



Etablissement public
du Marais poitevin



Programme d'étude sur l'évolution de la biodiversité en lien avec la gestion de l'eau dans le Marais poitevin

**Analyse des données « biodiversité » acquises en 2014-2015-2016
dans 11 zones du Marais poitevin :
contrastes entre sites et premières explorations de leurs relations
avec les conditions environnementales.**

Auteurs :

Mauchamp André, Gore Olivier, Bergerot Benjamin, Paillisson Jean-Marc, et Bonis Anne



Mars 2018
Unité Mixte de Recherche ECOBIO
CNRS-Université Rennes I



Préambule :

Le Marais poitevin constitue la seconde zone humide de France métropolitaine, après la Camargue. Ce territoire très anthropisé, sur lequel l'Homme s'est toujours efforcé de maîtriser l'eau pour permettre sa mise en valeur agricole, présente aussi un fort potentiel pour la biodiversité, et porte des habitats remarquables au niveau européen. Afin de concilier les enjeux environnementaux et économiques, l'Établissement public du Marais poitevin EPMP a été créé en 2010, pour intervenir sur la gestion de l'eau et de la biodiversité.

L'un des chantiers majeurs de l'établissement consiste à adapter la gestion des niveaux d'eau dans les canaux et les baisses du marais, afin de favoriser l'expression de la biodiversité. Il valorise pour cela l'expertise collective, qui se traduit par des règles de gestion intégrées en partie dans le SDAGE Loire-Bretagne :

- Garantir un niveau d'eau suffisamment élevé en hiver et adapté au début du printemps pour assurer un bon état de conservation des habitats et des espèces,
- Débuter la période d'étiage avec un stock d'eau optimal dans le marais,
- Respecter des niveaux d'eau plus élevés en hiver qu'en été,
- Assurer une transition douce entre niveaux, en particulier entre l'hiver et l'été.

Afin d'assurer une base consolidée à ces règles empiriques, un travail scientifique collaboratif est mené entre l'EPMP et le laboratoire ECOBIO (Université de Rennes 1 – CNRS) avec l'appui du PNR du Marais poitevin dans le cadre de l'Observatoire du Patrimoine Naturel.

Les relevés de terrain des années 2014 à 2016 ont fait l'objet de premiers traitements exploratoires, dont les résultats sont présentés dans le présent rapport.

Johann Leibreich, directeur de l'EPMP

Remerciements :

L'équipe chargée de cette étude au sein de l'unité de recherche ECOBIO (CNRS-Université de Rennes I), a conduit cette première étape de l'étude dédiée à « l'évolution de la biodiversité en lien avec la gestion de l'eau dans le Marais poitevin » en partenariat étroit avec l'EPMP et le Parc Naturel Régional du Marais poitevin.

L'équipe de recherche remercie l'ensemble des partenaires impliqués dans ce travail : les propriétaires des parcelles dans lesquels les suivis se sont déroulés (communes, exploitants agricoles, Conservatoire d'Espaces Naturels, Conservatoire du littoral), les opérateurs qui ont mis en œuvre le travail de terrain (Aquascop, Cap pêche et nature, Hydroconcept, la Ligue de protection des oiseaux, l'association Obios, Ouest Aménagement, l'UNIMA), les partenaires de l'Observatoire du Patrimoine Naturel et institutionnels (syndicats de marais, syndicats mixtes), le Forum des Marais Atlantiques pour les ressources fournies (bibliographie entre autres) et tous ceux avec lesquels des discussions ont eu lieu en amont ou au cours de cette période 2014-2017.

Au sein de l'UMR ECOBIO, nous avons bénéficié de l'aide de Françoise le Moal, Ingénieur d'étude au CNRS (ECOBIO), pour la mise en place de la Base de Données et la remercions. Guillaume Bouger (AI CNRS dans l'UMS S3O OSUR) et Olivier Jambon (IE, UMR ECOBIO) ont apporté leur soutien pour les installations et la gestion des données des sondes piézométriques de suivi des niveaux d'eau.

Citation de ce rapport sous la forme suivante :

Mauchamp André, Gore Olivier, Bergerot Benjamin, Paillisson Jean-Marc et Bonis Anne, 2018, Analyse des données « biodiversité » acquises en 2014-2015-2016 dans 11 zones du Marais poitevin : contrastes entre sites et premières explorations de leurs relations avec les conditions environnementales., Rapport de l'UMR ECOBIO CNRS-Université Rennes I –EPMP

Table des matières

Introduction.....	5
1. Méthodes : données de biodiversité acquises et leur stratégie d'échantillonnage.....	7
Localisation des suivis.....	7
2. Méthode : caractérisation des conditions environnementales.....	14
2.1. Localisations et dates.....	15
2.2. Méthodes d'acquisition des variables caractérisant les conditions environnementales dans les zones d'étude.....	16
Gestion agricole	16
Variables paysagères.....	17
Topographie.....	19
Quantité d'eau.....	20
2.3. Analyse des co-variations entre variables environnementales.....	22
Méthodes.....	22
Analyses multivariées (ACPs) sur les variables environnementales.....	22
Corrélations mises en évidence entre variables environnementales.....	24
3. Résultats de l'analyse des communautés végétales et animales entre zones d'études. Liens avec les conditions environnementales.....	32
3.1. Méthode: démarche statistique d'analyse des données.....	33
3.2. Résultats relatifs aux amphibiens et à la macrofaune aquatique (canaux).....	34
Richesses et abondances.....	34
Contrastes entre les zones d'études.....	37
Relations entre les communautés et les variables environnementales.....	40
Bilan.....	45
3.3. Résultats relatifs aux écrevisses (canaux).....	46
3.4. Résultats relatifs aux poissons (canaux).....	52
Richesses et abondances.....	52
Contrastes entre les zones d'étude.....	55
Relations entre les communautés et les variables environnementales.....	56
Bilan.....	60
3.5. Résultats relatifs à la végétation des canaux.....	60
Richesses et abondances.....	60
Contrastes des communautés entre zones d'étude.....	66
Relations entre la végétation des canaux et les variables environnementales.....	68
Bilan.....	72
3.6. Résultats relatifs aux odonates adultes (canaux et prairies).....	75
Richesses et abondances.....	75
Comparaisons entre les zones d'étude.....	78
Relations entre les communautés et les variables environnementales.....	80
Bilan.....	84
3.7. Résultats relatifs à la végétation prairiale.....	86
Richesses et abondances.....	86
Contrastes de végétation entre zones et entre groupements homogènes répartis le long de transects topologiques.....	90
Relations entre les communautés et les variables environnementales.....	99
Bilan.....	110

3.8. Résultats relatifs aux limicoles.....	114
Richesses et abondances.....	114
Contrastes des communautés entre les zones d'étude.....	119
Relations entre la fréquentation des zones par les limicoles et les variables environnementales.....	121
Bilan.....	123
5. En guise de conclusion.....	124
4. Références.....	127
ANNEXES.....	129
Annexe I : la base de données du suivi.....	130
Annexe II. Caractéristiques détaillées des variables environnementales.....	132
Annexe III. Liste des abréviations.....	134
Annexe IV : méthodologie.....	135
Annexe V. Listes d'espèces & atlas cartographique téléchargeables.....	140
Annexe VI : Étendues spatiales des groupements homogènes, VP.....	141
Annexe VII: Caractérisation des groupes issus de la classification des relevés de végétation prairiale (VP).....	144
Annexe VIII. Le cas particulier de la zone 3, Champagné.....	146

Introduction

L'objectif fixé par l'EPMP pour les suivis dans le Marais poitevin dits 'phase 2' qui font l'objet de ce rapport est d'apprécier l'« évolution de la biodiversité en lien avec les modalités de la gestion de l'eau ». Ces résultats ont été produits dans le cadre d'un « système de veille » visant à examiner l'impact du régime hydrique, parmi d'autres facteurs potentiellement d'influence sur la biodiversité de la zone humide du Marais poitevin, et en particulier d'étudier ses liens avec les niveaux d'eau (Bonis *et al.* 2013).

Dans cet objectif, deux types d'habitats (canaux et prairies inondables) et sept groupes d'espèces ou communautés (limicoles, poissons, odonates, amphibiens, écrevisses, végétation des canaux et végétation prairiale) ont été initialement choisis pour leur représentativité de la biodiversité du Marais poitevin et leur sensibilité au régime hydrique. De la sorte, ces groupes seraient, par suite, les plus susceptibles d'être modifiés par des contrastes de niveaux d'eau. Examiner l'impact de changements de gestion de l'eau sur ces composants de la biodiversité demande de disposer 1- de contrastes de conditions environnementales – et en particulier de contrastes de conditions liés au régime hydrique - qui puissent être mis en relation avec 2- certains états de la biodiversité et leurs contrastes éventuels. Le fil rouge de ce travail d'analyse sur trois années de données est donc la recherche de contrastes sur le plan 'biodiversité' que l'on cherche à expliquer par des contrastes de conditions environnementales, dont le régime hydrique.

A l'heure actuelle, la connaissance de la réponse de la structure de la biodiversité à des variations fines de la gestion quantitative des niveaux d'eau reste du domaine de la recherche académique aussi bien en habitat de prairies, de canaux ou de berges (Lehmann *et al.* 1997, Amoros *et al.* 2000, Riis *et al.* 2001, Baattrup-Pedersen *et al.* 2006, Haury *et al.* 2006, Paillisson et Marion 2006, Grinberga 2010, Bornette et Puijalon 2011). Ce travail permettra d'apporter une contribution significative à ce champ de connaissance. Par conséquent, un effort substantiel a été accordé dans notre travail à la caractérisation des conditions environnementales, conditions qui constituent la grille de lecture explicative privilégiée des contrastes de biodiversité qui pourraient être mis en évidence.

En la matière, quelques points importants doivent être soulignés :

1- l'EPMP a choisi des zones d'études qui étaient à priori contrastées sur le plan de leur gestion ou régime hydrique. Néanmoins, ces contrastes ont été appréciés en 2013 sur la base d'informations lacunaires et qui étaient relatives pour l'essentiel au point nodal du casier hydraulique, et ce, de façon générale et 'en moyenne'. Pour relier les données de suivi 'biodiversité' à des conditions environnementales effectives au niveau des habitats 'prairies' et 'canaux' des zones de suivi, il était donc nécessaire de les caractériser le plus complètement et précisément possible.

2- le régime hydrique est un facteur environnemental composite puisqu'il recouvre une diversité de conditions (ou variables) environnementales, telles par exemple :

- les conditions de niveau d'eau dans les canaux et les prairies, qui peuvent en effet être très variables d'une période à l'autre de l'année,
- la dynamique temporelle de variation des niveaux d'eau,
- la date d'étiage et de remise en eau,
- l'occurrence ou non d'un assèchement.

Ainsi que, dans les prairies, habitat où le régime hydrique peut correspondre, notamment, aux caractéristiques suivantes :

- le patron (spatial et temporel) d'inondation et de teneur en eau du sol,
- la durée et le calendrier des inondations et des assèchements,
- la dynamique des changements,
- l'occurrence ou non d'un événement extrême (assec ou inondation).

etc.

L'ensemble des variables composant le régime hydrique a le potentiel d'influencer la biodiversité d'intérêt dans ce travail : en agissant sur la fréquence ou l'abondance des populations, ou sur composition des assemblages (*i.e.* des communautés), dans les canaux comme dans les prairies. Il convient donc de décrire ces variables composant le régime hydrique, en les caractérisant si possible de façon quantitative et directe, ou *via* des indicateurs ou variables intermédiaires dits « proxies » à défaut.

3- quoi que l'objectif de l'étude vise essentiellement à mettre en évidence un éventuel effet des conditions de régime hydrique sur la biodiversité, il ne peut être ignoré que d'autres variables environnementales peuvent impacter la biodiversité animale et végétale des canaux et prairies. Pour en tenir compte, nous avons identifiés les variables environnementales pouvant impacter les différents groupes taxonomiques d'intérêt puis nous avons caractérisé chacune des zones en conséquence : le rapport dédié à la caractérisation environnementale des onze zones d'études (Gore *et al.* 2018) portent donc sur différentes dimensions du régime hydrique, et sur d'autres contrastes environnementaux qui peuvent présenter un effet seul, ou en interaction, avec les conditions de régime hydrique.

Les données de biodiversité qui sont analysées dans ce premier rapport sont celles acquises en 2014, 2015 et 2016. Les protocoles d'acquisition des données comme la stratégie d'échantillonnage sont brièvement présentés dans le rapport (§1).

Le suivi dédié aux amphibiens par échantillonnage au troubleau a révélé une très faible occurrence d'individus. Sur proposition de l'opérateur du suivi, l'association Obios, le protocole 'Amphibiens' a été utilisé également pour l'échantillonnage des macro-invertébrés aquatiques. Si l'adéquation du protocole à ce groupe taxonomique n'est pas parfaite, il s'agit là d'une occasion de disposer de premiers éléments d'information sur ces groupes peu étudiés encore dans le marais.

De façon générale, les données brutes acquises dans le cadre de ce suivi 'biodiversité', consistent en des listes précisant les espèces répertoriées dans les différentes stations de suivi, accompagnées de leurs abondances (résultats de dénombrements ou taux de recouvrement selon les groupes), pour chacune des 7 communautés. Ces données « biodiversité » ont été organisées dans une base de données (voir annexe I) de même que les données environnementales acquises sur chacune des zones de suivi, et pour certaines, au niveau des stations au sein des zones (§2 et Gore *et al.* 2018).

Sur la base des données brutes de biodiversité, différents indices ou caractérisations peuvent être produits pour la décrire sous différentes facettes : liste d'espèces, richesse spécifique, indice de diversité spécifique, indice d'équi-répartition entre espèces, composition spécifique, proportion de certaines espèces, indice de 'préférendum écologique'. Les données brutes de biodiversité et les données qui en dérivent constituent l'ensemble des 'variables à expliquer' dans les analyses. Les résultats présentés dans ce rapport portent sur les trois premières années de suivi et visent deux objectifs complémentaires :

- identifier les contrastes de biodiversité entre zones de suivi,
- identifier les variables environnementales qui sont associées à ces contrastes.

Les analyses statistiques et la modélisation des données utilisées pour atteindre ces deux objectifs ont été choisies parmi celles actuellement utilisées dans la littérature internationale pour des objectifs équivalents. Plusieurs types d'analyses ont été mobilisés, qui sont complémentaires les uns des autres pour atteindre les deux objectifs fixés.

Les résultats de ces analyses ont été présentés et discutés avec les opérateurs des suivis et les pôles de l'Observatoire du Patrimoine Naturel du Marais poitevin, mis en place et animé par le PNR du marais poitevin (réunions les 12 & 13 février 2018). Ces discussions ont permis d'échanger sur les suites à donner à cette première étape d'analyses.

Parmi les perspectives de travail figure la comparaison entre les résultats de ce suivi n'ont pas été comparés avec les informations issues des suivis déjà disponibles dans les marais de l'Ouest via des rapports naturalistes et des publications. En la matière, le dispositif d'Observatoire du Patrimoine Naturel (piloté par le PNR du Marais poitevin, <http://biodiversite.parc-marais-poitevin.fr/-L-Observatoire-du-patrimoine-.html>) constituera une source d'information précieuse pour compléter et discuter les résultats obtenus dans ce suivi.

La suite du travail d'acquisition et d'analyse des données sera poursuivi et approfondi en 2018 et 2019, en tenant compte à la fois des résultats des analyses disponibles dans ce rapport, des pistes ouvertes par les discussions conduites avec les parties prenantes, et par la littérature scientifique mais aussi 'naturaliste' disponible, dans la mesure où ces travaux sont relativement comparables. Le travail d'analyse sera surtout repris et complété dans son ensemble lorsque les données 2017, puis 2018 et 2019 seront acquises en intégrant ainsi plus de recul temporel, point qui a été volontairement occulté ici, mais également potentiellement plus de variabilité climatique. Les jeux de données obtenus permettront d'examiner, avec plus de puissance d'interprétation, les patrons de biodiversité en lien aux variables environnementales.

Nous vous souhaitons une bonne lecture,

1. Méthodes : données de biodiversité acquises et leur stratégie d'échantillonnage.

Nous présenterons ici un bref rappel de la méthodologie d'échantillonnage de la biodiversité. Une partie des informations qui suivent sont reproduites de (Gore *et al.* 2018). Pour des informations plus détaillées, le lecteur pourra se reporter aux documents initiaux concernant le suivi (Bonis *et al.* 2013) ou au rapport d'analyse de l'état initial (Gore *et al.* 2015).

Localisation des suivis

Le Marais poitevin avoisine les 1000 km² et collecte les eaux de différents bassins versants. Il est constitué d'une multitude d'unités hydrauliques qui communiquent de proche en proche vers les exutoires. Chaque unité hydraulique est caractérisée par une gestion de l'eau qui lui est propre. L'EPMP en a sélectionné 11 en 2013, qui correspondent aux 11 secteurs sur lesquels a été déployé le dispositif de suivi de la biodiversité.

Les différences de superficie entre les secteurs ou unités hydrauliques (de 3300 ha à 260 ha), et la nécessité de travailler sur des zones de tailles plus homogènes pour suivre les populations de limicoles

ont conduit à définir des **zones d'études** (302 à 365 ha, voir tableau 1) où tous les suivis de biodiversité ont été conduits (figure 1). Les zones d'études ont été choisies, au sein des secteurs d'intérêt désignés par l'EPMP, de façon à inclure les zones basses des secteurs et présenter les caractéristiques paysagères (assolement, densité de canaux, végétalisation des berges etc.) les plus similaires possibles entre elles. La figure 2 illustre, avec l'exemple de l'unité hydraulique 3, trois caractéristiques paysagères (linéaires de canaux, assolement et altitude) aux échelles d'unité hydraulique (emprise de la carte) et de la zone d'étude.

Dans le seul cas de la zone 6 (Le Poiré), la zone d'étude est un peu plus étendue que l'unité hydraulique, qui s'avèrait trop petite pour inclure tous les dispositifs de suivi : quelques parcelles périphériques ayant un fonctionnement hydraulique similaire ont été ajoutées à l'unité hydraulique pour constituer la zone d'étude. Des cartes détaillées des zones d'étude, avec la localisation des stations d'échantillonnage, sont présentées dans l'atlas cartographique téléchargeable (annexe V).

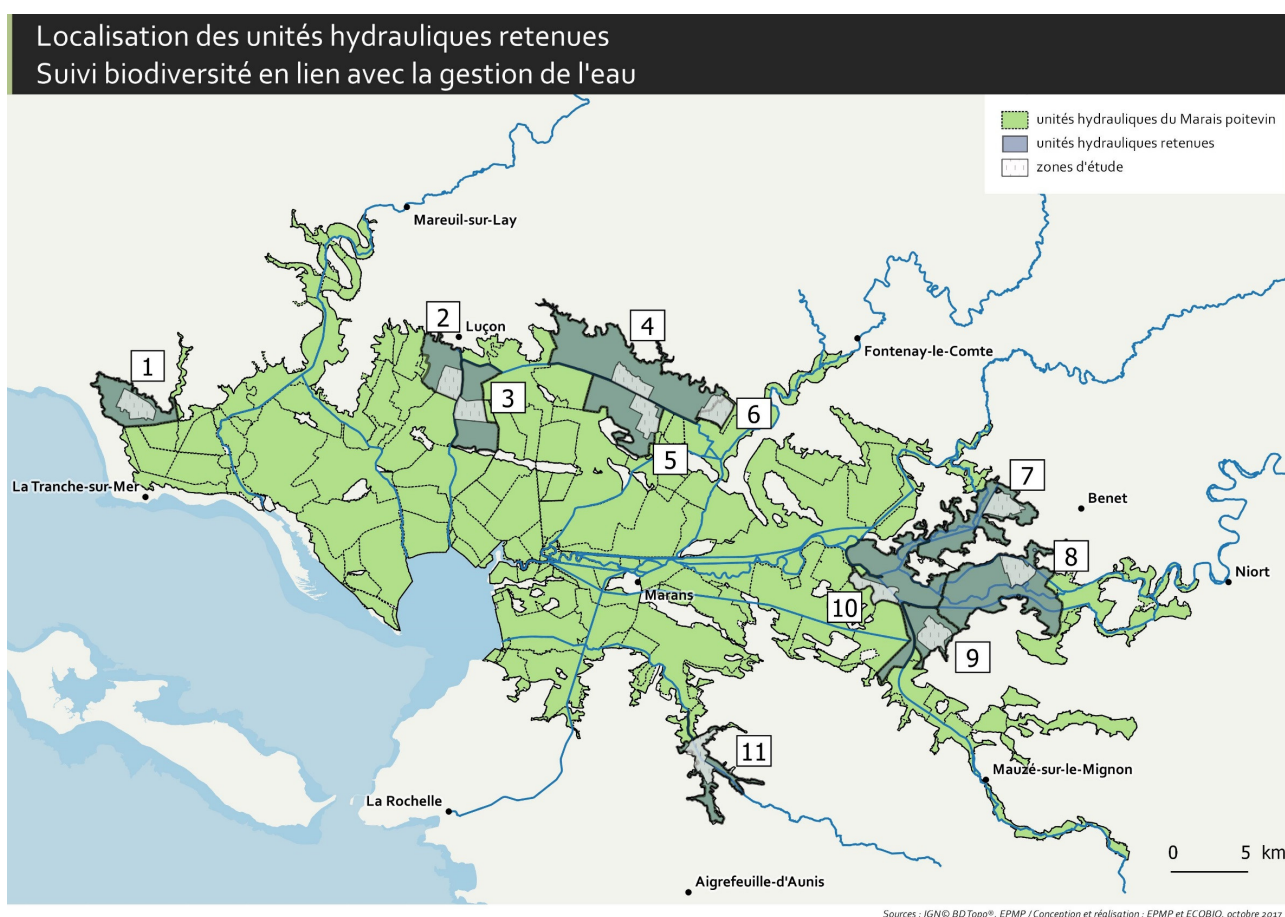


Figure 1: Localisation des zones de suivi au sein du Marais poitevin

Tableau 1 : Caractéristiques générales des zones où ont été réalisés les suivis de biodiversité

	Nom	Taille du secteur (ha)	Zone d'étude (ha)	Désignation « habituelle »	Voie principale pour les apports d'eau
1	Longeville	1152	352	Marais intermédiaire, prairial subsaumâtre	Eau météorique + débordement (rare).
2	Luçon	1028	313	Marais mouillé, prairial subsaumâtre	Bonne connexion canaux/baisses, Eau météorique principalement.
3	Champagné	1994	301	Marais desséché, prairial subsaumâtre	Connexion TB, eau météorique sans doute dominante.
4	Nalliers	3341	323	Marais mouillé, prairial subsaumâtre	Déconnecte. Eau météorique. Débordement exceptionnel.
5	Boissière	1560	365	Marais desséché, prairial subsaumâtre	Déconnecte ou presque. Eau météorique.
6	Le Poiré	262	337	Marais mouillé, fond de vallée, prairial oligo-saumâtre	Apports météoriques quasi exclusifs. Depuis 2014, baisses gérées par ouvrages pour limiter l'évacuation. Aucune données de niveau d'eau avant la sonde posée en 2015.
7	Sainte Christine	1774	326	Marais mouillé, fond de vallée, prairial doux	Bonne perméabilité vis-à-vis des canaux.
8	Le Mazeau	2905	337	Marais mouillé, fond de vallée, prairial doux	Bonne perméabilité vis-à-vis eau des canaux.
9	St Hilaire marais sauvage	933	331	Marais mouillé, fond de vallée, prairial doux	Des débordements.
10	La Ronde	2263	302	Marais mouillé, fond de vallée, prairial doux	Des débordements.
11	Nuillé	807	355	Marais mouillé, fond de vallée, prairial doux	Connexion totale canaux/prairies. Débordements récurrents. Jusqu'à 1m50 d'eau.

Parmi les sept communautés qui ont fait l'objet de suivis,

- quatre se trouvent dans l'habitat « canaux » (amphibiens et macrofaune aquatique (AM par la suite), poissons PO, écrevisses EC, végétation des canaux VA),
- la communauté des odonates adultes (OD) a été échantillonnée en bordure des canaux et dans les prairies adjacentes,
- deux communautés ont été échantillonnées dans les habitats de prairies : la végétation prairiale (VP) et les limicoles nicheurs (LI).

Nb : on notera que la végétation des canaux correspond pour l'essentiel à de la végétation aquatique, mais peut également inclure des espèces hélophytes voire hygrophiles dans la mesure où ces plantes ont été échantillonnées dans les canaux. Il n'y a pas de prise en compte de la végétation des berges.

Les suivis ont été mis en œuvre sur des stations dont le nombre varie selon les communautés étudiées (tableau 2). La figure 4 présente un exemple de localisation de stations dans une zone d'étude.

On remarque que certaines stations de suivi des invertébrés aquatiques & amphibiens (AM), de la végétation aquatique (VA) sont situées sur la même portion de canal. Ainsi, une portion de canal accueillant une station AM (100 mètres) accueille également une station VA (125 mètres). Pour chaque stations OD (500 mètres) une partie du parcours longe la berge d'une station VA. De même, la station EC (250 mètres) de chaque zone d'étude inclue une portion de canal utilisée pour la végétation des canaux et la macrofaune aquatique.

Les stations de végétation prairiale sont des transects allant d'un point haut à un point bas le long desquels se répartissent les relevés de végétation, un dans chaque groupement de végétation considéré comme homogène par l'opérateur (figure 3).



Figure 2: Linéaire de canaux (à gauche), assolement et altitude (à droite) aux échelles secteur (contour extérieur) et zone d'étude pour la biodiversité dans ce travail (pointillé) sur le secteur 3 – Champagné-les-Marais.

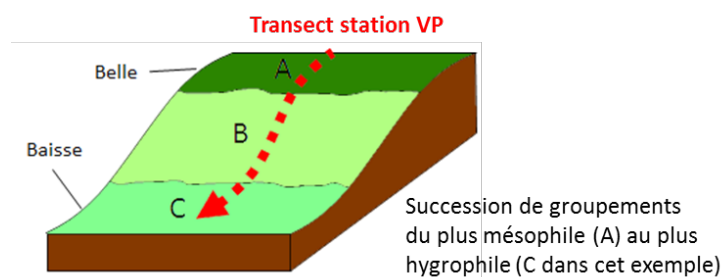


Figure 3: Représentation schématisée d'un transect qui correspond à une station du suivi de la végétation prairiale, ici avec 3 groupements homogènes.

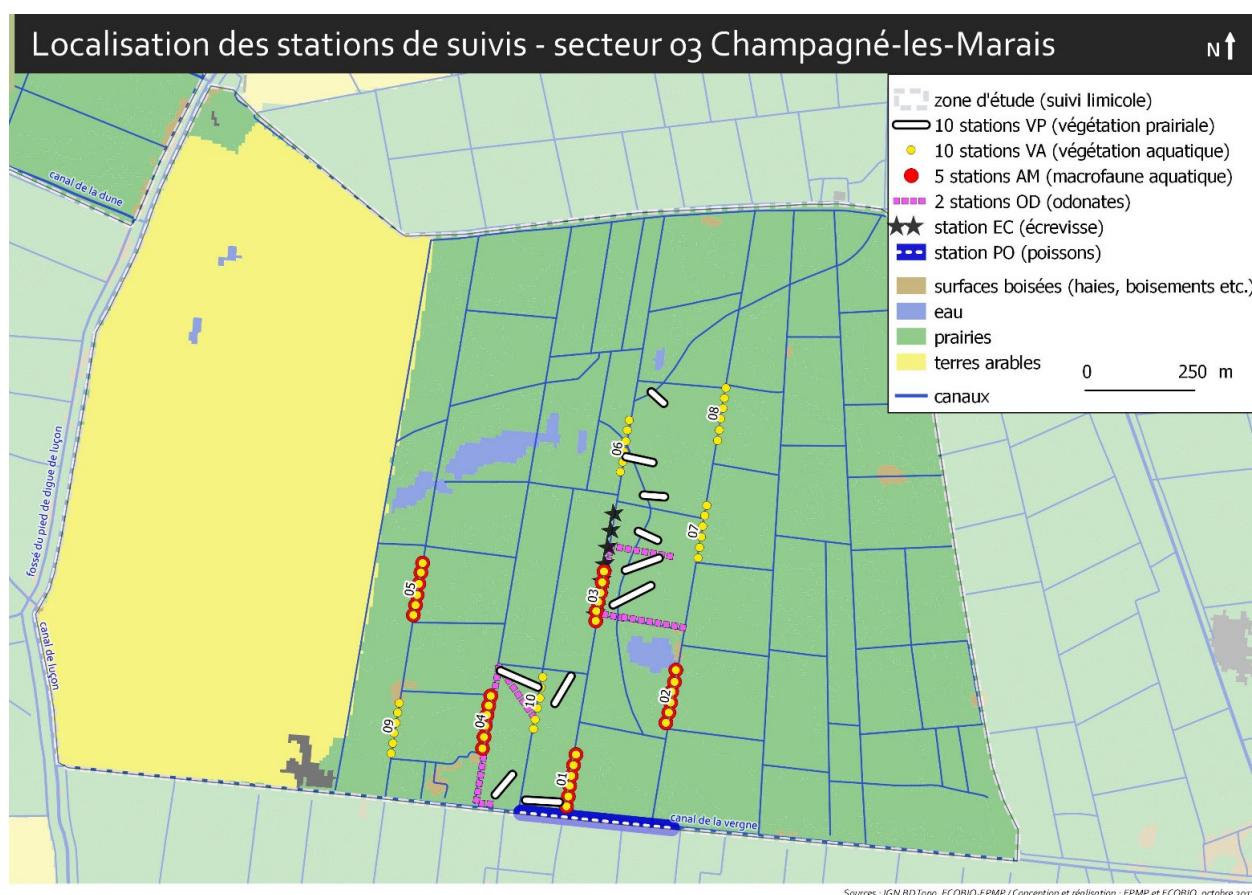


Figure 4: Exemple de localisation des stations pour les 6 types de communautés du suivi au sein de la zone d'étude 3

On notera que le protocole AM, initialement prévu pour les amphibiens, a été utilisé dès 2014 pour suivre une partie des communautés d'invertébrés aquatiques qui peuvent être échantillonnés avec le protocole prévu, par troubleau (c'est-à-dire ceux qui se trouvent dans la lame d'eau et non sur le fond). Cette décision a été prise en raison 1) du très faible effectif d'amphibiens mis en évidence après une année de suivi test en 2013 ; 2) de l'intérêt, pour l'étude, d'acquérir des données sur un autre groupe de faune tributaire du caractère aquatique des canaux, 3) de la compatibilité partielle du protocole AM pour l'échantillonnage des invertébrés aquatiques mais en tenant compte du fait qu'il ne constitue pas la méthode optimale et ne permet pas d'étudier toute la communauté. L'élargissement du suivi AM aux

macro-invertébrés aquatiques a été initié sur proposition de l'opérateur chargé du suivi Amphibiens (OBIOs). Cet opérateur s'est engagé à prendre en charge ce suivi en produisant une détermination taxonomique *in situ*, et qui de ce fait est limité sur le plan du niveau de déterminations taxonomiques. Cette limite explique le caractère hétérogène des données relatives aux invertébrés aquatiques 24 % des taxons sont des espèces (pour 32 % des organismes), 24% sont des genres (10 % des organismes) et 30 % sont des familles (pour 34 % des organismes). Le reste des organismes est identifié à des niveaux taxonomiques supérieurs, sous ordres, ordres et sous classe (13, 6 et 5 % des organismes respectivement).

Le tableau 2 détaille les caractéristiques de l'effort d'échantillonnage réalisé et la nature des données récoltées. Les données ont été saisies dans des bases de données dont les composantes taxonomiques sont liées aux bases de données (annexe I) pour une possible utilisation pour les suivis et évaluations de la biodiversité à l'échelle nationale (MNHN 2016).

Tableau 2: L'organisation des suivis dans les 11 zones d'études, effort d'échantillonnage et nature des données récoltées in situ.

	Nb de stations/ zone d'étude et taille-surface de la station	Effort d'échantillonnage	Nature des données
AM Amphibiens et invertébrés aquatiques	5 stations/zone, 1 station : 1 segment de canal de 100 m communes avec protocole VA	10 coups de filet troubleau (cumulés) espacés sur un. trois dates d'échantillonnage par année : en mars, en avril et en mai.	Abondances des organismes identifiés <i>in situ</i> à des niveaux taxonomiques allant du phylum (porifères) à l'espèce. Quelques échantillons ramenés en labo pour identification plus fine.
OD Odonates adultes	2 stations (transects) / zone 1 station = trajet de 500 m dont 350 le long de canaux et 150 dans la prairie	Parcours (env. 1h par station) 4 relevés par an de mai à août.	Abondances des individus adultes observés et identifiés sur le terrain pour la plupart à l'espèce.
PO Poissons	1 segment de canal profond de 300 m/ zone	30 points de pêche électrique toujours proche des berges. 1 date par an (fin juin).	Abondances par espèce.
EC Écrevisses	1 station par zone, choisie au sein des 5 stations AM 1 station : segment de 250 m de canal	25 nasses (25 échantillons) mises en place pour une durée de 24h sans appât. 1 date par an la 2 ^{de} 15 ^{ne} de juin	Comptage et détermination de la longueur et le sexe.
VA Végétation des canaux	10 stations par zone (dont les 5 premières communes avec protocole AM) 1 station : 5 segments de canal de 25 m	25 quadrats de 50x50cm ou 30x30cm répartis sur 5 segments de canal dans chaque station. 1 relevé par an en mai.	%: recouvrements des espèces estimés sur les quadrats visuellement ou par prélèvement avec râteau (espèces immergées).
VP Végétation prairiale	10 stations / zone 1 station : 1 transect dans une parcelle de prairies, de 20 à 80 m dans le sens de la plus forte pente	Un relevé sur chaque zone de végétation homogène (au sens de l'opérateur) le long du transect de chaque station 1 date / an entre mi-mai et mi-juin.	Un relevé : liste d'espèces et fréquence de chaque espèce sur la base de la présence/absence sur 20 quadrats de 1/16 m ² par zone de végétation homogène. En outre, pour chaque groupement homogène (relevé), une estimation du couvert (indice d'abondance dominance) a été noté (données non utilisées ici).
LI Limicoles	1 à 6 et 11 Station = zone d'étude	Inventaire exhaustif sur toute la zone d'étude à partir d'itinéraires systématiques. 5 passages par an entre mi-mars et mi-juillet.	Nombres d'individus à l'espèce et observations de comportement pour déterminer le statut (nicheurs).

2. Méthode : caractérisation des conditions environnementales

La réflexion concernant le choix et l'acquisition des variables environnementales est présentée dans le rapport d'étude de Bonis *et al.* (2013). Ces variables, présentées dans le tableau 3, sont classées en 5 grandes catégories : variables relatives au paysage, variables relatives à la gestion agricole, variables décrivant la qualité de l'eau des canaux, variables décrivant la topographie et variables relatives à la quantité d'eau. Plusieurs variables peuvent être utilisées pour caractériser une catégorie donnée, dans une zone de suivi donnée.

