction de tourbe aux 18^e et 19^e siècles). Il propose trois hypothèses non mutuellement exclusives pouvant expliquer cette bascule de végétations de tourbière alcaline à des végétations de tourbière acide :

- la baisse de la part relative des apports d'eau riche en bases par rapport aux précipitations, liée à l'arrêt de la drainance ascendante depuis la nappe de la craie suite à l'effondrement des niveaux piézométriques dans cette dernière depuis le milieu du 20^e siècle ;

- l'augmentation des dépôts atmosphériques acidifiants azotés et soufrés, le nord de la France ayant été et étant toujours l'une des régions métropolitaines les plus exposées à cette pollution ;
- l'augmentation de la disponibilité du phosphore, du fait de la pollution issue du bassin versant et de la réduction de l'immobilisation de ce phosphore par co-précipitation avec la calcite, elle-même conséquence de la réduction des apports depuis la nappe de la craie d'eau riche en HCO_3^- et Ca^{2+} .

On a vu plus haut qu'une drainance ascendante depuis la nappe de la craie au droit du site n'était pas nécessaire à un apport en eaux riches en calcium et hydrogénocarbonates (Section 9.2) ; et donc que l'effondrement des niveaux piézométriques dans la nappe de la craie ne permettait pas d'expliquer la bascule vers un système acide.

La cartographie en 3D de la conductivité électrique de la solution du sol (Section 4.4.2) a démontré l'existence par endroits d'une ombrotrophisation, c'est-à-dire d'une augmentation de la contribution relative des précipitations à l'alimentation hydrique de la surface du dépôt tourbeux. Cette ombrotrophisation, qui se traduit par une conductivité électrique de la solution du sol relativement faible ($< 200 \mu\text{S}/\text{cm}$), est la plus marquée entre l'étang de chasse et l'étang de pêche, précisément là où Goubet (2015) a mis en évidence une bascule d'un système alcalin à un système acide, et là où le développement des sphaignes est actuellement le plus dynamique. On notera que c'est également sur ce secteur qu'on trouve actuellement les systèmes de radeaux les plus caractéristiques, avec une importante lame d'eau résiduelle (Goubet 2015 Figure 3-7 et Annexe 11) et une forte mobilité verticale (**Figure 45**). On note également que les quelques autres secteurs aussi caractérisés par une ombrotrophisation marquée, mais plus limités en surface, correspondent également à la fois à des systèmes de radeau (Goubet 2015, Figure 3-7 et Annexe 11) et aux zones où Goubet (2013, Figure 3-11) a noté la présence de sphaignes.

L'ombrotrophisation des radeaux dans les tourbières neutro-alcalines est un phénomène connu (Wheeler & Shaw 1995; Beltman *et al.* 2001; Dekker *et al.* 2005). Au fur et à mesure de l'accumulation de matière organique, de sa compaction et de son humification réduisant la conductivité hydraulique, de l'accumulation de bulles de gaz ayant le même effet, et de l'épaississement du radeau, la surface de celui-ci se déconnecte progressivement de la lame d'eau sous-jacente, le radeau ralentissant le mélange des eaux météoriques et des eaux minéralisées sous-jacentes. Le radeau flottant à la surface du plan d'eau, sa partie supérieure n'est jamais inondée (sauf si sa mobilité verticale n'est pas totale du fait de l'enracinement de la végétation dans le substrat sous la lame d'eau). Une lentille d'eau météorique se forme donc dans le radeau lui-même, ce qui conduit à un appauvrissement trophique et à une acidification de la surface et favorise le développement des sphaignes.

Dans les tourbières neutro-alcalines, les radeaux et tremblants actuels se sont principalement développés dans d'anciennes fosses d'extraction de tourbe, qui constituent donc des emplacements privilégiés d'ombrotrophisation et de développement de végétations de tourbière acide. Ainsi, Giller & Wheeler (1988) rapportent que, dans les tourbières alcalines de Catfield et d'Irstead en Grande-Bretagne, toutes les populations de sphaignes connues sont situées dans d'anciennes fosses d'extraction du 19^e siècle présentant des radeaux ou tremblants à Phragmite, Massette à feuilles étroites (*Typha angustifolia*), et/ou dans une moindre mesure Marisque. Les quelques rares exceptions sont toujours situées à l'emplacement d'anciens fossés également colonisés par des radeaux ou tremblants. *Sphagnum squarrosum* et *S. fimbriatum* sont les premières espèces colonisatrices, suivies par *S. capillifolium* et *S. medium/divinum*. Les auteurs notent que les zones dont la mobilité verticale est limitée et qui de ce fait sont régulièrement submergées par les eaux d'inondation alcalines ne sont pas colonisées par les sphaignes.

Il est donc probable que le développement de végétations de tourbière acide à Vred résulte principalement de ce processus de succession endogène.

Il est toutefois à noter qu'on trouve des conductivités électriques relativement faibles (nettement inférieures à celles enregistrées dans les sédiments minéraux quaternaires, dans les sables thanétiens et dans la Scarpe) d'une part sous les radeaux mentionnés ci-dessus et jusqu'au socle minéral, et d'autre

part en périphérie de ces radeaux, au sein d'une bonne partie du secteur est, de la zone STOC et, dans une moindre mesure, du caisson central. La totalité de cette zone a certes fait l'objet d'une extraction de tourbe aux 18^e et 19^e siècles, mais une proportion importante ne présente ni radeau ni tremblant et très peu de mobilité verticale (cf. **Figure 45**). Il semble donc que dans ce secteur la contribution relative des précipitations soit plus importante que dans le reste de la tourbière, sans que le processus expliqué plus haut puisse être invoqué. On peut peut-être y voir l'effet de la canalisation de la Scarpe et de la création d'un exutoire artificiel au nord de la tourbière (au niveau du limnimètre V_L3), qui a pu réduire les flux de surface et/ou souterrains de l'amont vers l'aval de la tourbière, et conduire à la formation d'une zone stagnante principalement alimentée par les eaux de pluie dans la partie est (aval) du site. Cette réduction des apports latéraux a éventuellement pu être accentuée à la fin des années 1980 par la création du fossé en périphérie sud du site. Pour l'instant les apports en bases en dehors des secteurs de radeaux semblent encore suffisants pour empêcher le développement des sphaignes, et on ne note pas de différences évidentes de concentrations en Ca^{2+} et HCO_3^- dans les piézomètres correspondants ni de teneur en calcium ou de disponibilité du phosphore dans les tourbes de surface.

Comme indiqué plus haut, le développement des végétations de tourbière acide à Vred résulte vraisemblablement d'un phénomène d'ombrotrophisation de radeaux et tremblants. Néanmoins, on ne peut exclure les effets d'autres facteurs, une accélération de la colonisation de certaines tourbières neutro-alcalines par les sphaignes y compris en dehors des radeaux et tremblants ayant été observée dans toute l'Europe au cours des dernières décades : aux Pays-bas (Kooijman 1992; Diggelen *et al.* 1996; Cusell 2014; Paulissen *et al.* 2014; Mettrop *et al.* 2015; Kooijman *et al.* 2016), en Tchéquie (Hájek *et al.* 2015), en Grande-Bretagne (Giller & Wheeler 1988), en Pologne (Karpińska-Kończak *et al.* 2022), en Scandinavie (Hedenaes & Kooijman 1996; Gunnarsson *et al.* 2000; Rehell & Virtanen 2016; Kolari *et al.* 2021; Kuuri-Riutta *et al.* 2024), etc. Plusieurs raisons, non mutuellement exclusives, ont été avancées :

- les perturbations hydrologiques généralisées, liées au drainage des tourbières ou aux prélèvements dans les aquifères les alimentant (Diggelen *et al.* 1996; van Haesebroeck *et al.* 1997; Schot *et al.* 2004; van Loon *et al.* 2009; Cusell 2014) ;
- l'altération du bilan hydrique par le changement climatique (Karpińska-Kończak *et al.* 2022; Kuuri-Riutta *et al.* 2024), y compris du fait de l'augmentation des précipitations dans certaines régions (Vicherová *et al.* 2017) ;
- la modification de la productivité et des exigences autoécologiques des espèces, et des interactions compétitives entre elles, du fait de l'augmentation des températures et de la concentration en CO_2 dans l'atmosphère (Kolari *et al.* 2021; Hájek *et al.* 2022) ;
- comme mentionné par Goubet (2015), les dépôts atmosphériques de polluants soufrés et azotés (Kooijman & Bakker 1994; Paulissen *et al.* 2004, 2005) ;
- une potentialisation de la compétitivité des sphaignes par l'augmentation de la charge en nutriments, qu'ils soient issus de dépôts atmosphériques ou apportés par les eaux de surface ou souterraine, en particulier :
 - le potassium, qui augmente leur tolérance au calcium (Hájek *et al.* 2015; Vicherová *et al.* 2015) ;
 - l'azote sous forme ammoniacale (NH_4^+), qui diminue la compétitivité des mousses brunes vis-à-vis des sphaignes si elle constitue la forme dominante d'azote (Paulissen *et al.* 2004, 2005, 2016) ;
 - et enfin, le phosphore (Kooijman 1992, 2012; Kooijman & Bakker 1994, 1995; Hájek *et al.* 2002; Kooijman & Paulissen 2006; Plesková *et al.* 2016).

Cette dernière hypothèse, également mentionnée par Goubet (2015), est compatible avec les fortes concentrations en phosphore mises en évidence à Vred par la présente étude, causées notamment par les déficiences du réseau d'assainissement de la commune de Vred (cf. Sections 6.3.2.3 et 7.3.2).

L'interaction entre le cycle du soufre et la baisse des niveaux piézométriques a également été discutée aux Sections 3.3.2 et 6.3.2.4. La pyrite accumulée dans la tourbe soit du fait de dépôts de résidus industriels, soit du fait de la réduction des sulfates en conditions anaérobies, a pu être oxydée suite à la forte baisse des niveaux piézométriques. Cette réaction est fortement acidifiante (Smolders *et al.* 2005; McLaughlin & Webster 2010). Toutefois, à Vred, les plus fortes concentrations en sulfates ne correspondent pas avec les zones de développement des sphaignes, ce qui rend cette hypothèse moins crédible.

10 Recommandations

10.1 Suivis

10.1.1 Installation d'un piézomètre superficiel à proximité de V_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 V_Sables un piézomètre crépiné sur toute sa longueur et permettant la mesure du toit de la nappe superficielle. Ce piézomètre aura une profondeur de 3,5 m. Il sera équipé d'un enregistreur automatique. Une protection contre le vandalisme sera nécessaire.

10.1.2 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.

La présente étude a démontré la forte corrélation entre les niveaux piézométriques enregistrés dans la tourbière. Pour réduire 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 les plus difficiles d'accès (V_D13, et éventuellement V_D2, V_P2, V_D15, V_D23 et V_P23). L'enregistreur installé dans V_L2 a généré quelques artéfacts et pourrait également être décommissionné sans trop de perte d'information.