Dans la littérature, il existe peu de protocoles standards pour caractériser les variables environnementales. L'environnement peut en outre être décrit pour une diversité de périodes ou dates de référence, de sources de données ou de modes de calculs, qui peuvent tous modifier substantiellement le résultat. Il est donc essentiel de bien préciser dans le détail le mode de mesure conduisant aux données relatives à l'environnement.

Plusieurs sources d'information ont permis d'élaborer les variables environnementales pour chacune des zones d'étude dans ce travail :

- Sources EPMP : en tant que porteur de projets, il est le principal pourvoyeur de variables en lien avec ses partenaires (PNR Marais poitevin, IIBSN ...). Des données de base peuvent être récoltées spécifiquement pour cette étude dans le cadre du marché publique faisant intervenir différents opérateurs de terrain (OBIOS, AQUASCOP) ou dans le cadre du contrat de coopération avec le laboratoire ECOBIO.
- Sources EPMP/ECOBIO : pour les données relatives à l'occupation du sol, a été utilisée une cartographie par télédétection commandée par l'EPMP au laboratoire ECOBIO dans le cadre de la cartographie de la zone Natura2000 (Rapinel *et al.* 2015a).
- Données EPMP/Université de Poitiers : un partenariat entre l'EPMP et l'université de Poitiers a permis l'obtention de données sur la structure des sols des 11 zones d'études (Dudoignon *et al.* 2016) .
- Données UNIMA : l'UNIMA, le FMA et l'université de la Rochelle développent un projet visant à élaborer un indicateur de fonctionnement trophique du compartiment aquatique des zones humides. Le partenariat en cours avec l'EPMP permet de disposer des données de qualité de l'eau sur les 11 zones d'étude.
- Données IGN : des données de références (BD topo, Litto3D®) détenues par l'EPMP ont été mis à disposition pour calculer certaines variables paysagères et relatives aux quantités d'eau (inondation).
- Données Météo France : les données de pluviométrie ont été fournies par Météo France via la convention existante avec l'UMR ECOBIO. Elles proviennent des différentes stations météorologiques disponibles sur le territoire.

Tableau 3: Différentes variables environnementales, par catégories, prises en compte pour caractériser stations et zones d'études, nombres de mesures permettant de les décrire et échelles spatiales renseignée (voir paragraphe 2.1).

Catégorie	Type de variable	Nb de variables	Source	Échelle spatiale
Gestion agricole	Pratiques agricole	1	EPMP	Zone
Paysage	Densité de réseau de canaux	9	IGN	Zone
	Gabarit canal	3	EPMP	Stations
	Occupation du sol	13	EPMP/ECOBIO	Zone et stations
	Présence et importance des haies	1	EPMP/ECOBIO	Stations
	Salinité des nappes superficielles	1	EPMP / Univ Poitiers	Zone
	Type de canal	1	PNR Marais Poitevin	stations
	Type de sol	1	EPMP/ Univ Poitiers	Zone
Qualité de l'eau	Carbone organique dissous	1	UNIMA	Zone
	Teneur en Chlorophylle a	1	UNIMA	Zone
	Coordonnées ACP	2	UNIMA	Zone
	Composés azotés	3	UNIMA	Zone
	Conductivité	4	UNIMA / EPMP	Zone et stations
	O2	1	UNIMA	Zone
	Phosphates	1	UNIMA	Zone
	Turbidité	1	EPMP/OBIOS	Stations
Topographie	Altitude des groupements homogènes	1	EPMP / IGN	Groupements de végétation prairiale
	Altitude moyenne par zone	1	EPMP / IGN	Zone
Quantité eau	Durée d'inondation des groupements de végétation	30	EPMP / IGN	Groupements de végétation prairiale
	Hauteur d'eau dans les canaux	13	EPMP	Stations
	Niveau d'eau global par zone	12	EPMP / IGN	Zone
	Pluviométrie	8	Météo France	Zone
	Probabilité d'assèchement des canaux	1	EPMP	Stations

2.1. Localisations et dates

Les variables environnementales sont acquises aux mêmes échelles spatiales que les données de biodiversité qui sont, pour mémoire :

- Au niveau des zones d'étude : des variables paysagères sont calculées sur l'emprise des zones d'étude (proportion de prairie, linéaires de canaux etc.) ainsi que des variables de pluviométrie, certains paramètres physico-chimiques de l'eau mesurées en un seul point par zone, et certaines caractéristiques des sols.
- Au niveau des stations de type portions de canaux : les variables mesurées à cette échelle peuvent concerner les canaux suivis pour la végétation des canaux, la macrofaune aquatique, les odonates, les écrevisses et les poissons. Elles sont mesurées ponctuellement (turbidité, gabarit, haies etc.), ou sur des surfaces tampon de 100m ou 500m autour des portions de canaux étudiées (occupation du sol par exemple).

- Au niveau des groupements de végétation prairiale : des variables mesurées au sein des stations VP (voir figure 4) (altitude des groupements et durées d'inondation des groupements).

Les données servant à calculer les variables soit ont été acquises lors de l'état initial de 2014, soit sont récoltées au fil des ans, à différentes fréquences. Comme la fréquence d'acquisition, les calculs des variables présentant une dimension temporelle peuvent être répétés sur différentes périodes (une valeur tous les ans ou une valeur tous les deux mois, calcul bimestriel). Le tableau 3 présente synthétiquement les modes d'acquisition des données de base, une typologie des données récoltées et les échelles temporelles auxquelles elles sont considérées dans ce travail d'analyse.

Tableau 3: Mode d'acquisition et typologie des données de base pour le calcul des variables environnementales

Acquisition de la donnée de base	Type de données de base	Échelle temporelle
Données récoltées lors de l'état initial de caractérisation des stations de suivis.	Relevés de terrain, enquêtes, couche SIG et données topographiques.	Une seule valeur pour les 3 années.
Données récoltées lors des relevés faune/flore.	Mesures au moment des suivis.	Une valeur par année.
Données issues du programme indicateur du fonctionnement trophique (UNIMA).	Mesures bimestrielles <i>in situ</i> et analyses laboratoire depuis mars 2015.	Une valeur moyenne répliquée chaque année.
Données de type "niveau d'eau" issues de capteurs de mesure.	<u>Mesures horaire de niveau d'eau par sondes d'enregistrement</u> : piézométrie depuis novembre 2014 et niveau d'eau de surface (canaux) à partir de janvier 2014 sauf pour zones 3, 6 et 9 (novembre 2014).	<u>Calculs annuels</u> ou par périodes répétées chaque années. <u>Bimestrielle</u> : un calcul par couple de mois (jan/fév...).
	<u>Données pluviométrie (P)</u> journalières.	

2.2. Méthodes d'acquisition des variables caractérisant les conditions environnementales dans les zones d'étude

La totalité de ce paragraphe 2.2. est issue du rapport sur les variables environnementales (Gore *et al.* 2018). Les modes d'acquisitions des variables candidates sont décrits et synthétisés dans une table par catégorie de variable. Le tableau synthétique global est présenté en annexe II.

Gestion agricole

Un des deux habitats ciblés dans cette étude est la prairie de marais. Des lots de parcelles, sélectionnés en 2014, accueillent les suivis sur la prairie elle-même (suivis VP et OD) ou en pourtour (suivis VA, AM, EC et OD). Les parcelles de prairies où ont été effectués les suivis ont été choisies pour être les plus représentatives possible des prairies et des pratiques agricoles de chaque unité hydraulique. En outre, une enquête de terrain apporte des informations sur les pratiques appliquées à chaque parcelle de prairie. Comme les pratiques sont composites, diversifiées (usages, chargement, date de mise à l'herbe etc.) et peuvent parfois varier entre années, seule une caractérisation de la pratique dominante, à priori stable et fiable, a été retenue : fauche, pâturage bovins, fauche/pâturage et pâturage bovins/équins.

Table 4: Variables de la catégorie « gestion agricole ».

Type de variable	Description de la variable et donnée de base	Unité, échelle spatiale, répétition temporelle
Usage agricole	4 classes d'usage : fauche « f », pâturage « p », fauche et pâturage « fp » et pâturage avec chevaux « pe ». D'après Enquête auprès des exploitants.	Classe d'usage par zone d'étude répliquée sur les 3 années.

Variables paysagères

La catégorie des variables relatives au paysage mobilise un grand nombre de sources de données différentes (tableau 5). Les variables peuvent également être considérées à différentes échelles spatiales. Nous avons considérés qu'elles étaient peu variables sur la période 2014-2016 et sont pour la plupart calculées une fois pour cette période. Des vérifications *a posteriori* ont été menées et cette faible variabilité a été confirmée.

Table 5: Variables de la catégorie « paysage », descriptions et unités de mesure.

Type de variable	Description de la variable et donnée de base	Unité, échelle spatiale, répétition temporelle
Occupation du sol	Proportions d'assolement en bois, eau libre, cultures, prairies. Construites via SIG.	Proportions (%) sur 2 surfaces tampon autour des stations VA, AM (0 à 100m) et OD (0 à 500m) répliquée sur 3 années.
		Proportions (%) par zone d'étude, répliquée sur 3 années.
	Surface des mares et plans d'eau. Construite via SIG.	Surface (ha) par zone d'étude, répliquée sur 3 années.
Densité de réseau de canaux	Linéaire des canaux primaires, secondaires et tertiaires sur zone d'étude. Construite via SIG.	Longueur de 3 types de canaux (m) sur 2 surfaces tampon autour des stations VA, AM (0 à 100m) et OD (0 à 500m) répliquée sur 3 années.
		Longueur de 3 types de canaux (m/ha) par zone d'étude, répliquée sur 3 années.
Importance des haies	Score = linéaire de haies*score de largeur houppier*score de hauteur houppier. Construite d'après relevé de terrain.	Score de haie par station VA et AM, répliqué sur 3 années.
Salinité des nappes superficielles	4 classes selon typologie des nappes. Construite d'après relevé de terrain.	Classe de nappe par zone d'étude. Répliquée sur 3 années.
Type de canal	Typologie locale selon 3 classes : Primaire, secondaire ou tertiaire. Construite via SIG.	Classe de canal par zone d'étude, répliquée sur 3 années.
Type de sol	3 classes : argile, tourbe ou mixte. Construite d'après relevé de terrain.	Classe de sol par zone d'étude, répliquée sur 3 années.
Gabarit des canaux	Hauteur de vase, mesurée sur le terrain au moment des suivis.	Une valeur (m) par station PO, une fois par an.
	Hauteur d'eau * largeur canal, mesurée sur le terrain au moment des suivis.	Une valeur (m ²) par station PO, une fois par an.
	Hauteur d'eau moyenne mai/juin * largeur canal. Construite d'après relevé de terrain et données des sondes eau de surface (SC).	Une valeur (m ²) par station VA et AM. Mesurée une fois par an.

Occupation du sol :

Il s'agit de variables considérées comme peu changeantes à l'échelle de 3 années. L'analyse SIG montre que les transitions entre les quatre états considérés, cultures, prairies, boisements et plans d'eau, sont très rares (concernant surtout quelques boisements) et ne représentent que de très faibles proportions des surfaces. La cartographie des habitats par télédétection (Rapinel *et al.*

2015a) a été utilisée pour déterminer leurs proportions. Elles sont exprimées en % à l'échelle globale de la zone d'étude (4 variables) ou plus localement sur différents périmètres autour des stations de type canaux (PO 4 variables, VA, AM, OD 8 variables (4 variables*2 intervalles tampons)). Une variable surface des mares a également été calculée sous SIG à partir de photos aériennes.

Densité de réseau hydraulique :

Les données sont issues d'une couche cartographique regroupant les linéaires des 3 catégories de canaux. On considère donc une modalité pour chacun des 3 types de canaux. Comme pour l'assolement, la densité du réseau est évaluée à l'échelle globale de la zone d'étude (3 variables, exprimés en m/ha) et plus localement sur 2 surfaces tampon autour des stations VA, AM et OD (6 variables, exprimées en m). Comme les canaux ne communiquent entre eux que lorsqu'ils sont dans la même unité hydraulique, les canaux situés dans une surface tampon mais hors de l'unité hydraulique ne sont pas comptabilisés. Le linéaire de canal calculé représente donc le réseau « accessible » dans les différents « zones tampons » autour de la station.

Présence et importance des haies :

Les haies des deux berges bordant chaque station de canal où les suivis VA sont effectués ont été caractérisées en 2014 (état initial ne début de suivi). Les stations mesurent 125 mètres, des scores ont été attribués aux linéaires qu'occupent les houppliers sur les deux berges, en fonction de la hauteur et de la largeur des houppliers et du linéaire qu'ils occupent.

Typologie des nappes superficielles :

Les données sont issues d'une étude réalisées par l'université de Poitiers sur les 11 zones d'étude (Dudoignon *et al.* 2016) . Elle permet de distinguer 4 catégories en fonction de la salinité des nappes superficielles et du nombre de nappe présentes:

- 1 seule nappe de forte salinité (17-18 g/l) : type codé « nappe1fs »
- 2 nappes moyennement à fortement salées : 9-13g/l en surface; 17-20 g/l en profondeur, type codé « nappe2fs »
- 2 nappes de salinité moyenne: 7 g en surface et 13g/l pour nappe en profondeur, type codé « nappe2sm »
- 1 seule nappe de faible salinité (1-4 g/l) : type codé « nappe1sfa »

Type de sol :

Il s'agit de la nature du sol suivant trois classes : argileux, tourbeux et argilo-tourbeux.

Type de canal :

Classé suivant trois catégories selon la hiérarchie d'usage dans le Marais poitevin : primaire (canal principal), secondaire, tertiaire (canaux de délimitation des parcelles). Le distinguo I et II apparaît peu informatif de la largeur et profondeur des canaux et ces deux catégories seront parfois regroupés.

Gabarit du canal :

Deux paramètres sont utilisés à l'échelle des stations poissons : la profondeur de la couche vaseuse, et le gabarit du canal estimé par sa largeur*la hauteur d'eau, tous deux mesurés lors des pêches électriques. Le même type de mesure de gabarit est utilisés sur les stations de type canal (VA, AM, EC): largeur moyenne (moyenne de cinq mesures prises en 2014)*hauteur d'eau moyenne sur la période des suivis (moyenne sur les mois de mai et juin calculées grâce aux données des sondes de suivi des niveaux d'eau).

Qualité de l'eau :

Certaines variables sont mesurées sur les stations PO et AM lors des relevés faunistiques, comme la conductivité (suivi poisson) et la turbidité au disque de secchi (suivi macrofaune aquatique). Pour les variables suivantes : CO₂ dissous, Conductivité, NO₂, NO₃, orthophosphates, NH₄, ou des paramètres plus élaborés (chlorophylle, 2 coordonnées d'ACP) issus des travaux de l'UNIMA dans le cadre du projet « Élaboration d'un indicateur de fonctionnement trophique du compartiment aquatique des zones de marais » (UNIMA et Forum des Marais Atlantiques 2016). Ils ont été mesurés tous les deux mois, depuis mars 2015, sur un canal de gabarit moyen inclus dans les 11 zones d'étude. Ces données ont également été mesurées dans des canaux d'autres sites de marais de l'ouest, ce qui permettra des analyses comparatives entre marais. Les variables utilisées pour les 11 zones d'étude du Marais poitevin correspondent aux moyennes de chaque paramètre (sauf coordonnées ACP) calculés sur toute la période entre mars 2015 et décembre 2016, ainsi que la valeur maximale pour la conductivité.

Table 6: Variables de la catégorie « qualité de l'eau ».

Type de variable	Description de la variable et donnée de base	Unité, échelle spatiale, répétition temporelle
Carbone organique dissous	Moyenne de 11 valeurs (une données tous les deux mois depuis mars 2015). Prélèvement sur le terrain.	Une valeur par zone d'étude (mg/l), répliquée chaque année.
Chlorophylle	Moyenne de 11 valeurs (une données tous les deux mois depuis mars 2015). Prélèvement sur le terrain.	Une valeur par zone d'étude (µg/l), répliquée chaque année.
Classification Qeau - coord ACP	Coordonnées ACP sur données qualité de l'eau.	Répliquée chaque année.
Composés azotés	Moyennes de 11 valeurs de NO ₂ , NO ₃ et NKj (une données tous les deux mois depuis mars 2015). Prélèvement sur le terrain.	Trois valeurs (NO ₂ , NO ₃ et NKj) par zone d'étude (mg/l), répliquée chaque année.
O ₂	Moyenne de 11 valeurs (une données tous les deux mois depuis mars 2015). Prélèvement sur le terrain.	Une valeur par zone d'étude (%), répliquée chaque année.
Orthophosphates	Moyenne de 11 valeurs (une données tous les deux mois depuis mars 2015). Prélèvement sur le terrain.	Une valeur par zone d'étude (mg/l), répliquée chaque année.
Conductivité	Moyenne et max de 11 valeurs (une données tous les deux mois depuis mars 2015). Prélèvement sur le terrain.	Par zone d'étude, moyenne et maximum (µS/cm), répliquée chaque année.
Conductivité électrique pêche	Conductivité sur le site de la pêche, à la date de la pêche, mesurée sur le terrain.	Une valeur par station PO (µS/cm), une fois par an.
Turbidité	Turbidité disque de secchi lors d'un passage AM, mesurée sur le terrain.	Une valeur par station AM (sans unité), une fois par an.

Topographie

Pour approcher la topographie des différentes entités, les données d'altitude issues de la couche SIG du programme Litto3D® (méthode Lidar aéroporté) ont été précisées par nos soins en acquérant *in situ* des points de calibration : ces points ont été obtenus par GPS topographique centimétrique pour 165 à 262 points pour chacune des 11 zones d'étude, et avec un minimum de 9 points par station VP. On peut ainsi calculer l'altitude moyenne de chaque zone d'étude et l'altitude de chaque groupement homogène de végétation prairiale (alt). Cette dernière mesure a été rapportée (normée) sur l'altitude du groupement le plus bas de chaque zone de suivi (altcse).

Les données Lidar corrigées (re-calibrées par les données GPS de terrain) servent ensuite pour calculer les durées d'inondation ou de hauteur d'eau sur les stations (transects) de suivi de la végétation prairiale.

Table 7: Variables de la catégorie « topographie ».

Type de variable	Description de la variable et donnée de base	Unité, échelle spatiale, répétition temporelle
Altitude des groupements	Altitude relative / à l'altitude du groupement le plus bas de la zone d'étude, à partir de données GPS topographique et Lidar.	Une valeur par groupement (m).
Altitude moyenne par zone	Altitude moyenne de la zone d'étude, à partir de données GPS topographique et Lidar.	Une valeur par zone d'étude (m), répliquée sur les 3 années.

Quantité d'eau

Les niveaux d'eau dans les canaux déterminent partiellement l'inondation des parcelles adjacentes. Les descripteurs disponibles sont donc les niveaux d'eau et leurs variations (tableau 8).

Table 8: Variables de la catégorie « quantité d'eau ».

Type de variable	Description de la variable et donnée de base	Unité, échelle spatiale, répétition temporelle
Durée d'inondation et stress hydrique des groupements de végétation prairiale	Nombre de jours avec présence d'eau à deux seuils d'inondation (≥ 0 cm et ≥ 10 cm), à partir de données topographie et des niveaux d'eau piézométriques.	Une valeur par groupement (j), un calcul tous les deux mois.
	Nombre de jours avec présence d'eau à 4 seuils d'inondation (≥ 0 cm, ≥ 5 cm, ≥ 10 cm et ≥ 15 cm) 10,5 mois avant les relevés végétation (juillet 201x à 15 mai 201x+1), à partir de données topographie et des niveaux d'eau piézométriques.	Une valeur par groupement (j), un calcul par an.
	Stress hydrique. Nombre de jours avec niveau d'eau < -42cm par période de 2 mois avant les relevés	Une valeur par groupement (j), un calcul tous les deux mois.
	Stress hydrique. Nombre de jours avec niveau d'eau < -42cm 10,5 mois avant les relevés végétation pour chaque groupement (juillet 201x à 15 mai 201x+1), à partir de données topographie et des niveaux d'eau piézométriques.	Une valeur par groupement (j), un calcul par an.
Hauteur d'eau dans les canaux	Hauteur moyenne de la lame d'eau (si « 0 » = assec) calculée par estimation de l'altitude du fond du canal combinée à la hauteur d'eau mesurée par une sonde "eau de surface".	Une valeur (m) par station VA et AM, un calcul tous les deux mois.
	Coefficient de variation (écart type/moyenne) de la hauteur de la lame d'eau à partir de données topographie et des niveaux d'eau des canaux.	Une valeur par station VA et AM, un calcul tous les deux mois.
	Hauteur d'eau à la date de la pêche électrique, mesurée sur le terrain.	Une valeur (m) par station PO, une fois par an.
Niveau d'eau zone	Niveaux d'eau superficielle moyens par rapport à l'altitude moyenne de la zone d'étude, calculée par la combinaison de données topographiques et de hauteur d'eau mesurée par sonde piézométrique.	Une valeur (m) par zone d'étude, un calcul tous les deux mois.
	Coefficient de variation (écart type/moyenne) du niveau d'eau superficielle à partir de données topographie et des niveaux d'eau des canaux.	Une valeur par zone d'étude, un calcul tous les deux mois.
Pluviométrie	Cumul des précipitations, mesurées par différentes stations météo France.	Une valeur (mm) par zone d'étude, un calcul tous les deux mois.

Durée d'inondation et stress hydrique des groupements de végétation :

Dans les prairies, des piézomètres équipés de sondes enregistreuses ont permis de mesurer le niveau d'eau au-dessus et au-dessous du sol. La durée d'inondation est calculée pour chaque groupement de végétation homogène à partir de leurs altitudes moyennes et des données de hauteur d'eau donnée par la sonde piézométrique. Cette durée est exprimée en jours cumulés sur différents pas de temps (Chaque mois et sur la période du 1er juillet au 15 mai) et pour 4 seuils d'inondation (0 cm, 5 cm, 10 cm et 15 cm au-dessus du groupement).

Un autre seuil placé à -42 cm renseigne le stress hydrique, qui peut être déterminant pour ces communautés, calculé sur une période du 01 juillet au 31 mai (Gowing *et al.* 1998, Merlin *et al.* 2015). Ces estimations sont néanmoins calculées de la même façon pour tous les types de sols (argileux ou tourbeux). Elles seront revues ultérieurement pour mieux tenir compte des différences de types de sols.

Hauteur d'eau dans les canaux, coefficient de variation:

La hauteur d'eau dans les canaux est mesurée à différentes périodes et à deux échelles spatiales. La mesure la plus simple est obtenue sur le terrain grâce à une perche graduée en posant la base de la règle à la surface de la couche de vase (à l'échelle de la station PO, mesure prise lors des pêches électriques).

A l'échelle des stations « canaux », l'altitude estimée du fond des canaux couplée aux données de niveau d'eau des sondes placées dans les canaux permet d'estimer la hauteur d'eau et sa variation au cours du temps. On calcule sur cette base la moyenne de hauteur d'eau de chaque canal pour chaque mois et par couple de mois. Le coefficient de variation (écart type/moyenne) de la hauteur d'eau est calculé pour chaque période de deux mois (bimestre).

Niveau d'eau zone d'étude :

Le niveau d'eau moyen à l'échelle de la zone d'étude est calculé tous les deux mois. On soustrait aux altitudes moyennes bimestrielles des hauteurs d'eau piézométrique l'altitude moyenne de la zone concernée. Les coefficients de variation sont aussi calculés tous les deux mois.

Pluviométrie :

Les totaux bimensuels des précipitations de la station météorologique la plus proche sont utilisés, ainsi que les totaux sur les 4 et 9 mois précédents les relevés.

- Station de Sainte Gemme la Plaine : secteurs 1 à 6
- Station de Niort : secteurs 7 à 9
- Station de Marans : secteurs 10 et 11

2.3. Analyse des co-variations entre variables environnementales

Certaines variables environnementales (tableau 3 et annexe II) ne sont pas indépendantes les unes des autres. L'analyse de données doit tenir compte de ces co-variations car elles peuvent affecter les résultats. Un effet peut en masquer un autre et des corrélations trop fortes peuvent, à l'extrême, entraîner la sélection de variables qui n'ont pas de relations biologiques avec les descripteurs. L'objectif est donc d'identifier l'importance de ces co-variations de façon à en tenir compte lors des analyses du lien entre les descripteurs de biodiversité et les caractéristiques environnementales. Les co-variations identifiées seront par ailleurs d'intérêt lors de l'interprétation des résultats des analyses.

Méthodes

Les méthodes utilisées et les outils statistiques sont présentés en détail en annexe IV.

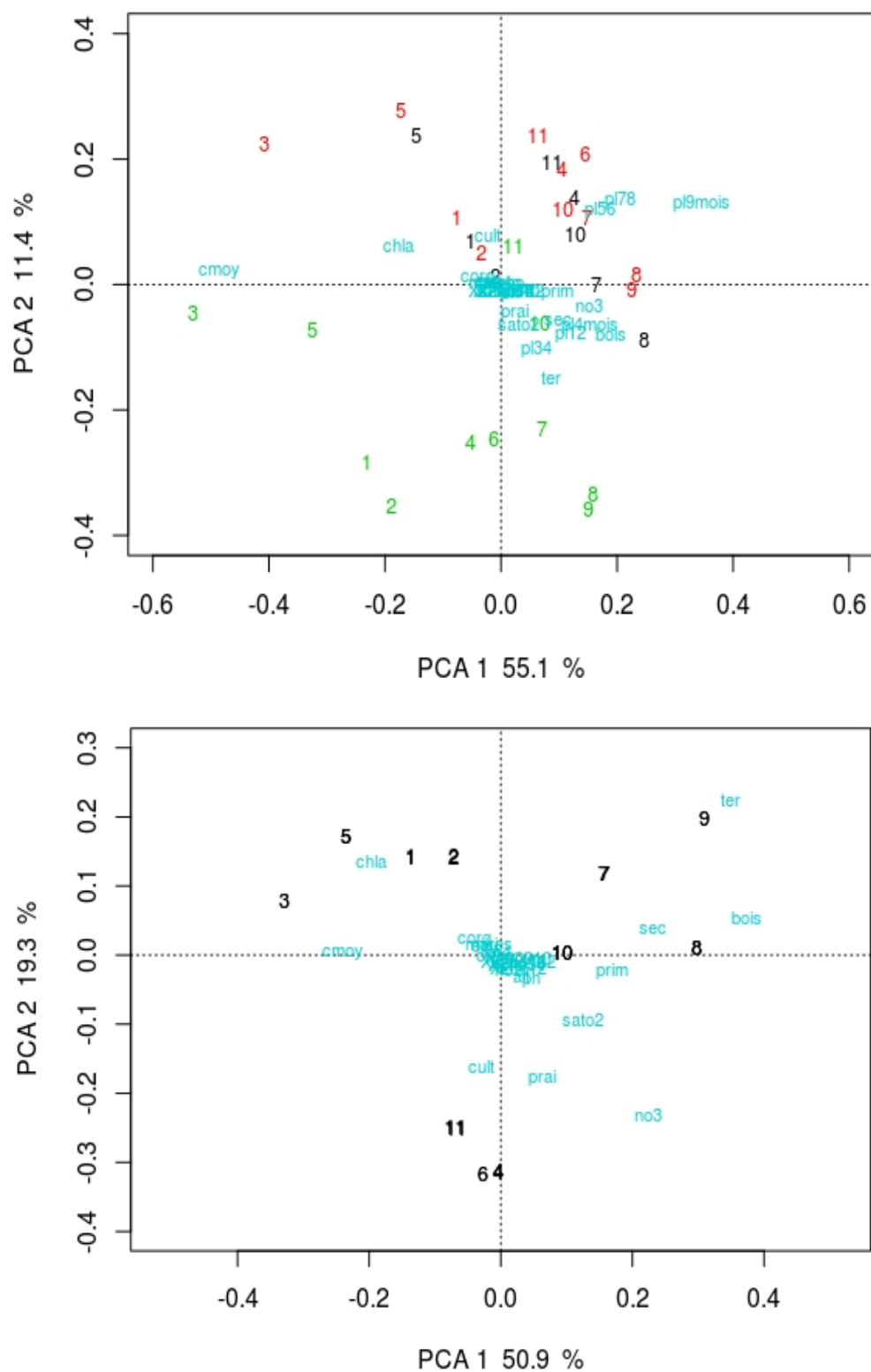
Des analyses en composantes principales ACP basées sur les variables environnementales ont permis une première visualisation globale des inter-relations entre les variables et leurs importances relatives (par leurs contributions aux composantes de l'ACP). Des analyses descriptives des corrélations entre les variables environnementales suivies de l'utilisation de VIF (« variance inflation factor ») ont permis de sélectionner des variables environnementales faiblement intercorrélées.

Les matrices de corrélations présentées dans ce rapport se décomposent en deux parties symétriques, séparées dans la diagonale par les noms des différentes variables environnementales. Dans la partie inférieure gauche, figurent les graphes $y = f(x)$ représentant les données et le lien entre elles (ligne rouge) ; dans la partie supérieure droite, est indiquée la valeur du coefficient de corrélation (R) entre la variable en ligne et celle en colonne ainsi que le seuil de significativité correspondant (p : * <0.05 , ** <0.01 , *** <0.001).

Analyses multivariées (ACPs) sur les variables environnementales

Une ACP sur les variables environnementales disponibles à l'échelle des zones d'étude montre l'existence de deux gradients qui séparent deux ensembles de variables : les variables de qualité de l'eau et de précipitations constituent l'essentiel de la première composante de l'ACP, et les variables paysagères constituent surtout la seconde composante (figure 5). Les variables de précipitations contribuent toutes dans la même direction à la composante 1 de l'ACP, la pluie cumulée sur 9 mois ayant la contribution la plus forte. Les variables de niveau d'eau ont un poids très faible dans la construction de ces deux premières composantes (inertie $< 1\%$). Des variables de qualité de l'eau, la conductivité (pour 48.6 %) et le taux de chlorophylle a (18 %) contribuent de façon importante à la composante 1, et se positionnent à l'opposé des précipitations sur cette composante.

Le faible poids des niveaux d'eau dans le plan factoriel 1-2 de l'ACP n'est pas lié à un poids important des précipitations dans l'ACP puisque le résultat est sensiblement identique dans une ACP sans les données de pluies, mais dans ce cas, les points des différentes années sont confondus (figure 5 en bas).



Corrélations mises en évidence entre variables environnementales

Niveaux d'eau et précipitations

La matrice de corrélation pour les niveaux d'eau moyens bimestriels (hoXY) pour les différents couples de mois à l'échelle des zones d'étude (1 point par période x an x zone) met en évidence de fortes inter-corrélations pour les variables de niveau d'eau (figure 6), même à plusieurs mois d'intervalle.

Les précipitations sur les périodes de 9 mois précédant les relevés de biodiversité (pl9mois) sont fortement corrélées avec les pluies bimestrielles. Il semble que les précipitations ne soient un bon prédicteur des niveaux d'eau que en hiver, comme l'indiquent les fortes corrélations entre le niveau d'eau d'hiver (ho12) et les pluies.

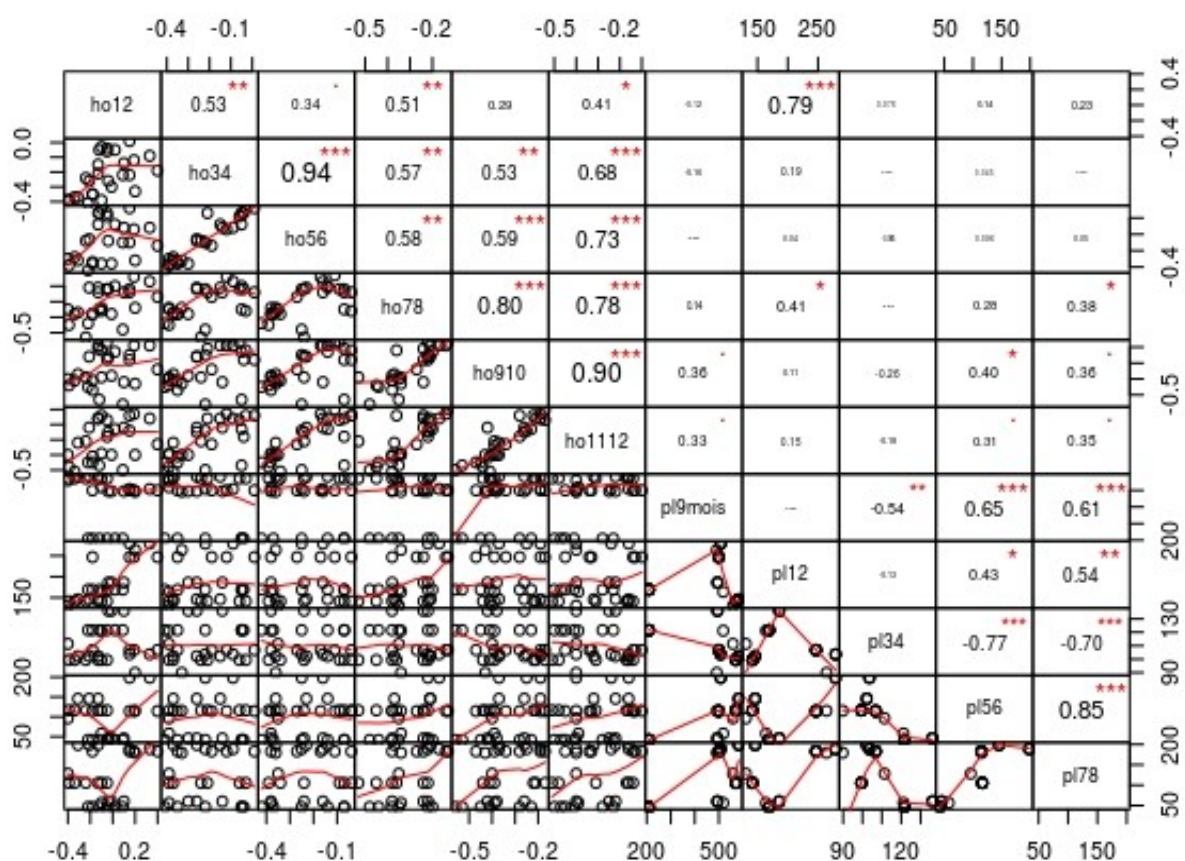


Figure 6: Matrice de corrélations des hauteurs d'eau (moyennes bimensuelles) et des pluies cumulées pour 9 mois précédant les relevés et pour des périodes de deux mois (en excluant 3 points extrêmes de la zone 11). Les graphiques du lien entre les variables sont reportés sur la partie inférieure, et les valeurs du coefficient r de Pearson de la relation ainsi que les seuils de significativité de la corrélation (symbolisés par des étoiles quand la corrélation est significative) figurent sur la partie supérieure. La taille de caractère du coefficient r proportionnelle à sa valeur.

La procédure VIF conduite sur les variables de niveau d'eau bimestriels de janvier à août et les pluies pour la même période, avec un seuil de 0.7 qui est usuel pour exclure les variables hyper

corrélées, conserve les variables suivantes : niveaux d'eau de janvier-février et mai-juin (ho12 et ho56), et pluies de mars-avril (pl34).