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 V_Sables et V_Craie gérés par le BRGM.

Le maintien aussi longtemps que possible de l'ensemble des piézomètres installés dans la tourbe et de leurs enregistreurs 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 ;
- au vu des résultats de la présente étude, nous proposons quelques pistes pour l'amélioration des conditions hydriques dans la tourbière, et il serait donc utile de pouvoir en mesurer l'effet ;
- enfin, 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 extrêmement précieuses au-delà des sites de Vred et Marchiennes pourvu qu'elles soient bancarisées et mises à disposition.

10.1.3 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. Il serait donc très utile d'essayer de retrouver les dates exactes des mesures passées. 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.

10.1.4 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.

10.2 Etudes complémentaires

10.2.1 Etablissement d'un bilan hydrique de la tourbière

Le développement d'un bilan hydrique relativement grossier à l'échelle du site, voire d'un modèle simplifié semi-distribué par unité fonctionnelle, à un pas de temps mensuel voire quotidien, n'était pas envisagé dans le cadre de la présente étude. Il permettrait néanmoins de vérifier certaines des hypothèses avancées ici, notamment sur la contribution respective des eaux souterraines, des précipitations directes, des apports par ruissellement de surface depuis le bassin versant et éventuellement des apports artificiels depuis la Scarpe. Le débit à l'exutoire pourra être estimé par l'utilisation d'une équation généralisée pour les seuils rectangulaires. On notera qu'il existe des lacunes dans l'enregistrement des précipitations par le pluviomètre situé en limite sud-ouest du site.

10.2.2 Amélioration des connaissances sur le fonctionnement hydrologique et hydrogéologique de la plaine de la Scarpe aval

La présente étude a démontré que les niveaux piézométriques et limnimétriques dans la tourbière de Vred, particulièrement en période estivale, étaient principalement déterminés par la dynamique de la nappe des sédiments minéraux quaternaires et des sables thanétiens. De même, en période de hautes eaux, les niveaux dans la tourbière de Vred mais aussi dans l'aquifère minéral sous-jacent et en périphérie sont contrôlés par l'ouvrage hydraulique à l'exutoire, et au-delà, par la capacité de drainage du réseau hydraulique en aval de la tourbière. Le rôle du réseau hydraulique a également été souligné à Marchiennes (même si un peu différent), et de façon générale dans ce secteur de la plaine de la Scarpe aval par Pinson & Mardhel (2008).

La similitude de la dynamique des niveaux piézométriques et limnimétriques à Vred et à Marchiennes, liée au rôle prépondérant de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens, a été soulignée. Ce rôle est probablement commun à de nombreuses zones humides situées sur les mêmes formations géologiques au sein du territoire du PNRSE. L'influence sur cet aquifère des niveaux piézométriques dans la craie reste à éclaircir.

Une meilleure compréhension du fonctionnement de la nappe des sédiments quaternaires et des sables thanétiens à l'échelle de la Scarpe est donc indispensable pour une bonne gestion conservatoire de ces zones humides et le respect des engagements internationaux liés à la désignation de ces sites en tant que Zones Spéciales de Conservation et du territoire du PNRSE dans le cadre de la convention de Ramsar. Nous proposons deux pistes permettant d'améliorer cette compréhension.

10.2.2.1 Quantification du rôle du climat et des niveaux dans les exutoires dans l'évolution des niveaux piézométriques dans les sédiments quaternaires de la plaine de la Scarpe

La présente étude a montré une tendance à la baisse des niveaux piézométriques dans les sédiments minéraux quaternaires généralisée à la plaine de la Scarpe (cf. Section 5.3.3). La comparaison avec l'Indice de Précipitation et d'Évapotranspiration Normalisé suggère que la raison principale de cette tendance est climatique, mais sans le démontrer formellement. Il serait donc utile d'approfondir cette analyse, par

exemple en utilisant une modélisation par fonction de transfert (*Transfer Function Noise* - TFN). Il s'agit d'une technique d'analyse des séries temporelles, qui tente de transformer une ou plusieurs séries d'entrée (précipitations, évapotranspiration potentielle, niveau d'un cours d'eau, etc.) en une série de sortie (niveau piézométrique) à l'aide d'un modèle statistique. La méthode a été développée par von Asmuth (von Asmuth & Maas 2001; von Asmuth *et al.* 2002, 2007, 2012; Von Asmuth 2012), et est basée sur les principes de convolution et de fonctions de réponse impulsionnelle prédéfinies. Cette méthode permettrait de quantifier pour chaque piézomètre la contribution de différentes variables (précipitations, évapotranspiration) à la variation des niveaux piézométriques, et donc de vérifier si les tendances observées peuvent être expliquées par le seul changement climatique ou si d'autres facteurs (par exemple les niveaux du réseau hydrographique en aval) doivent être recherchés (voir par exemple Kong *et al.* 2021; Jemeljanova *et al.* 2023; Collenteur *et al.* 2023; Kokimova *et al.* 2024). Elle permettrait également de modéliser les niveaux piézométriques antérieurs à 1998 sur la base des données climatiques, et de vérifier si une tendance à la baisse a pu exister avant cette date.

Toutefois, les modalités actuelles d'enregistrement des données par le PNRSE (le mois de la mesure étant noté mais pas le jour) sont problématiques pour une telle application. Il serait nécessaire de vérifier sur quelques séries tests si des résultats satisfaisants peuvent être obtenus avec le format actuel. Il serait également très utile de tenter de retrouver les dates exactes des mesures, y compris pour d'autres applications dont la modélisation à base physique détaillée ci-dessous.

10.2.2.2 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 Marchiennes (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) 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(e) hydrogéologue, un(e) spécialiste de la modélisation hydrogéologique, et un(e) 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.

10.2.3 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 ligneux 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 stoechiométrie) 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 sur les tourbières de Vred et der Marchiennes. 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 des deux tourbières.

10.2.4 Identification et suivi des sources actuelles de pollution

Le contrôle des pollutions discutées à la Section 9.5 nécessite une meilleure compréhension de leur origine et un suivi de leur évolution. En particulier, il serait utile de faire des prélèvements réguliers au niveau des deux déversoirs d'orage, lors d'épisodes pluvieux générant des déversements, pour comprendre les facteurs déterminant le rejet de polluants dans la tourbière. On pourra éventuellement mettre en place un suivi automatique approprié.

Les éventuelles autres sources de phosphore devront être identifiées, notamment par la recherche et le suivi des différents points de rejet potentiels (en incluant notamment les exutoires du réseau d'eaux pluviales).

Des investigations plus approfondies doivent être menées sur l'impact actuel de la décharge, avec l'installation de piézomètres et le suivi de la qualité de l'eau dans la nappe directement sous les déchets, et un suivi plus intensif de la qualité de l'eau dans le fossé la ceinturant.

Enfin, il est nécessaire de mieux caractériser l'origine des fortes concentrations en sulfates, en particulier dans la partie ouest de la tourbière, et d'identifier les probables résidus industriels en cause, ainsi que leur géométrie. Une analyse de la composition isotopique des sulfates permettrait peut-être d'identifier leur provenance.

10.3 Gestion et restauration conservatoire

10.3.1 Arrêt des apports de polluants

Les apports actuels de polluants azotés et phosphorés ne sont pas compatibles avec la conservation des espèces et habitats pour lesquels la tourbière de Vred a été désignée Réserve Naturelle Nationale et Zone Spéciale de Conservation au titre de la Directive 92/43 dite Habitats, et qui ont contribué à la désignation du site Ramsar « Vallées de la Scarpe et de l'Escaut ». Leur réduction rapide et drastique, jusqu'à atteindre des concentrations compatibles avec les seuils les plus exigeants indiqués à la Section 6.3.2, doit être un objectif de gestion prioritaire.

En particulier, les rejets d'eaux usées par les déversoirs d'orage du réseau d'assainissement unitaire de Vred doivent impérativement cesser dès que possible. Les sources secondaires de polluants azotés et

phosphorés devront être tarées une fois précisément identifiées (cf. Section 10.2.3). Cette action pourra inclure l'identification et la mise aux normes des assainissements individuels et collectifs éventuellement défectueux. La mise en place de dispositifs de phyto-épuration en périphérie de la tourbière pour traiter les effluents pourrait être envisagée de manière temporaire et/ou complémentaire, mais ne doit en aucun cas se substituer au travail de réduction des pollutions à la source. Si mis en œuvre, ces dispositifs devront être conçus, réalisés et entretenus par des entreprises reconnues pour leur compétence en la matière, et adaptés aux conditions locales (notamment aux pics de débit et de pollution lors des épisodes pluvieux importants et du débordement des déversoirs d'orage). La qualité de l'eau en sortie de ces dispositifs devra faire l'objet d'un suivi régulier.

Un travail de réhabilitation de la décharge devra être mené si les analyses complémentaires mettent en évidence un impact sur la qualité de l'eau actuelle dans la tourbière.

La pollution par les sulfates vraisemblablement générée par les sols du secteur ouest de la tourbière ne pourra vraisemblablement être réduite que par étrépage des matériaux pollués (cf. Section 10.3.7), une fois que ceux-ci auront été identifiés et cartographiés.

10.3.2 Gestion de la charge polluante existante

Les analyses de sol ont montré des concentrations en phosphore élevées dans les sols, y compris dans les secteurs ayant fait l'objet d'une extraction de tourbe aux 18^e et 19^e siècles (cf. Section 7.3). Les concentrations en phosphore sont, avec la profondeur de la nappe, un facteur déterminant de la distribution des végétations à Vred et Marchiennes. 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 7.3.3). Le maintien voire la diminution de la profondeur de la nappe sur le long terme ainsi que le maintien des apports en bases par les eaux souterraines et de surface sont donc des objectifs importants pour éviter la mobilisation de ce stock de phosphore et une eutrophisation encore plus marquée des habitats. Un éventuel relèvement de la nappe ne devrait par contre pas conduire à un relargage 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. En supposant l'arrêt des apports extérieurs, les solutions disponibles pour réduire la charge en phosphore existante sont donc limitées. Une coupe des ligneux suivi d'une fauche régulière avec exportation doivent être généralisées, mais n'auront d'effet que sur le long terme. L'utilisation du brûlis est à considérer avec circonspection car le potassium ainsi mobilisé pourrait à son tour favoriser la colonisation par les ligneux (Sulwiński et al. 2020). Un étrépage des horizons superficiels pourrait être envisagé, mais l'effet sur les concentrations en phosphore sera purement local. Cette option est discutée plus en détail ci-dessous (Section 10.3.7).