Ce sont ces variables qui seront utilisées dans les analyses de biodiversité.

Variables de qualité de l'eau

Les corrélations entre les variables de qualité de l'eau ont été étudiées à partir des données brutes de l'UNIMA et non à partir de valeurs moyennes susceptibles de masquer certaines relations. Les 80 relevés répartis sur les deux années, entre avril 2015 et juillet 2016, ont été utilisées car elles décrivaient une chronique complète sans défaut de données (figure 7). Les abréviations utilisées sont les suivantes (voir annexes II et III et Gore *et al.* (2018) pour plus de détails):

- | | | | |
|--------|----------------------|----------|-----------------|
| • chla | Chlorophylle a | • no2 | nitrites |
| • corg | Carbone organique | • no3 | nitrates |
| • cmoy | Conductivité moyenne | • orthop | orthophosphates |
| • nh4 | ammonium | • pH | |
| • nkj | Azote Kjeldahl | • satO2 | Taux d'oxygène |

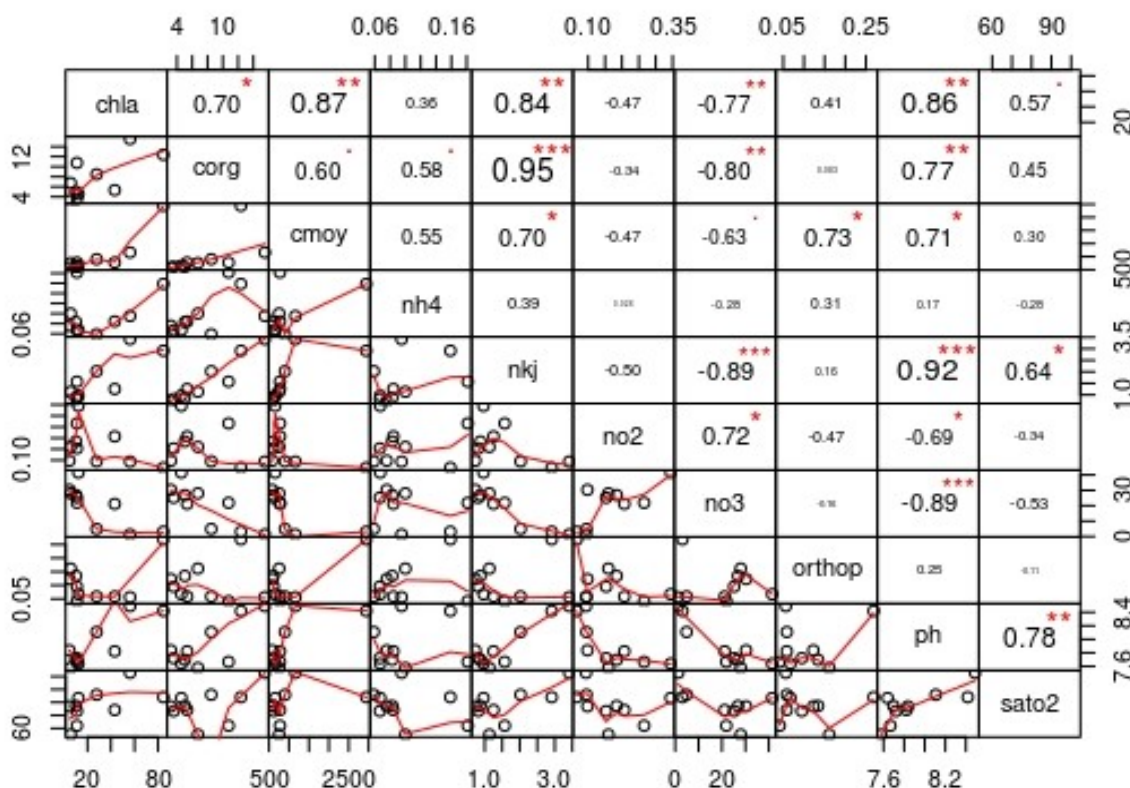


Figure 7: Matrice de corrélations des variables de qualité de l'eau (données moyennes par zones, en excluant 1 points ayant une valeur extrême de NH4. Les graphiques du lien entre les variables sont reportés sur la partie inférieure, et les valeurs du coefficient r de Pearson de la relation ainsi que les seuils de significativité de la corrélation (symbolisés par des étoiles quand la corrélation est significative) figurent sut la partie supérieure. La taille de caractère du coefficient r proportionnelle à sa valeur.

Sur l'ACP analysant les données de qualité de l'eau moyennes des zones, la première composante regroupe plus de 75 % de l'inertie, et 14 % pour la seconde (figure 8). Les scores sur les composantes de la première composante pourront être utilisés comme variable explicative dans la suite en remplacement des variables brutes.

La composante 1 est fortement associée au taux de chlorophylle a, c'est à dire à l'abondance de phytoplancton et aux blooms d'algues, cette composante étant largement un axe de niveau d'eutrophisation. La seconde composante, qui ne rend compte que de 14 % de l'inertie, semble en partie liée à la salinité de l'eau.

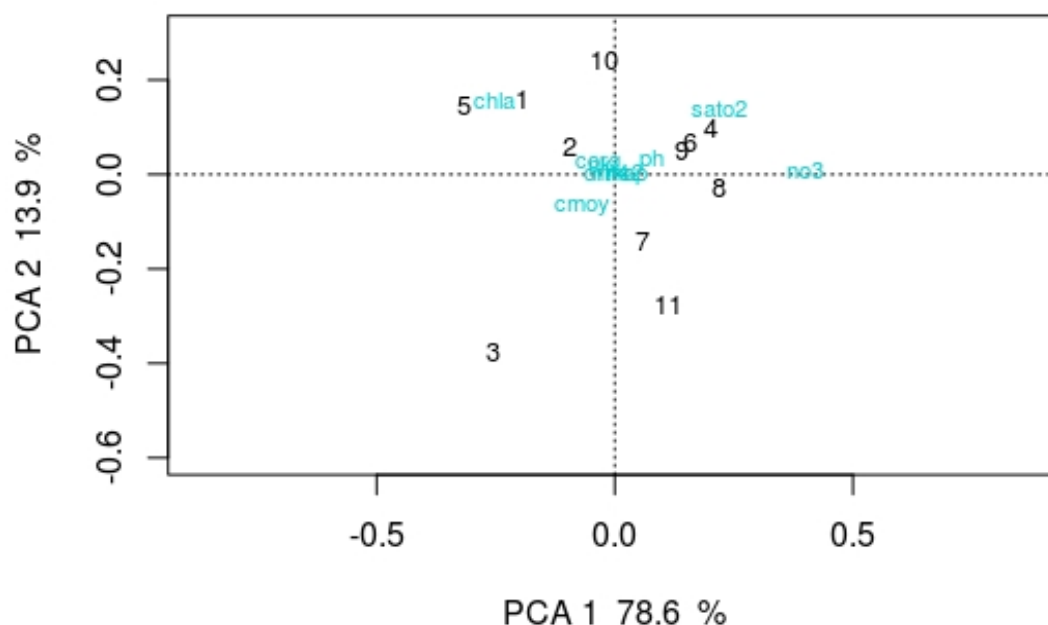


Figure 8: Distributions des zones d'étude et projections des variables (noms abrégés en bleu) sur le plan factoriel 1-2 d'une ACP basée sur les variables de qualité de l'eau, moyennes par zone des données UNIMA sur la période avril 2015 – juillet 2016. Les contributions des composantes à l'inertie totale sont indiquées en %.

La procédure vifcor utilisée sur les variables de qualité d'eau conserve les variables suivantes : conductivité moyenne (cmoy), carbone organique dissous (corg), nitrites (no2), orthophosphates (orthop) et saturation en oxygène (sato2).

Corrélation entre les variables paysagères

Les valeurs de linéaires de canaux primaires, secondaires et tertiaires (prim, sec et ter) caractérisant les onze zones d'étude ne présentent pas de fortes corrélations entre elles. Il en est de même pour les variables d'occupation du sol (figure 9). Les seules corrélations supérieures au seuil de 0.7 portent sur le linéaire de certains canaux et la proportion de boisements. La procédure VIF garde les variables paysagères suivantes au seuil de 0.7 : proportion (%) de prairies (prai), de boisements (bois), de cultures (cult) et d'eau libre (eau).

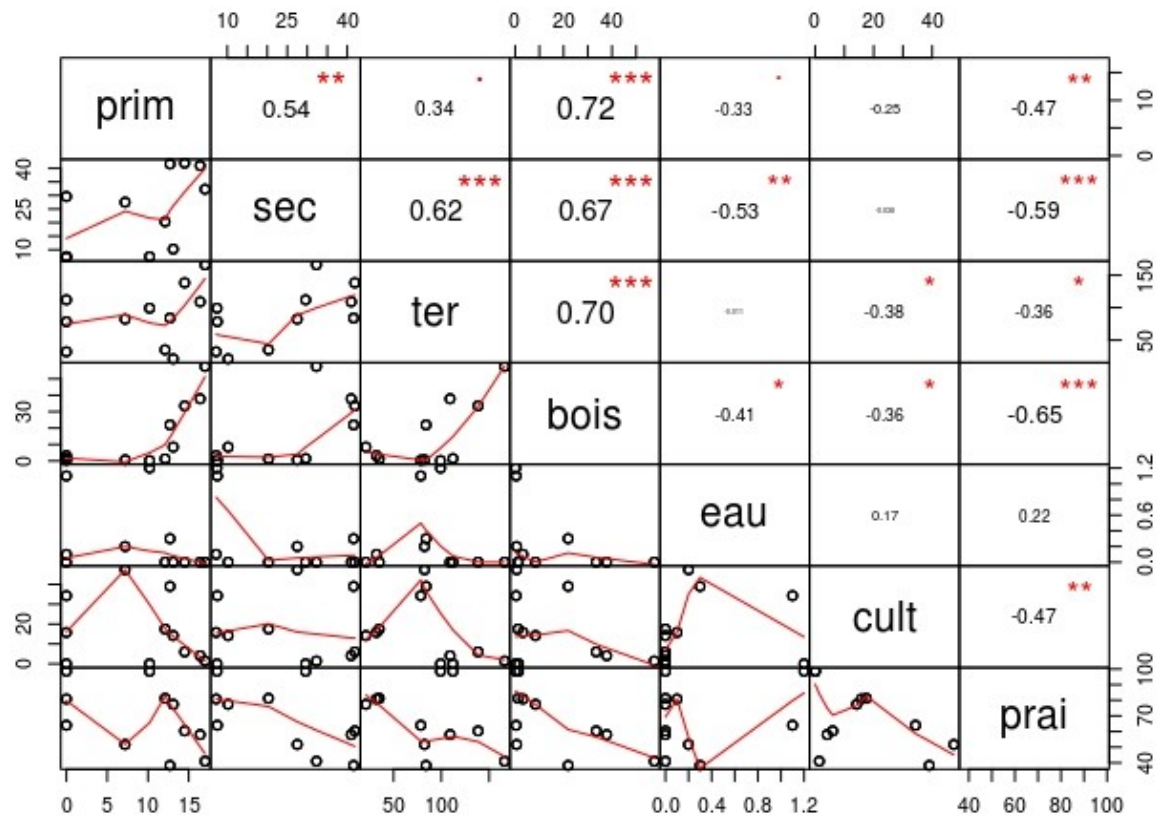


Figure 9: Matrice de corrélations des variables paysagères, linéaires de canaux primaires, secondaires et tertiaires (prim, sec et ter), et occupation du sol sur les zones d'étude (prai pour les prairies, bois, cult pour les cultures, et eau pour l'eau libre). Les graphiques du lien entre les variables sont reportés sur la partie inférieure, et les valeurs du coefficient r de Pearson de la relation ainsi que les seuils de significativité de la corrélation (symbolisés par des étoiles quand la corrélation est significative) figurent sur la partie supérieure. La taille de caractère du coefficient r proportionnelle à sa valeur.

Corrélations entre variables environnementales des trois catégories

Une seconde étape de l'analyse a été conduite, en utilisant la même procédure VIF, sur l'ensemble des variables déjà sélectionnées lors des analyses par catégories. Elle conduit à écarter les pluies de mai-juin (pl56) et la proportion de cultures. Les variables restantes sont celles reportées dans le tableau 9. Ce tableau rappelle en outre, pour aider à l'interprétation des effets, les corrélations existant entre ces variables et les variables non sélectionnées.

Tableau 9: Variables environnementales retenues après deux étapes de sélection par VIF qui ont permis d'écarter les corrélations trop fortes. Ce sont les variables utilisées ensuite dans les GLMs. Les dernières colonnes indiquent les corrélations positives puis négatives avec des variables non retenues, ou d'autres catégories, avec lesquelles des corrélations existent. Le seuil de 0.7 est utilisé par la procédure vifcor pour écarter les variables trop intercorrélées.

Catégorie	Variables		Corrélée négativement à	Corrélée positivement à
Quantité d'eau	Niveau d'eau de janvier-février	ho12		ho78
	Niveau d'eau de mai-juin	ho56		ho34 ho78 ho910 ho1112 pH sato2
	Pluie de mars-avril	pl34	pl9mois pl56 pl78	
Paysagères canaux	Linéaire de canaux primaires	prim		sec , bois no3
	Linéaire de canaux secondaires	sec	eau prai	prim, ter, bois
	Linéaire de canaux tertiaires	ter	-	sec bois
Paysagères occupation du sol	% de boisements	bois	prai corg nkj	prim sec ter
	% d'eau libre	eau	sec	cmoy sato2 pH
	% de prairies	prai	sec bois	ho34 ho56 sato2
Qualité de l'eau	Conductivité moyenne	cmoy	no3	cmoy chla corg nh4 nkj orthop pH
	Carbone organique dissous	corg	no3 bois	chla cmoy nkj pH
	Nitrites	no2	pH	no3
	Orthophosphates	orthop		cmoy
	Saturation en oxygène	sato2	no3	pH nkj chla prai
	Proportions de cultures	cult	ho34	chla nh4 orthoP

Italique R entre 0.5 et 0.7, **gras** > 0.7

Relevés – Végétation prairiale

Les durées d'inondation et les durées de stress hydrique sont mesurées à l'échelle du groupement de végétation homogène (voir annexes II et III pour les abréviations). Les durées d'inondation calculées pour des hauteurs de 0, 2, 5 et 15 cm sont très corrélées entre les niveaux d'inondation pour une période donnée ($R \geq 0.7$) (figure 10a). Les durées d'inondation mensuelles des différentes périodes de 2 mois pour un niveau donné, sont également fortement corrélées entre elles (figure 10b).

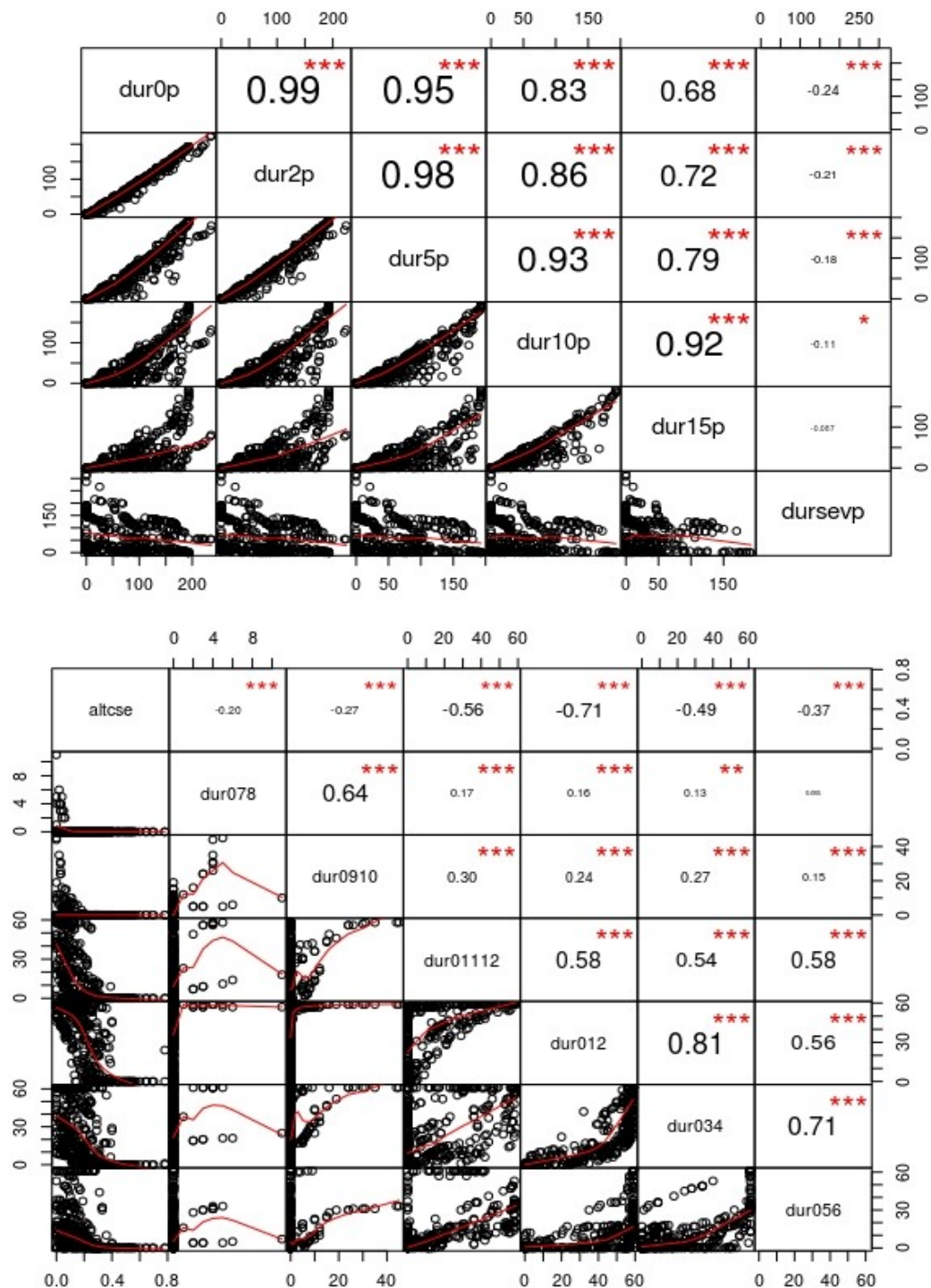


Figure 10: Matrices de corrélations a) des variables de durées de submersion à 5 niveaux de 0 (sol) à +15 cm durXp et de durée de stress hydrique (dursevp niveau eau < -42cm) sur la période p de 240 jours précédant les relevé floristiques, et b) des variables de durées d'inondation au niveau du sol dur0XY pendant les périodes de 2 mois de juillet de l'année -1 à juin de l'année du relevé auxquelles est ajoutée l'altitude des relevés. Les données sont de 2015 et 2016. Les graphiques du lien entre les variables sont reportés sur la partie inférieure, et les valeurs du coefficient r de Pearson de la relation ainsi que les seuils de significativité de la corrélation (symbolisés par des étoiles quand la corrélation est significative) figurent sur la partie supérieure. La taille de caractère du coefficient r proportionnelle à sa valeur.

Le niveau de stress hydriques est aussi fortement corrélée entre certaines des périodes successives ($R \geq 0.7$). Ainsi, le niveau de stress hydrique de toute la période de juillet (année -1) à mai précédant les relevés floristiques est surtout corrélé aux niveaux de stress des mois de juillet à décembre de l'année précédente (figure 11). Le niveau de stress durant toute la période (dursevp) reflète donc la sécheresse de l'été et de l'automne antérieurs (sev78 pour juillet août à sev1112 pour novembre-décembre), et sera utilisée dans les modélisations pour l'analyse des données de végétation prairiale VP.

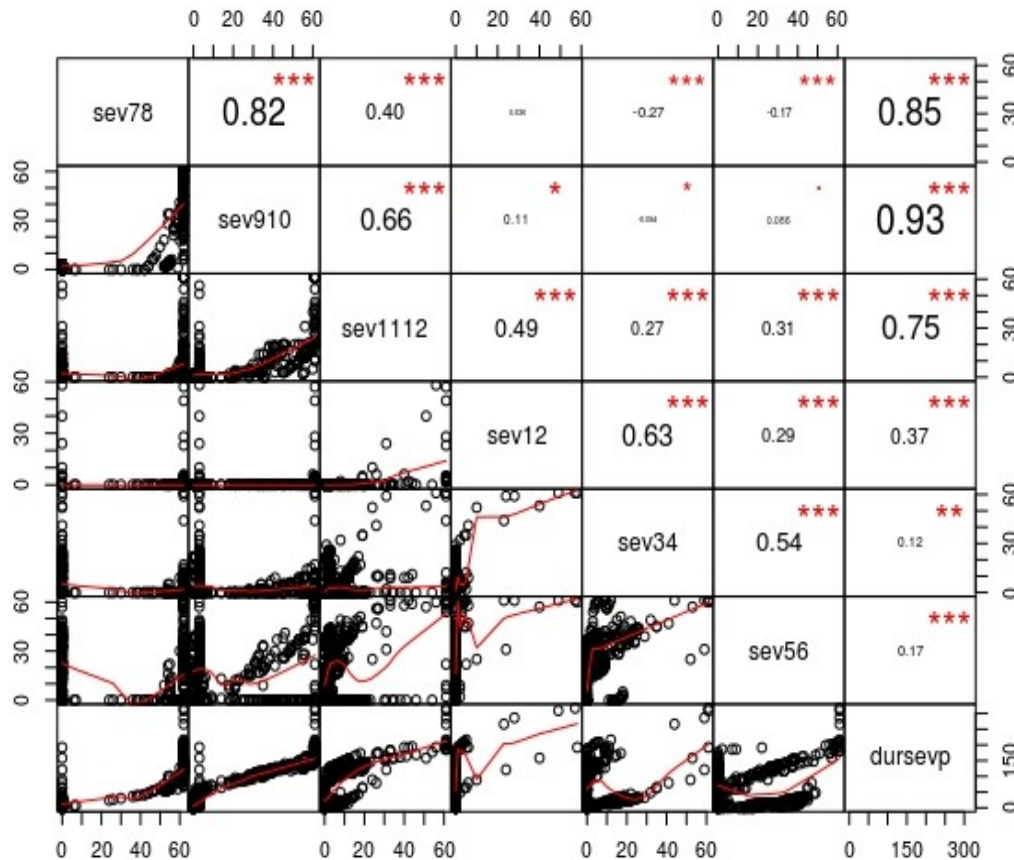


Figure 11: Matrices de corrélations des variables de durées de stress hydrique (niveau eau < -42cm) bimestrielles et pendant la période de 10.5 mois de juillet de l'année -1 à juin de l'année du relevé floristique. Les données sont de 2015 et 2016. Les graphiques du lien entre les variables sont reportés sur la partie inférieure, et les valeurs du coefficient r de Pearson de la relation ainsi que les seuils de significativité de la corrélation (symbolisés par des étoiles quand la corrélation est significative) figurent sur la partie supérieure. La taille de caractère du coefficient r proportionnelle à sa valeur.

La procédure vifcor appliquée aux variables des figures 9 et 10 (durées d'inondation bimestrielles de surface, durées totales à différents niveaux compris entre 0 et 15 cm, durée de stress hydrique pour toute la période dursevp) retient les variables suivantes qui seront utilisées pour les modélisations GLM : altitude relative des relevés (altcse), durée d'inondation à +15 cm durant toute la période (dur15p), durée de stress hydrique durant la même période (dursevp), et les durées d'inondation de surface (dur0XY) de juillet-août à janvier-février, ainsi que de mai-juin précédent le relevé.

Les variables caractérisant les nappes et les sols sont catégorielles et ne sont pas indépendantes (tableau 10). Un test de Chi2 montre que les modalités de l'un sont fortement liées aux modalités de l'autre. Les deux seront néanmoins conservées dans les modèles mais l'interprétation devra tenir compte de la relation.

Table 10: Occurrences croisées des modalités des variables nappes et sols pour les relevés de végétation prairiale. Les résultats d'un test chi2 sont indiqués.

	1 nappe forte salinité 1fs	1 nappe salinité faible 1sfa	2 nappes forte salinité 2fs	2 nappes salinité moyenne 2sm
Sol argileux arg	105	0	159	0
Sol mixte argt	0	36	0	117
Sol tourbeux tour	0	60	0	0
Chi2 = 704.98, df = 6, p < 2.2e-16				

De la même façon, les durées d'inondation ne sont pas indépendantes des caractéristiques des sols et des nappes comme le montre la figure 12. Pour certaines modalités du sol ou des nappes, ces durées, qu'il s'agisse de dur15p pour la période de 240 j avant les relevés, ou de dur056 pour les mois de mai et juin, sont significativement plus élevées que pour d'autres.

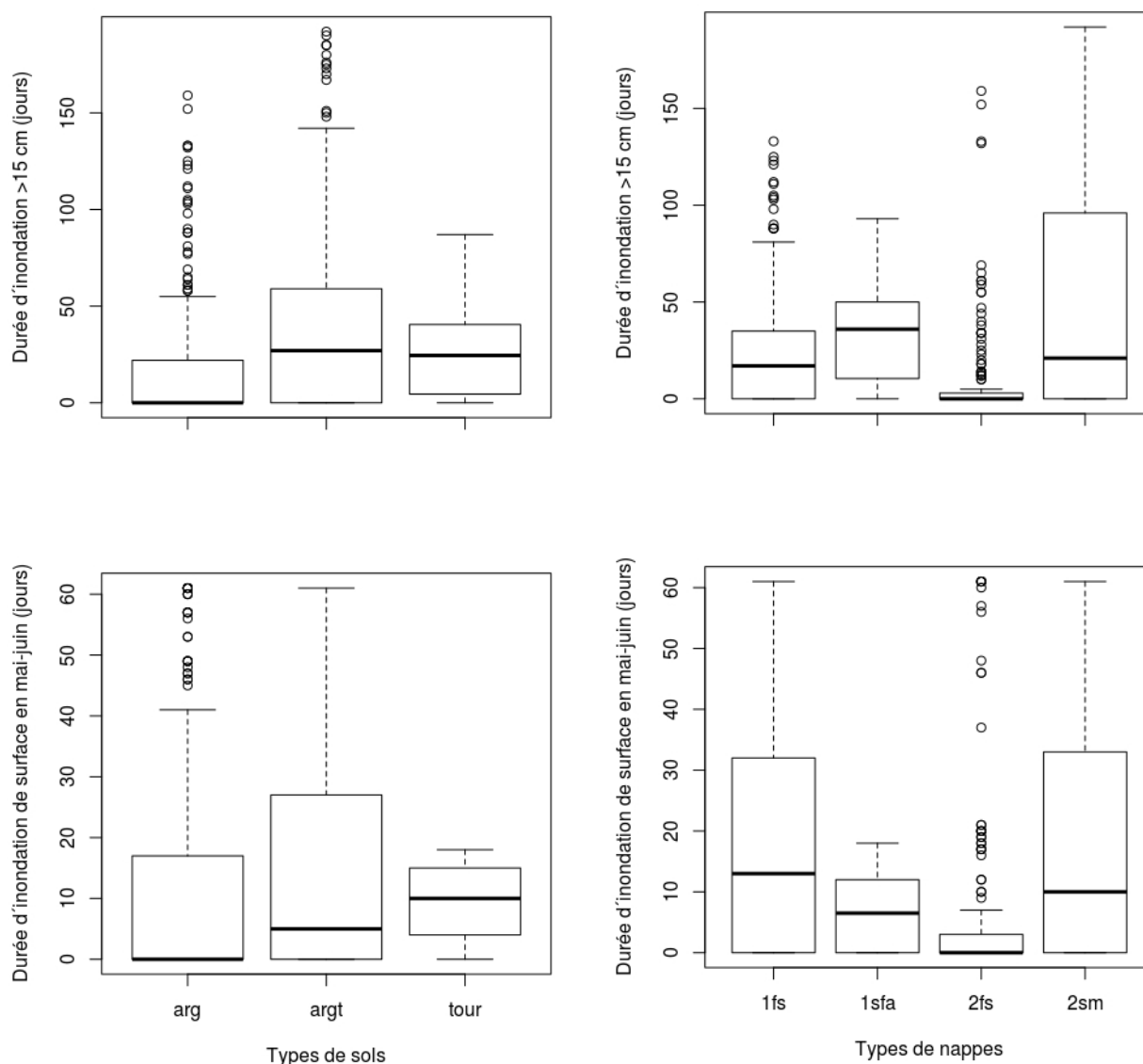


Figure 12: Durées d'inondation pour les 716 relevés de végétation prairiale en fonction des différentes catégories de sols et de nappes. Les différences, testées par des anovas, sont toutes très significatives ($p < 0.001$)

3. Résultats de l'analyse des communautés végétales et animales entre zones d'études. Liens avec les conditions environnementales

Notre objectif principal est d'approcher les relations entre les assemblages d'espèces décrits lors des suivis et les conditions environnementales. Chaque communauté étudiée, a été décrite par les indices de biodiversité, par les fréquences des espèces dominantes, et dans certains cas par le poids de groupes de taxons établis sur la base de leur préférendum écologique. Leurs variations ont ensuite été confrontées à celles des variables environnementales de façon à rechercher si des déterminants environnementaux apparaissent piloter les variations dans les communautés des différentes zones d'étude.

L'effet de l'année de récolte des données peut être exploré mais il est ici postulé que les trois années de données sont nécessaires pour avoir une information suffisamment complète de la composition des communautés. Les années sont en effet variables notamment sur le plan climatique, et les abondances relatives des espèces peuvent en être impactées. Les communautés peuvent également varier entre années suite à des forces internes notamment aux interactions entre espèces, qui n'ont pas vocation à être analysées dans le cadre de ce travail. Seules des situations pour lesquelles des changements interprétables au regard des variables environnementales d'intérêt (ex gestion de l'eau, ou paysage) seront analysées année par année. C'est par exemple le cas des zones d'étude qui feront l'objet de modification de gestion de l'eau au cours de ce projet de suivi 'Phase 2'.

3.1. Méthode: démarche statistique d'analyse des données

Les analyses se sont faites en plusieurs étapes. Le détail des méthodes est présenté en annexe IV.

1. Afin d'évaluer le caractère plus ou moins complet des mesures de la biodiversité par l'échantillonnage réalisé, des courbes donnant les nombres d'espèces ou de taxons cumulés en fonction de l'effort d'échantillonnage ou courbes d'accumulation, ont été construites. Des indices de diversité ont été utilisés, la richesse spécifique, les indices de Shannon et de Simpson (exponentielle et inverse pour les exprimer en équivalents nombres d'espèces).
2. Une analyse d'ensemble de la diversité aux échelles spatiales des relevés, des zones et de l'ensemble du marais a été faite. L'analyse a porté sur les indices de diversité afin de déterminer s'il existait, pour ces mesures globales de la biodiversité, des patrons communs aux différents groupes taxonomiques.
3. Des analyses multivariées ont ensuite permis d'analyser la composition des communautés en fonction des espèces (taxons) et de leurs abondances respectives. L'objectif est de savoir si des groupes de relevés se dégagent, et le cas échéant, quelles sont les taxons qui différencient les groupes (espèces contribuant le plus aux ACPs). Des ACPs puis des classifications ont été mises en œuvre.
4. Une lecture des composantes des analyses multivariées a été ensuite entreprise à l'aide des variables environnementales en projetant ces dernières sur les plans factoriels des ACPs.
5. Une analyse des effets des variables environnementales sur des descripteurs quantitatifs des communautés (indices de biodiversité, abondances des taxons les plus discriminants entre groupes, valeur d'indicateurs écologiques (coefficients pondérés d'Ellenberg)) a enfin été réalisée par la construction de modèles linéaires généralisés.

Un modèle, c'est quoi ?

Un modèle est une relation entre une variable dite « réponse » (ou « variable à expliquer »), en l'occurrence ici une gamme de descripteurs de la biodiversité, et une ou plusieurs variables explicatives candidates (ou « prédictives »), soit ici les différentes variables environnementales détaillées (mettre une référence au tableau). Les descripteurs à expliquer sont précisément les indices de diversité (richesse spécifique, indices de biodiversité de Shannon et/ou Simpson), les coordonnées des relevés sur les composantes des ACPs, et les abondances de taxons ou groupes de taxons particuliers, spécifiques ou dominants.

Les tableaux de résultats des modèles dans ce rapport comportent le modèle de départ et les variables explicatives retenues. La qualité globale des modèles est évaluée par le coefficient de corrélation R^2 du meilleur modèle et le poids cumulé des modèles dont l'indice AIC (Akaike Information Criterion) ne dépasse la valeur minimale (meilleur modèle) +2. Il est en effet considéré que 2 modèles dont les AIC ne diffèrent que de 2 unités sont équivalents.

Le modèle global de départ sera le suivant, incluant les 3 catégories de variables environnementales avec un minimum de corrélations inter-variables (voir annexe 4) :

biodiversité ~ (ho12+ho56+pl34 + prim+sec+ter+bois+eau+prai + cmoy+corg+no2+orthop+sato2)

et

biodiversité ~ (dur15p + dur078+dur0910+dur01112+dur012+dur056+ dursevp + sol + nappe)

pour les relevés de végétation prairiale.

Les noms des variables environnementales sont présentées en détail dans les annexes II et III.

Pour plus d'information sur les étapes présentées, référez-vous à l'annexe IV de ce rapport qui décrit plus précisément les analyses statistiques effectuées.

3.2. Résultats relatifs aux amphibiens et à la macrofaune aquatique (canaux)

Ce suivi spécifique renseigne sur un ensemble de taxons capturés au filet troubleau dans les canaux, identifiés sur le terrain au niveau le plus fin possible, ce qui conduit à des niveaux de détermination variables selon les groupes. De fait, il s'agit d'une combinaison de taxons avec un niveau de détermination hétérogène, non directement comparable avec une richesse spécifique.

Richesses et abondances

Les listes et abondances par zones sont fournies en fichiers joints (voir annexe V). Parmi les taxons recensés figurent deux taxons amphibiens: le pélodyte ponctué (*Pelodytes punctatus*) avec un têtard pêché, et le complexe des grenouilles vertes (genre *Pelophylax*) avec des observations d'adultes et très peu de captures (1 têtard zone 1 station 4 en 2014 et 4 têtards zone 5 station 5 en 2015). En raison de la faible représentativité des amphibiens, aucune analyse n'a pu être effectuée. L'effort a donc été alloué à l'analyse de la macrofaune.

Au total 43 taxons d'invertébrés, déterminés au mieux à l'espèce et à des rangs taxonomiques supérieurs ont été échantillonnés. Les courbes décrivant l'évolution du nombre de taxons en

fonction de l'effort d'échantillonnage (*i.e.* le nombre de stations échantillonnées) montrent que, pour une zone et une année données, l'échantillonnage est à peine suffisant pour atteindre un plateau et donc être sûr d'avoir échantillonné tous les taxons (figure 13). Il est donc préférable de ne pas interpréter la richesse taxonomique d'une année prise séparément. Par contre, lorsque les trois années sont cumulées, un plateau est atteint vers les deux tiers des échantillons. On peut donc considérer que, aux niveaux taxonomiques choisis, les richesses et diversités sont bien décrites grâce à cet échantillonnage répété sur trois ans (2014, 2015 et 2016).