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

La présente étude a montré que les niveaux dans la tourbière en basses eaux dépendent principalement des niveaux dans l'aquifère des sédiments minéraux quaternaires et des sables thanétiens. Il est donc nécessaire de considérer une gestion de cet aquifère au-delà des limites de la tourbière et de son bassin versant topographique, voire à l'échelle de la Scarpe aval, l'ensemble des zones humides du PNRSE et du site Ramsar étant plus ou moins impactées par la baisse généralisée des niveaux piézométriques dans celui-ci. Malheureusement les connaissances sur son fonctionnement hydrogéologique sont très limitées, il est donc nécessaire de les améliorer avant de pouvoir proposer des modalités de gestion de cette ressource (cf. Section 10.2.2).

10.3.4 Aménagement des ouvrages hydrauliques

Toutefois, plus localement, le rôle déterminant du seuil à l'exutoire dans le contrôle des niveaux en période de hautes eaux dans l'ensemble de la tourbière, et même de la nappe des sables thanétiens et des sédiments minéraux quaternaires en périphérie de celle-ci, a été démontré à la Section 5 (**Figures 30, 39 et 41**). La rehausse aussi haut que possible du seuil de déversement, et l'étanchéification de l'ouvrage sous ce seuil, permettraient donc de relever les niveaux en période de hautes eaux dans la tourbière et dans l'aquifère minéral. Cependant, même s'il est possible que cette action, en augmentant le volume

d'eau stocké dans ce dernier, retarde légèrement la baisse des niveaux dans la tourbière en début de période sèche, il est probable que l'effet sur les niveaux en basses eaux soit limité, les débits à l'exutoire et l'effet du seuil étant alors nuls. Etant donné l'effondrement des niveaux constaté ces dernières années, il semble nécessaire de tester malgré tout cette solution peu coûteuse.

Pour réduire la capture des apports latéraux de subsurface par le fossé longeant la périphérie sud-est de la tourbière, on aurait pu envisager l'obturation de ce fossé ou la création d'un ouvrage hydraulique à son extrémité aval, à l'ouest du limnimètre V_L1. Toutefois cet ouvrage n'aurait probablement qu'un effet limité car le lit du fossé est nettement au-dessus des niveaux de nappe (y compris des sables thanétiens) pendant la période de basses eaux, et les niveaux sont à peu près identiques dans les sables et dans l'ensemble de la tourbière lorsque le fossé est en eau.

10.3.5 Gestion des apports et prélèvements artificiels

Le suivi hydrologique a mis en évidence à la fois des prélèvements (avec néanmoins une incertitude, **Figure 44**) et des apports (avérés, **Figure 42**) d'eau non déclarés et non autorisés dans le secteur de l'étang de chasse. Il est possible que ces interventions aient eu lieu dans la partie est de la tourbière en dehors de la RNR, qui est directement connectée à l'étang de chasse dans lequel les modifications de niveau ont été enregistrées.

Les prélèvements contribuent directement à la baisse des niveaux dans l'étang au printemps et en été. Même s'ils sont apparemment trop faibles pour avoir un impact notable sur les niveaux piézométriques et limnimétriques dans le reste de la tourbière, ils doivent, si avérés, être stoppés.

Les apports d'eau proviennent probablement de la Scarpe, et ont vraisemblablement pour objet de maintenir des niveaux d'eau compatibles avec les activités cynégétiques ou halieutiques dans les étangs du secteur. Ils sont conséquents, et ont conduit à maintenir des niveaux dans l'étang de chasse et dans les zones en périphérie de celui-ci nettement plus hauts que dans le reste de la tourbière en période estivale (environ 1 à 1,5 m en 2020 et 2022). Du strict point de vue de la conservation de la tourbière, la réponse à apporter à ces apports sauvages est difficile à définir. Il est évident qu'ils sont bénéfiques d'un point de vue du bilan hydrique, en atténuant au moins dans le secteur de l'étang de chasse, voire un peu au-delà, les fortes baisses des niveaux observées dans le reste de la tourbière ces dernières années. Pourvu qu'ils respectent la réglementation en vigueur, ils pourraient même devenir l'un des outils d'une gestion hydraulique adaptative permettant de retrouver sur tout ou partie de la RNR des niveaux d'eau compatibles avec les objectifs de conservation. Toutefois, il est probable que les volumes nécessaires pour restaurer de tels niveaux sur l'ensemble de la tourbière soient très élevés, du fait de la perméabilité des sédiments qui se traduira vraisemblablement par des pertes importantes vers l'aquifère minéral. De plus, l'origine et la qualité de l'eau posent question. Si elle est issue de la Scarpe, ce qui est probable, elle contribue à la pollution de la tourbière, la Scarpe étant nettement plus chargée en nitrates, ammonium, métaux lourds et, dans une moindre mesure, phosphates, que les autres sources d'alimentation en eau de la tourbière (à l'exception des apports issus des déversoirs d'orage).

Il existe donc un choix qui n'est pas simple à faire entre une dégradation de la tourbière par assèchement et une dégradation par pollution. On notera néanmoins que la minéralisation de la tourbe du fait de l'assèchement conduit de toute façon à une forte augmentation de la teneur en nutriments et à une évolution des végétations (cf. Sections 7 et 8). Une solution potentielle pourrait donc être l'utilisation de dispositifs de phyto-épuration adaptés pour améliorer la qualité chimique des apports issus de la Scarpe. Comme pour ceux proposés en aval des déversoirs d'orage, ils devront être conçus, réalisés et entretenus par des entreprises reconnues pour leur compétence en la matière, et adaptés aux conditions locales. La qualité de l'eau en sortie de ces dispositifs devra faire l'objet d'un suivi régulier.

10.3.6 Contrôle des ligneux

L'impact important des ligneux sur l'évapotranspiration et le niveau de la nappe dans les tourbières a été détaillé dans les Sections 9.4 et 9.7. Les efforts de restauration de milieux ouverts menés par le PNRSE doivent donc être poursuivis et accélérés, avec pour objectif de retrouver ces milieux sur la quasi-totalité du site (à l'exception des boisements à haute valeur patrimoniale comme la boulaie à sphaignes). 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).

10.3.7 Etrépage

La présente étude a montré que, dans la tourbière de Vred comme dans celle de Marchiennes, l'hydropériode ainsi que la densité et la teneur en nutriments de la tourbe, et donc les végétations, étaient principalement déterminées par la topographie de surface, elle-même résultant des activités humaines menées au cours des 18^e et 19^e siècle, en particulier de l'extraction de tourbe.

La restauration d'une profondeur de nappe compatible avec les objectifs de conservation 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 5.3.7), et de relancer la turfigénèse. 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 recherchée en fonction des végétations que l'on souhaite restaurer. Toutefois la baisse des niveaux piézométriques au cours des dernières années est telle que les surfaces sur lesquelles cette technique pourra en pratique être mise en œuvre ne pourront être que relativement faibles, sous peine d'avoir à exporter un énorme volume de matériaux. Elle devra donc être associée à d'autres actions visant à soutenir la nappe en basses eaux.

L'étrépage aura également comme avantage de contribuer au contrôle des ligneux, de manière probablement plus efficace qu'une simple coupe. Dans une tourbière alcaline en Pologne, Kamocki *et al.* (2018) ont ainsi montré que 100% des aulnes glutineux coupés à ras du sol ou juste sous la surface ne faisaient pas de rejet et étaient définitivement éliminés, alors qu'ils n'étaient que 36 % lorsque la coupe était située à 5-10 cm au-dessus du sol.

De plus, sur le secteur nommé « tourbière ouest » par Goubet (2015), l'étrépage permettra de retirer la tourbe minéralisée et le remblai organo-minéral présents en surface, qui contiennent les plus fortes concentrations en nutriments et en probables résidus industriels soufrés. L'étrépage sur ce secteur devra au minimum atteindre la tourbe présente sous 30 à 40 cm de ce remblai pour être efficace. Un étrépage pourra également être utile sur les sols organo-minéraux et minéraux des marges de la zone humide contaminés par les probables résidus soufrés, une fois ceux-ci identifiés et cartographiés. Il pourrait s'inscrire dans un réaménagement de cette partie de la zone humide pour y créer un système de phyto-épuration des effluents issus des déversoirs d'orage (cf. Section 10.3.1).

11 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.
- Alvarez-Cobelas, M., Cirujano, S. & Sánchez-Carrillo, S. (2001) Hydrological and botanical man-made changes in the Spanish wetland of Las Tablas de Daimiel. *Biological Conservation*, 97, 89–98.
- Anadon-Rosell, A., Scharnweber, T., von Arx, G., Peters, R.L., Smiljanić, M., Weddell, S. & Wilmking, M. (2022) Growth and wood trait relationships of *Alnus glutinosa* in peatland forest stands with contrasting water regimes. *Frontiers in Plant Science*, 12, 788106.
- Andréassian, V. (2004) Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291, 1–27.
- Anonyme. (1986) *Vred. Etude de revalorisation du site de la décharge*. Paysages, Bureau d'Etudes Paysagistes DPLG, & Station Internationale de Phytosociologie, Lille & Bailleul, France.
- 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, La Défense, France.
- 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.
- 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.
- Beltman, B., Van den Broek, T., Barendregt, A., Bootsma, M.C. & Grootjans, A.P. (2001) Rehabilitation of acidified and eutrophied fens in The Netherlands: Effects of hydrologic manipulation and liming. *Ecological Engineering*, 17, 21–31.
- 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.
- Boelter, D.H. (1969) Physical properties of peats as related to degree of decomposition. *Soil Science Society of America Journal*, 33, 606.
- 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.