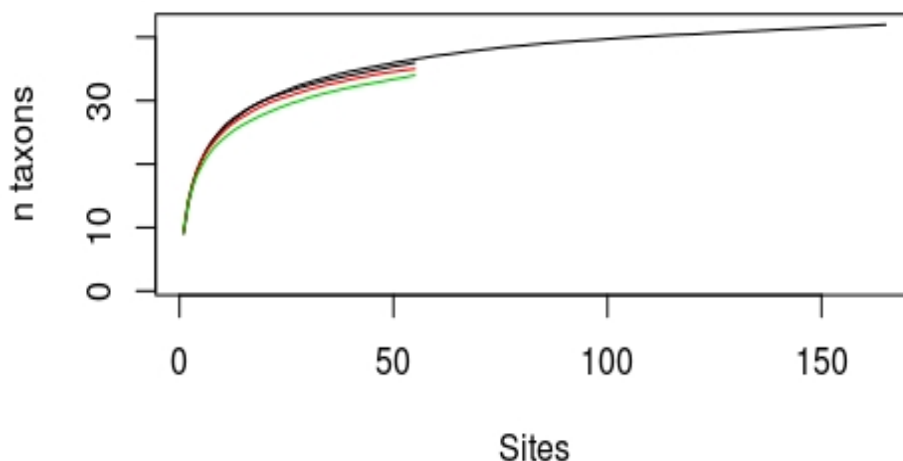


Figure 13: Courbes d'accumulation de la richesse de la macrofaune aquatique en fonction du nombre de relevés en séparant les années (5 stations \times 11 zones = 55 données par an, noir, rouge et vert pour 2014, 2015 et 2016 respectivement) et les trois années confondues (5 stations \times 11 zones \times 3 années = 155 données).

Les indices de diversité sont consignés dans le tableau 11. Le nombre total de taxons par an est stable (35-36) avec une équitabilité (mesurée par l'inverse de l'indice de Simpson) de 9. Les richesses varient de 18 à 36 taxons à l'échelle des zones d'étude. D'une manière générale, les zones diversifiées (richesse taxonomique et indice de Shannon) ou bien les zones pauvres en taxons le sont sur les trois années. Les équitabilités ne suivent pas toujours le même patron que la richesse, par exemple la zone 3, est à la fois l'une des moins riches (avec 19 taxons), mais présente une équirépartition aussi bonne que la zone 6 qui est la zone la plus riche.

Tableau 11: Indices de biodiversité des communautés d'invertébrés aquatiques par an et sur les trois ans pour les 11 zones. Trois espèces de Lymnaeidae sont regroupées, chaque ordre et sous classe compte pour 1 taxon, les larves d'odonates sont séparées en anisoptères et zygoptères. Les zones les plus riches sont en gras et les plus pauvres en italique. Dans ce cas, les richesses ne sont pas des richesses spécifiques mais des nombres de taxons d'ordres différents mais cohérents entre années et zones.

Par zone, trois ans			
	Richesse	Exp Shannon	Inv Simpson
1	27	8.93	6.52
2	19	5.56	3.20
3	19	8.16	6.20
4	23	7.65	5.72
5	21	6.97	5.64
6	36	11.15	6.66
7	19	5.06	2.79
8	28	11.28	6.93
9	24	5.44	3.59
<i>10</i>	<i>18</i>	<i>5.13</i>	<i>3.66</i>
11	20	5.23	3.81
Par an, zones confondues			
2014	37	11.48	8.02
2015	36	11.79	9.01
2016	35	11.37	8.56
Tous ans et zones confondus			
	43	13.94	10.46

Une première analyse de la composition de la communauté suggère que 3 groupes taxonomiques sont caractéristiques d'une année particulière : les gyrins ne sont présents qu'en 2014, les tubifex sont particulièrement abondants en 2015, et les oligochètes ne sont abondants qu'en 2016. Deux enseignements sont à tirer de ces premiers résultats. Le premier est que le cumul des données sur plusieurs années (3 années ici) est nécessaire pour renseigner sur la diversité taxonomique de la macrofaune des canaux. Le second enseignement est que la méthode utilisée (ici la capture au filet troubleau) n'est pas suffisamment adaptée pour rendre compte de la diversité de certains taxons puisque les *Tubifex* par exemple, présents dans la vase, sont certainement peu ou mal échantillonnés au troubleau (plus ou moins bien capturés en fonction de l'épaisseur et compacité de la vase).

Trois espèces de bivalves appartenant à 3 genres (*Corbicula*, *Dreissena* et *Sphaerium*) ont été observées. *Corbicula* est stable et présente chaque année seulement dans la zone 8, *Dreissena polymorpha* (moule zébrée originaire de Russie) est abondante en 2014 dans la zone 6, mais est presque absente les années suivantes, alors que *Sphaerium* a des effectifs fluctuants dans les zones 1, 5, 6 et 8.

Le groupe des gastéropodes est représenté ici par six familles, avec sept identifications à l'espèce : on note la nette dominance de l'espèce américaine *Physella acuta* (encore trois fois plus abondante en 2016 qu'en 2014 et 2015 avec plus de 3000 individus collectés). Il s'agit d'une espèce très tolérante à l'eutrophisation, et d'une manière générale à une large gamme de conditions environnementales. Les autres gastéropodes ont des effectifs faibles.

Les crustacés sont observés lors des trois années, sauf la famille *Mysidae* notée seulement en 2016 et uniquement dans la zone 3 (d'après des prélèvements de 2016, semble être seulement l'espèce *Neomysis integer*, J.-M. Thirion comm. pers.). Les écrevisses sont bien présentes sauf pour la zone 2 (leur comptage fait et jet d'un protocole spécifique, voir plus loin). Les gammarus sont abondants sauf dans les zones 1, 2, 3 et 5.

Avec 44 % des observations sur un total de 34 000, les insectes forment une large part des effectifs, mais aussi de la richesse taxonomique (18 taxons, ordres ou familles). Les familles les plus représentées sont les chironomes, les corixidés et parmi les odonates, les larves de zygoptères. La remarque faite ci-dessus pour les *Tubifex* est aussi valable pour les chironomes, dont les larves sont présentes dans la vase et pour lesquels le protocole d'échantillonnage n'est pas parfaitement adapté.

Contrastes entre les zones d'études

Les contrastes de communautés de macro-invertébrés aquatiques des 11 zones sont visualisés par le plan orthogonal en deux dimensions de l'ACP à l'échelle des zones (total des abondances des 10 stations par zone). La moitié (50.2 %) de l'inertie est expliquée par les deux premières composantes de l'ACP (figure 14).

Les écrevisses de Louisiane *Procambarus clarkii* (PRACLA) ont un poids important sur la structuration des communautés. La famille *Palaemonidae* (fPALAE sur les graphes) n'a un poids important qu'en 2014 qui ne se retrouve pas les années suivantes. Les *Palaemonidae*, dans ce cas probablement essentiellement *Palaemonetes varians* (J.-M. Thirion, comm. pers.), tolèrent la dessalure mais ne peuvent se reproduire en milieu totalement doux, leur présence dépendant alors d'un flux, sans doute ponctuel, d'eau salée. Les taxons ayant les contributions les plus fortes sur les composantes de l'ACP sont *Procambarus clarkii* (-1.17), les zygoptères (0.88), *Physalis acuta* (0.49), et les corixidés (0.39) d'une part sur la composante 1, et les chironomes fCHIRO (-0.61), et les oligochètes scOLIG (-0.59) d'autre part sur la seconde composante.

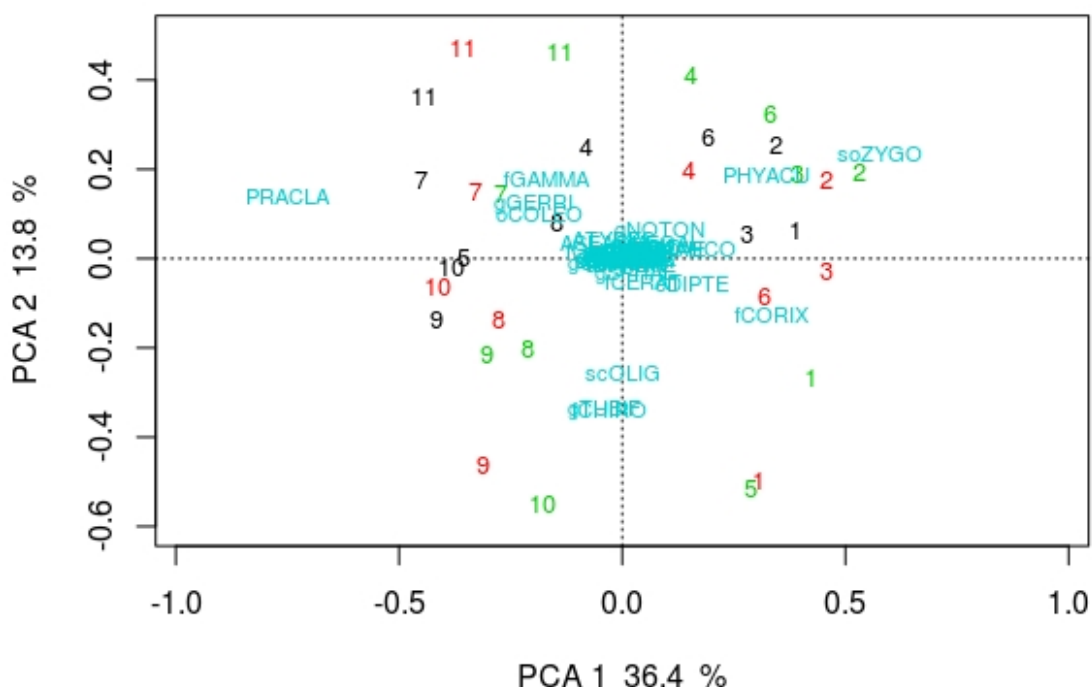


Figure 14: Distributions des zones et des taxons sur le plan factoriel 1-2 d'une ACP des données d'abondances des taxons de macrofaune aquatique. Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert). Les taxons sont reportés (codes de 6 lettres genre-espèce ou f pour famille, sc pour sous classe, o pour ordre, suivis du nom abrégé) en fonction de leurs contributions aux composantes de l'ACP. Les % indiqués sont les contributions des composantes 1 et 2 de l'ACP à l'inertie totale du jeu de données.

L'analyse ACP par station a été suivie d'une classification dite « floue », qui permet de former des groupes nets en écartant les relevés intermédiaires (voir méthode en annexe IV). Ces deux analyses séparent les données en trois ensembles (figure 15). Le premier (rouge à droite) réunit les zones 1, 2, 3 et 6. Ces zones sont principalement sur la partie Ouest du marais (zones 1 à 3 : Longeville, Luçon et Champagné, ainsi que 6 Le Poiré). L'ensemble vert rassemble les zones 7, 9, 10 et 11 et la moitié de la zone 8 (central en 2016 mais mélangé les autres années). Ces zones se retrouvent principalement dans la partie Est du marais (zones 7 à 9 : Sainte-Christine, Le Mazeau et Saint-Hilaire-La-Palud ; 10 et 11 : La Ronde et la cuvette de Nuallé).

Ainsi, bien qu'une tendance Est-Ouest semble se dessiner au travers de ces résultats, des zones occupent des positions intermédiaires sur le plan de l'ACP (par exemple les zones 4 et 5) sans correspondance avec leur position géographique. La classification dite « floue » permet donc d'identifier trois pôles de stations, autour desquels plusieurs zones se regroupent en termes de composition de macro-invertébrés aquatiques, sans que cela corresponde totalement à un découpage géographique bien spécifique.

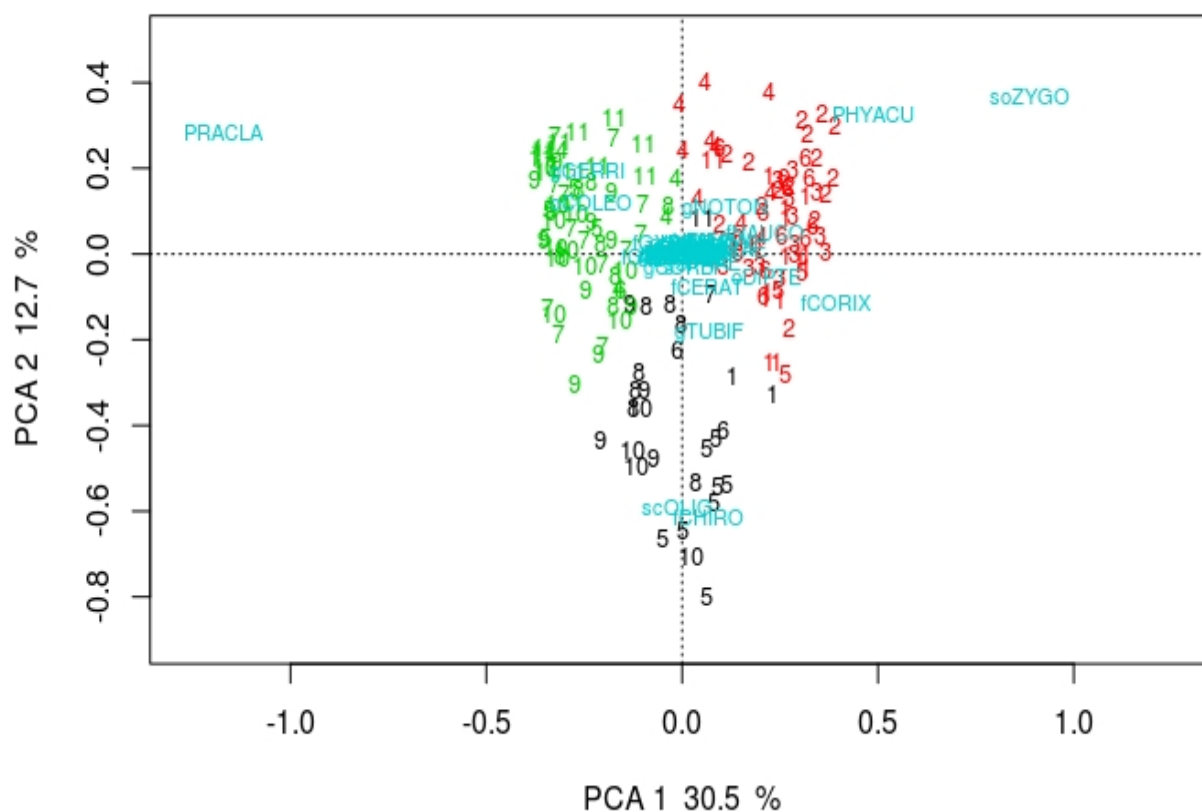


Figure 15: Regroupement des stations du protocole AM par classification floue. Les points sont distribués sur le plan factoriel 1-2 d'une ACP à l'échelle des stations pour les trois ans de données, les codes couleurs correspondant aux trois groupes obtenus (#1 noir central, #2 rouge droite et #3 vert gauche).

Les chironomes sont largement représentés dans le groupe noir (figure 15), ce qui correspond aux valeurs négatives fortes de la composante 2 de l'ACP. Ces stations sont peu discriminées suivant la composante 1 (figure 15). Le groupe rouge inclut des stations caractérisées par les plus fortes abondances des zygoptères, des corixidés et de *Physella acuta* (valeurs positives sur la composante 1 de l'ACP, voir aussi la figure 16), et le groupe vert se distingue par l'écrevisse (valeurs négatives suivant la composante 1). Il est à noter que *Ischnura elegans* et deux espèces d'*Erythromma* représentent 60% des larves de zygoptères collectées qui ont été déterminées en salle.

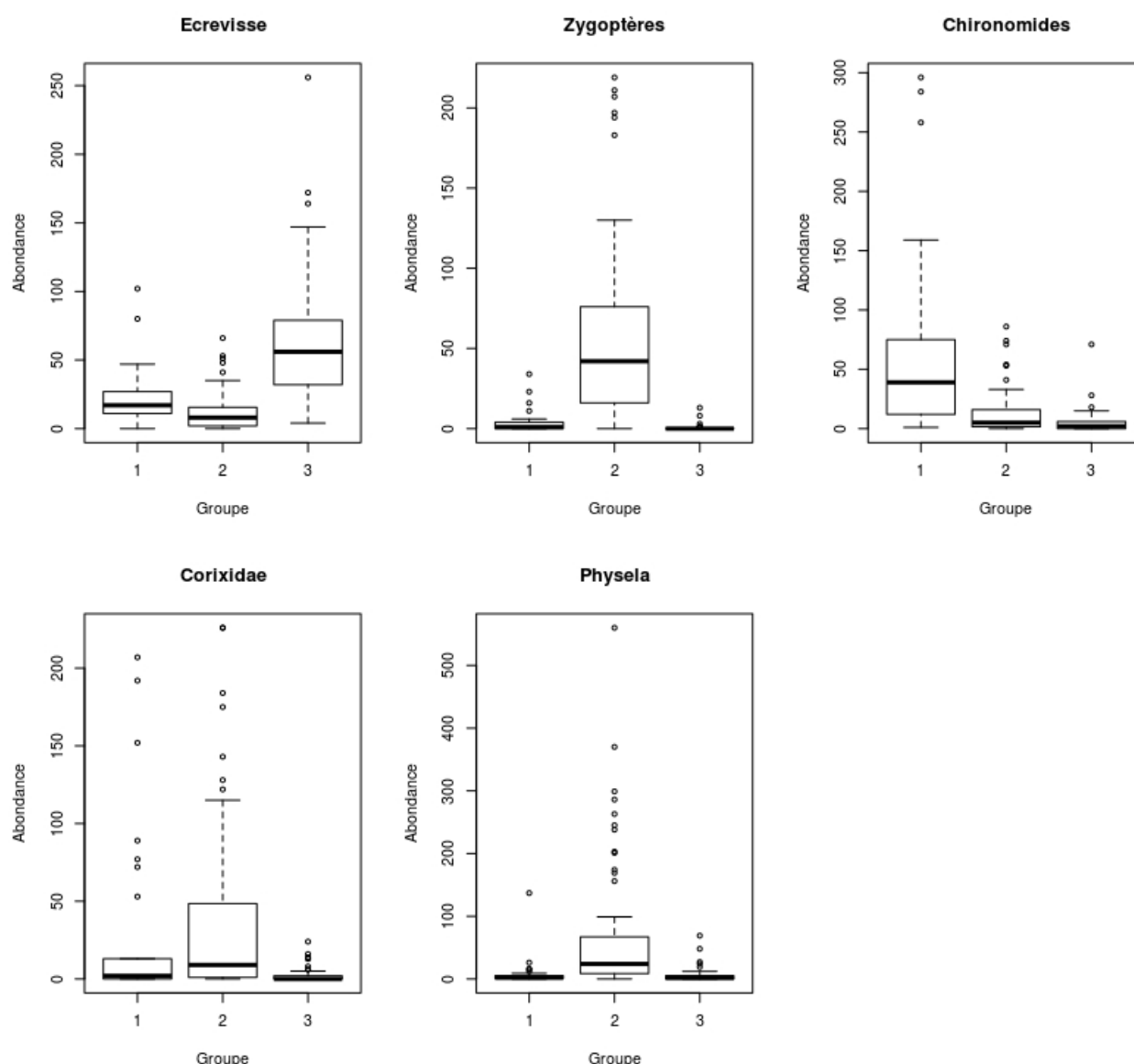


Figure 16: Abondances des taxons de macro-invertébrés dominants dans les trois groupes (1 noir, 2 rouge et 3 vert) issus de la classification post ACP des relevés stationnels (voir la figure 15). En raison des faibles effectifs, les gerris n'ont pas été représentés.

Relations entre les communautés et les variables environnementales

Projections des variables

Les projections des variables environnementales sur le plan factoriel l'ACP sont présentées en figure 17. Les variables paysagères permettent de caractériser les deux composantes de l'analyse. Plus précisément, ce sont les linéaires de canaux primaires et secondaires et les proportions de bois qui sont corrélés avec la variabilité des relevés 'macro-invertébrés aquatiques' sur la première composante de l'ACP ; et le linéaire de canaux tertiaires sur la seconde composante. Le vecteur « proportion de prairies » ainsi que le vecteur « bois » (diamétralement opposé) soulignent le contraste entre les grandes zones de prairies communales de l'Ouest et les petites parcelles plus boisées de l'Est (Gore *et al.* 2018).

Concernant les variables liées à l'eau, les niveaux d'eau dans les canaux en mars-avril (ho34) et mai-juin (ho56) sont parallèles à la première composante de l'ACP (figure 17). Des variables de qualité de l'eau sont également fortement associées à la première composante (conductivité cmo, teneur en oxygène sato2, pH), d'autres le sont avec la seconde composante (nitrates et nitrites en positif, ammonium (nh4), chlorophylle (chl) et carbone organique (corg) en négatif).

Figure 17: Projections (flèches bleues) des variables a) paysagères et b) de qualité et niveaux d'eau, sélectionnées au préalable au seuil de 5 % (test de permutation) sur le plan factoriel de l'ACP des données d'abondance des taxons de macrofaune aquatique, trois années confondues. Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert). Les taxons sont également projetés (codes de 6 lettres genre-espèce).

Modèles prédictifs

Des modèles linéaires généralisés GLM ont ensuite été construits à l'échelle des zones afin d'explorer les liens entre les différents descripteurs de la biodiversité et de l'ensemble des communautés, et les variables environnementales. Nous avons modélisé les indices synthétiques de richesse (richesses, indices de Shannon et Simpson), les scores sur les composantes 1 et 2 des ACPs, et les abondances pour certains taxons prédominants. Les variables environnementales sont celles sélectionnées par les procédures permettant d'éviter les trop fortes corrélations (voir § 2.3).

Aucun lien robuste n'a été mis en évidence entre ces variables environnementales et les descripteurs synthétiques des communautés de la macrofaune des zones (richesse, indices de diversité, scores factoriels de l'ACP et abondance totale de tous les taxons combinés, tableau 12). En effet, soit la procédure ne sélectionne aucune variable proposée dans les modèles, soit la part de variance prise en compte est modérée (R^2 au maximum de 0.50 pour des poids cumulés des modèles inférieurs à 30 %, tableau 12). Les résultats sont du même ordre lorsque les variables de la qualité de l'eau sont remplacées par les coordonnées factorielles obtenues à l'issue d'une ACP effectuée sur ces mêmes variables.

Les modèles testés sur l'abondance de certains taxons qui ont été identifiés comme particulièrement structurant dans l'ACP (par exemple les larves de zygoptères, figure 14) sont en revanche meilleurs. Ainsi, pour les larves de zygoptères, la part de variance prise en compte est de 74 %, les variables environnementales sélectionnées et positivement associées aux abondances reflètent à la fois les conditions hydrologiques de printemps (pluie 34 et ho 56), la qualité de l'eau (conductivité et concentration en nitrites) et l'environnement paysager proche (proportions de prairies et de plans d'eau, tableau 12). Les linéaires de canaux secondaires et tertiaires de l'environnement proche sont négativement associés aux abondances de zygoptères (figure 18). L'abondance du gastéropode *Physella acuta* est bien décrite par un modèle combinant les pluies printanières (lien positif) et deux variables paysagères (linéaire de canaux secondaires et proportion de boisements, liens négatifs). L'abondance des écrevisses apparaît le mieux prédite par les niveaux d'eau d'hiver et la concentration en dioxygène dissous. Enfin, les modèles appliqués à certains autres groupes, par exemple pour les coléoptères, ne produisent pas de résultats (les modèles ne convergent pas), ce qui signifie qu'il n'y a pas de variable suffisamment explicative dans celle proposées, ou que la variation dans le jeu de données est très faible.

Tableau 12: Variables retenues dans les modèles linéaires généralisés (GLM) appliqués à divers descripteurs des macro-invertébrés aquatiques des canaux à l'échelle des zones d'étude, accompagnées des valeurs des estimateurs moyens associés (procédure de "model averaging"). La famille du modèle est fonction de la distribution de fréquences des données déterminée au préalable (lois de Poisson, Log normale, binomiale négative ou gaussienne). Le R^2 du meilleur modèle (AICc minimal) et les poids cumulés des modèles avec $\Delta AIC < 2$ sont reportés dans les dernières colonnes afin de renseigner sur la qualité des prédictions.

Descripteur de la biodiversité modélisé	Variables retenues et estimateurs moyens		R ² du meilleur modèle	Poids cumulés des $\Delta AIC < 2$ (en %)
Richesse ¹	aucune			
Exp Shannon	aucune			
Inv Simpson	aucune			
PCA1	aucune			
PCA2	corg	-0.13	0.35	29
	orthop	-0.16		
Abondance totale	eau	0.45	0.52	22
	sec	-0.37		
Zygoptères	pl34	0.41	0.74	61
	ho56	0.58		
	prai	0.89		
	eau	0.44		
	sec	-0.75		
	ter	-3.20		
	cmoy	0.62		
	no2	-0.64		
Coléoptères	Pas de convergence			
Physella acuta	pl34	0.35	0.9	74
	sec	-15.75		
	bois	-15.70		
Écrevisses	ho12	0.38	0.62	41
	sat02	-0.61		

Uni1 : variable définie à l'aide des scores de l'ACP des variables de qualité de l'eau (travail de l'UNIMA)

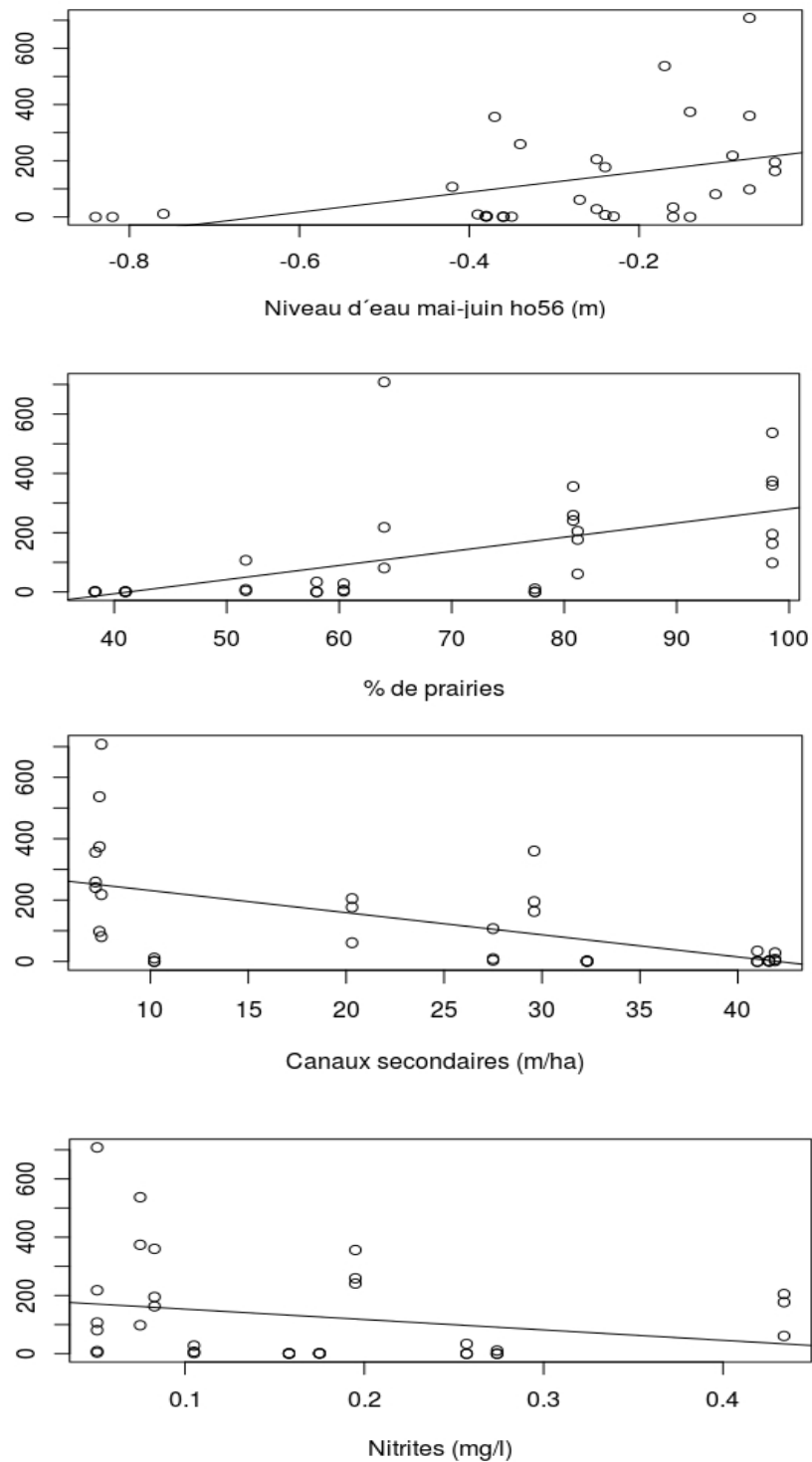


Figure 18: Relations entre les abondances des larves de zygoptères et 4 variables environnementales sélectionnées par les GLMs. Deux présentent des relations positives avec l'abondance, prairies et niveaux d'eau de mai-juin, et deux négatives, linéaire de canaux secondaires et no2.

Bilan

Malgré, les contrastes détectés en matière de composition de la macrofaune entre zones (indices de biodiversité et ACP des communautés), ceux-ci sont difficilement interprétables à la lumière des variables environnementales à disposition. Plusieurs sources d'explication peuvent être envisagées :

- comme cela a été mentionné à plusieurs reprises, le protocole n'est pas tout à fait adapté à l'échantillonnage de certains organismes, en particulier les organismes benthiques. A l'avenir, la prise en compte des seuls organismes bien décrits par la méthode du troubleau est à envisager.
- les variables environnementales susceptibles de piloter ces contrastes peuvent ne pas être renseignées, ou pas disponibles à la bonne échelle : c'est par exemple le cas des caractéristiques du linéaire de haies qui peut avoir une influence locale (ombrage) mais qui n'a été évalué que localement, ou les caractéristiques détaillées d'un canal (vase, état des berges).
- l'hétérogénéité du niveau d'identification des taxons rend difficile l'exercice d'interprétation. En effet, des remplacements d'espèces d'écologie différente au sein des taxons de niveau supérieur - familles, ordres – ne peuvent pas être détectés : cette limite affectent à la fois les évaluations de la diversité et l'analyse des relations avec les variables environnementales. Concernant ce point spécifique, une série d'analyses complémentaires a été réalisée visant à dégrader le jeu de données afin de tendre vers une homogénéisation des niveaux taxonomiques retenus. Les contrastes entre zones étaient alors sensiblement les mêmes que les résultats présentés avec le jeu de données initial. Toutefois, la démarche n'a pas été encore prolongée jusqu'à la recherche des déterminants environnementaux de ces descripteurs revisités de la macrofaune.

Enfin, et peut être plus que pour d'autres groupes taxonomiques, la macrofaune aquatique de ces canaux est très fortement influencée par la végétation des canaux (Painter 1999, Papas 2007). Cette interaction n'a pas été considérée à cette étape du travail. De telles interactions biotiques, probables, peuvent compliquer l'identification des liens entre les communautés de la macrofaune aquatique et les variables environnementales.

Plusieurs variables environnementales ont été sélectionnées de manière répétée dans plusieurs modèles, laissant à penser qu'elles jouent un rôle significatif dans les abondances de certaines espèces ou groupes d'espèces plutôt que pour la macrofaune aquatique dans sa globalité. C'est le cas pour les zygoptères et les écrevisses. Ces points seront davantage discutés dans les parties spécifiquement dédiées à ces deux taxons (voir ci-après). Il est néanmoins important de retenir que la disponibilité en habitats aquatiques (linéaires de canaux) et en eau (niveau d'eau des canaux et pluviométrie) conditionnerait les abondances de quelques taxons prédominants de la macrofaune comme les zygoptères.

- 43 groupes taxonomiques identifiés sur les 3 ans sur la base d'un échantillonnage réalisé au troubleau,
- 36 taxons par an, et des communautés dominées par 8 ou 9 taxons de rang taxonomique variable (indice de Simpson),
- des variations significatives du nombre de taxons entre les 11 zones, de 18 à 36, soit des variations bien supérieures à celles observées entre les années,
- les insectes représentent 50% du total des captures,
- un gastéropode très abondant, *Physella acuta*,
- une forte structuration de la communauté de la macrofaune qui sépare assez nettement le secteur Est et le secteur ouest du marais : un lot de zones (1, 2, 3 et 6) à l'Ouest, un second (7, 8, 9 et 11) à l'Est, les autres zones se caractérisent par une forte hétérogénéité de la composition de la macrofaune intra-zone,
- une prédominance des écrevisses (à l'Est) et des larves de zygoptères (à l'Ouest) dans la structuration spatiale de la macrofaune,
- la richesse et diversité taxonomiques de la macrofaune aquatique sont peu reliés aux variables environnementales, mais il ne s'agit pas dans ce jeu de données de richesse et diversité spécifiques,
- les abondances de deux groupes taxonomiques sont bien modélisées par les variables environnementales disponibles : les larves de zygoptères et le gastéropode non natif *Physella acuta*. Elles le sont par des combinaisons de variables hydrologiques (niveaux d'eau de printemps mars à juin), des variables paysagères et de qualité de l'eau (en particulier la conductivité de l'eau).

3.3. Résultats relatifs aux écrevisses (canaux)

Comme mentionné ci-dessus, un suivi particulier a été réalisé sur les écrevisses de Louisiane. Ce suivi repose sur l'utilisation de nasses spécifiques dont les caractéristiques techniques permettent la capture de toutes les classes de tailles d'individus. Aussi, au-delà de la phase terrain qui consiste à installer, puis à relever, 25 nasses par station (tronçon de canal secondaire) après 24h (une station par zone), un travail est réalisé en salle. Il consiste après une phase de congélation/décongélation à déterminer la taille des individus et ainsi fournir des indications sur la structure des populations qui ne peuvent être fournies à l'occasion des suivis conduits à l'échelle des communautés.

Les captures varient fortement d'un piège à un autre (entre 0 et 29 individus en 24 h, toutes zones et années confondues), et entre les zones. Le nombre de captures par zone a été en moyenne de 70 individus (erreur standard 11.5) avec une fourchette de 1 individu (zone 1, pas de zone sans aucune écrevisse) à 276 (zone 11). Les nombres de captures ne diffèrent pas selon les années (ANOVA, $p = 0.25$) mais diffèrent fortement selon les zones ($p < 0.01$), les extrêmes étant les zones 8 et 11 (figure 19).

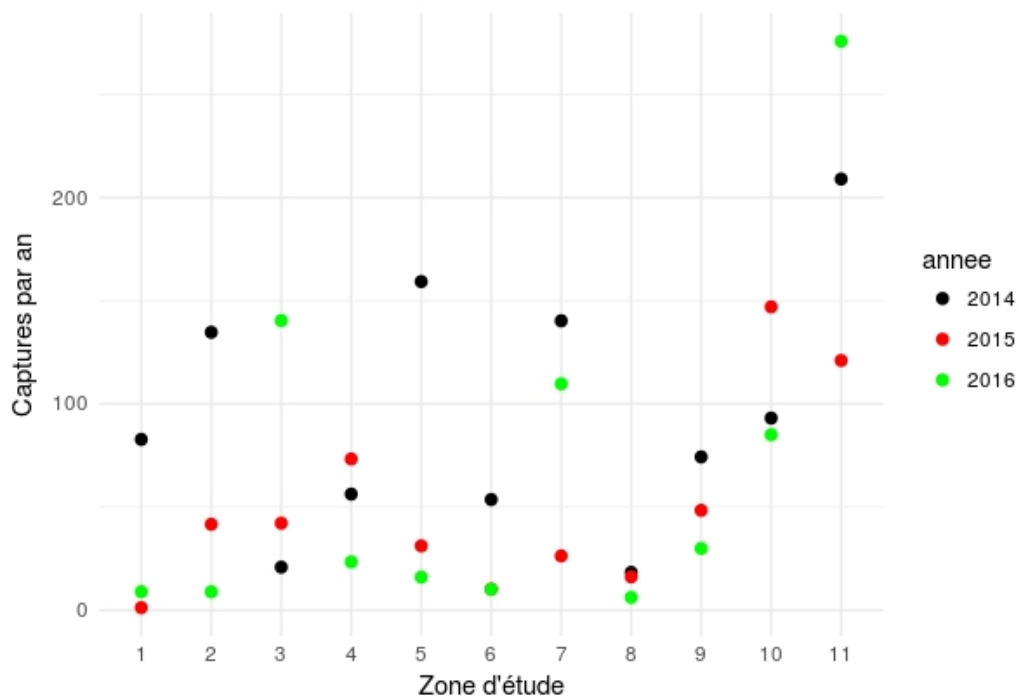


Figure 19: Captures d'écrevisses (adultes + juvéniles) par zone par année. Chaque point est le total des 25 pièges.

Par ailleurs, la corrélation entre les abondances d'écrevisses obtenues au filet troubleau (protocole AM ci-dessus) et les captures avec nasses n'est pas parfaite ($R = 0.52$ pour les trois années de données), mais les résultats sont très convergents. Il convient de rester vigilant sur le fait que la comparaison pratiquée ici est conduite à l'échelle des zones et portent sur des stations différentes selon les deux protocoles, au-delà des différences méthodologiques. Toujours avec la même prudence, remplacer dans l'ACP (figure 14) les effectifs pris au troubleau par les captures totales obtenues avec les nasses ne modifie pas le patron général de positionnement des zones dans le plan factoriel 1-2.

L'analyse des distributions de fréquences des tailles d'écrevisses (longueur totale, de la pointe du rostre à l'extrémité du telson) permet d'identifier deux modes principaux (librairie mixtools de R) : les écrevisses juvéniles (moins d'1 an), et les écrevisses adultes (> 1 an, figure 20). Il est flagrant que la structure démographique des populations échantillonnées est très variable selon les zones, mais aussi selon les années (figure 21). La proportion d'adultes oscille entre zéro et 0.65 (la valeur maximale de 1 provenant d'une seule écrevisse piégée). Par conséquent, il est important de tenir des classes de tailles (âges) des écrevisses au-delà des simples données d'abondances brutes.

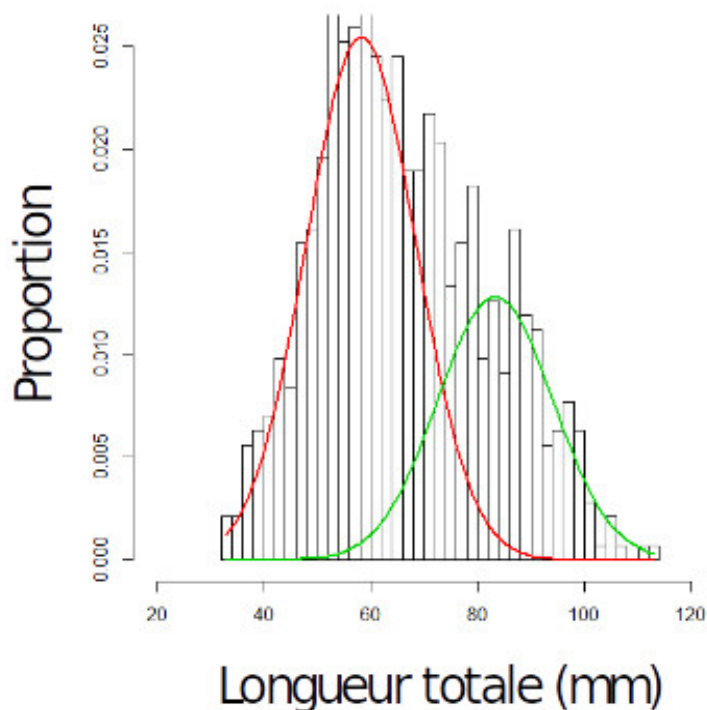


Figure 20: Distribution de fréquences des tailles d'écrevisses. Ici l'exemple des données de 2016. Deux modes se distinguent (courbes rouge et verte). Le point de jonction entre les deux courbes (ici 73 mm) délimite la borne supérieure des tailles du premier mode (individus juvéniles) et la borne inférieure du second mode (adultes). Cette borne varie légèrement selon les années : 81 mm pour 2014 et 79 mm pour 2015.

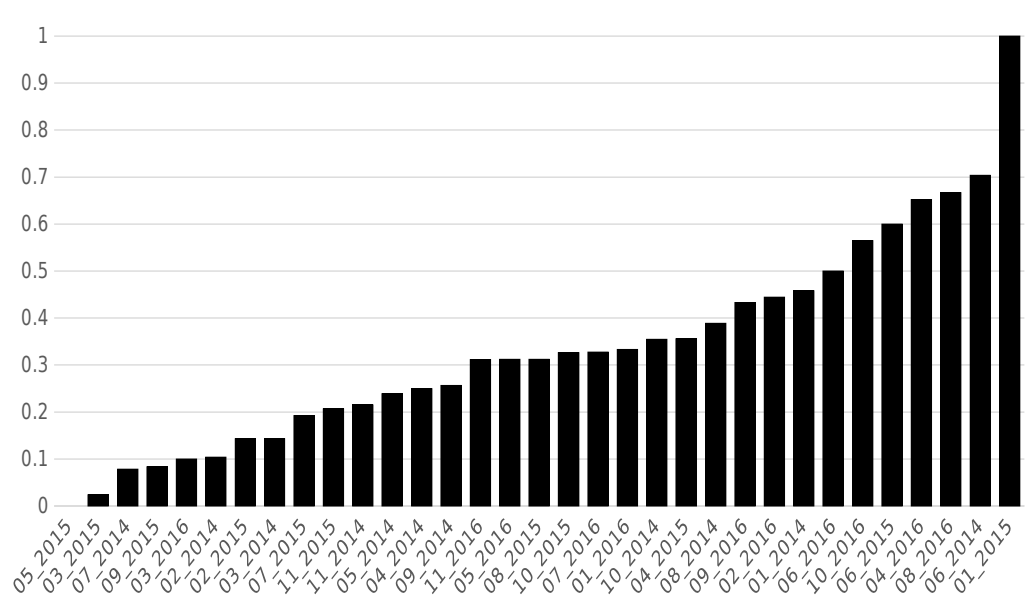


Figure 21: Age-ratios (adultes/captures totales) d'écrevisses dans les 11 zones et sur les trois années (calculs basés sur les résultats présentés sur la figure 20).

Les GLMs utilisent les mêmes variables explicatives que pour le protocole précédent à l'échelle des zones, en ajoutant l'indice de volume des haies au niveau de la station AM correspondante (haie3d) :

$$\sim (\text{ho12}+\text{ho56}+\text{pl34} + \text{haie3d} + \text{prim}+\text{sec}+\text{ter}+\text{bois}+\text{eau}+\text{prai} + \text{cmoy}+\text{corg}+\text{no2}+\text{orthop} + \text{sato2}$$

Toute la difficulté dans l'interprétation de ces résultats réside dans le fait qu'on tente d'associer à une seule station échantillonnée par zone des variables environnementales définies sur l'ensemble de la zone (en particulier la qualité de l'eau). Avec cette combinaison de variables environnementales, un bon modèle est néanmoins produit pour l'abondance des adultes (tableau 13). Il comporte une variable de qualité de l'eau la teneur en carbone organique, une variable paysagère (linéaire de canaux primaires) et la hauteur d'eau de mai-juin, les trois ayant des tailles d'effets similaires (mais le sens du lien varie selon les variables). La figure 22 illustre quelques unes de ces relations à partir des données brutes. L'abondance des juvéniles semble liée positivement, par un modèle assez faible, au niveau d'eau hivernal. La structure démographique des populations d'écrevisse semble affectée par la conductivité moyenne de l'eau. Plus la conductivité est forte, moins la fraction des adultes est importante dans les populations échantillonnées mais la taille d'effet est, comparativement, assez réduite.

Tableau 13: Variables retenues dans les modèles linéaires généralisés (GLM) appliqués à divers descripteurs des captures d'écrevisses des canaux (1 station par zone), accompagnées des valeurs des estimateurs moyens associés (procédure de "model averaging"). La famille du modèle est fonction de la distribution de fréquences des données déterminée au préalable (lois de Poisson, Log normale, binomiale négative ou gaussienne). Le R^2 du meilleur modèle (AICc minimal) et les poids cumulés des modèles avec $\Delta\text{AIC} < 2$ sont reportés dans les dernières colonnes afin de renseigner sur la qualité des prédictions.

Descripteur de la biodiversité modélisé	Variables retenues et estimateurs moyens	R ² du meilleur modèle	Poids cumulés des $\Delta\text{AIC} < 2$ (en %)
Abondance adultes	corg -0.74 prim 0.86 ho56 -0.89	0.50	73
Abondances juvéniles	ho12 0.42	0.39	12
Ratio adultes/total	cmoy -0.14 eau 0.09	0.46	33

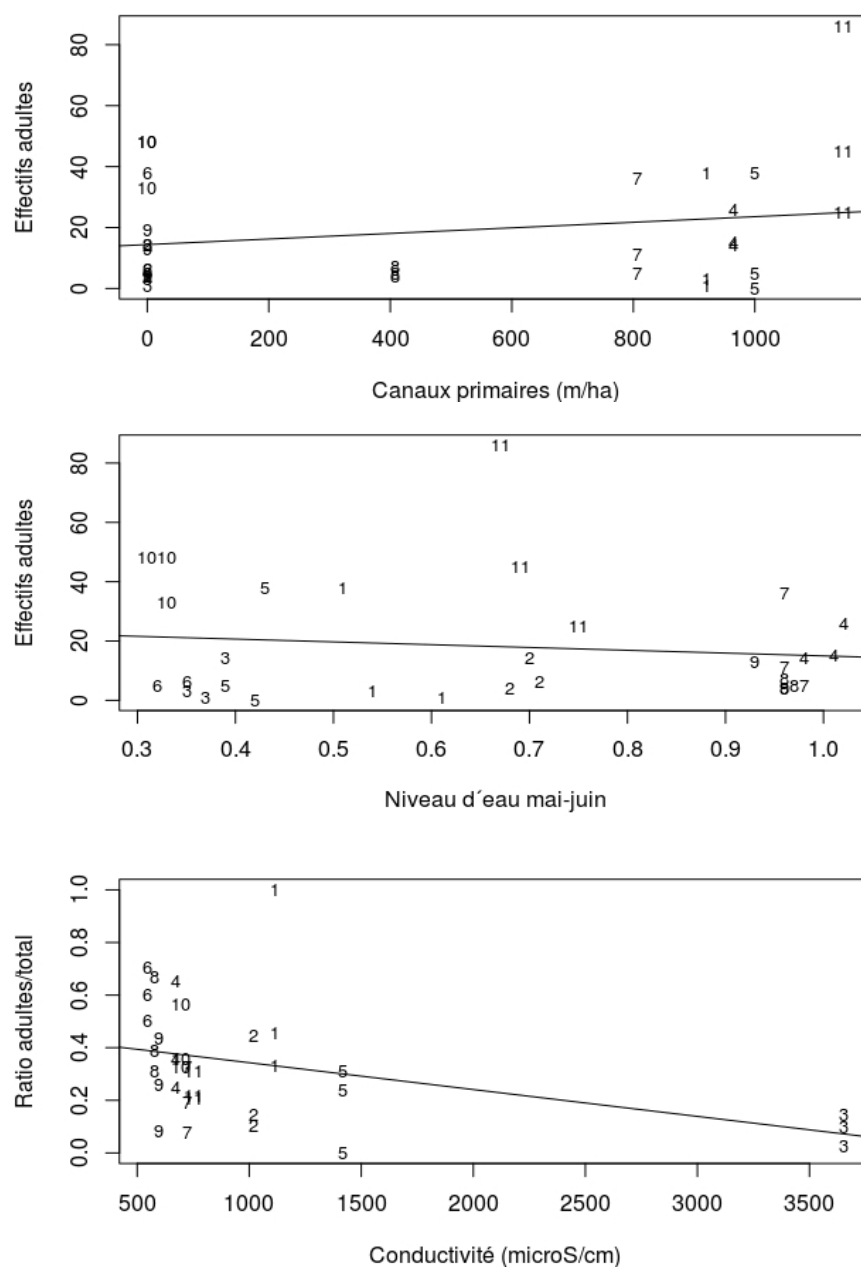


Figure 22: Relations entre les abondances d'écrevisses adultes et le linéaire de canaux primaires et le niveau d'eau du printemps, ainsi qu'entre le ratio des adultes dans le total des captures et la conductivité.

Nous disposons pour les écrevisses de deux sources d'information : le suivi AM et le suivi spécifiquement dédié aux écrevisses.

En premier lieu, et on y fait référence à plusieurs reprises dans le rapport, le mode d'échantillonnage employé pour le suivi AM n'est pas le plus approprié pour fournir des indicateurs très fiables des populations d'écrevisses. Un modèle « écrevisses » a néanmoins été testé à partir des données d'abondance fournies par ce suivi (tableau 12). Il met en évidence l'effet de deux variables : ho12 et satO2. Pour satO2, le lien est négatif, ce qui est assez contre-intuitif (difficile à interpréter), et, il est peu probable qu'il y ait un vrai lien de cause à effet. En effet, la littérature scientifique abonde quant à la capacité de l'espèce à supporter une large gamme de conditions

environnementales. Par ailleurs, la variable satO2 n'a pas été sélectionnée dans les modèles portant sur d'autres espèces du suivi AM. Il est très probable que, parmi ces autres macro-invertébrés, certains sont bien plus sensibles à la concentration en dioxygène dissous dans l'eau. L'abondance en écrevisses serait dépendante de la hauteur d'eau du canal estimée en janvier/février. Celle-ci est globalement liée aux hauteurs d'eau des autres périodes de l'année, sans que toutefois celles-ci prédisent mieux l'abondance en écrevisses. Là encore, compte tenu de la capacité de l'écrevisse de Louisiane à vivre dans une large gamme d'habitats, parfois soumis à une forte stochasticité environnementale (dont les niveaux d'eau, et notamment des périodes d'assez), il est difficile de conclure que l'abondance d'écrevisse dépend, et de manière prépondérante, de la hauteur d'eau estimée des canaux, à la période hivernale.

Indéniablement, le suivi AM, apporte des informations complémentaires au suivi spécifique « écrevisses ». En effet, il renseigne sur la distribution de l'écrevisse (*i.e.* l'état de propagation) sur un plus grand nombre de stations (55), les données d'occupation des sites étant de bonne qualité (inventaire réalisé à l'occasion de trois visites au cours de chaque année, et ce, à l'aide de 10 traits de troubleau lors de chaque visite) et permet de constater que l'espèce est présente partout. L'état des connaissances sur la distribution de l'espèce sur le territoire est probablement partiel, ce suivi contribue donc à parfaire ce diagnostic.

Concernant le suivi spécifique « écrevisses », celui-ci a mis en évidence des structures démographiques parfois très variables selon les sites et années. C'est pourquoi des modèles linéaires ont été testés sur les deux classes de taille identifiées, ainsi que sur l'âge ratio. Le modèle pour les effectifs d'adultes a permis de retenir une variable de chaque catégorie testée. Si, les variables de physico-chimie de l'eau mesurées à l'échelle des secteurs renseignent bien sur ce qu'il en est à l'échelle des stations « écrevisses », alors le taux de carbone organique serait négativement associé à l'abondance d'écrevisses. Malgré la relative tolérance de l'espèce à la qualité de l'eau, le résultat obtenu soutiendrait le fait que l'espèce est affectée par une trop forte eutrophisation. Ce résultat pose question, tant il est connu que l'espèce est bien représentée dans les habitats aquatiques eutrophes. Les écrevisses adultes seraient par ailleurs plus abondantes dans les canaux du réseau primaire et affectées négativement par des niveaux d'eau élevés. Là encore, l'interprétation de ces résultats est difficile.

Au-delà de la remarque générale portant sur les limites associées aux données de qualité de l'eau disponibles (en termes de réplification spatiale et temporelle de prises de mesure), la conductivité moyenne, si elle n'affecte pas les abondances d'adultes, est négativement reliée au ratio d'adultes sur le total. La gamme de valeurs de conductivité observée dans notre étude n'est pas très forte (350 à 2290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lors de la capture). Généralement, le comportement des écrevisses est affecté lorsque la conductivité de l'eau est entre 5 et 10 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (moindre mobilité et donc moindre capturabilité, les données d'abondance sont biaisées dans ces conditions), et la survie des écrevisses est impactée par des valeurs de conductivité supérieures. Les valeurs moyennes de conductivité nivellent les variations intra-annuelles auxquelles seraient plus sensibles les écrevisses, notamment si des pics de conductivité sont décelés et observés sur une durée suffisamment longue.

En bilan, plusieurs modèles ont été testés pour expliquer les variations d'abondance d'écrevisses entre zones. Il se peut aussi que l'écrevisse de Louisiane récemment arrivée, soit encore en phase de colonisation du territoire. Dans ces conditions, l'analyse du lien entre l'abondance d'écrevisses et le panel de variables environnementales disponibles (certaines parfois définies à un grain spatial trop global) pourrait être partiellement faussée, des sites encore peu occupés sont possiblement assez favorables à l'espèce. Néanmoins, poursuivre le suivi des écrevisses a véritablement un intérêt pour mieux décrire la stochasticité démographique des populations et tenter d'en déterminer les liens avec les conditions environnementales.

3.4. Résultats relatifs aux poissons (canaux)

Richesses et abondances

Les listes complètes et les abondances par zones sont fournies en fichiers joints (voir annexe V). Au total 4421 individus ont été capturés. Les poissons ont tous été identifiés à l'espèce à l'exception de 46 Cyprinidae. Dans la suite, les effectifs de deux espèces de brèmes, *Abramis brama* et *Blicca bjoerkna*, seront regroupées. Ces deux espèces, souvent capturées au stade juvénile, sont en effet faciles à confondre. Au total, 25 espèces de poissons ont été capturées sur les 11 zones. De même que pour les odonates, les courbes d'accumulation n'atteignent pas de plateau (figure 23) et les listes d'espèces ne sont pas encore complètes. Compte tenu des habitats échantillonnés qui ne représentent pas la totalité des habitats, nous ne sommes pourtant probablement pas loin d'une liste complète (34 espèces mentionnées par l'Observatoire du Patrimoine Naturel). En outre, les espèces manquantes sont des espèces rares qui n'affectent pas la structure des communautés.

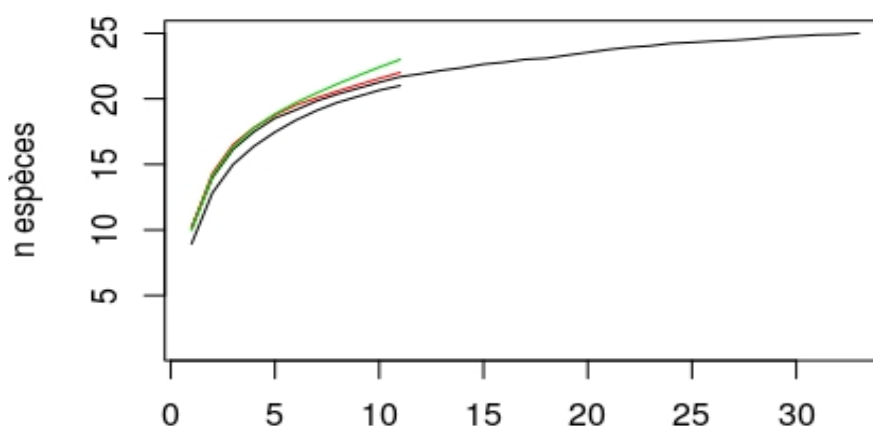


Figure 23: Courbes d'accumulation de la richesse des communautés de poissons en fonction du nombre de relevés en séparant les années (1 station par zone = 11 données par an, noir, rouge et vert pour 2014, 2015 et 2016 respectivement) et les trois années confondues (1 station par zone * 3 années = 33 données).

La richesse par zone varie du simple au double, avec 4 zones (4 et 8 à 10) cumulant chacune 17 espèces (tableau 14). La zone 4, ayant l'indice de Shannon le plus élevé et une équitabilité également élevée est la zone la plus riche.

Tableau 14: Indices de biodiversité des communautés de poissons par an et sur les trois ans pour les 11 zones. Les zones les plus riches sont en gras et les plus pauvres en italique.

Par zone, trois ans			
	Richesse	Exp Shannon	Inv Simpson
<i>1</i>	<i>9</i>	<i>3.44</i>	<i>2.13</i>
2	13	6.70	5.37
3	11	7.08	5.92
4	17	7.65	5.06
5	14	5.11	3.53
6	14	7.42	5.59
7	12	2.47	1.56
8	17	4.01	2.11
9	17	5.09	2.95
10	17	5.45	3.19
11	12	4.42	3.19

Par an, zones confondues			
2014	21	8.20	5.92
2015	22	7.73	4.61
2016	23	7.80	4.43

Tous ans et zones confondus			
	25	8.90	5.82

On observe une très nette dominance du gardon (*Rutilus rutilus*) puis de l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*) en termes d'effectifs (figure 24). Suivent le poisson chat (*Ameiurus melas*), la gambusie (*Gambusia affinis*), l'anguille (*Anguilla anguilla*), et la perche (*Perca fluviatilis*) (10.2, 8.6, 8 et 5% des effectifs totaux respectivement). Certaines espèces présentent des variations d'effectifs importantes mais celles-ci sont liées à de grands nombres de juvéniles et ces variations ne doivent pas être interprétées comme des tendances. Les effectifs capturés même pour les espèces les plus communes restent trop faibles pour permettre, par des modèles mathématiques, de séparer les classes de tailles juvéniles des adultes.

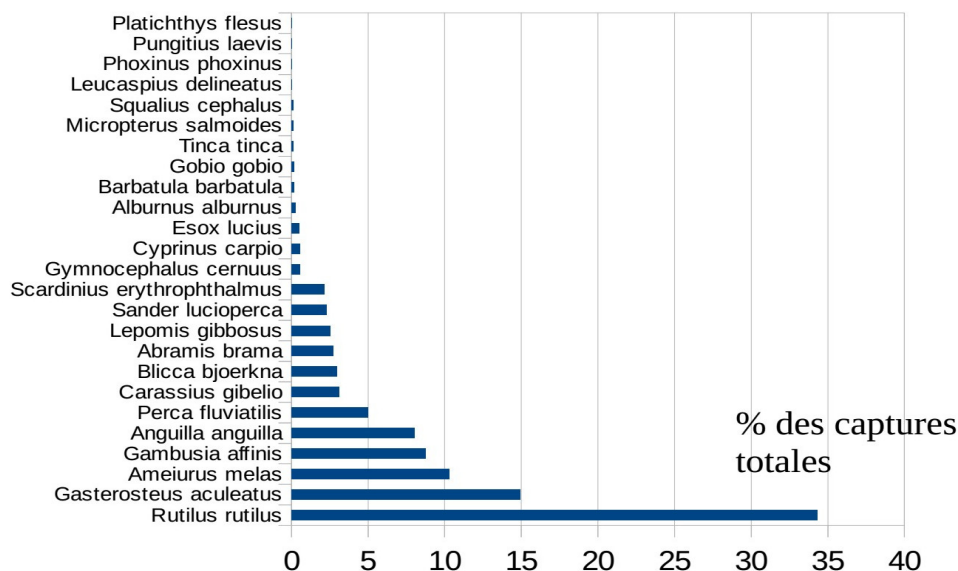


Figure 24: Distribution des captures de poissons sur les trois ans de suivi exprimées en % de l'effectif total (4421 individus).

Tableau 15: Abondances des espèces de poissons capturés lors des pêches électriques durant les trois ans des inventaires. Les deux espèces de brèmes sont regroupées.

	2014	2015	2016		2014	2015	2016
<i>Anguilla anguilla</i>	214	90	48	<i>Alburnus alburnus</i>	2		9
<i>Blicca bjoerkna</i> & <i>Abramis brama</i>	68	71	111	<i>Barbatula barbatula</i>	4	3	1
<i>Carassius gibelio</i> Carassin	69	29	39	<i>Esox lucius</i>	12	2	8
<i>Cyprinidae</i>	9	9	28	<i>Gobio gobio</i>	3	4	1
<i>Cyprinus carpio</i>	2	7	15	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	3	13	9
<i>Rutilus rutilus</i> Gardon	297	577	627	<i>Leucaspis delineatus</i>		1	1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	28	25	40	<i>Phoxinus phoxinus</i>			2
<i>Gambusia affinis</i>	167	185	30	<i>Squalius cephalus</i>	4		1
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Épinoche	464	82	108	<i>Tinca tinca</i>	1	4	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	29	27	54	<i>Pungitius laevis</i>	1	1	
<i>Perca fluviatilis</i> Perche commune	42	75	102	<i>Micropterus salmoides</i>		3	3
<i>Sander lucioperca</i> Sandre	22	38	41	<i>Platichthys flesus</i>		1	
<i>Ameiurus melas</i> Poisson chat	111	146	194				

Contrastes entre les zones d'étude

Cette analyse à l'échelle des zones d'étude est aussi celle des stations puisqu'un seul point est échantillonné dans chaque zone. Le patron général de distribution des communautés en deux grands ensembles Est - Ouest est retrouvé par l'ACP pour les poissons (figure 25). La composante 1 (pour 41 % de l'inertie totale) sépare nettement les zones 1, 2, 3 et 5 dans la partie droite du plan factoriel, des zones 7 à 9, et moins nettement la zone 10, dans la partie gauche. Les zones 4 et 6 ont une position centrale alors que celle de la zone 11 change avec l'année. La composante 2 discrimine fortement au sein de l'ensemble Ouest les zones 1 à 3 et 5 mais garde les 7 à 9 de l'ensemble Est groupées. Le poids des effectifs de gardons sur cette structuration des communautés est très nette sur la figure 26. La répartition en ensembles Est- Ouest est confirmée par la classification (figure 27).

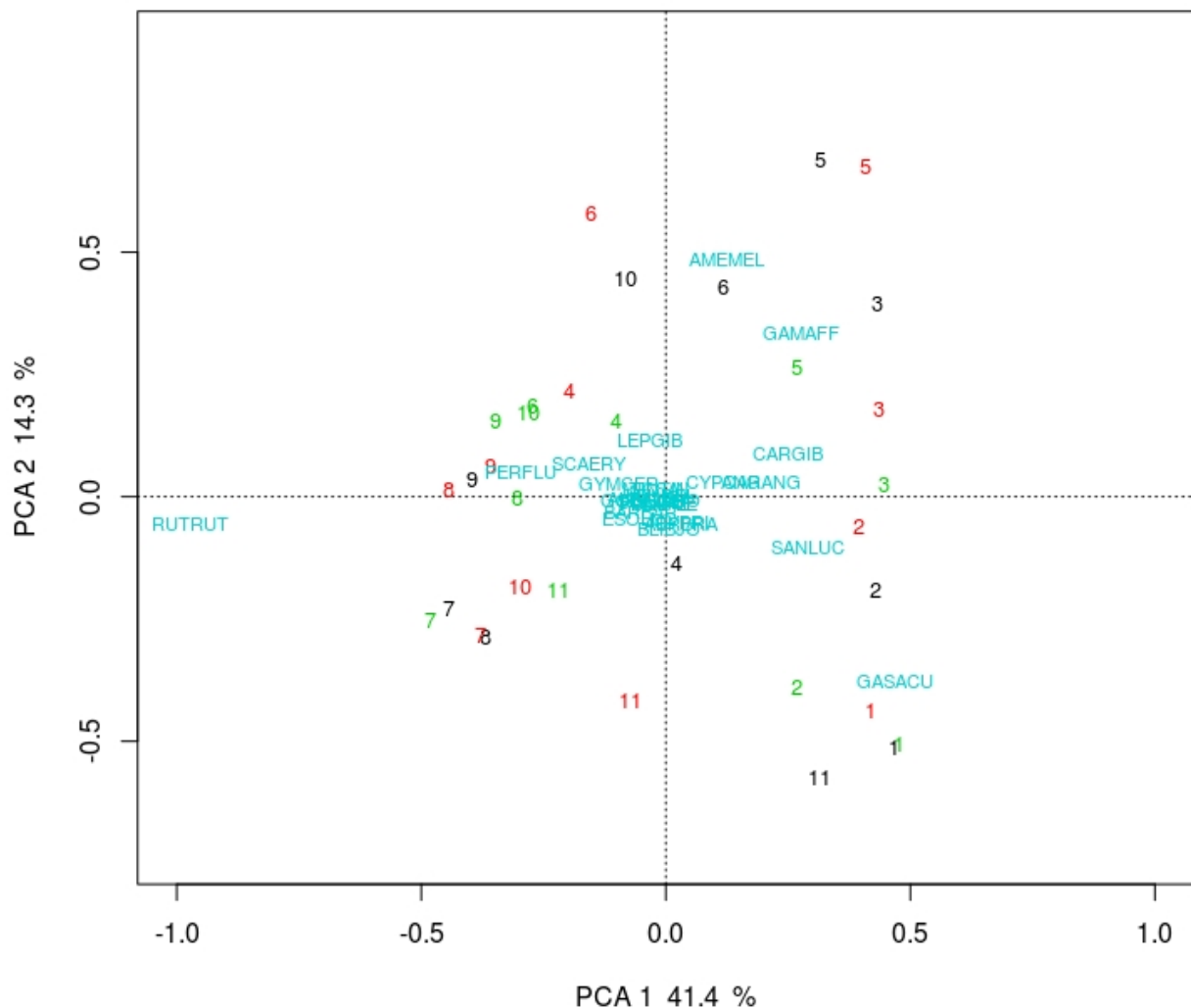


Figure 25: Distributions des zones et des taxons sur le plan factoriel 1-2 des 2 premières composantes d'une analyses en composantes principales réalisée sur les données d'abondances des espèces de poissons pour les 3 ans. Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert). Les taxons sont reportés (codes de 6 lettres genre-espèce) en fonction de leurs contributions aux composantes de l'ACP.

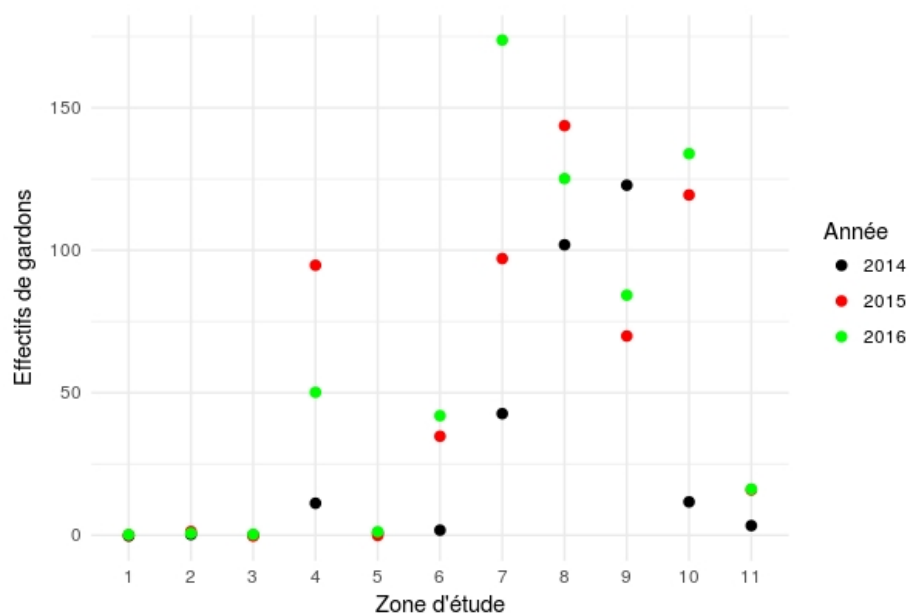


Figure 26: Effectifs de gardons (*Rutilus rutilus*) capturés dans les 11 zones du suivi, chaque point est une année.

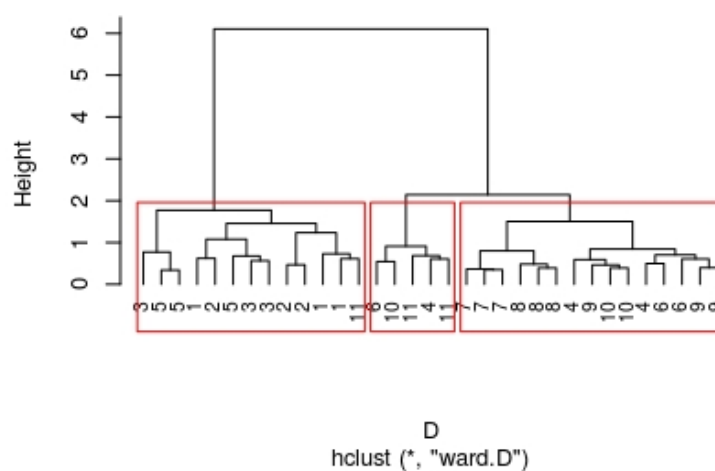


Figure 27: Dendrogramme obtenu à partir des données d'abondances de poissons, une station par zone et par an.

Relations entre les communautés et les variables environnementales

Les pêches ont été réalisées une fois par an dans un canal de taille importante, du réseau primaire ou secondaire, et dans un seul canal par zone. En plus des variables moyennes descriptives des zones, des mesures ponctuelles de l'environnement ont été prises le jour de la pêche : la conductivité électrique, la hauteur d'eau et l'épaisseur de vase au fond du canal. Ces variables ont été utilisées, quand cela était justifié, dans les modèles explicatifs.