- Brown, P.A., Gill, S.A. & Allen, S.J. (2000) Metal removal from wastewater using peat. *Water Research*, 34, 3907–3916.
- 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.
- Cluzeau, C. (1992) Dynamique de colonisation de l'aulne glutineux *Alnus glutinosa* (L) dans un marais eutrophe de la plaine alluviale du Rhône. *Annales des Sciences Forestières*, 49, 539–548.
- Clymo, R.S. (1963) Ion exchange in Sphagnum and its relation to bog ecology. *Annals of Botany*, 27, 309–324.
- Clymo, R.S. (1964) The origin of acidity in Sphagnum bogs. *The Bryologist*, 67, 427–431.
- Collenteur, R.A., Moeck, C., Schirmer, M. & Birk, S. (2023) Analysis of nationwide groundwater monitoring networks using lumped-parameter models. *Journal of Hydrology*, 626, 130120.
- Conway, V.M. (1942) *Cladium mariscus*. *Journal of Ecology*, 30, 211–216.
- Cooper, J.D. (1980) *Measurement of moisture fluxes in unsaturated soil in Thetford Forest*. Report, 66, Institute of Hydrology, Wallingford, UK.
- 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.
- Cusell, C. (2014) *Preventing acidification and eutrophication in rich fens: Water level management as a solution?* PhD Thesis, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands.
- 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. (2024) The threat of groundwater pollution for petrifying springs; defining nutrient threshold values for an endangered bryophyte dominated habitat. *Environmental Pollution*, 344, 123324.
- Dekker, S.C., Barendregt, A., Bootsma, M.C. & Schot, P.P. (2005) Modelling hydrological management for the restoration of acidified floating fens. *Hydrological Processes*, 19, 3973–3984.
- Denimal, S., Barbecot, F., Dever, L., Tribovillard, N. & Meilliez, F. (2001) Traçage chimique et isotopique des eaux souterraines en relation avec les eaux de lixiviation de terrils, bassin minier du Nord-Pas-de-Calais (France). *Bulletin de la Société Géologique de France*, 172, 111–120.
- 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*, 30, 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*, 23, 87–116.
- Diggelen, R., Molenaar, W. & Kooijman, A. (1996) Vegetation succession in a floating mire in relation to management and hydrology. *Journal of Vegetation Science*, 7, 809–820.
- Douda, J., Čejková, A., Douda, K. & Kochánková, J. (2009) Development of alder carr after the abandonment of wet grasslands during the last 70 years. *Annals of Forest Science*, 66, 712–712.
- 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.
- Dubé, S., Plamondon, A.P. & Rothwell, R.L. (1995) Watering up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. *Water Resources Research*, 31, 1741–1750.
- Dupéré, R. & Poiraud, A. (2023) *Diagnostic fonctionnel de la tourbière de Bois-Mou (Phase 2)*. Rapport d'étude pour le Département de la Charente-Maritime, Eco-Metrum & Inselberg, La Gripperie-St-Symphorien & Peyre en Aubrac, France.
- Duranel, A. (2024a) *Étude écohydrologique de la Réserve Naturelle Nationale de la Tourbière de Marchiennes*. 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 Sonnevile*. Rapport d'étude pour le Syndicat Mixte du 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.
- Farley, K.A., Jobbágy, E.G. & Jackson, R.B. (2005) Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11, 1565–1576.
- Fojt, W. & Harding, M. (1995) Thirty years of change in the vegetation communities of three valley mires in Suffolk, England. *Journal of Applied Ecology*, 32, 561–577.
- 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.
- Gaulier, C., Billon, G., Lesven, L., Falantin, C., Superville, P.-J., Baeyens, W. & Gao, Y. (2020) Leaching of two northern France slag heaps: Influence on the surrounding aquatic environment. *Environmental Pollution*, 257, 113601.
- 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-Escout, 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.
- Giller, K.E. & Wheeler, B.D. (1986) Past peat cutting and present vegetation patterns in an undrained fen in the Norfolk Broadland. *Journal of Ecology*, 74, 219–247.
- Giller, K. & Wheeler, B. (1988) Acidification and succession in a flood-plain mire in the Norfolk Broadland, UK. *Journal of Ecology*, 76, 849–866.
- Godwin, H. (1941) Studies in the ecology of Wicken Fen: IV. crop-taking experiments. *Journal of Ecology*, 29, 83–106.
- González A, Z.I., Krachler, M., Cheburkin, A.K. & Shotyk, W. (2006) Spatial distribution of natural enrichments of arsenic, selenium, and uranium in a minerotrophic peatland, Gola di Lago, Canton Ticino, Switzerland. *Environmental science & technology*, 40, 6568–6574.
- 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.
- Goubet, P. (2013) *Diagnostic fonctionnel partiel de la tourbière de Vred (Nord)*. Compte rendu d'expertise commandée par le Parc naturel régional Scarpe-Escout, 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-Escout, Phase 2, 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.
- 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 interdisciplinary. *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.

- 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.
- Gunnarsson, U., Rydin, H. & Sjörs, H. (2000) Diversity and pH changes after 50 years on the boreal mire Skattlösbergs Stormosse, Central Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 11, 277–286.
- Hájek, M., Hekera, P. & Hájková, P. (2002) Spring fen vegetation and water chemistry in the Western Carpathian flysch zone. *Folia Geobotanica*, 37, 205–224.
- Hájek, M., Jiroušek, M., Navrátilová, J., Horodyská, E., Peterka, T., Plesková, Z., Navrátil, J., Hájková, P., Hájek, T., & others. (2015) Changes in the moss layer in Czech fens indicate early succession triggered by nutrient enrichment. *Preslia*, 87, 279–301.
- Hájek, M., Těšitel, J., Tahvanainen, T., Peterka, T., Jiménez-Alfaro, B., Jansen, F., Pérez-Haase, A., Garbolino, E., Carbognani, M., Kolari, T.H.M., Hájková, P., Jandt, U., Aunina, L., Pawlikowski, P., Ivchenko, T., Tomaselli, M., Tichý, L., Dítě, D., Plesková, Z. & Mikulášková, E. (2022) Rising temperature modulates pH niches of fen species. *Global Change Biology*, 28, 1023–1037.
- Hargreaves, G.H. (1994) Defining and using reference evapotranspiration. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 120, 1132–1139.
- Haslam, S.M. (1965) Ecological studies in the Breck Fens I. Vegetation in relation to habitat. *Journal of Ecology*, 53, 599–619.
- Hedenaes, L. & Kooijman, A. (1996) Changes in the vegetation of a rich fen in Vaestergoetland, Sweden. *Svensk Botanisk Tidskrift*, 90, 113–121.
- 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. *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.
- Jemeljanova, M., Collenteur, R.A., Kmoč, A., Bikše, J., Popovs, K. & Kalvāns, A. (2023) Modeling hydraulic heads with impulse response functions in different environmental settings of the Baltic countries. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 47, 101416.
- Johansen, O.M., Jensen, J.B. & Pedersen, M.L. (2014) From groundwater abstraction to vegetative response in fen ecosystems. *Hydrological Processes*, 28, 2396–2410.
- Kamocki, A.K., Banaszuk, P. & Kołos, A. (2018) Removal of European alder *Alnus glutinosa*—An active method of mire conservation. *Ecological Engineering*, 111, 44–50.
- Karpińska-Kołaczek, M., Kołaczek, P., Czerwiński, S., Gałka, M., Guzowski, P. & Lamentowicz, M. (2022) Anthropocene history of rich fen acidification in W Poland — Causes and indicators of change. *Science of The Total Environment*, 838, 155785.
- Katzensteiner, K., Klimo, E., Szuckics, U. & Delaney, C.M. (2011) Impact of forest management alternatives on water budgets and runoff processes. In *Papers on impacts of forest management on environmental services* EFI Technical Report. (eds K. Raulund-Rasmussen, J. De Jong, J.W. Humphrey, M. Smith, H.P.

- Ravn, K. Katzensteiner, E. Klimo, U. Szuckics, C.M. Delaney, K. Hansen, I. Stupak, E. Ring, P. Gundersen & D. Lousteau), pp. 27–55. European Forest Institute, Joensuu, Finland.
- Kimberley, S. & Coxon, C. (2013) *Evaluating the influence of groundwater pressures on groundwater-dependent wetlands*. A report for the Environmental Protection Agency, Ireland, Trinity College Dublin, Dublin, 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*. Talk presented at the Meeting of the Hydrogeological Group of the Geological Society, Birmingham and Midland Institute, Birmingham, UK.
- Kokimova, A., Collenteur, R.A. & Birk, S. (2024) Exploring the power of data-driven models for groundwater system conceptualization: a case study of the Grazer Feld Aquifer, Austria. *Hydrogeology Journal*, 32, 1729–1749.
- 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.
- Kolari, T.H.M., Korpelainen, P., Kumpula, T. & Tahvanainen, T. (2021) Accelerated vegetation succession but no hydrological change in a boreal fen during 20 years of recent climate change. *Ecology and Evolution*, 11, 7602–7621.
- Kong, F., Song, J., Crosbie, R.S., Barron, O., Schafer, D. & Pigois, J.-P. (2021) Groundwater hydrograph decomposition with the HydroSight model. *Frontiers in Environmental Science*, 9.
- Kooijman, A.M. (1992) The decrease of rich fen bryophytes in The Netherlands. *Biological Conservation*, 59, 139–143.
- Kooijman, A.M. (2012) 'Poor rich fen mosses': atmospheric N-deposition and P-eutrophication in base-rich fens. *Lindbergia*, 35, 42–52.
- Kooijman, A.M. & Bakker, C. (1994) The acidification capacity of wetland bryophytes as influenced by simulated clean and polluted rain. *Aquatic Botany*, 48, 133–144.
- Kooijman, A. & Bakker, C. (1995) Species replacement in the bryophyte layer in mires: the role of water type, nutrient supply and interspecific interactions. *Journal of Ecology*, 83, 1–8.
- Kooijman, A.M., Cusell, C., Mettrop, I.S. & Lamers, L.P.M. (2016) Recovery of target bryophytes in floating rich fens after 25 yr of inundation by base-rich surface water with lower nutrient contents. *Applied Vegetation Science*, 19, 53–65.
- Kooijman, A.M. & Paulissen, M.P.C.P. (2006) Higher acidification rates in fens with phosphorus enrichment. *Applied Vegetation Science*, 9, 205–212.
- Krebs, C.J. (2001) *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings, San Francisco, USA.
- 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-Mönning, N., Wołejko, L., Zak, D. & Jurasinski, G. (2021) Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nature Communications*, 12, 5693.
- Kuuri-Riutta, O., Pilkama, E., Salminen-Paatero, S., Vögeli, C., Mitchell, E.A.D., Lohila, A., Tuittila, E.-S. & Väliiranta, M. (2024) Recent hummock establishment in the margin of a subarctic fen, Finnish Lapland. *Boreas*, 53, 282–295.
- Lamers, L.P.M. (2001) *Tackling biogeochemical questions in peatlands*. Katholieke Univ. Nijmegen, Nijmegen, The Netherlands.
- 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., Roozendaal, S. & Roelofs, J. (1998) Acidification of freshwater wetlands: combined effects of non-airborne sulfur pollution and desiccation. *Water Air and Soil Pollution*, 105, 95–106.
- 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.M., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G.M. & Smolders, A.J.P. (2015) Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90, 182–203.
- Langner, P., Mikutta, C. & Kretzschmar, R. (2012) Arsenic sequestration by organic sulphur in peat. *Nature Geoscience*, 5, 66–73.
- 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, 576510.
- Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2002) Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental Pollution*, 120, 635–646.
- 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.
- Masquelier, J., Thurette, A. & Duhayon, G. (2021) *Plan de gestion de la Réserve Naturelle Régionale de la Tourbière de Vred 2021-2025*. Parc Naturel Régional Scarpe-Escout, Saint-Amand-les-Eaux, France.
- McLaughlin, J.W. & Webster, K.L. (2010) Alkalinity and acidity cycling and fluxes in an intermediate fen peatland in northern Ontario. *Biogeochemistry*, 99, 143–155.
- McVean, D.N. (1956) Ecology of *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn: III. Seedling establishment. *The Journal of Ecology*, 44, 195–218.
- Menichino, N.M., Fenner, N., Pullin, A.S., Jones, P.S., Guest, J. & Jones, L. (2016) Contrasting response to mowing in two abandoned rich fen plant communities. *Ecological Engineering*, 86, 210–222.
- Mettrop, I.S., Cusell, C., Kooijman, A.M. & Lamers, L.P.M. (2015) Short-term summer inundation as a measure to counteract acidification in rich fens. *PLoS ONE*, 10, e0144006.
- 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.
- 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., McGlinn, 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.
- Paulissen, M.P.C.P., Besalú, L.E., de Bruijn, H., van der Ven, P.J.M. & Bobbink, R. (2005) Contrasting effects of ammonium enrichment on fen bryophytes. *Journal of Bryology*, 27, 109–117.
- Paulissen, M.P.C.P., Bobbink, R., Robat, S.A. & Verhoeven, J.T.A. (2016) Effects of reduced and oxidised nitrogen on rich-fen mosses: a 4-year field experiment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227, 18.