Projection des variables

Aucune des variables de niveau d'eau n'est conservée par la procédure envfit à 5 %, indiquant leur relative faible relation avec les composantes de l'ACP des données d'abondance de poissons (figure 28). Le positionnement des variables paysagères suggère que les proportions de cultures (et à l'opposé celles de prairies) sont plus liées à la composante 2 de l'ACP (figure 28b). Les variables de qualité de l'eau se regroupent en deux directions opposées et parallèles à la composante 1 de l'ACP. Les scores sur la composante 1 d'une ACP faite avec les variables de qualité de l'eau seules (figure 8 §2.3) correspondent à cette composante (voir uni1 sur la figure 28b).

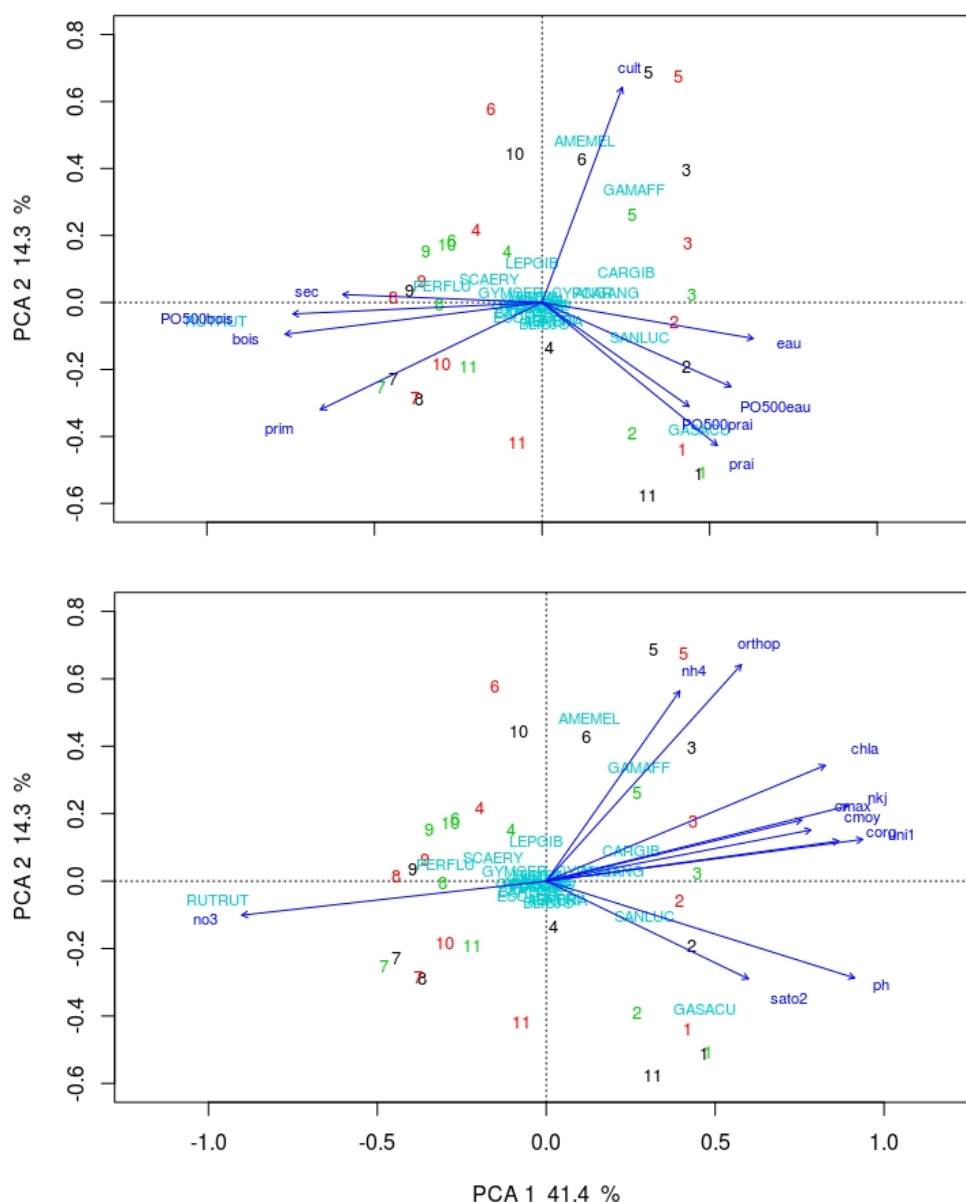


Figure 28: Projections (flèches bleues) sur le plan factoriel de l'ACP des données d'abondance des espèces de poissons, trois années confondues, des variables a) paysagères (y compris les variables spécifiquement mesurées autour de stations de pêche PO500xxx) et b) de qualité de l'eau, sélectionnées au préalable au seuil de 5 % (test de permutation). Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert). Les taxons sont également projetés (codes de 6 lettres genre-espèce).

Modèles prédictifs

Le modèle de départ utilisé est appliqué comme pour les autres groupes taxonomiques, aux indices synthétiques de structure des communautés et aux abondances de certains taxons dominants. Il inclut, en plus des variables environnementales retenues, les hauteurs de la lame d'eau (PoHo) et de la vase (PoHv) mesurées toutes deux le jour de la pêche et la conductivité du jour de la pêche à la place de la valeur moyenne issue des données de l'UNIMA (voir annexe II et III pour les détails des variables):

~ PoHo+ho12+ho56+pl34 + prim+sec+ter+bois+eau+prai + cmoy+corg+no2+orthop+sato2
+Pocond+PoHv

De bons modèles sont obtenus avec les scores sur les composantes 1 et 2 de l'ACP indiquant que la structure de la communauté est liée à une combinaison de variables environnementales (tableau 16). La seule variable systématiquement retenue par les 4 meilleurs modèles (de $\Delta AIC < 2$ %) est la proportion de bois avec une relation négative avec les scores sur la composante 1 (voir figure 29). Un modèle de qualité moyenne (poids cumulé de 38% mais R^2 0.74) pour les effectifs de gardons met en jeu la conductivité, la hauteur d'eau, le linéaire de canaux primaires et les précipitations de mars-avril (figure 29).

Tableau 16: Variables retenues dans les modèles linéaires généralisés (GLM) appliqués à divers descripteurs des communautés de poissons des canaux à l'échelle des zones d'étude, accompagnées des valeurs des estimateurs moyens associés (procédure de "model averaging"). La famille du modèle est fonction de la distribution de fréquences des données déterminée au préalable (lois de Poisson, Log normale, binomiale négative ou gaussienne). Le R^2 du meilleur modèle (AICc minimal) et les poids cumulés des modèles avec $\Delta AIC < 2$ sont reportés dans les dernières colonnes afin de renseigner sur la qualité des prédictions.

Descripteur de la biodiversité modélisé	Variables retenues, estimateurs	R^2 du meilleur modèle	Poids cumulés des $\Delta AIC < 2$ %
Richesse	Aucune variable retenue		
Exp Shannon	Aucune variable retenue		
Inv Simpson	Aucune variable retenue		
PCA1*	bois -0.31 prai 0.16 eau 0.11 corg 0.14 sato2 0.12 sec -0.11 ter 0.19 ho56 -0.09 Pocond 0.09 orthop 0.16 no2 -0.12	0.82	57
Pca2	orthop 0.19 prim -0.21 prai -0.24	0.56	41
Abondance totale	Aucune variable retenue		
Gardon	Pocond -2.20 PoHo -0.29 prim 0.63 pl34 0.18 sec 0.77	0.74	38
Épinoche	Pas de convergence		
Poisson Chat	Pas de convergence		

Par contre, aucun modèle n'a permis de mettre en évidence de relations entre les descripteurs de la diversité, richesse, indices de Shannon ou de Simpson, et les variables environnementales. Il est probable que l'analyse conduite avec les nombres totaux d'individus, sans tenir compte de classes de tailles, soit insuffisante. L'utilisation de la conductivité moyenne ou de la valeur du jour de la pêche est indifférente et ne modifie pas les résultats obtenus. Les hauteurs d'eau et de vase ne sont jamais retenues.

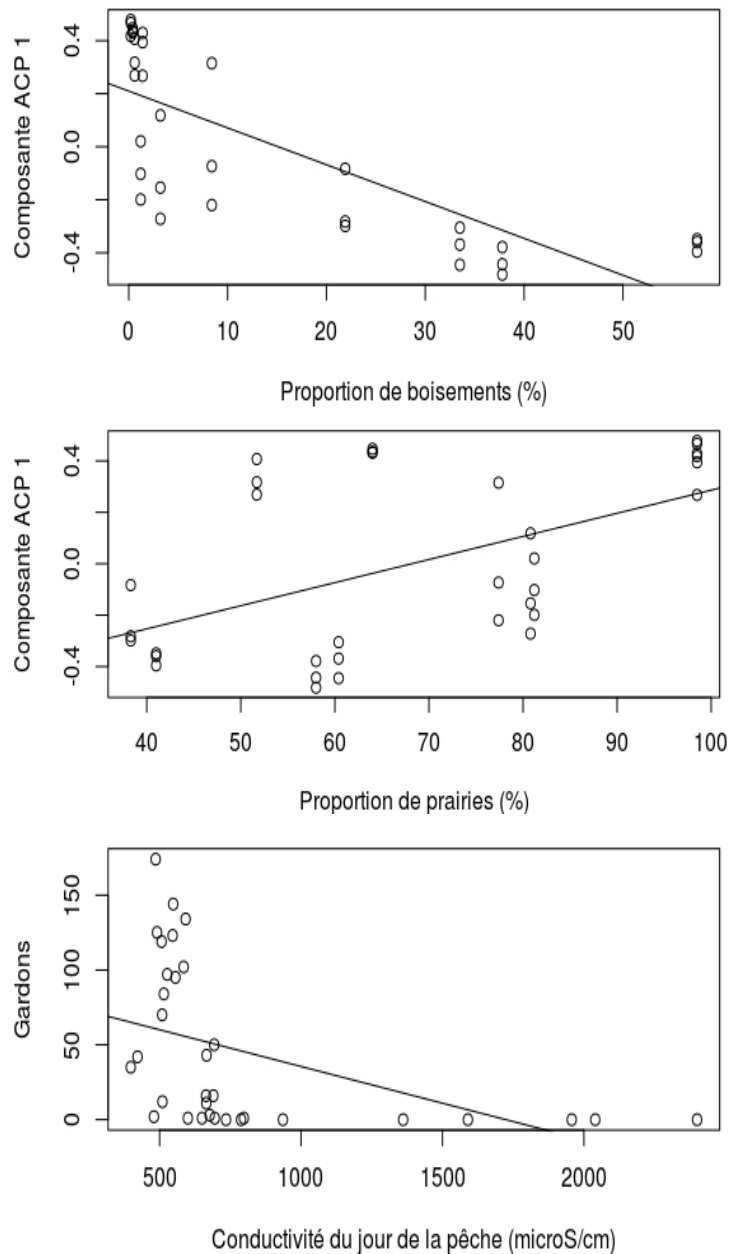


Figure 29: Relations entre les scores sur la composante 1 de l'ACP des abondances de poissons et les proportions de boisement et de prairies sur la zone, ainsi qu'entre les effectifs de gardons et la conductivité le jour de la pêche.

- 25 espèces capturées,
- de 9 à 17 espèces par zone avec 2 à 5 espèces dominantes (gardon pour 35 % des effectifs, épine, poisson chat, gambusie et anguille),
- un patron Est – Ouest avec une similitude des communautés des 1, 2, 3 et 5 pour un groupe de l' « Ouest » qui contrastent avec les communautés des zones 7, 8, 9, 10 pour un groupe de l' « Est ». Les communautés des zones 4, 6 et 10 apparaissent de composition intermédiaires,
- dans l'ensemble « Ouest », les zones sont nettement discriminées selon la composante 2 de l'ACP (14 % de l'inertie totale),
- les descripteurs de la biodiversité, indices et abondance totale, sont mal modélisés par les variables environnementales disponibles,
- la structure globale des communautés, approchée par la composante 1 de l'ACP, est liée à une combinaison complexe de variables paysagères, de variables de niveau et de qualité de l'eau,
- une relation entre la composition des communautés (PCA1) et le % de boisements dans la zone qui est très fortement liée au patron d'abondance du gardon. Ceci pourrait être lié au préférendum net du gardon qui ne s'éloigne jamais des rives avec de la végétation,
- seule l'abondance du gardon est prédite correctement par les modèles. Le lien entre l'abondance de cette espèce avec Pocond reste difficile à expliquer. Le lien avec des variables telles PoHo, pl34 pourrait être éclairci par une analyse qui distinguera les classes d'âges.
- Le linéaire de canaux peut être favorable au gardon qui effectue de nombreux déplacements journaliers : plus le réseau de canaux et d'habitats sera grand, plus la probabilité d'en détecter sera importante.

3.5. Résultats relatifs à la végétation des canaux

Richesses et abondances

Les listes et abondances par zones sont fournies en fichiers joints (voir annexe V). La grande majorité des plantes ont été identifiées à l'espèce. Seules les charophytes, les algues et des mousses, n'ont pas pu être identifiées à l'espèce. A l'échelle des onze zones de suivi et pour les trois années cumulées, la courbe richesse/effort atteint un plateau tandis que ce n'est pas le cas pour toutes les années prises individuellement ni pour toutes les zones une à une (figure 30). Comme pour les autres groupes taxonomiques, les trois années fournissent une description plus complète de la diversité.

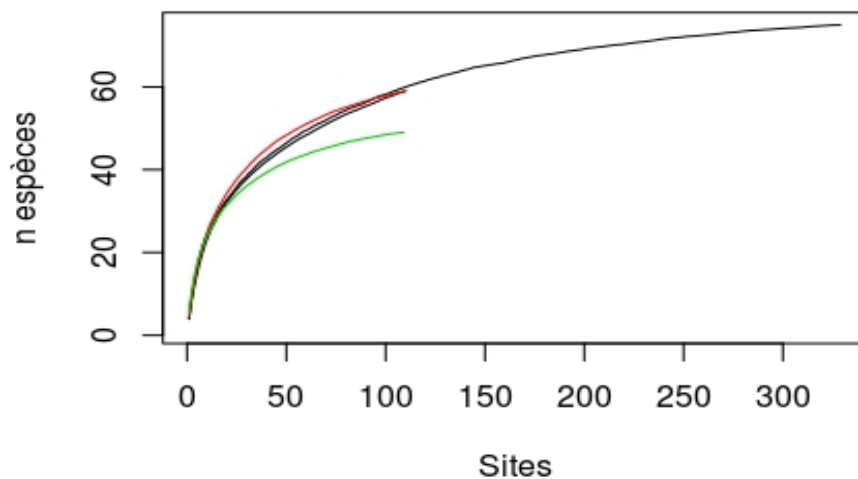


Figure 30: Courbes d'accumulation de la richesse de la végétation des canaux en fonction du nombre de relevés en séparant les années (10 stations * 11 zones = 110 données par an, noir, rouge et vert pour 2014, 2015 et 2016 respectivement) et les trois années ensemble (10 stations * 11 zones * 3 années = 330 données).

Au total 78 espèces ou taxons ont été identifiés sur les trois années avec peu de contraste entre années. Les richesses spécifiques varient par contre nettement (d'un facteur 2) d'une zone à l'autre, avec un minimum de 16 espèces - en zone 9 - et un maximum de 34 espèces - en zone 2 (tableau 17). La richesse maximale par site est au plus la moitié de la richesse totale. La communauté la plus équilibrée eut égard à la répartition des effectifs entre les espèces est celle de la zone 1 avec un indice « inv. Simpson » de 14 pour une richesse de 19 espèces (73%). L'équitabilité de cette même zone atteint 60 % de la richesse sur le cumul des trois ans.

La richesse spécifique des communautés végétales des canaux n'est pas seulement formée par des espèces aquatiques ou même hygrophiles. Ainsi la zone 2 qui a la plus grande richesse, a 18 espèces d'indices d'Ellenberg inférieur ou égal à 8 alors que toutes les autres en ont entre 3 et 8. Sans ces espèces, la zone 2 perd son caractère de zone la plus riche pour ces communautés (tableau 17). En dehors de *Juncus inflexus* et de *Agrostis stolonifera*, ce sont toutes des espèces de très faible abondance.

Tableau 17: Indices de diversité des communautés de végétation des canaux par an et sur les trois ans pour les 11 zones. Les zones les plus riches sont en gras et les plus pauvres en italique.

Par zone, trois ans			
	Richesse	Exp Shannon	Inv Simpson
1	28	19.42	16.86
2	34	19.64	13.42
3	25	15.67	11.58
4	30	16.14	11.45
5	23	13.79	10.74
6	23	12.10	8.13
7	27	10.84	6.64
8	20	11.37	8.37
9	16	10.73	8.56
<i>10</i>	<i>17</i>	<i>8.20</i>	<i>5.14</i>
11	29	18.04	13.39

Par an, zones confondues			
2014	60	40.20	32.07
2015	61	31.73	21.70
2016	51	36.58	29.11

Toutes années et zones confondues			
	78	51.30	40.42

Table 18: Nombre d'espèces des plantes aquatiques ou hydrophytes par zone. On considère ici comme hydrophytes les espèces caractérisées par un indice d'Ellenberg F supérieur à 8.

Zones	N hydrophytes
1	20
2	16
3	19
4	23
5	17
6	19
7	20
8	17
9	12
<i>10</i>	<i>12</i>
11	21

Les algues filamenteuses (les plus abondantes) et les « autres » espèces d'algues ont des recouvrements qui atteignent ou dépassent celui des plantes vasculaires (figure 31). Sur les zones de l'Est du marais, les algues dominent largement sur l'ensemble de la végétation ; elles sont moins fréquentes mais néanmoins également présentes dans les zones de l'ouest (en particulier des zones 4, 5 et 6).

Les charophytes sont très rares, et n'ont pas été identifiées au-delà de la famille. Elles n'ont été trouvées qu'en 2014 et 2016 essentiellement sur la station 6 de la zone 1 où elles présentent ponctuellement des recouvrements supérieurs à 50 %.

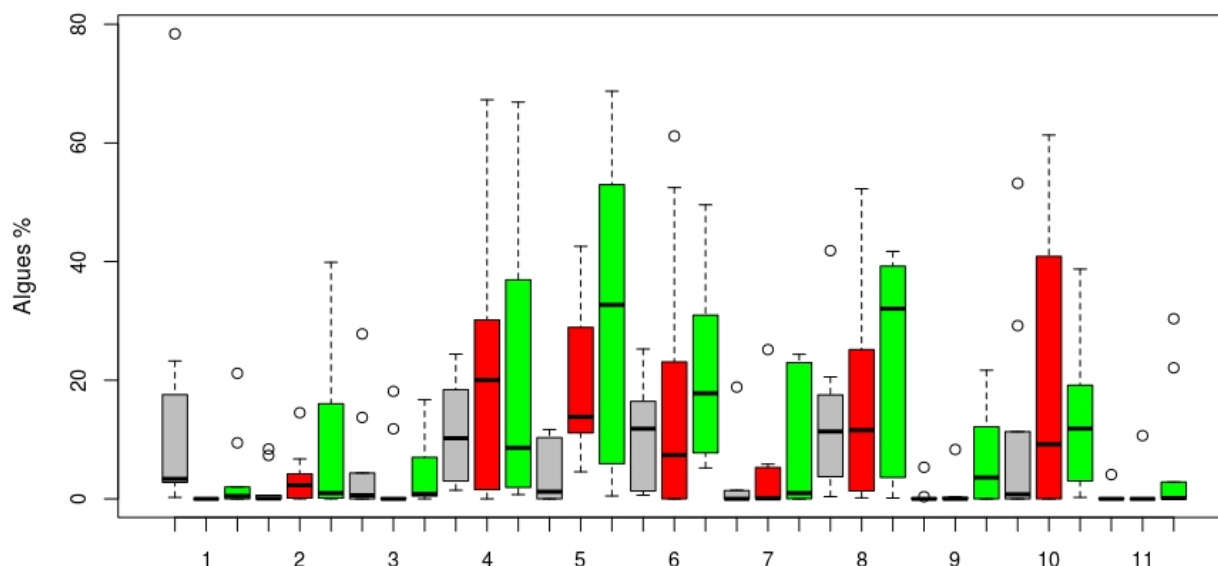


Figure 31: Recouvrements moyens des algues (médianes, quartiles et extrêmes) pour les 11 zones d'étude. Trois barres successives sont les trois années (noir 2014, rouge 2015 et vert 2016).

Les couverts cumulés totaux - sans les algues - dépassent rarement 100 % (une valeur > 100% aurait indiqué une forte stratification du couvert dans la lame d'eau). Ces recouvrements sont très variables entre années et entre zones (figure 32). Des recouvrements importants sont seulement trouvés dans les zones de 1 à 6 (ouest du marais), tandis que la plupart des stations canaux de l'est du marais présentent une végétation de très faible recouvrement ; en effet, une majorité des stations des zones de 7 à 10 n'a même aucune présence d'hydrophyte submergée, ou seulement un couvert très faible (figure 32).

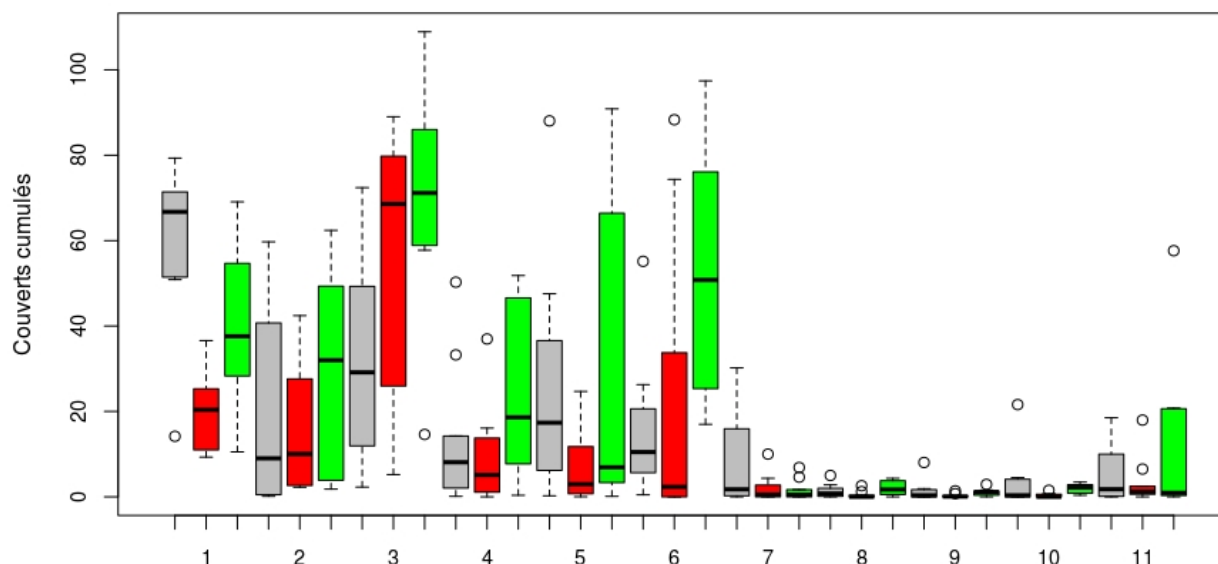


Figure 32: Recouvrements cumulés de toutes les espèces hors algues (médianes, quartiles et extrêmes) pour les 11 zones d'étude. Trois barres successives sont les trois années (noir 2014, rouge 2015 et vert 2016).

En dehors des algues, les espèces dominantes sont toutes des hydrophytes. Ces espèces peuvent avoir des recouvrements de 100 % mais les valeurs moyennes restent modérées en raison du très grand nombre de points d'échantillonnage (portions de canaux) sans aucune végétation (figure 33). Les deux espèces dominantes *Ceratophyllum demersum* et *Elodea canadensis / nutalii* (2 espèces américaines difficiles à distinguer sur le terrain qui sont donc regroupées dans ces analyses) ont des couverts cumulés doubles de la troisième espèce *Stuckenia pectinata* (figure 34). Les deux premières sont aussi les espèces les plus fréquentes. Viennent ensuite *Azola*, *Myriophyllum spicatum* et *Lemna minuta*. Cette dernière a un recouvrement faible mais est néanmoins la troisième espèce la plus fréquente. Elle est surtout abondante dans les stations de la zone 6. La figure 34 illustre la très grande variabilité spatiale et la variabilité interannuelle, moindre mais existante, au sein d'une même zone.

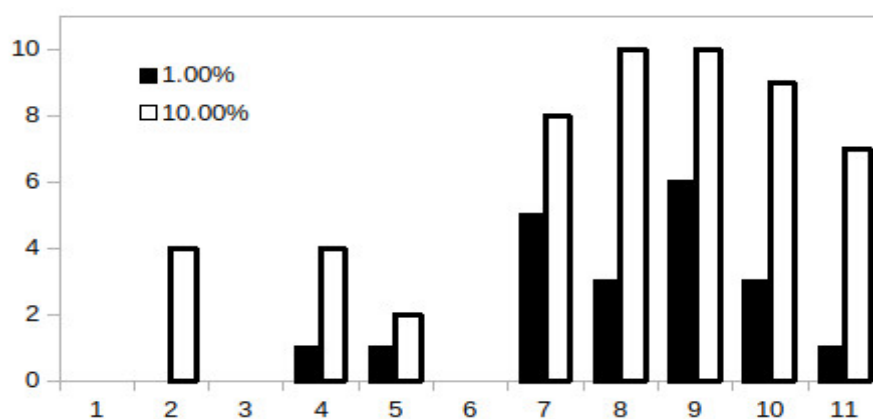


Figure 33: Nombres de stations (parmi les 10) pour lesquelles le recouvrement de la végétation des canaux hors algues est nul ou très faible, défini par des couverts inférieurs à 1 et 10 % du couvert maximum observé (zone 3 station 10).

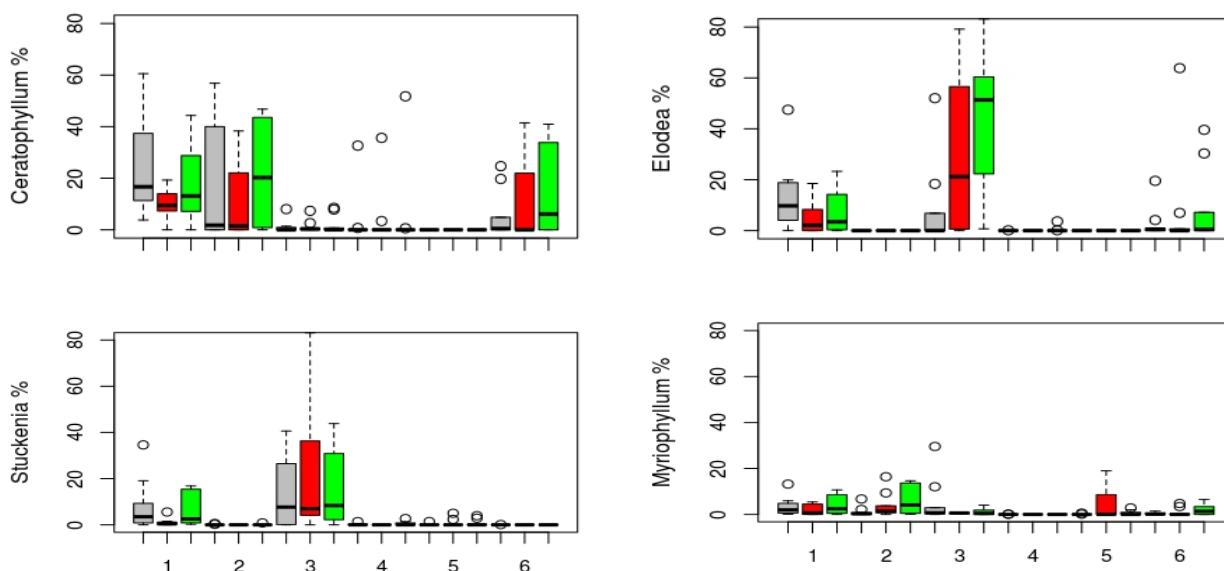


Figure 34: Recouvrements des 4 espèces dominantes de la végétation des canaux (*Ceratophyllum demersum*, *Elodea* sp., *Stuckenia pectinata* et *Myriophyllum spicatum*, médianes, quartiles et extrêmes, basés sur 10 stations par zone) pour les zones 1 à 6. Trois barres successives sont les trois années (noir 2014, rouge 2015 et vert 2016). Les couverts de ces 4 espèces sont comparativement négligeables pour les zones 7 à 11.

Dans les zones de l'Ouest du marais, les zones 1, 3 et 3 présentent de faibles couverts d'algues dans les canaux tandis qu'il est important pour les zones 5 et 6. Les hydrophytes enracinées sont abondantes mais avec différentes combinaisons d'espèces.

Dans les stations des zones de l'Est du marais (7 à 10): seules trois espèces sont ponctuellement abondantes dans les canaux. *Callitriche obtusangula*, espèce hydrophyte enracinée, atteint 50 à 75 % de recouvrement dans 4 stations de la zone 11 (l'espèce est présente dans de nombreuses stations de la zone 4 et ponctuellement des 5, 6 et 7). Les deux autres sont des héliophytes, *Carex elata* localement abondante sur les zones 7, 10 et 11 (fluctuant sur 7) et *Carex paniculata* dans deux stations de la zone 7 où elle atteint des couverts supérieurs à 75 %.

La jussie, *Ludwigia peploides*, est présente, et peut être localement abondante dans certains canaux du marais. Elle est présente dans une seule station de la zone 4 (#10), où elle domine et atteint plus de 75 % de couvert. Elle occupe 8 stations sur 10 dans la zone 5 et quelques stations de la zone 6. Elle y est moins dominante mais peut localement atteindre 25 à 50 %. La jussie, espèce exotique envahissante, peut coloniser des canaux ou au contraire faire l'objet de campagnes d'arrachages, expliquant ainsi une distribution très variable et qui ne peut pas être interprétée seulement sur la base des variables environnementales.

La proportion entre les différentes formes de vie est très contrastée: le couvert total moyen pour une zone est composé pour entre 80 et 100 % d'hydrophytes pour la plupart enracinées, dès lors que le couvert total dépasse 10 %. La zone 5 fait exception avec 15 et 25 % de couvert moyen d'hydrophytes flottantes en 2014 et 2016, qui représentent dans ce cas la quasi totalité du couvert végétal (*Azolla filiculoides* en 2014 et 2016 et *Lemna minuta* en 2016). Les *Lemna* sont abondantes en zone 6, zone où elles peuvent atteindre localement des recouvrements importants dans toutes les

à stations, mais de façon variable d'une année à l'autre. Leur rareté dans les zones 7 à 10 également observée par l'IIBSN (Institut Interdépartemental du Bassin de la Sèvre Niortaise) n'est pas entièrement expliquée. Elle pourrait être liée à une combinaison de facteurs, ombrage, flux d'eau dans les canaux de l'Est du Marais suite à la mise en place du barrage de la Touche Poupard, compétition avec d'autres espèces.

Contrastes des communautés entre zones d'étude

Les contrastes des communautés de plantes des canaux des 11 zones sont présentés dans le plan factoriel 1-2 de l'ACP réalisée sur les données des zones d'abord sans les algues (représentant 40 % de l'inertie totale). L'ACP confirme la relative stabilité de la végétation des canaux entre années (figure 35), malgré les différences observées (voir les figures 32 et 34). La distribution des zones met en évidence une discrimination le long de la composante 1 entre les zones 1 à 3, 4 et 6 d'une part et les zones 7 et 9 à 11 d'autre part (figure 35a). La zone 5 est intermédiaire à ces deux 'groupes' et les relevés de la zone 8 changent entre années et de même la position de cette zone 8 dans le plan de l'ACP. On trouve donc pour la végétation des canaux un contraste entre les zones de marais situées à l'Est et celles situées à l'Ouest. La projection des vecteurs « richesse » et « couvert » (figure 35a) montre que les valeurs élevées de ces deux paramètres sont nettement associées aux zones de l'Ouest du marais. La distribution des espèces montre que la composante 1 de l'ACP apparaît liée à un gradient allant des hydrophytes aux espèces hélophytes amphibies, avec les hydrophytes enracinées sur la partie négative (gauche) de l'axe comme *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* et *Stuckenia pectinata*, ainsi que les élodées (2 espèces regroupées), et des hélophytes (*Carex elata* et *Phragmites australis*), sur la droite. La composante 2 sépare les différentes espèces d'hydrophytes. Il isole en particulier la zone 3 à cause des couverts très élevés de *Stuckenia pectinata* (73 % du couvert cumulé de l'espèce dans la zone 3) et d'élodées (65 % du total).

Lorsque l'ACP est réalisé en considérant toutes les données, y compris les algues, le plan factoriel 1-2 représente une part plus importante de l'inertie totale (près de 50%) que l'ACP sans les algues. Cette ACP met en évidence un plus fort contraste entre les zones 1, 2 et 3 (figure 35b) tandis que les zones 4 à 6 se rapprochent plus des zones de l'Est du marais. Les poids respectifs des espèces dans la structuration du nuage de points changent peu, en dehors de *Azolla* qui perd son rôle structurant sur la composante 2 de l'ACP.

Une ACP et une classification réalisées à l'échelle des stations confirment ces observations en mettant en évidence trois pôles de composition spécifique des communautés de végétation des canaux. L'un correspond à la végétation franchement aquatique mentionnée auparavant, dominée par les hydrophytes enracinées, le second est dominé par des hélophytes et le troisième pôle est caractérisé par la jussie *Ludwigia peploides* et les hydrophytes flottantes (les deux espèces de *Lemna* *L. minuta* et *L. minor* et *Azolla*) (figures 35 et 36).