- Paulissen, M.P.C.P., Schaminée, J.H.J., During, H.J., Wieger Wamelink, G. w. & Verhoeven, J.T.A. (2014) Expansion of acidophytic late-successional bryophytes in Dutch fens between 1940 and 2000. *Journal of Vegetation Science*, 25, 525–533.
- 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.
- Plesková, Z., Jiroušek, M., Peterka, T., Hájek, T., Dítě, D., Hájková, P., Navrátilová, J., Šímová, A., Syrovátka, V. & Hájek, M. (2016) Testing inter-regional variation in pH niches of fen mosses. *Journal of Vegetation Science*, 27, 352–364.
- Prégent, G. & Camiré, C. (1985) Mineral nutrition, dinitrogen fixation, and growth of *Alnus crispa* and *Alnus glutinosa*. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 855–861.
- R Core Team. (2022) R: a language and environment for statistical computing.
- Rehell, S. & Virtanen, R. (2016) Rich-fen bryophytes in past and recent mire vegetation in a successional land uplift area. *The Holocene*, 26, 136–146.
- Ringqvist, L., Holmgren, A. & Öborn, I. (2002) Poorly humified peat as an adsorbent for metals in wastewater. *Water Research*, 36, 2394–2404.
- 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.
- Rosenqvist, L., Hansen, K., Vesterdal, L. & van der Salm, C. (2010) Water balance in afforestation chronosequences of common oak and Norway spruce on former arable land in Denmark and southern Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150, 196–207.
- Rothwell, J. & Evans, M. (2004) *Flux of heavy metal pollution from eroding southern Pennine peatlands*. Upland Environments Research Unit, School of Environment and Development, The University of Manchester, Manchester, UK.
- Rothwell, J.J., Evans, M.G., Daniels, S.M. & Allott, T.E.H. (2008) Peat soils as a source of lead contamination to upland fluvial systems. *Environmental Pollution*, 153, 582–589.
- Rothwell, J.J., Taylor, K.G., Ander, E.L., Evans, M.G., Daniels, S.M. & Allott, T.E.H. (2009) Arsenic retention and release in ombrotrophic peatlands. *Science of the Total Environment*, 407, 1405–1417.
- Rothwell, J.J., Taylor, K.G., Evans, M.G. & Allott, T.E.H. (2011) Contrasting controls on arsenic and lead budgets for a degraded peatland catchment in Northern England. *Environmental Pollution*, 159, 3129–3133.
- Sahin, V. & Hall, M.J. (1996) The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology*, 178, 293–309.
- Saintilan, N. & Rogers, K. (2015) Woody plant encroachment of grasslands: a comparison of terrestrial and wetland settings. *New Phytologist*, 205, 1062–1070.
- Saltmarsh, A., Mauchamp, A. & Rambal, S. (2006) Contrasted effects of water limitation on leaf functions and growth of two emergent co-occurring plant species, *Cladium mariscus* and *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 84, 191–198.
- Sánchez-Carrillo, S. & Álvarez-Cobelas, M. (2001) Nutrient dynamics and eutrophication patterns in a semi-arid wetland: the effects of fluctuating hydrology. *Water, Air, and Soil Pollution*, 131, 97–118.
- 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.

- 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, 149.
- 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, 05.
- 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., Moonen, M., Zwaga, K., Lucassen, E.C.H.E.T., Lamers, L. & Roelofs, J. (2005) Changes in pore water chemistry of desiccating freshwater sediments with different sulphur contents. *Geoderma*, 132, 372–383.
- Smolders, A. & Roelofs, J.G.M. (1993) Sulphate-mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany*, 46, 247–253.
- Sobolewski, A. (1999) A review of processes responsible for metal removal in wetlands treating contaminated mine drainage. *International Journal of Phytoremediation*, 1, 19–51.
- Soil Classification Working Group. (1998) *The Canadian system of soil classification*, 3rd ed. NRC Research Press, Ottawa, Canada.
- Soudzilovskaia, N.A., Cornelissen, J.H.C., During, H.J., Logtestijn, R.S.P. van, Lang, S.I. & Aerts, R. (2010) Similar cation exchange capacities among bryophyte species refute a presumed mechanism of peatland acidification. *Ecology*, 91, 2716–2726.
- 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.
- Szkokan-Emilson, E.J., Kielstra, B., Watmough, S. & Gunn, J. (2013) Drought-induced release of metals from peatlands in watersheds recovering from historical metal and sulphur deposition. *Biogeochemistry*, 116, 131–145.
- 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.
- Taylor, N., Grillas, P. & Sutherland, W.J. (2018) *Peatland conservation: global evidence for the effects of interventions to conserve peatland vegetation*. University of Cambridge, Cambridge, UK.
- Thompson, A., Bickmore, B., Evans, E. & Carling, G. (2024) EMMALAB v. 1.0: Software for improved endmember mixing analysis.
- Tipping, E., Smith, E.J., Lawlor, A.J., Hughes, S. & Stevens, P.A. (2003) Predicting the release of metals from ombrotrophic peat due to drought-induced acidification. *Environmental Pollution*, 123, 239–253.
- 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 (GWDTE) threshold values*. Final Consultation Document, UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive.

- van der Salm, C., Denier van der Gon, H., Wieggers, R., Bleeker, A. & van den Toorn, A. (2006) The effect of afforestation on water recharge and nitrogen leaching in The Netherlands. *Forest Ecology and Management*, 221, 170–182.
- van der Salm, C., Rosenqvist, L., Vesterdal, L., Hansen, K., van der Gon, H.D., Bleeker, A., Wieggers, R. & van den Toorn, A. (2007) Interception and water recharge following afforestation: experiences from oak and Norway spruce chronosequences in Denmark, Sweden and The Netherlands. In *Environmental effects of afforestation in north-western Europe* (eds G.W. Heil, B. Muys & K. Hansen), pp. 53–77. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- van Haesebroeck, V., Boeye, D., Verhagen, B. & Verheyen, R.F. (1997) Experimental investigation of drought induced acidification in a rich fen soil. *Biogeochemistry*, 37, 15–32.
- van Loon, A.H., Schot, P.P., Bierkens, M.F.P., Griffioen, J. & Wassen, M.J. (2009) Local and regional impact of anthropogenic drainage on fen contiguity. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13, 1837–1848.
- 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)*.
- 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.
- Vicherová, E., Hájek, M. & Hájek, T. (2015) Calcium intolerance of fen mosses: Physiological evidence, effects of nutrient availability and successional drivers. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17, 347–359.
- Vicherová, E., Hájek, M., Šmilauer, P. & Hájek, T. (2017) Sphagnum establishment in alkaline fens: Importance of weather and water chemistry. *Science of The Total Environment*, 580, 1429–1438.
- 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 Asmuth, J.R. (2012) *Groundwater system identification through time series analysis*. PhD Thesis, Delft University of Technology, Delft, The Netherlands.
- von Asmuth, J.R., Bierkens, M.F.P. & Maas, K. (2002) Transfer function-noise modeling in continuous time using predefined impulse response functions. *Water Resources Research*, 38, 23-1-23–12.
- von Asmuth, J. & Maas, K. (2001) The method of impulse response moments: a new method integrating time series-, groundwater- and eco-hydrological modelling. In *Impact of Human Activity on Groundwater Dynamics (Proceedings of a symposium held during the Sixth IAHS Scientific Assembly at Maastricht, The Netherlands, July 2001)*. IAHS Publ. no. 269., p. 8. IAHS.
- von Asmuth, J.R., Maas, K., Bakker, M. & Petersen, J. (2007) Modeling time series of ground water head fluctuations subjected to multiple stresses. *Ground Water*, 46, 30–40.
- von Asmuth, J.R., Maas, K., Knotters, M., Bierkens, M.F.P., Bakker, M., Olsthoorn, T.N., Cirkel, D.G., Leunk, I., Schaars, F. & von Asmuth, D.C. (2012) Software for hydrogeologic time series analysis, interfacing data with physical insight. *Environmental Modelling & Software*, 38, 178–190.
- von Post, L. (1922) Swedish geological peat survey with the results obtained so far. *Svenska Mosskulturforeningens tidskrift*, 36, 1–27.
- Wang, H. & Zhang, Q. (2019) Research advances in identifying sulfate contamination sources of water environment by using stable isotopes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 1914.
- 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. (1995) A focus on fens-controls on the composition of fen vegetation in relation to restoration. In *Restoration of temperate wetlands* (eds B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson), p. 49. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Wheeler, B.D., Shaw, S. & Tanner, K. (2009) *A wetland framework for impact assessment at statutory sites in England and Wales*. Science report, SC030232, Environment Agency, Bristol, UK.
- 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 (subject group SI.01-00 Ecosystems) workshop held 17-20 September 1985 in Wageningen*, pp. 135–144. Pudoc Wageningen, Wageningen, The Netherlands.
- 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 20. Localisation des sondages stratigraphiques à Vred.

Code	Est	Nord	Qualité 2D	GDOP	Date	Méthode
V_P1	717294.21	7032922.61	0.01	2.29	26/08/2020	DGPS RTK Leica GS07
V_P2	717572.17	7032928.73	0.01	1.46	27/08/2020	DGPS RTK Leica GS07
V_D4	717185.76	7032986.14	0.01	2.18	25/08/2020	DGPS RTK Leica GS07
V_D12	716977.89	7033079.07	0.01	2.22	25/08/2020	DGPS RTK Leica GS07
V_D13	717221.66	7033112.47	0.01	1.76	25/08/2020	DGPS RTK Leica GS07
V_D14	716850.79	7033089.68	0.02	2.51	25/08/2020	DGPS RTK Leica GS07
V_D15	717423.54	7032936.47	0.02	3.58	25/08/2020	DGPS RTK Leica GS07
V_P23	717455.61	7032841.74	0.01	2.90	27/08/2020	DGPS RTK Leica GS07

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 de celui-ci. 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 21. 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
V_Baro	716938.2771	7032911.991	17.624	0.011	0.014	2.73	sommet du tube, capuchon fermé	DGPS RTK Leica GS07	27/08/2020	
V_D1	717294.1985	7032922.925	17.4151	0.010	0.011	1.58	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/2020	
V_D2	717571.5753	7032928.696	17.3362	0.010		1.92	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/2020	altitude calculée par rapport au P2, mesure au niveau à bulle
V_D4	717185.7614	7032986.137	17.0995	0.014	0.023	2.18	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/2020	
V_D12	716977.8888	7033079.073	17.4396	0.011	0.020	2.22	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/2020	
V_D13	717221.6555	7033112.472	17.2924	0.007	0.011	1.76	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/2020	
V_D14	716850.7931	7033089.679	17.496	0.016	0.025	2.51	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/2020	
V_D15	717423.5416	7032936.474	17.4151	0.016	0.022	3.58	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	25/08/2020	
V_D22	717455.8513	7032841.92	17.4745	0.013		2.90	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	27/08/2020	altitude calculée par rapport au P22, mesure au niveau à bulle
P104	717110.066	7033376.418	17.698	0.346	0.013		sommet du tube métallique, bouchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07 et niveau optique pour Z	26/03/2022	
V_P1	717294.2075	7032922.611	17.447	0.007		2.29	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	26/08/2020	altitude calculée par rapport au D1, mesure au niveau à bulle
V_P2	717572.1664	7032928.731	17.3172	0.011	0.013	1.46	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	27/08/2020	
V_P22	717455.6071	7032841.738	17.4465	0.012	0.021	2.90	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	27/08/2020	
V_Craie	716878.521	716878.521	19.07				sommet tube métallique, bouchon ouvert	DGPS	18/10/2022	nivellement BRGM
V_Sables	716882.531	7032959.34	19.052				sommet tube métallique, bouchon ouvert	DGPS	18/10/2022	nivellement BRGM
V_L1	717044.2003	7032894.289	17.0878	0.017	0.023	2.94	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	27/08/2020	correspond au niveau 0.747m de l'échelle. Tube enfoncé de 1.23m dans le lit du fossé, fonctionne comme piézomètre superficiel lorsque le fossé est sec

Code	Est	Nord	Altitude	Qualite2D	Qualite1D	GDOP	Point de mesure de l'altitude	Méthode de nivellement	Date de nivellement	Commentaires
V_L2	717009.575	7033130.53	17.065				Niveau 1.000m (sommet) de l'échelle	DGPS RTK Leica GS07	02/02/2021	Correspond au niveau -0.452m sous le sommet du tube (capuchon ouvert)
V_L3	717257.451	7033250.779	17.474	0.014	0.017	2.17	sommet du tube, capuchon ouvert	DGPS RTK Leica GS07	26/03/2022	Niveau 0 de l'échelle correspond au niveau -1.202m sous le sommet du tube tranquilisateur (capuchon ouvert)
V_L4	717465.065	7032983.181	17.144				Niveau 1,000m (sommet) de l'échelle	DGPS RTK Leica GS07	01/02/2021	Niveau 0 de l'échelle correspond au niveau -0.632m sous le sommet du tube tranquilisateur (capuchon ouvert)

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 (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 Vred, exprimées par rapport à la matière sèche.

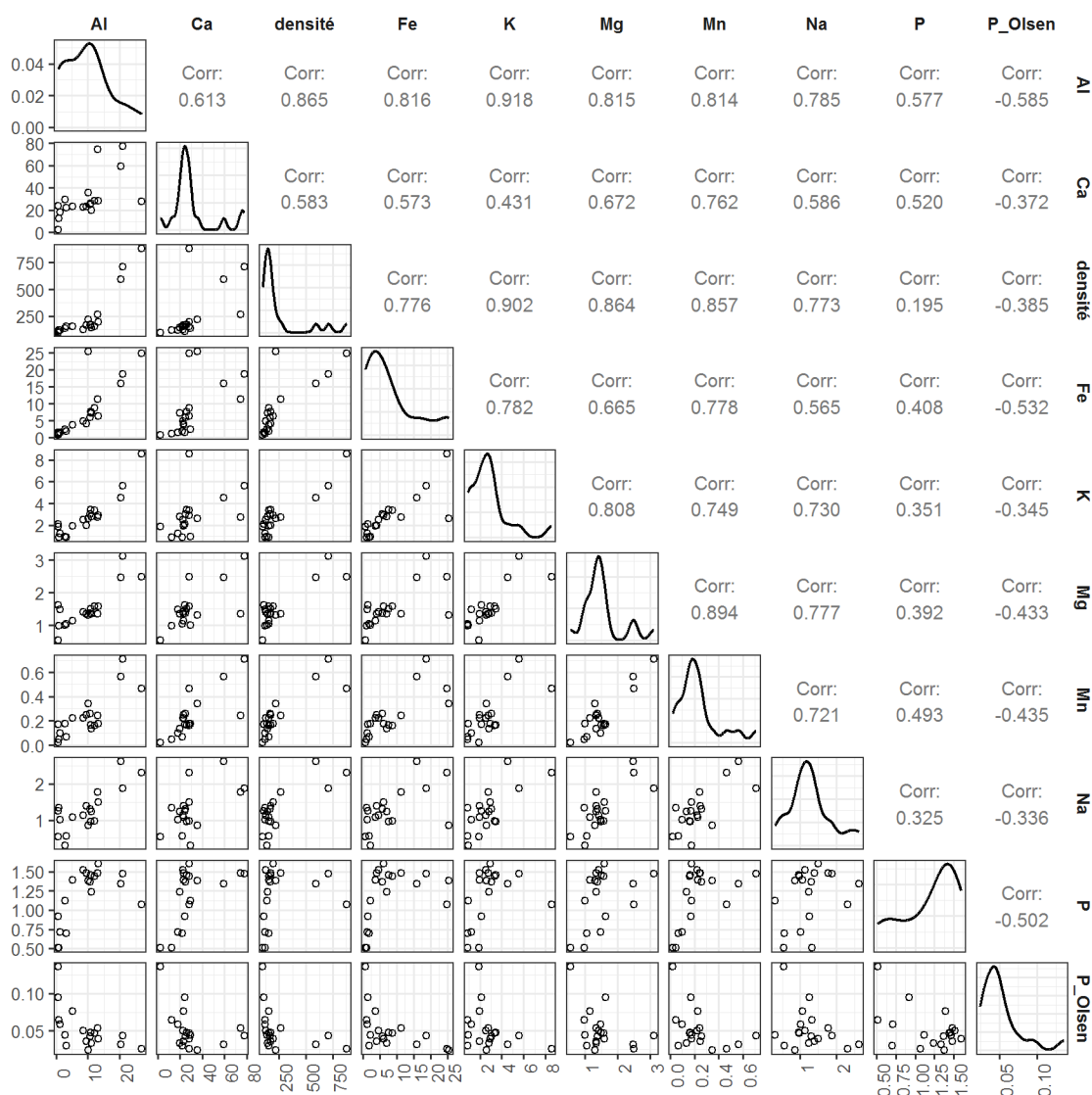


Figure 93. Matrice de corrélation entre les différentes variables descriptives des sols à Vred, exprimées par rapport à la matière sèche.

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

Tableau 22. 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
V_QDT1	coin A	717294.143	7032921.996	16.853	0.009	0.013	2.232	10/08/2020	15:14:21	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT1	coin B	717296.027	7032922.683	16.914	0.009	0.013	2.232	10/08/2020	15:14:53	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT1	coin C	717296.637	7032920.779	16.839	0.010	0.014	2.232	10/08/2020	15:15:28	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT1	coin D	717294.677	7032920.116	16.875	0.009	0.013	2.232	10/08/2020	15:16:10	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT10	coin A	717255.694	7033051.718	16.915	0.013	0.021	2.881	10/08/2020	17:34:47	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT10	coin B	717254.271	7033053.242	16.883	0.011	0.019	2.421	10/08/2020	17:35:15	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT10	coin C	717255.829	7033054.610	16.746	0.008	0.016	2.421	10/08/2020	17:35:52	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT10	coin D	717257.119	7033053.054	16.822	0.012	0.022	2.421	10/08/2020	17:36:41	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT11	coin A	717239.466	7032982.706	16.785	0.011	0.014	1.819	10/08/2020	16:34:34	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT11	coin B	717239.408	7032980.701	16.855	0.014	0.015	1.819	10/08/2020	16:34:57	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT11	coin C	717237.451	7032980.722	16.802	0.010	0.013	1.819	10/08/2020	16:35:23	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT11	coin D	717237.475	7032982.683	16.818	0.010	0.013	1.819	10/08/2020	16:35:52	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT12	coin A	716978.444	7033079.873	16.935	0.017	0.039	4.627	11/08/2020	10:08:26	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT12	coin B	716976.515	7033080.430	16.941	0.014	0.033	3.385	11/08/2020	10:08:47	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT12	coin C	716977.090	7033082.313	16.980	0.020	0.042	4.686	11/08/2020	10:09:06	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT12	coin D	716979.072	7033081.799	16.943	0.011	0.020	4.759	11/08/2020	10:09:24	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT13	coin A	717221.760	7033112.115	16.749	0.013	0.020	2.766	10/08/2020	18:21:54	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT13	coin B	717222.728	7033110.339	16.856	0.011	0.019	3.159	10/08/2020	18:22:20	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT13	coin C	717224.521	7033111.196	16.910	0.014	0.020	1.772	10/08/2020	18:23:17	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT13	coin D	717223.511	7033113.021	16.879	0.010	0.016	1.772	10/08/2020	18:23:46	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT14	coin A	716849.427	7033086.932	17.115	0.033	0.070	5.788	11/08/2020	11:08:28	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT14	coin B	716849.581	7033088.886	17.342	0.017	0.038	8.512	11/08/2020	11:08:56	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT14	coin C	716851.561	7033088.822	17.375	0.007	0.012	0.000	11/08/2020	11:10:09	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT14	coin D	716851.450	7033086.825	17.234	0.036	0.063	6.151	11/08/2020	11:11:07	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT15	coin A	717422.913	7032936.700	16.995	0.015	0.021	1.700	12/08/2020	11:38:54	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT15	coin B	717424.360	7032935.319	16.942	0.011	0.017	1.700	12/08/2020	11:39:31	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT15	coin C	717422.969	7032933.893	16.886	0.012	0.017	1.631	12/08/2020	11:40:02	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT15	coin D	717421.497	7032935.292	16.871	0.014	0.025	1.871	12/08/2020	11:40:51	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT16	coin A	717135.084	7032907.359	16.667	0.020	0.016	0.000	11/08/2020	14:22:54	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT16	coin B	717137.008	7032906.588	17.773	0.412	0.760	1.836	11/08/2020	14:24:57	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT16	coin C	717136.110	7032904.464	16.902	0.104	0.200	0.000	11/08/2020	14:27:41	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT16	coin D	717134.375	7032905.481	16.670	0.013	0.017	2.773	11/08/2020	14:27:07	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT17	coin A	717279.348	7032890.184	16.908	0.009	0.015	1.972	10/08/2020	14:12:26	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT17	coin B	717277.452	7032889.387	16.934	0.009	0.015	1.972	10/08/2020	14:13:05	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT17	coin C	717276.588	7032891.211	16.897	0.009	0.015	1.972	10/08/2020	14:13:37	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT17	coin D	717278.433	7032892.094	16.905	0.007	0.012	1.972	10/08/2020	14:14:21	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT19	coin A	717016.980	7032952.501	16.736	0.008	0.012	1.631	11/08/2020	11:47:18	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT19	coin B	717015.023	7032952.057	16.636	0.010	0.014	1.631	11/08/2020	11:48:10	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT19	coin C	717014.507	7032953.989	16.693	0.008	0.011	1.631	11/08/2020	11:48:56	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT19	coin D	717016.476	7032954.443	16.830	0.008	0.011	1.584	11/08/2020	11:49:39	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT2	coin A	717572.528	7032929.844	16.715	0.012	0.019	1.847	12/08/2020	13:46:59	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT2	coin B	717571.954	7032931.765	16.737	0.009	0.015	1.847	12/08/2020	13:47:20	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT2	coin C	717570.041	7032931.143	16.701	0.011	0.019	1.847	12/08/2020	13:47:49	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT2	coin D	717570.630	7032929.245	16.751	0.010	0.017	1.847	12/08/2020	13:48:15	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT20	coin A	717315.748	7032961.927	16.851	0.010	0.012	1.631	10/08/2020	15:53:31	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT20	coin B	717316.461	7032963.783	16.831	0.011	0.013	1.631	10/08/2020	15:53:55	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT20	coin C	717314.647	7032964.605	16.863	0.010	0.013	1.631	10/08/2020	15:54:36	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT20	coin D	717313.899	7032962.771	16.831	0.012	0.014	1.631	10/08/2020	15:55:16	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT21	coin A	717540.484	7032902.611	16.759	0.010	0.016	2.943	12/08/2020	12:26:27	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT21	coin B	717540.013	7032900.653	16.790	0.010	0.015	2.943	12/08/2020	12:26:54	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT21	coin C	717538.056	7032901.095	16.783	0.009	0.014	2.943	12/08/2020	12:27:15	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT21	coin D	717538.520	7032903.058	16.811	0.009	0.011	2.402	12/08/2020	12:27:36	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT22	coin A	717470.531	7032979.743	16.763	0.008	0.012	1.892	12/08/2020	14:31:01	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT22	coin B	717471.143	7032981.629	16.724	0.009	0.013	1.892	12/08/2020	14:31:24	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT22	coin C	717469.233	7032982.171	16.713	0.008	0.012	1.892	12/08/2020	14:31:45	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT22	coin D	717468.594	7032980.208	16.531	0.010	0.016	1.892	12/08/2020	14:32:19	DGPS RTK Leica GS07