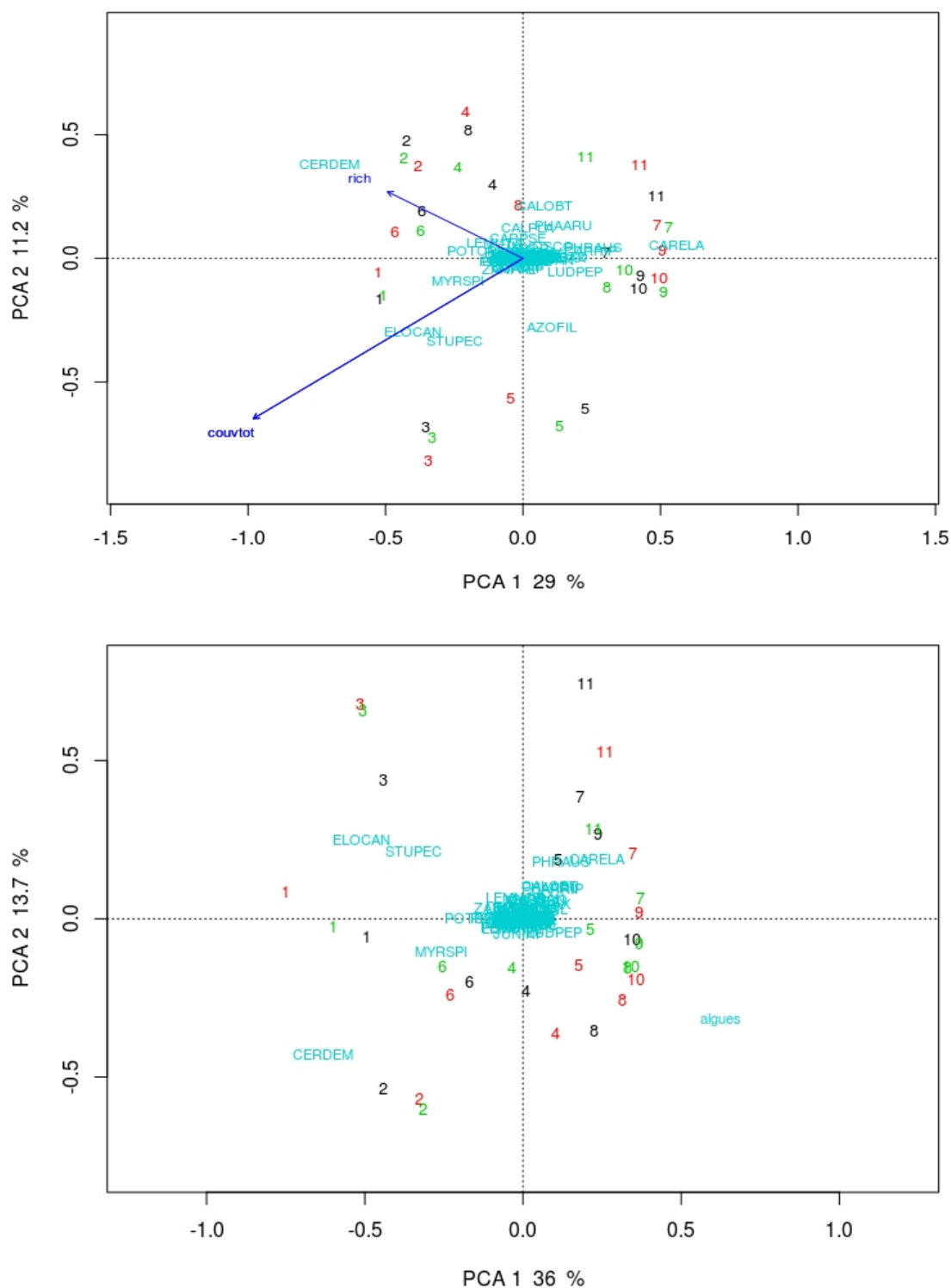


Figure 35: Distribution des zones et des espèces contribuant aux deux premières composantes d'une analyse en composantes principales réalisée sur les données de couvert des plantes des canaux au niveau des zones en haut sans les algues avec la projection des vecteurs « richesse » et « couvtot » et en bas avec les algues. Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert). Les taxons sont reportés (codes de 6 lettres genre-espèce) en fonction de leurs contributions aux composantes de l'ACP. Les % indiqués sont les contributions des composantes 1 et 2 de l'ACP à l'inertie totale du jeu de données

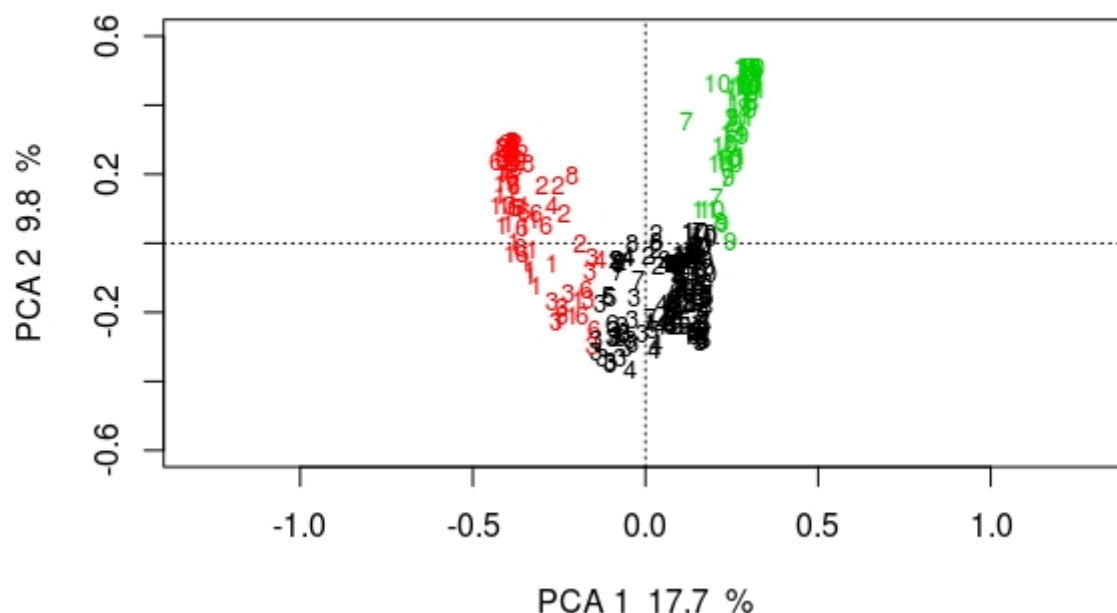


Figure 36: Distribution des relevés sur le plan factoriel 1-2 d'une ACP réalisée sur les données de couvert des plantes des canaux à l'échelle des stations (3 x 10 points par zone). Les couleurs séparent trois groupes issus d'une classification floue, en rouge dominé par les hydrophytes, en vert par les hélrophytes et en noir par la jussie et les hydrophytes flottantes.

Relations entre la végétation des canaux et les variables environnementales

Projections des variables

Les projections des variables paysagères sur le plan factoriel 1-2 de l'ACP des données de végétation des canaux montrent les influences opposées des types d'occupation du sol sur cette végétation. La proportion de boisements vs prairies distinguent les zones de l'Est du marais, où les boisements sont plus importants, des zones de l'ouest où les prairies dominent. Les cultures semblent plus liées à la composante 2 de l'ACP (figure 39a). Seuls les niveaux d'eau de mars-avril et de mai-juin sont retenus dans les procédures de sélection de variables explicatives, au seuil de 5 % (figure 39b). Les niveaux d'eau sont essentiellement liés à la composante 1 de l'ACP, confirmant son interprétation par la hauteur d'eau/durée d'inondation qui se traduit par le gradient d'espèces hydrophytes à hélrophytes (voir ci-dessus). Les variables de qualité de l'eau sont principalement liées à la composante 2, avec la teneur en nitrates et nitrites qui sont liées aux coordonnées positives et les autres à l'opposé. La saturation en oxygène ne rend compte que de la variabilité de la composante 1.

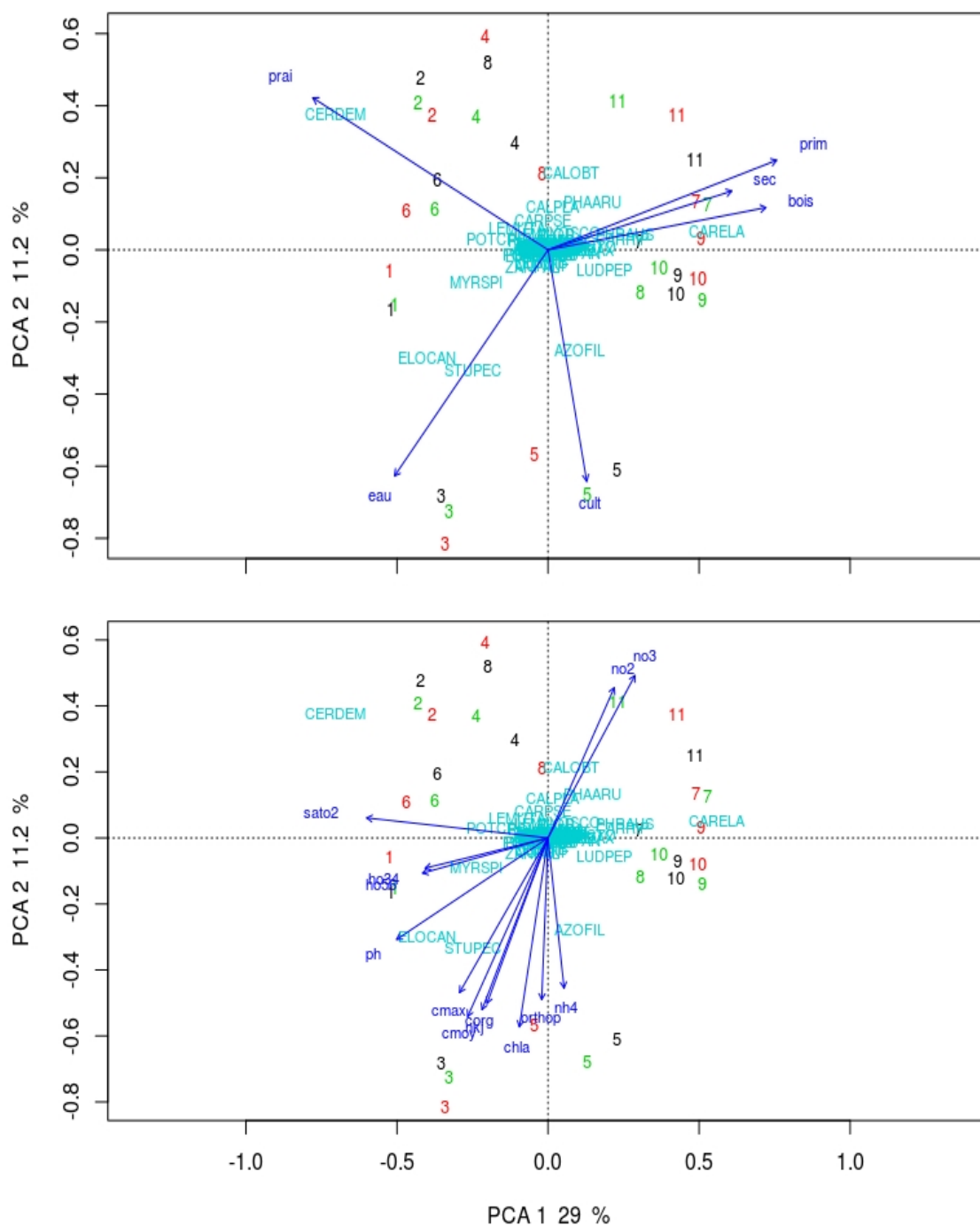


Figure 37: Projections (flèches bleues) des variables a) paysagères et b) de qualité et niveaux d'eau, sélectionnées au préalable au seuil de 5 % (test de permutation) sur le plan factoriel de l'ACP des données d'abondance de la végétation des canaux sans les algues au niveau des zones. Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert). Les taxons sont également projetés (codes de 6 lettres genre-espèce).

Modèles prédictifs

Le modèle de départ pour les GLMs des descripteurs de la végétation des canaux à l'échelle des zones est similaire à celui utilisé pour les autres groupes taxonomiques et inclus les variables sélectionnées au préalable pour éviter les corrélations. Les scores de l'ACP des variables de qualité de l'eau de l'UNIMA ont en outre été testées dans les modèles à la place des variables correspondantes. Les descripteurs de biodiversité considérés sont les suivants: richesse spécifique, indices de Shannon et de Simpson, les scores des relevés VA des zones sur les composantes 1 et 2 de l'ACP, le couvert total et le couvert des espèces les plus discriminantes entre zones : le groupe des plantes aquatiques (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Stuckenia pectinata*, les deux espèces d'élodées), la jussie, *Carex elata* et les algues.

descripteur ~ ho12+ho56+pl34 + prim+sec+ter+bois+eau+prai + cmoy+corg+no2+orthop+sato2

Le résultat des modèles montrent que la, richesse et indices de diversité et d'équitabilité ne sont pas bien expliqués (modélisés) par les variables environnementales 'candidates'. La richesse spécifique de la végétation des canaux est néanmoins positivement corrélée à la proportion de prairies dans la zone d'étude. Par contre, la structure des communautés (scores de l'ACP) et l'abondance totale du couvert sont très bien modélisées, principalement par des variables de qualité de l'eau et des variables paysagères.

L'abondance totale de la végétation des canaux est liée négativement à 3 variables paysagères : le linéaire de canaux primaires, secondaires et très fortement avec la proportion de boisements (prim, sec et bois). Ces variables environnementales présentaient des vecteurs parallèles à la première composante de l'ACP (figure 37a). Les couverts totaux et d'hydrophytes sont, en plus de ces variables, liés positivement aux niveaux d'eau d'hiver et de mai-juin.

Le couvert de cératophylle apparaît négativement corrélé au niveau d'eau en mai-juin (tableau 19). Pour cette dernière espèce, il semble plutôt y avoir un effet de seuil vers -0.4 m. Aucun modèle n'a été trouvé significatif pour expliquer les variations de couvert de jussie, dont la présence présente un caractère ponctuel qui résulte vraisemblablement plus d'une dynamique de colonisation ou d'éradication que de liens avec les paramètres environnementaux (voir plus haut).

Tableau 19: Variables retenues dans les modèles linéaires généralisés (GLM) appliqués à divers descripteurs des communautés de plantes aquatiques et amphibiens des canaux à l'échelle des zones d'étude, accompagnées des valeurs des estimateurs moyens associés (procédure de "model averaging"). La famille du modèle est fonction de la distribution de fréquences des données déterminée au préalable (lois de Poisson, Log normale, binomiale négative ou gaussienne). Le R^2 du meilleur modèle (AICc minimal) et les poids cumulés des modèles avec $\Delta AIC < 2$ sont reportés dans les dernières colonnes afin de renseigner sur la qualité des prédictions.

Descripteur de la biodiversité modélisé	Variables retenues, estimateurs	R^2 du meilleur modèle	Poids cumulés des $\Delta AIC < 2$ %
Richesse*	prai 0.23 sato2 -0.15	0.58	28
Exp Shannon	no2 0.19	0.21	13
Inv Simpson	Aucune variable		
PCA1*	prai -0.10 prim 0.19 sato2 -0.21	0.84	76
PCA2	cmoy -0.27 corg -0.20 sato2 0.15 orthop -0.25	0.76	35
Couvert total*	bois -3.40 prim -0.35 sec -0.61 pl34 0.24 eau 0.36 corg 0.36 no2 -0.43 orthop 0.21 ho12 0.36 ho56 0.34	0.82	67
Hydrophytes*	bois -3.64 prim -0.39 sec -0.70 pl34 0.23 corg 0.39 ho56 0.34 orthop 0.21 ho12 0.38	0.71	75
Couvert Cératophylle	ho56 -1.20 orthoP -10.0 prim -5.10	0.93	1 seul modèle pas de averaging
Couvert Myriophylle	prai 0.48 no2 -0.42 bois -0.82 ter 0.58	0.64	48
Élodées	cmoy 0.5 sec -11.0 pl34 0.21	0.98	1 seul modèle. Pas de averaging
Jussie	Aucune variable		
Carex elata	ho56 -0.15	0.50	35
Algues	Aucune variable		
Hydrophytes flottantes	ho56 8.5 orthop 9.4 pl34 1.7 ter -20	0.96	1 seul modèle. Pas de averaging

* Les variables uni1 et uni2 scores de l'ACP ne sont pas sélectionnées ou ne modifient pas le modèle.

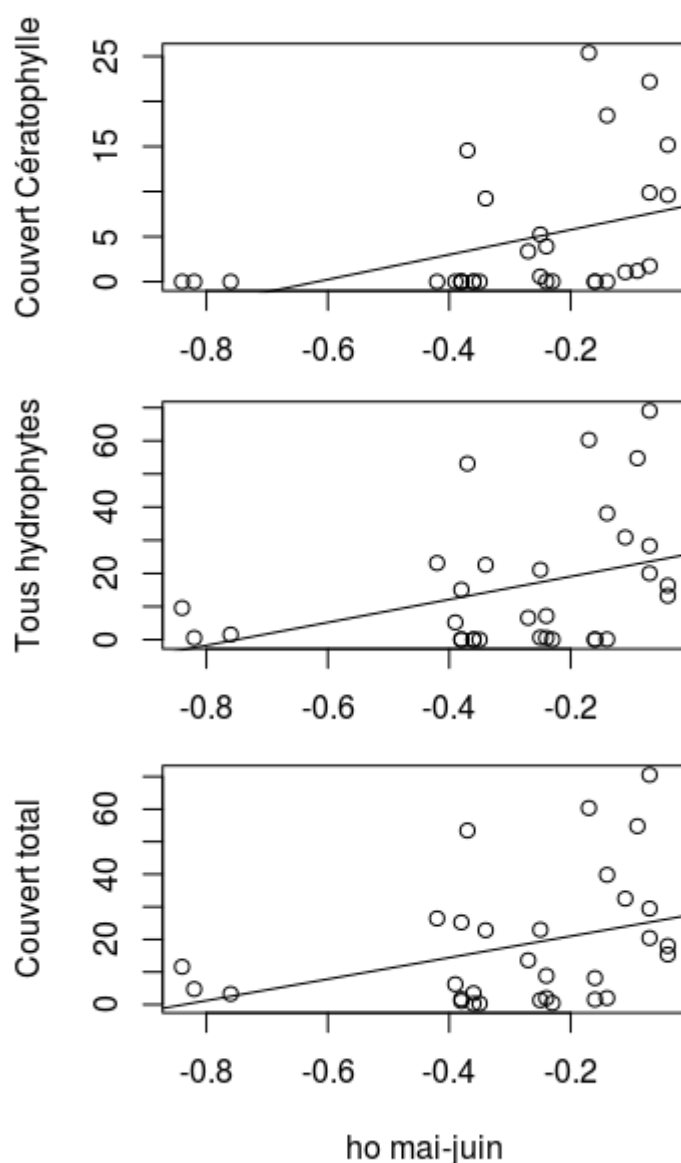


Figure 38: Relations entre les couvert de cératophylle, couverts cumulés d'hydrophytes et couvert total en fonction du niveau d'eau de mai-juin (négatif car sous le niveau moyen de la zone concernée).

Bilan

Dans l'ensemble les communautés de plantes aquatiques des canaux échantillonnés sont caractéristiques de milieux très eutrophes. Les charophytes sont rares, les algues filamenteuses ont des fréquences et recouvrements importants et les espèces dominantes de macrophytes submergées sont toutes des espèces tolérantes à l'eutrophisation. A une extrémité du gradient, la quasi absence des charophytes peut être interprétée par l'effet d'une eutrophisation croissante depuis de nombreuses années (effet décrit par Portielje et Roijackers (1995)). Il serait intéressant de comprendre pourquoi elles subsistent dans une station de la zone 1.

La structuration des communautés évaluée par les scores de l'ACP est liée à des combinaisons de variables paysagères et de qualité de l'eau. Les caractéristiques paysagères sont bien corrélés aux contrastes de végétation des canaux sur la composante 1, qui sépare les zones de l'est et de l'ouest, tandis que la composante 2 est liée au niveau trophique, qui sépare des zones les plus eutrophes (zones 3 et 4 5) des autres.

Les linéaires de canaux apparaissent déterminants pour le couvert total et le couvert de plusieurs espèces de la végétation des canaux, en négatif pour les canaux I et II : cet effet négatif pourrait être en fait un lien positif avec le linéaire de canaux III. Un lien positif a ainsi été mis en évidence entre le myriophylle et le linéaire de canaux tertiaires. De nombreux mécanismes (Pierce *et al.* 2012), peuvent influencer les communautés de macrophytes dans les canaux. Le linéaire peut indiquer une plus grande connectivité qui faciliterait un apport de propagules, et selon le type de canal, être indicateur de la position dans le réseau de drainage, et donc du patron de variation des niveaux d'eau. Une analyse plus fine de la connexion des stations à des cours d'eau ou à des plans d'eau pourrait être intéressante pour mieux comprendre les variations de richesse (Lacoul et Freedman 2006).

La proportion de boisements est toujours liée négativement aux descripteurs de la végétation des canaux, et cet effet correspond au faible couvert de macrophytes dans la partie Est du marais. Il pourrait s'agir d'un effet direct d'ombrage, qui peut d'une part avoir un effet favorable en limitant la température de l'eau des canaux, mais qui peut être très défavorable pour les macrophytes quand il produit un fort effet de limitation de la ressource lumineuse, avec un effet négatif couplé avec la compétition pour la lumière induit par le phytoplancton (Shinohara *et al.* 2014). Globalement, la transparence de l'eau des canaux étudiés est très faible, et l'ajout d'un effet d'ombrage pourrait avoir des effets très nettement défavorable pour leur végétation.

Dans notre étude, la richesse spécifique de la végétation des canaux est globalement plus élevée dans les zones dominées par des prairies. Les maxima sont atteints dans trois des zones les plus riches en prairies et les valeurs les plus faibles sont observées dans les zones 9 et 10 qui présentent la plus faible proportion de prairies (tableau 19). Une plus grande richesse de végétation des canaux associée aux prairies a été également trouvée par Hinojosa-Garro *et al.* (2008) dans des canaux de drainages entourés de cultures ou de prairies en estuaire de la Tamise. Dans ce cas, il s'agit plutôt d'un effet négatif des cultures.

Les analyses conduites sur le jeu de données disponibles pour caractériser les onze zones suggèrent que l'effet positif d'une forte présence de prairies sur la richesse de la végétation des canaux n'est pas lié à un effet de qualité de l'eau. Alternativement, il peut s'agir

- d'un effet lié à la moindre proportion de boisements ou de cultures dans l'environnement du canal, qui diminue donc la part des habitats présentant un effet négatif sur la richesse de la végétation des canaux, et/ou

- d'un effet lié à des niveaux d'eau plus hauts et des canaux plus longtemps en eau dans les zones avec un fort % de prairies (le % de prairies est positivement corrélé avec le niveau d'eau en mars-avril et en mai-juin, tableau 9),

- d'un effet qui refléterait une plus forte diversité des conditions d'habitats 'canaux' dans les zones avec une forte proportion de prairies, les canaux étant alors à des stades de comblement divers suite à des curages moins réguliers. Dans cette hypothèse, ce serait la diversité intra-zone des habitats canaux qui piloterait principalement la richesse spécifique de la végétation du canal, incluant celle de la bordure en limite du pied de berge, qui n'est pas forcément aquatique.

Il existe une relation positive des couverts totaux et d'hydrophytes avec les niveaux d'eau dans les canaux (tableau 19 et figure 38). La richesse en hydrophytes (tableau 18) est la plus faibles dans

les zones 9 et 10 (à l'Est) et dans la zone 2 (Ouest) qui sont des zones avec de faibles niveaux d'eau dans les canaux voire un assèchement précoce au printemps pour certains. Cette relation semble surtout liée à l'effet négatif de niveaux très bas (risque d'assèchement, remplacement par des émergentes, effets d'eutrophisation trop aiguë). Au-dessus d'un niveau d'eau seuil, les couverts d'hydrophytes sont peu influencés par le niveau d'eau (figure 38).

Les valeurs de l'indice d'Ellenberg F moyennes des relevés VA par zone donnent pour partie le même patron que la richesse en hydrophytes (figure 39) avec également les valeurs les plus faibles trouvées dans les zones 9, 10 mais également faibles dans les zones 5, et 3 tandis que la zone 2 présente une valeur intermédiaire.

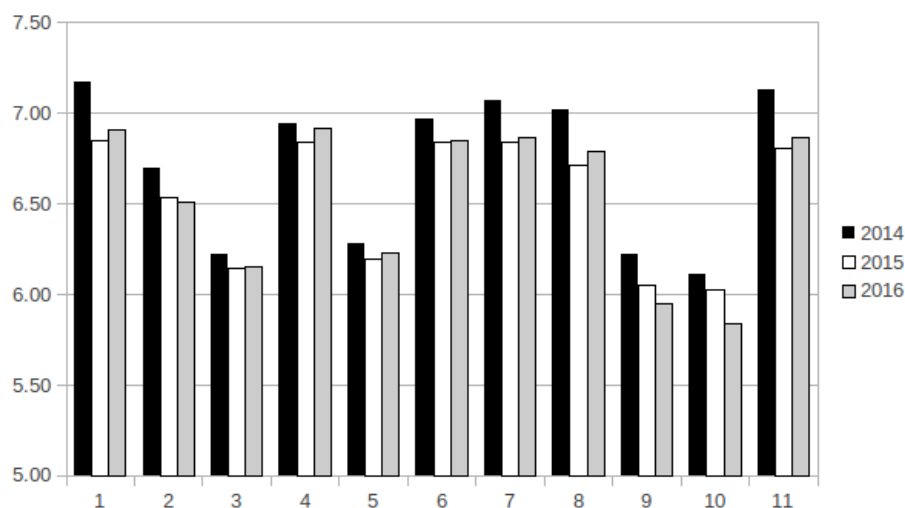


Figure 39: Valeurs moyennes pondérées par les abondances de l'indice F d'Ellenberg de la végétation des canaux, par zone et par année.

Les patrons de niveaux d'eau dans les canaux expliquent pour partie ces contrastes (voir Gore *et al.* (2018) pour la caractérisation environnementale des zones) ; néanmoins, les premières observations montrent que le lien entre niveau d'eau et données de végétation des canaux n'est pas simple et linéaire. Un travail important sera à conduire pour croiser finement les exigences écologiques des espèces et les patrons d'habitats mesurables *in situ*.

Les paramètres environnementaux présentent sans aucun doute des effets couplés entre eux sur la végétation des canaux, tel un effet favorable sur la disponibilité en lumière de la diminution des niveaux d'eau, favorable aux hydrophytes enracinées, et qui peut compenser la compétition pour la lumière liée aux algues (Özkan *et al.* 2010). On voit avec cet exemple que les effets attendus des variations de régime hydrique, tant qu'ils ne sont pas extrêmes dans leur caractère favorable ou défavorable, sont complexes et pour une bonne part indissociables les uns des autres.

- 78 taxons ont été identifiés, pour une liste probablement presque complète pour les trois ans,
- la richesse par zone varie de 17 à 34 espèces, soit au maximum 43 % du total,
- 5 à 13 taxons dominants, plus du tiers des espèces,
- les algues sont dans certaines zones les végétaux les plus abondants (surtout zones 4 à 6 et 8 et 10),
- 4 espèces sont dominantes *Ceratophyllum demersum*, *Elodea* sp., *Stuckenia pectinata* et *Myriophyllum spicatum*
- le patron Est – Ouest se retrouve, avec 1, 2, 3, 4 et 6 côté l’Ouest, 7, 9, 10 et 11 à l’Est. Les zones 5 et 8 ont des positions intermédiaires.
- l’hétérogénéité est grande au sein des zones de l’Ouest du marais, avec des différences de dominance des différentes espèces d’hydrophytes. Par exemple la zone 3 est isolée par les couverts de *Stuckenia pectinata* et des élodées,
- les couverts d’hydrophytes sont très faibles à nuls dans les zones 7 à 11,
- la richesse apparaît seulement liée à la proportion de prairies. Les autres paramètres décrivant la biodiversité de la végétation des canaux ne sont pas bien prédits par les variables disponibles à cette échelle,
- les descripteurs de la structuration d’ensemble (composantes de l’ACP et abondance totale) sont bien décrits par des modèles intégrant plusieurs variables paysagères et la qualité de l’eau,
- les variables de niveau d’eau apparaissent déterminants pour deux ou trois des espèces dominantes, le cératophylle et deux espèces d’élodées.

3.6. Résultats relatifs aux odonates adultes (canaux et prairies)

Les odonates adultes ont été inventoriés le long de sections de canaux et de transects traversant des parcelles de prairies. Cette stratégie d’échantillonnage a été choisie pour rendre compte de l’effet potentiel à la fois des conditions dans les canaux (reproduction, développement larvaire et alimentation) et dans les parcelles de prairies (alimentation).

Richesses et abondances

Comme pour les autres groupes taxonomiques, les listes et abondances par zones sont fournies en fichiers joints (voir annexe V). En dehors de trois observations de *Aeschna* et deux de *Onychogomphus*, tous les individus ont été identifiés à l’espèce (près de 6300 observations dont seulement 9,8 % d’anisoptères). Pour ce protocole, les courbes espèces – effort n’atteignent pas tout à fait un plateau, même en cumulant les trois ans de données (figure 40). Les listes d’espèces obtenues avec ces inventaires ne sont donc probablement pas totalement complètes et la richesse spécifiques légèrement sous évaluées. La répétition de l’échantillonnage dans deux stations est donc déterminante pour la qualité du jeu de données puisqu’avec une seule des deux stations, de nombreuses espèces ne seraient pas détectées (tableau 20). Le maximum d’espèces connues pour le Marais poitevin est au nombre de 53 (Observatoire du patrimoine Naturel cité dans (Doré *et al.* 2012). Cette dernière étude a recensé 44 espèces sur 30 sites qui recouvrent une gamme d’habitats plus large que ceux concernés par le présent travail (en particulier plus d’habitats lotiques). Dans le jeu de données dont il est question ici, 36 espèces ont été observées sur 11 sites. Les espèces manquantes concernent probablement des habitats non considérés dans le présent travail ou sont

des espèces rares, les patrons de distribution des espèces les plus fréquentes n'étant pas affectés. A titre d'exemple, à plusieurs reprises lors du suivi de la Macrofaune Aquatique, une petite fraction des larves capturées a été rapportée au laboratoire pour identification (Obios). Deux espèces d'agrions (zygoptères) non répertoriées comme adultes ont été trouvées au stade larvaire. Il s'agit de *Ceriagrion tenellum* et *Coenagrion pulchellum*, espèces numériquement rares (un seul exemplaire sur 392 larves de zygoptères identifiées).

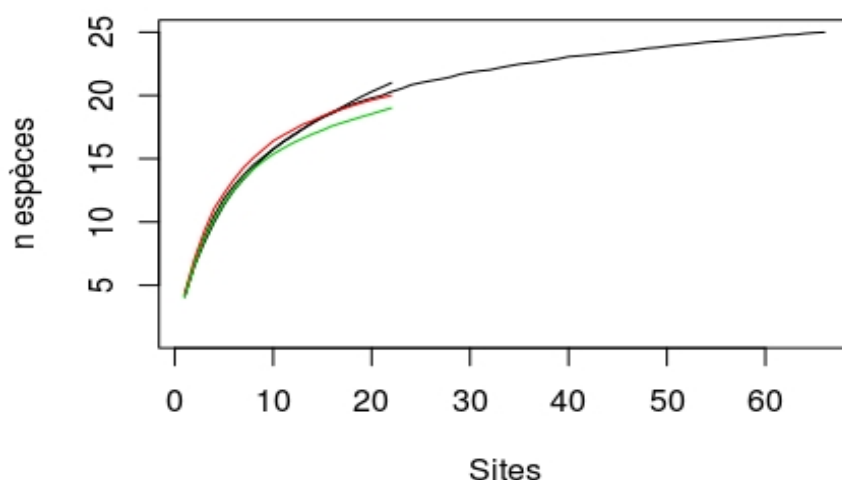


Figure 40: Courbes d'accumulation de la richesse en odonates adultes en fonction du nombre de relevés en séparant les années (2 trajets x 11 zones = 22 données par an, noir, rouge et vert pour 2014, 2015 et 2016 respectivement, trois passages par an) et les trois années confondues (2 trajets * 11 zones * 3 années = 66 données).

Table 20: Richesses en odonates adultes obtenues en limitant les prospections à une seule des deux stations (première ligne comme le tableau 23 ci dessous)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
2 stations	15	14	14	17	13	16	14	11	18	20	11
Station 1	11	10	13	14	13	13	10	10	13	17	11
Station 2	13	14	8	9	9	16	13	11	15	19	8

La richesse spécifique des odonates adultes ne change substantiellement pas entre années (32, 28 et 29 espèces par an) mais des remplacements d'espèces sont relevés. Par contraste, une différence de richesse spécifique d'un facteur 2 a été mesurée entre les zones (gamme de 11 à 20). La zone la plus riche est la zone 10, avec 20 espèces au total et une moyenne sur les trois ans de 14.6. Cela est confirmé chaque année et son peuplement montre un bon niveau d'équitabilité (valeur de 7.9). Cette équitabilité élevée est observée chaque année, avec 6 ou 7 espèces dominantes (incluant toujours au moins deux espèces de *Platycnemis*, *Orthetrum cancelatum* et *Ischnura elegans*). La plus faible richesse spécifique est notée dans les zones 8 et 11, avec 11 espèces (tableau 21). Exprimés en proportion de la richesse, les indices d'équitabilité (voir tableau 21) varient entre 13 % (zone 1, communauté très fortement dominée par peu d'espèces) et 39 et 46 % (zones 10 et 11, au contraire communautés équilibrées) pour une moyenne de 23 %.

Tableau 21: Richesses spécifiques et indices de diversité des odonates adultes par an et sur les trois ans pour les 11 zones. Les zones les plus riches sont en gras et les plus pauvres en italique.

Par zone, trois ans			
	Richesse	Exp Shannon	Inv Simpson
1	15	2.707350	2.062026
2	14	2.878445	2.056527
3	14	2.493075	1.973217
4	17	5.084421	3.172975
5	13	3.582539	2.655946
6	16	6.059093	3.950718
7	13	4.964604	3.009645
8	11	5.213661	3.656299
9	18	3.797657	2.084214
10	20	10.266875	7.935410
11	11	6.465674	5.108388
Par an, zones confondues			
2014	32	7.206	4.541
2015	28	7.576	4.144
2016	29	5.654	3.690
Tous ans et zones confondus			
	36	7.076935	4.334655

Par ailleurs, les abondances sont très variables entre les zones, de l'ordre d'un facteur 10 (figure 41). La variabilité interannuelle des abondances est moindre mais existe (en 2016, les deux premières espèces sont d'abondances comparables alors que *Ischnura elegans* domine très largement en 2014 et 2015). Les quatre espèces les plus communes (les quatre barres du bas dans la figure 41) sont *Ischnura elegans* (2500 observations), *Erythromma viridulum* (1500 observations), *Platycnemis pennipes* (750 observations) et *Platycnemis acutipennis* (480 observations), toutes des zygoptères et totalisant 82.2 % des observations. Les peuplements sont dominés par *Ischnura elegans* pour les zones 1 à 6, *Erythromma viridulum* pour 1, 2, 3, et 6, et *Platycnemis pennipes* pour les zones 7, 8, 9 et, de manière moins prononcée, la zone 5. Par contre, les zones 10 et 11 (La Ronde et Nuailé) présentent des communautés beaucoup plus équilibrées, avec des indices inv Simpson les plus élevés (le plus grand nombre d'espèces communes). L'espèce la plus abondante en zone 11 est *Calopteryx splendens*. Les seules espèces d'anisoptères relativement abondantes sont du genre *Orthetrum* (*O. cancellatum*), 5ème espèce en abondance globale, soit 184 observations dans les zones 1, 9 et 10 (avec 91 obs.), et *O. albistylum*, 106 observations surtout notées pour les zones 8 et 10.