ID	point mesure	Est	Nord	Altitude	Qualité 2D	Qualité 1D	GDOP	Date Heure	Méthode
V_QDT23	centre	717456.339	7032840.093	16.906	0.024	0.052	7.300	02/10/2022 11:56:19	DGPS RTK Leica ICON ICG70T
V_QDT23	coin A	717456.598	7032841.507	16.811	0.034	0.075	6.900	02/10/2022 11:56:39	DGPS RTK Leica ICON ICG70T
V_QDT3	coin A	717024.800	7033038.837	16.853	0.010	0.016	2.332	11/08/2020 12:40:16	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT3	coin B	717023.883	7033040.626	16.885	0.009	0.015	2.748	11/08/2020 12:41:37	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT3	coin C	717025.667	7033041.495	16.877	0.008	0.011	2.332	11/08/2020 12:42:05	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT3	coin D	717026.585	7033039.685	16.803	0.008	0.013	2.332	11/08/2020 12:42:50	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT4	coin A	717185.441	7032985.014	16.624	0.014	0.033	5.473	12/08/2020 10:13:12	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT4	coin B	717187.479	7032984.985	16.631	0.016	0.045	5.548	12/08/2020 10:14:18	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT4	coin C	717187.332	7032982.996	16.600	0.014	0.033	5.744	12/08/2020 10:15:50	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT4	coin D	717185.328	7032983.065	16.591	0.020	0.039	5.955	12/08/2020 10:17:15	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT6	coin A	717080.798	7033037.158	16.590	0.025	0.027	2.112	11/08/2020 15:21:24	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT6	coin B	717078.798	7033037.125	16.675	0.029	0.040	5.197	11/08/2020 15:22:22	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT6	coin C	717078.884	7033035.023	16.657	0.024	0.024	3.501	11/08/2020 15:23:36	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT6	coin D	717080.799	7033035.159	16.668	0.019	0.024	3.501	11/08/2020 15:24:20	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT8	coin A	716972.295	7033122.788	16.865	0.011	0.029	4.994	11/08/2020 10:38:47	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT8	coin B	716974.252	7033122.201	16.933	0.009	0.023	5.025	11/08/2020 10:39:08	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT8	coin C	716974.772	7033124.146	16.886	0.016	0.033	5.025	11/08/2020 10:39:27	DGPS RTK Leica GS07
V_QDT8	coin D	716972.843	7033124.686	16.901	0.013	0.035	2.524	11/08/2020 10:40:17	DGPS RTK Leica GS07

Annexe G. Relevés de végétation

Les relevés de végétation détaillés ici sont ceux réalisés dans la tourbière de Vred. Ceux réalisés dans la tourbière de Marchiennes 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 végétative ou de plantule difficile à identifier.

ID : V_QDT1

Date (année/mois/jour) : 2020/08/10

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 5

Brachythecium rutabulum -musc	1	
Calamagrostis canescens -herb	1	Cf (végétatif)
Convolvulus sepium -herb	3	
Humulus lupulus -herb	2a	
Lysimachia vulgaris -herb	r	
Phragmites australis -herb	6	
Plagiomnium species -musc	1	
Stachys palustris -herb	r	
Symphytum officinale -herb	i	
Thelypteris palustris -herb	+	

ID : V_QDT2

Date (année/mois/jour) : 2020/08/12

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 50

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 99

Alnus glutinosa -herb	1	
Aulacomnium palustre -musc	+	
Betula pubescens -herb	1	
Calamagrostis canescens -herb	1	
Calypogeia fissa -musc	+	
Carex paniculata -herb	r	Cf (plantules ne
formant pas de touradon)		
Carex riparia -herb	i	Cf (végétatif)
Frangula alnus -herb	+	
Juncus effusus -herb	1	
Lysimachia vulgaris -herb	1	
Phragmites australis -herb	3	
Salix cinerea -herb	r	Cf (plantule,
identif. d'après individus adultes proches)		
Sphagnum fallax -musc	3	
Sphagnum palustre -musc	4	
Thelypteris palustris -herb	1	
Thysselimum palustre -herb	r	

ID : V_QDT3

Date (année/mois/jour) : 2020/08/11

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 7

Brachythecium rutabulum -musc	2a	
Calamagrostis canescens -herb	1	Cf (végétatif)
Carex paniculata -herb	i	
Carex riparia -herb	r	Cf (végétatif)
Convolvulus sepium -herb	3	
Epilobium palustre -herb	i	
Eupatorium cannabinum -herb	r	

Humulus lupulus -herb	i
Lycopus europaeus -herb	r
Lysimachia vulgaris -herb	1
Mentha aquatica -herb	+
Phragmites australis -herb	4
Plagiomnium species -musc	1
Stachys palustris -herb	+
Symphytum officinale -herb	r
Thelypteris palustris -herb	3
Thysselimum palustre -herb	r

ID : V_QDT4

Date (année/mois/jour) : 2020/08/12

Aire du relevé (m2) : 4.00 & 100.00

Recouvrement de la strate arbustive (%) : 80

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 90

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 4

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	5	
Alnus glutinosa -herb	i	
Betula pubescens -arbu	+	
Brachythecium rutabulum -musc	1	
Calamagrostis epigejos -herb	r	Cf (végétatif)
Calliergonella cuspidata -musc	+	
Carex acuta -herb	r	Cf (végétatif)
Carex paniculata -herb	r	
Chiloscyphus pallescens -musc	r	
Convolvulus sepium -herb	2a	
Frangula alnus -arbu	r	
Galium palustre -herb	i	
Juncus effusus -herb	1	
Lysimachia vulgaris -herb	+	
Lythrum salicaria -herb	r	
Phragmites australis -herb	5	
Plagiomnium species -musc	r	
Rubus sp. -arbu	r	
Salix cinerea -arbu	+	
Thelypteris palustris -herb	1	

ID : V_QDT6

Date (année/mois/jour) : 2020/08/11

Aire du relevé (m2) : 4.00 & 100.00

Recouvrement de la strate arborescente (%) : 10

Recouvrement de la strate arbustive (%) : 85

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 50

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 20

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.

<i>Alnus glutinosa</i> -arbo	2a
<i>Betula pendula</i> -arbu	3
<i>Brachythecium rutabulum</i> -musc	2a
<i>Frangula alnus</i> -arbu	1
<i>Kindbergia praelonga</i> -musc	2a
<i>Lysimachia vulgaris</i> -herb	r
<i>Lythrum salicaria</i> -herb	r
<i>Phragmites australis</i> -herb	3
<i>Plagiomnium species</i> -musc	i
<i>Salix cinerea</i> -arbu	4
<i>Thelypteris palustris</i> -herb	2b
<i>Viburnum opulus</i> -arbu	r

ID : V_QDT8

Date (année/mois/jour) : 2020/08/11

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 60

Recouvrement du sol nu (%) : 25

placette pâturée récemment, au sein d'une zone de passage et repos du bétail. Hauteur végétation résiduelle 10-20cm, recouvrement faible du fait du pâturage et du piétinement. Placette associée à un point de carottage et d'analyse des macrorestes réalisés par Goubet (2015), maintenant recouvert par un saule affaîssé rendant la réalisation d'un relevé impossible. Placette positionnée à l'emplacement le plus proche sur lequel un relevé est possible.

<i>Brachythecium rutabulum</i> -musc	r	
<i>Cardamine pratensis</i> -herb	+	
<i>Carex riparia</i> -herb	3	Cf (végétatif)
<i>Convolvulus sepium</i> -herb	r	
<i>Galium aparine</i> -herb	+	
<i>Glechoma hederacea</i> -herb	+	
<i>Kindbergia praelonga</i> -musc	+	
<i>Poa pratensis</i> -herb	i	Cf (végétatif)
<i>Rubus sp.</i> -herb	1	
<i>Solanum dulcamara</i> -herb	i	
<i>Sonchus asper</i> -herb	i	Cf (plantule)
<i>Urtica dioica</i> -herb	2a	

ID : V_QDT10

Date (année/mois/jour) : 2020/08/10

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 2

Carex paniculata juste en bordure de la placette

<i>Betula sp.</i> -herb	i	
<i>Brachythecium rutabulum</i> -musc	1	
<i>Calamagrostis canescens</i> -herb	1	Cf (végétatif)
<i>Carex riparia</i> -herb	r	Cf (végétatif)
<i>Chiloscyphus pallescens</i> -musc	+	
<i>Convolvulus sepium</i> -herb	4	
<i>Galium palustre</i> -herb	i	
<i>Lathyrus palustris</i> -herb	i	
<i>Lycopus europaeus</i> -herb	i	Cf (plantule)
<i>Lysimachia vulgaris</i> -herb	r	
<i>Lythrum salicaria</i> -herb	i	
<i>Phragmites australis</i> -herb	6	
<i>Riccardia chamedryfolia</i> -musc	+	

<i>Thelypteris palustris</i> -herb	2b
<i>Thysselinum palustre</i> -herb	r

ID : V_QDT11

Date (année/mois/jour) : 2020/08/10

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 80

<i>Brachythecium rutabulum</i> -musc	r	
<i>Calamagrostis canescens</i> -herb	3	Cf (végétatif)
<i>Calliergonella cuspidata</i> -musc	r	
<i>Cirsium palustre</i> -herb	i	Cf (plantule)
<i>Dryopteris carthusiana</i> -herb	i	
<i>Eupatorium cannabinum</i> -herb	2a	
<i>Filipendula ulmaria</i> -herb	r	
<i>Frangula alnus</i> -herb	i	
<i>Humulus lupulus</i> -herb	i	
<i>Lythrum salicaria</i> -herb	+	
<i>Phragmites australis</i> -herb	3	
<i>Salix sp.</i> -arbu	2b	(rejets, ID sur critères végétaux difficile)
<i>Symphytum officinale</i> -herb	r	
<i>Thelypteris palustris</i> -herb	2a	

ID : V_QDT12

Date (année/mois/jour) : 2020/08/11

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 60

placette pâturée récemment, hauteur végétation résiduelle 10-20cm, recouvrement faible du fait du pâturage

<i>Carex acuta</i> -herb	4	Cf (végétatif)
<i>Cirsium sp.</i> -herb	+	Cf (plantules)
<i>Convolvulus sepium</i> -herb	1	
<i>Fraxinus excelsior</i> -herb	i	
<i>Galium uliginosum</i> -herb	+	
<i>Glechoma hederacea</i> -herb	+	
<i>Iris pseudacorus</i> -herb	r	
<i>Lysimachia vulgaris</i> -herb	+	
<i>Lythrum salicaria</i> -herb	i	
<i>Mentha aquatica</i> -herb	1	
<i>Persicaria amphibia</i> -herb	i	
<i>Phragmites australis</i> -herb	1	
<i>Rubus caesius</i> -herb	1	Cf
<i>Stachys palustris</i> -herb	+	
<i>Symphytum officinale</i> -herb	1	
<i>Thalictrum flavum</i> -herb	r	Cf (plantules)

ID : V_QDT13

Date (année/mois/jour) : 2020/08/10

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 4

<i>Alnus glutinosa</i> -herb	i	
<i>Berula erecta</i> -herb	r	Cf (plantules)
<i>Brachythecium rutabulum</i> -musc	1	
<i>Carex acutiformis</i> -herb	r	Cf (végétatif)
<i>Carex paniculata</i> -herb	2b	
<i>Epilobium palustre</i> -herb	i	
<i>Galium palustre</i> -herb	r	
<i>Kindbergia praelonga</i> -musc	r	
<i>Lycopus europaeus</i> -herb	+	
<i>Lythrum salicaria</i> -herb	i	
<i>Phragmites australis</i> -herb	5	
<i>Plagiomnium species</i> -musc	+	

Solanum dulcamara -herb 2a
Thysselinum palustre -herb r

ID : V_QDT14

Date (année/mois/jour) : 2020/08/11
Aire du relevé (m2) : 4.00
Recouvrement de la strate herbacée (%) : 50
Recouvrement du sol nu (%) : 1

Zone récemment pâturée par le bétail, hauteur de végétation résiduelle 20cm environ, recouvrement faible du fait du pâturage.

Brachythecium rutabulum -musc i
Carex riparia -herb 1 Cf (végétatif)
Convolvulus sepium -herb +
Galium aparine -herb r
Glechoma hederacea -herb +
Juncus inflexus -herb 2a
Phleum pratense -herb r Cf (végétatif)
Rubus caesius -herb 2a
Rumex acetosa -herb i
Urtica dioica -herb 2b
Vicia sp. -herb +

ID : V_QDT15

Date (année/mois/jour) : 2020/08/12
Aire du relevé (m2) : 4.00
Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100
Recouvrement de la strate muscinale (%) : 5

Athyrium filix-femina -herb +
Brachythecium rutabulum -musc 1
Calamagrostis canescens -herb 2a Cf (végétatif)
Chiloscyphus pallescens -musc r
Epilobium palustre -herb r
Eupatorium cannabinum -herb r
Hypnum cupressiforme -musc r
Iris pseudacorus -herb 1
Juncus effusus -herb 1
Kindbergia praelonga -musc +
Lysimachia vulgaris -herb r
Lythrum salicaria -herb 1
Phragmites australis -herb 4
Stachys sp. -herb r Cf (végétatif)
Symphytum officinale -herb 1
Thelypteris palustris -herb 3

ID : V_QDT16

Date (année/mois/jour) : 2020/08/11
Aire du relevé (m2) : 4.00 & 100.00
Recouvrement de la strate arbustive (%) : 90
Recouvrement de la strate herbacée (%) : 80
Recouvrement de la strate muscinale (%) : 3

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 5
Brachythecium rutabulum -musc 1
Carex acutiformis -herb + Cf (végétatif)
Carex paniculata -herb 2b
Galium palustre -herb i
Mentha aquatica -herb +
Phragmites australis -herb 2a

Plagiomnium species -musc 1
Salix cinerea -arbu 1
Solanum dulcamara -herb 1
Symphytum officinale -herb r
Thelypteris palustris -herb 3

ID : V_QDT17

Date (année/mois/jour) : 2020/08/10
Aire du relevé (m2) : 4.00
Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100
Recouvrement de la strate muscinale (%) : 3

Brachythecium rutabulum -musc 1
Calamagrostis canescens -herb 2b Cf (végétatif)
Carex riparia -herb 3 Cf (végétatif)
Convolvulus sepium -herb 3
Epilobium palustre -herb i
Eupatorium cannabinum -herb r
Iris pseudacorus -herb r
Kindbergia praelonga -musc +
Lysimachia vulgaris -herb +
Lythrum salicaria -herb r
Mentha aquatica -herb r
Phragmites australis -herb 4
Plagiomnium species -musc +
Stachys palustris -herb 1
Symphytum officinale -herb +
Thelypteris palustris -herb 2a

ID : V_QDT19

Date (année/mois/jour) : 2020/08/11
Aire du relevé (m2) : 4.00
Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100
Recouvrement de la strate muscinale (%) : 40

Brachythecium rutabulum -musc 2b
Carex paniculata -herb i
Carex riparia -herb 1
Convolvulus sepium -herb +
Drepanocladus aduncus -musc 2a
Epilobium palustre -herb r
Galium palustre -herb r
Juncus subnodulosus -herb + Cf (végétatif)
Lycopus europaeus -herb +
Lysimachia vulgaris -herb 1
Mentha aquatica -herb 2b
Phragmites australis -herb 5
Plagiomnium species -musc 2b
Solanum dulcamara -herb +
Thelypteris palustris -herb 2a
Thysselinum palustre -herb r

ID : V_QDT20

Date (année/mois/jour) : 2020/08/10
Aire du relevé (m2) : 4.00
Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100
Recouvrement de la strate muscinale (%) : 70

Calamagrostis canescens -herb 3 Cf (végétatif)
Calliergonella cuspidata -musc 2a
Cardamine pratensis -herb i
Chiloscyphus pallescens -musc 1
Convolvulus sepium -herb 2a
Epilobium ciliatum -herb i
Epilobium palustre -herb i
Eurhynchium striatum -musc 3
Humulus lupulus -herb +

Lycopus europaeus -herb	r
Lysimachia vulgaris -herb	1
Lythrum salicaria -herb	r
Mentha aquatica -herb	1
Phragmites australis -herb	5
Plagiomnium species -musc	1
Stachys palustris -herb	+
Symphytum officinale -herb	r
Thelypteris palustris -herb	1
Thysselinum palustre -herb	1

ID : V_QDT21

Date (année/mois/jour) : 2020/08/12

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 30

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 99

Alnus glutinosa -herb	r	
Aulacomnium palustre -musc	r	
Betula pendula -herb	2a	
Calamagrostis canescens -herb	r	Cf (végétatif)
Calypogeia fissa -musc	+	
Carex paniculata -herb	r	
Frangula alnus -herb	+	
Phragmites australis -herb	2b	
Polytrichum commune -musc	3	
Sphagnum palustre -musc	5	
Sphagnum russowii -musc	2a	

ID : V_QDT22

Date (année/mois/jour) : 2020/08/12

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Brachythecium rutabulum -musc	r	
Calamagrostis canescens -herb	r	Cf (végétatif)
Carex paniculata -herb	i	
Cladium mariscus -herb	5	
Frangula alnus -herb	r	
Lathyrus palustris -herb	+	
Lemna minuta -herb	+	
Lythrum salicaria -herb	i	
Phragmites australis -herb	1	
Thelypteris palustris -herb	3	

ID : V_QDT23

Date (année/mois/jour) : 2022/10/02

Aire du relevé (m2) : 4.00

Recouvrement de la strate herbacée (%) : 100

Recouvrement de la strate muscinale (%) : 1

Dans une petite clairière. Alnus glutinosa surplombe en partie la placette.

Brachythecium rutabulum -musc	+	
Calamagrostis canescens -herb	2a	Cf (végétatif)
Carex acuta -herb	2b	Cf (végétatif)
Carex riparia -herb	2a	Cf (végétatif)
Eupatorium cannabinum -herb	4	
Humulus lupulus -herb	+	
Iris pseudacorus -herb	+	
Kindbergia praelonga -musc	+	
Phragmites australis -herb	3	
Symphytum officinale -herb	+	