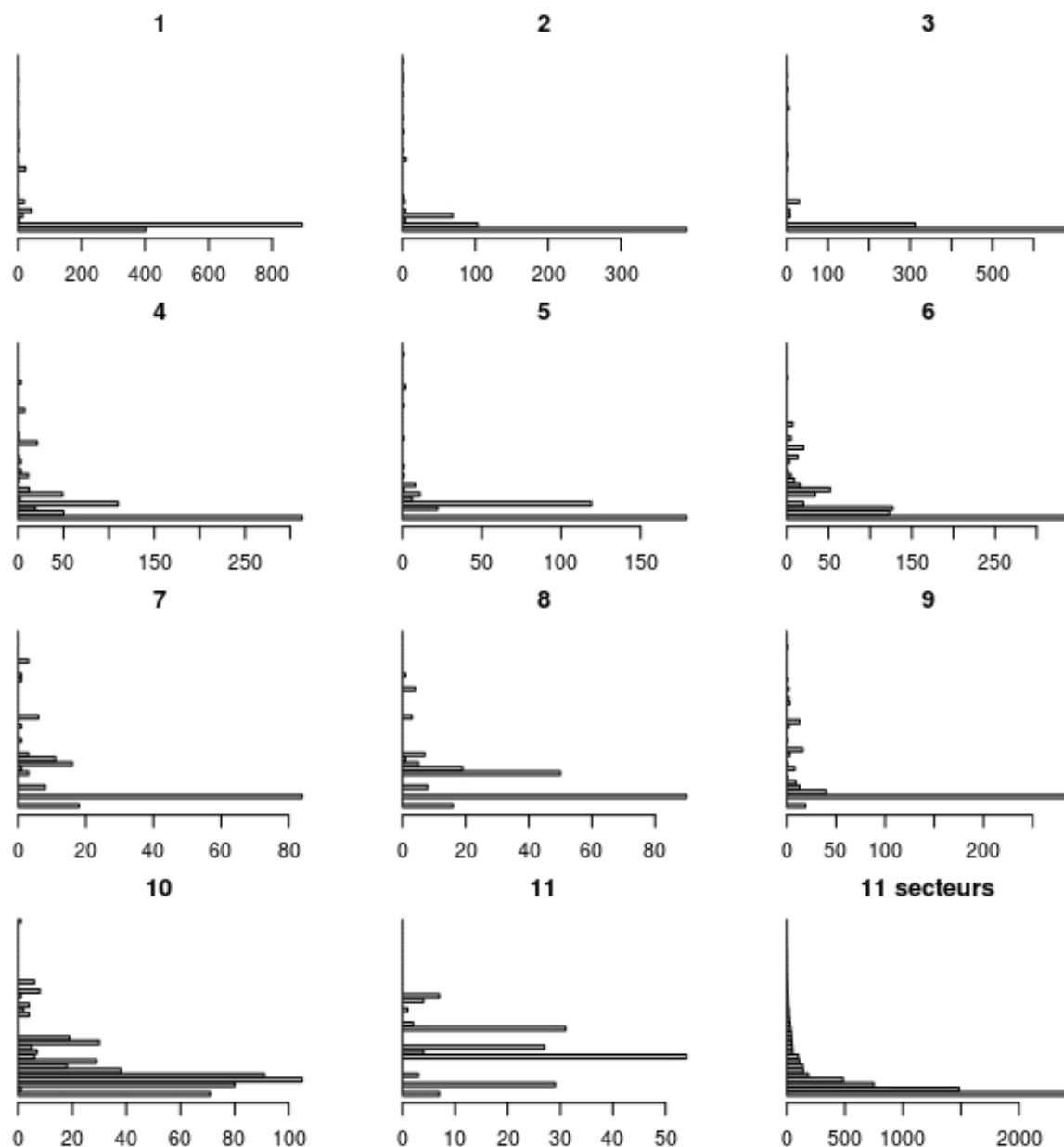


Figure 41: Abondances des espèces d'odonates adultes dans les 11 zones. Les échelles d'abondances sont variables selon les zones. Les espèces sont toujours triées dans le même ordre d'abondance décroissante du total des 11 zones (dernier graphe). Les 6 espèces du bas vers le haut sont *Ischnura elegans*, *Erythromma viridulum*, *Platycnemis pennipes*, *P. acutipennis*, *Orthetrum cancelatum*, et *P. latipes* (2 % des observations).

Comparaisons entre les zones d'étude

Le positionnement des données « odonates » des onze zones sur le plan factoriel 1-2 de l'ACP sépare nettement les zones selon le secteur du marais (Est ou Ouest) où elles se trouvent (figure 42). Ces deux grands ensembles de communautés d'odonates se distinguent principalement par leurs espèces dominantes : *Ischnura elegans* et *Erythromma viridulum* qui structurent les communautés d'odonates pour les zones situées à droite de la composante 1 de l'ACP (Ouest du marais), et *Platycnemis pennipes* à gauche (Est du marais). *Platycnemis accutipennis* et les *Calopteryx* sont les principales espèces qui déterminent l'agencement des zones sur la composante 2. Une particularité est à signaler : un certain isolement de la communauté de la zone 11 sur le plan

1-2 de l'analyse multivariée en raison de la présence de deux espèces du genre *Calopteryx*, (*C. splendens* et *C. virgo*), et de *Sympetrum sanguineum*, qui ne sont relativement abondantes que dans cette zone (figure 42). Les zones 5 et 6 changent très sensiblement de position selon les années (chiffres de la zone de couleur différente selon l'année) et sont en position relativement intermédiaire par rapport aux deux grands ensembles.

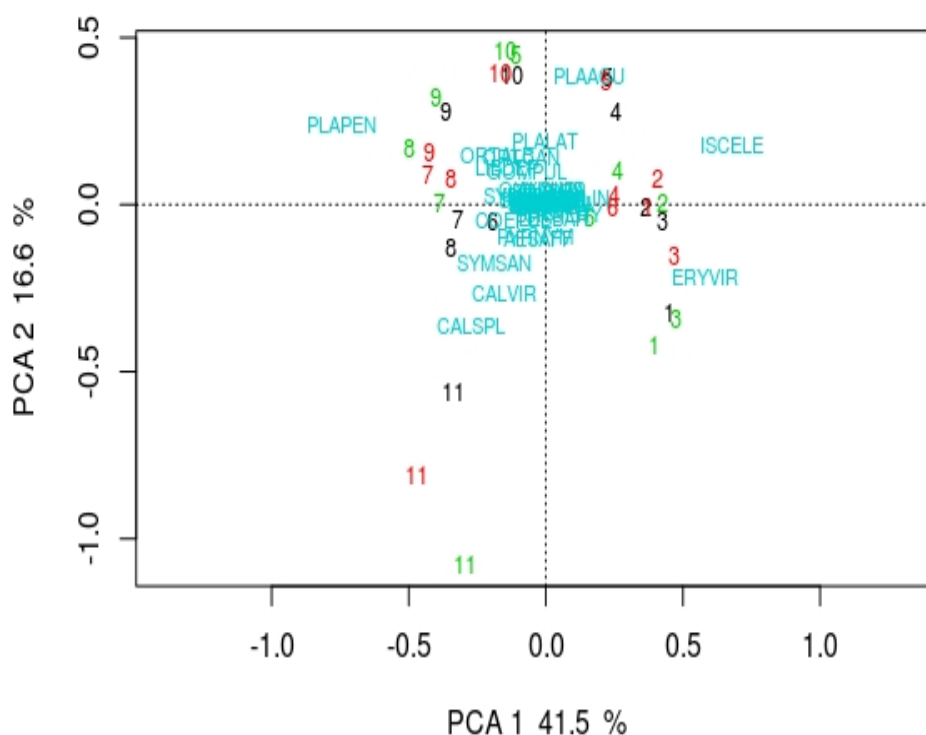
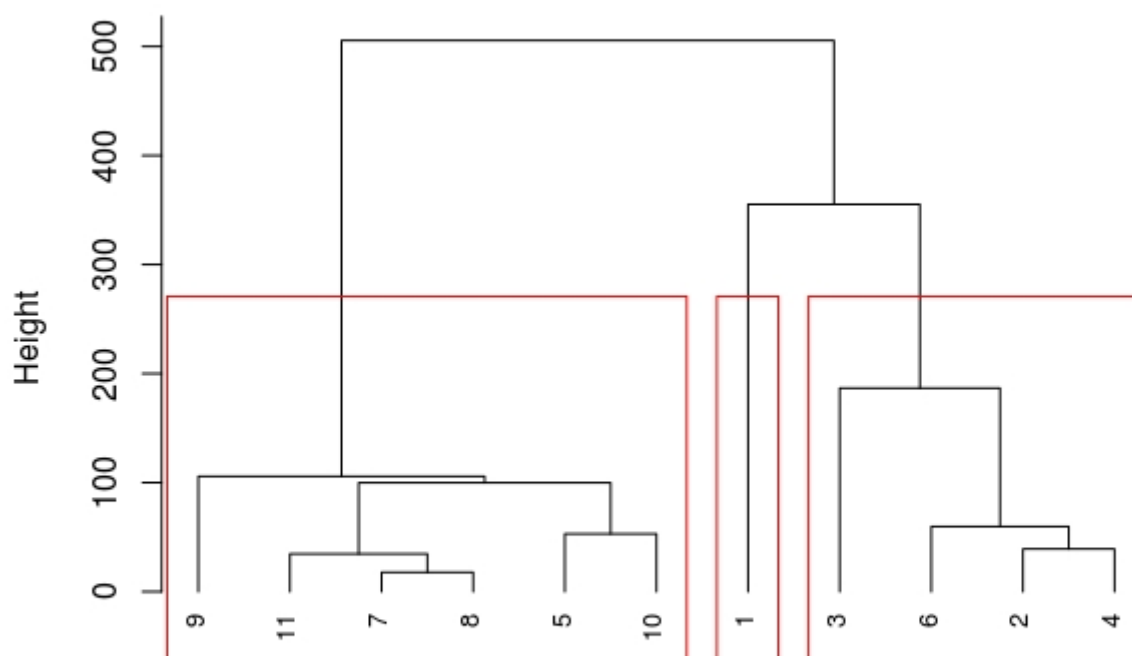


Figure 42: Distributions des zones d'étude et des taxons sur le plan factoriel 1-2 d'une analyse en composantes principales réalisée sur les données d'abondances des espèces d'odonates adultes. Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert). Les taxons sont reportés (codes de 6 lettres genre-espèce) en fonction de leurs contributions aux composantes de l'ACP. Les % indiqués sont les contributions des composantes 1 et 2 de l'ACP à l'inertie totale du jeu de données. Voir l'annexe V pour les listes complètes d'espèces.

La classification confirme que deux groupes principaux peuvent être distingués sur la base de la composition des assemblages d'odonates adultes, l'un regroupant les zones de l'Est du marais et l'autre regroupant les zones situées à l'Ouest, à l'exception de la zone 1 (figure 43). La zone 1 se distingue nettement des autres zones de l'Ouest. Des sous-groupes se distinguent aussi bien au sein des zones de l'Est (5 avec 10, 11, 7 avec 8, 9) que de l'Ouest (3 d'un côté, 6, 2 et 4 d'une autre).



Regroupements des zones

Figure 43: Dendrogramme obtenu à partir des données d'abondances d'odonates, les deux parcours par zone et les 3 années regroupés.

Relations entre les communautés et les variables environnementales

Projection des variables

Les projections des variables environnementales sur le plan factoriel 1-2 de l'ACP sont présentées sur la figure 44. Plusieurs variables paysagères et des variables liées à la qualité de l'eau apparaissent bien corrélées à la dispersion des données dans le plan 1/2. Concernant les variables paysagères, la proportion de plans d'eau libre ou à l'opposé la proportion des boisements, ainsi que le linéaire de canaux primaires, sont déterminants sur la composante 1; la proportion de prairies et le linéaire de canaux secondaires et dans une moindre mesure, le linéaire de canaux tertiaires, sont corrélés aux deux composantes.

Concernant les variables liées à l'eau, celles reliées à la qualité de l'eau (conductivité, azote total et oxygène en positif, nitrates en négatif) sont bien liées à la première composante de l'ACP et donc à la composition des communautés végétales; les niveaux d'eau, hors période printanière, représentent bien la seconde composante de l'ACP.

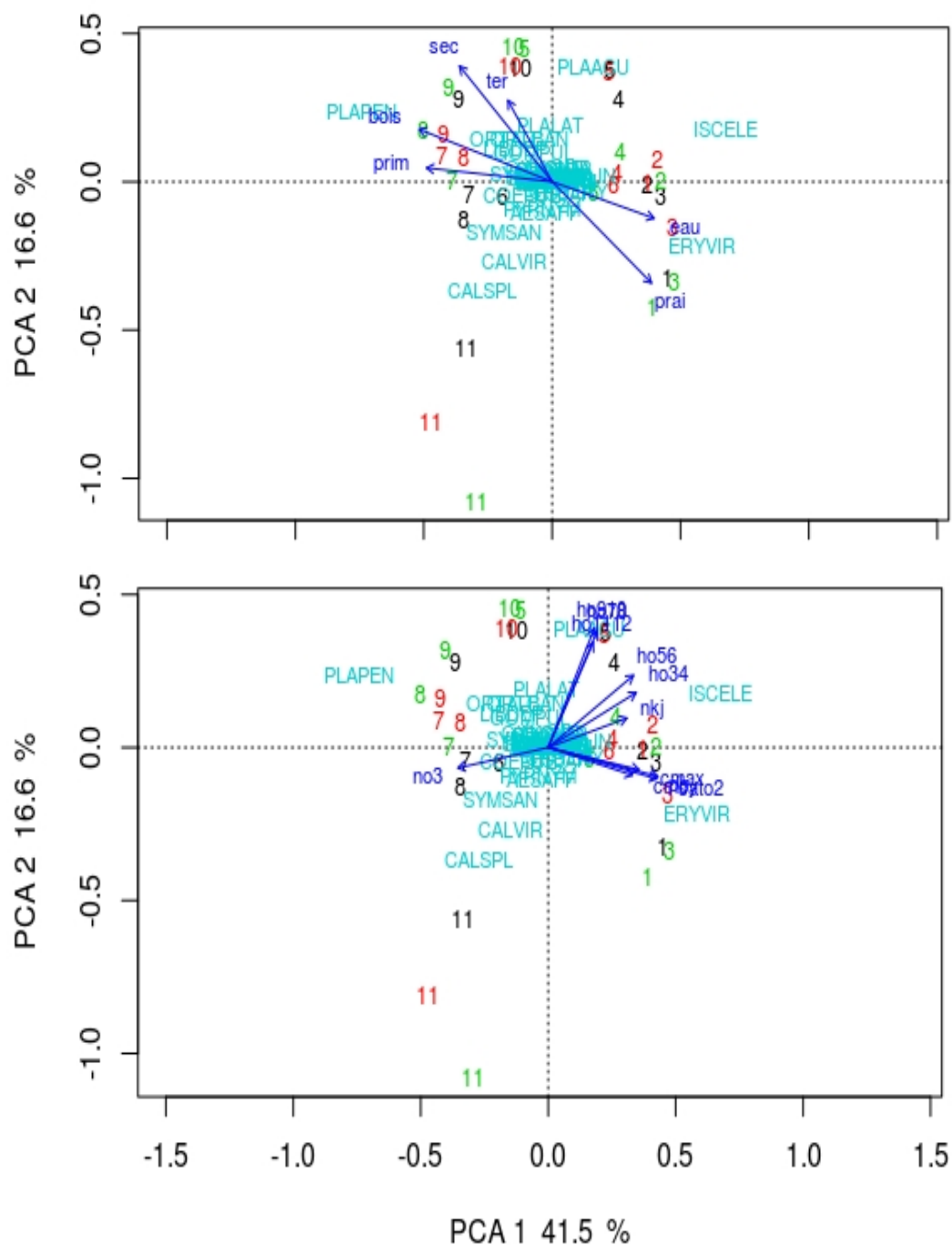


Figure 44: Projections (flèches bleues) des variables paysagères (haut) et de qualité et niveaux d'eau (bas), sélectionnées au préalable au seuil de 5 % (test de permutation) sur le plan factoriel 1-2 de l'ACP des données d'abondance des espèces d'odonates adultes, trois années confondues. Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert). Les taxons sont également projetés (codes de 6 lettres genre-espèce).

Modèles prédictifs

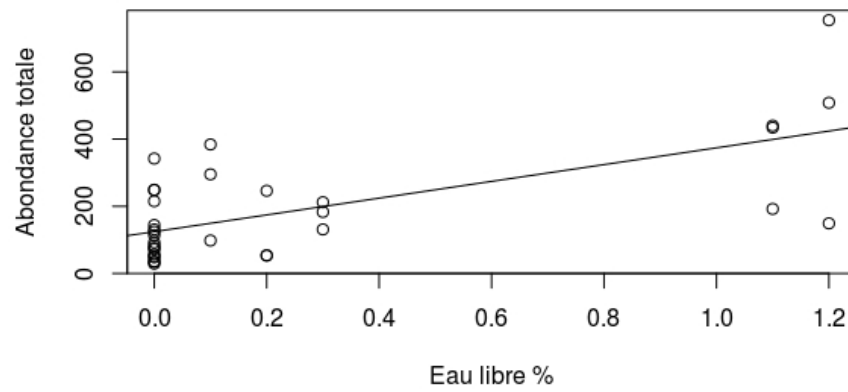
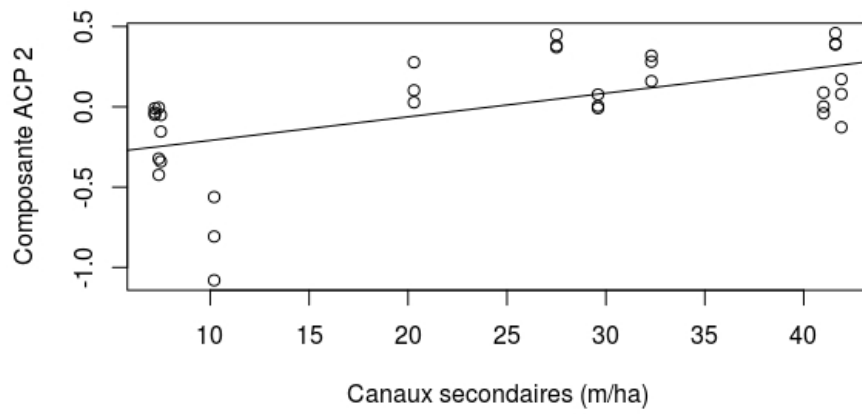
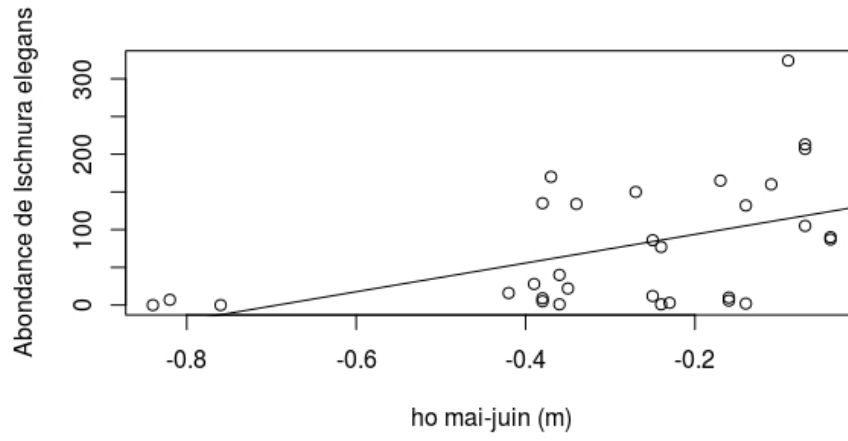
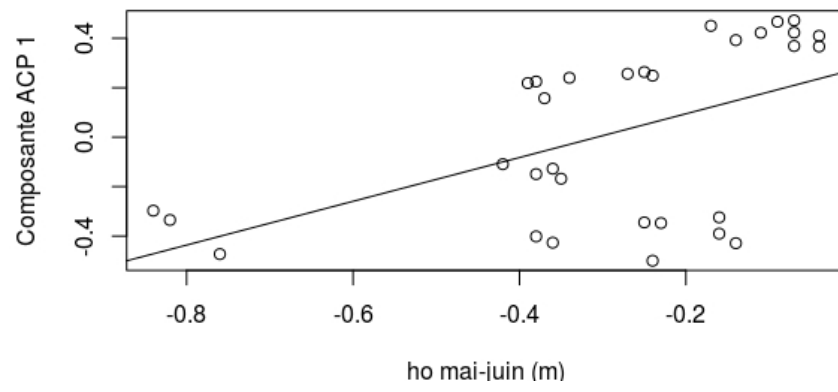
La démarche suivie a été la même que pour les autres groupes taxonomiques, en modélisant les indices synthétiques de la biodiversité (richesse spécifique, indices de Shannon et de Simpson, scores des relevés sur les composantes 1 et 2 de l'ACP) et les abondances de certains taxons dominants, en fonction des variables retenues par les procédures évitant les trop fortes corrélations (voir § 2.3).

Les variables sélectionnées par les GLM sont présentées dans le tableau 22.

Les indices de biodiversité (Richesse, Shannon, Simpson) ne sont pas bien décrits par les variables environnementales utilisées. Aucun modèle satisfaisant n'a été obtenu pour la richesse spécifique en odonates à l'échelle des zones. Les modèles obtenus pour les indices de Shannon et de Simpson sont de faible qualité, avec des variables paysagères seulement. En revanche, la composition des communautés (scores ACP1) est bien modélisée par la combinaison du niveau d'eau de mai-juin (voir figure 45) et de deux variables paysagères : la proportion de boisements et, avec un effet moindre, le linéaire de canaux secondaires. Le modèle portant sur l'abondance globale en odonates adultes est de qualité moyenne, les variables sélectionnées étant la proportion de plan d'eau libre (lien positif) et le linéaire de canaux secondaires (lien négatif, voir figure 45). Les abondances de l'espèce dominante, *I. elegans*, sont bien prédites par les proportions de bois et les niveaux d'eau de mai-juin (variable également retenue dans le modèle portant sur l'abondance totale en odonates). L'abondance de *Platycnemis pennipes* est très bien prédite. C'est le seul modèle pour lequel plusieurs variables de qualité de l'eau sont sélectionnées, qui présentent en outre un très fort effet. Quelques variables supplémentaires sont associées à l'abondance de cette espèce (proportion de bois, de prairie et pluviométrie de printemps).

Tableau 22: Variables retenues dans les modèles linéaires généralisés (GLM) appliqués à divers descripteurs des odonates adultes des bordures de canaux et des prairies à l'échelle des zones d'étude, accompagnées des valeurs des estimateurs moyens associés (procédure de "model averaging"). La famille du modèle est fonction de la distribution de fréquences des données déterminée au préalable (lois de Poisson, Log normale, binomiale négative ou gaussienne). Le R^2 du meilleur modèle (AICc minimal) et les poids cumulés des modèles avec $\Delta AIC < 2$ sont reportés dans les dernières colonnes afin de renseigner sur la qualité des prédictions.

Descripteur de la biodiversité modélisé	Variables retenues, estimateurs	R^2 du meilleur modèle	Poids cumulés des $\Delta AIC < 2$ en %
Richesse	Aucune variable retenue		
Exp Shannon	prai -0.27	0.41	26
Inv Simpson	sec 0.39 ter -0.39 prai -0.32	0.40	40
PCA1	ho56 0.17 bois -0.25 sec -0.08	0.89	59
PCA2	sec 0.24 prai -0.23 cmoy -0.13 ho56 0.21	0.61	38
Abondance totale	eau 0.42 sec -0.51	0.64	32
<i>Ischnura elegans</i>	ho56 0.82 bois -1.26	0.73	53
<i>Platycnemis pennipes</i>	cmoy -3.81 bois 0.30 pl34 0.31 prai -0.37 sat02 -0.76 corg -2.34	0.80	81
<i>Erythromma viridulum</i>	Pas de convergence		



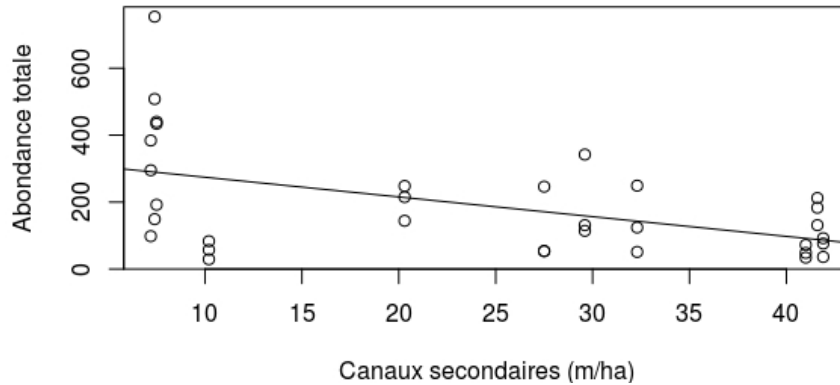


Figure 45: Relations univariées entre certains descripteurs des communautés d'odonates et certaines variables sélectionnées par les GLMs pour ces descripteurs (voir le tableau 22). Les niveaux d'eau négatifs indiquent un niveau du canal en dessous du niveau moyen de la zone.

Bilan

L'analyse des communautés d'odonates adultes, à partir des différents descripteurs utilisés, montre très clairement un contraste entre les zones d'études et entre le groupe de zones de l'Est et de l'Ouest du marais. Les contrastes entre zones sont relatifs aussi bien à l'abondance absolue comme à l'abondance relative des espèces dominantes. La zone 1 se distingue des deux autres groupes.

Des variables environnementales, de différentes catégories, s'avèrent être de bons prédicteurs de la composition des communautés, et pourraient donc expliquer les la distinction en trois grands groupes des communautés d'odonates adultes. La richesse spécifique ne répond à aucune variables environnementale disponible alors qu'elle varie d'un facteur 2 entre zones. Des variables dites paysagères, décrivant l'environnement proche autour des itinéraires de suivi sont sélectionnées dans plusieurs modèles. Le linéaire de canaux du réseau secondaire est une variable retenue dans plusieurs modèles, en particulier sur les descripteurs de biodiversité que sont l'inverse de Simpson, les scores de la composante 2 de l'ACP des communautés et l'abondance totale en odonates. Dans tous les cas, l'association avec le linéaire de canaux est positive, et pourrait signaler l'affinité des odonates pour les canaux (diversité et abondance) mais aussi le caractère discriminant du linéaire de canaux qui pourrait impacter la composition des communautés (cf scores ACP).

Par ailleurs, le linéaire de canaux du réseau secondaire est bien corrélé à celui du réseau tertiaire : par conséquent, cette métrique linéaire II (et III) approche la quantité d'habitats aquatiques disponibles pour les odonates, ce qui prend un sens précis connaissant la dépendance de ce groupe à ces milieux pour leur reproduction et leur alimentation. Dans la même logique, la proportion de surface en eau libre, est aussi une variable sélectionnée pour le modèle portant sur les abondances totales en odonates. Parmi les variables paysagères, la proportion de zones boisées (négativement corrélée à la proportion de prairies) apparaît significative pour modéliser les communautés (scores de l'ACP) et l'abondance de deux espèces prépondérantes.

Les zones boisées ne sont pas *sensu stricto* un habitat pour les odonates, même si les lisières sont utilisées par les individus en déplacement ou en alimentation. C'est ce que semble indiquer le

modèle portant sur les scores de la composante 1 de l'ACP des communautés. C'est aussi le cas pour le modèle portant spécifiquement sur les abondances d'*Ischnura elegans*.

Parmi les variables d'habitat, le niveau d'eau du canal à proximité de la station en mai-juin (ho56) est relié positivement à des contrastes de communautés (scores ACP). La disponibilité d'eau à cette période apparaît donc déterminante pour la composition des communautés et 'filtrer' les situations favorables à *Ischnura elegans* en particulier : cette espèce dominante est très bien corrélée et positivement à ho56. Les zones avec un niveau d'eau élevé en mai et juin (ho56) se caractérisent par des communautés très peu riches en espèces (zones 1, 2 et 3), composées presque exclusivement de deux espèces (*Ischnura elegans* et *Erythromma viridulum*), en très grand nombre. Les autres espèces ne sont représentées que par quelques individus. Le modèle portant sur l'abondance de l'espèce *Platycnemis pennipes* montre l'importance de variables de « qualité » et chimie de l'eau, avec une relation négative avec la conductivité moyenne et de concentration en carbone organique dissous de l'eau. La conductivité de l'eau est très dépendante de la localisation géographique de la zone considéré, et cet effet pourrait expliquer une partie des regroupements des zones, sur le plan des odonates, par grand secteur géographique. Cet effet opérerait donc via le contrôle de l'abondance de *Platycnemis pennipes*.

Les résultats obtenus montrent que différentes métriques approchant la quantité d'habitats aquatiques (linéaire de canaux secondaires, proportion de surface en eau libre, hauteur d'eau en fin de printemps) expliquent bien les patrons de biodiversité des odonates. Les effets de ces variables pourraient s'effectuer sur les communautés, via l'effet sur une espèce dominante : cette hypothèse qui fait intervenir des effets liées aux interactions biotiques dont l'issue dépendrait des conditions environnementales. Les niveaux d'eau des différentes périodes (bimestres) étant bien corrélés entre eux, il reste également à analyser si le niveau d'eau en mai juin présente spécifiquement un caractère discriminant pour les communautés ou les espèces dominantes, ou s'il rend plutôt compte d'effet beaucoup plus global des niveaux d'eau sur l'ensemble du cycle hydrologique.

- 36 espèces recensées,
- de 11 à 20 espèces par zone,
- des niveaux de dominances variables au niveau des zones constitués de 2 à 8 espèces,
- sur l'ensemble des onze zones, 4 espèces sont très dominantes : *Ischnura elegans*, *Erythromma viridulum*, *Platycnemis pennipes* et *P. acutipennis*, toutes des zygoptères,
- une division Est – Ouest liée aux zygoptères dominantes, 1 à 4 pour l'Ouest et 7 à 10 pour l'Est, 5 et 6 intermédiaires et zone 11 isolée du fait de la présence des deux espèces *Calopteryx*,
- les descripteurs synthétiques de l'ensemble de la biodiversité sont peu liés aux variables environnementales,
- la composition des communautés des odonates adultes répertoriées en prairies peut être bien modélisée via des variables environnementales des 3 catégories de variables dont le % boisement ou prairies et le niveau d'eau de mai-juin (en positif),
- un bon modèle pour *Ischnura elegans* avec le niveau d'eau de printemps et une relation négative au % de boisements,
- un bon modèle, pour *Platycnemis pennipes*, dépendant surtout de la conductivité de l'eau, et dans une moindre mesure de variables d'occupation du sol

3.7. Résultats relatifs à la végétation prairiale

Richesses et abondances

Les listes et abondances d'espèces par zone sont fournies en fichiers joints (voir annexe V). Les suivis réalisés sur les 3 ans ont répertorié plus de 87 000 observations, en grande majorité identifiées à l'espèce, dont 777 observations au genre (34 genres). Parmi les identifications au genre, deux (*Salix* et *Senecio*) n'ont aucune espèce identifiée renseignée, mais il s'agit de seulement trois données sur une station de la zone 9 pour le premier genre et de deux données (zone 10 stations 5B et 6A, en 2014) pour le second genre. Pour le *Salix*, il s'agit très probablement de l'espèce *S. atrocinerea*. Les cas présentant le genre et une espèce identifiée (8) sont mentionnés dans le tableau 23. Les 24 autres genres comportent au moins deux espèces identifiées en plus des observations non identifiées. Pour les genres comportant plusieurs espèces, le degré d'incertitude d'identification est tel qu'il est impossible de trancher entre deux espèces. Ces observations (moins de 1 % du total des observations) n'ont pas été intégrées dans les analyses qui suivent.

Tableau 23: Liste des genres comportant des identifications incomplètes. Dans ce cas, une seule espèce a été identifiée. Ces observations n'ont pas été intégrées dans les analyses.

Genre	Espèce identifiée	Commentaire
<i>Bidens</i>	<i>B. tripartita</i>	1 cas (zone 11) où <i>B. tripartita</i> est déjà présente
<i>Crepis</i>	<i>C. vesicaria</i>	Genre vu seulement en 2014 + 1 observation en 2015. Id. au genre sur zones 1 et 10 (2 et 7 fois respectivement), id. à l'espèce sur zone 2 (8 fois)
<i>Digitaria</i>	<i>D. sanguinalis</i>	reporté en 2014 et 2015. Id. au genre seulement en 2014, zone 8 / 59 observations. Il y a aussi des observations id. à l'espèce en 2014 zone 8.
<i>Fraxinus</i>	<i>F. excelsior</i>	26 id. au genre, 2014 et 2015. Avec autres combinaisons zone x année en id. espèce
<i>Geranium</i>	<i>G. dissectum</i>	5 observations dont 4 en 2014 zone 9
<i>Polycarpon</i>	<i>P. tetraphyllum</i>	2 id espèce en 2015 et 4 au genre en 2014
<i>Polygonum</i>	<i>P. oxyspermum</i>	2 id. au genre, 4 à l'espèce
<i>Tragopogon</i>	<i>T. pratensis</i>	1 id. à l'espèce, 4 observations au genre

A l'échelle de l'ensemble des zones étudiés dans le Marais Poitevin, 263 espèces ont été identifiées appartenant à 132 genres, auxquels il faut ajouter les genres *Senecio* et *Salix*. Les courbes d'accumulation d'espèces produites à partir des données des stations (10 par zone) montrent qu'un plateau est quasiment atteint avec toutes les données des trois années de suivi, ce qui signifie que le nombre d'espèces maximum présentes est pratiquement obtenu avec ce jeu de données. En revanche, ce n'est pas le cas pour chacune des années prises une à une (figure 46). Par conséquent, les données des trois ans doivent être combinées pour fournir une bonne description de la biodiversité des prairies.

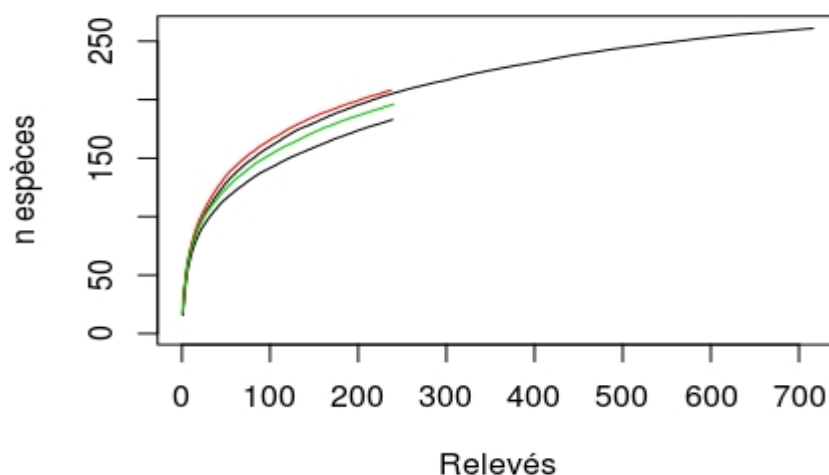


Figure 46: Courbes d'accumulation de la richesse de la végétation prairiale en fonction du nombre de relevés en séparant les années (10 stations * 11 zones * nombre variable de zones homogènes = env. 235 données par an, noir, rouge et vert pour 2014, 2015 et 2016 respectivement) et les trois années confondues (5 stations * 11 zones * 3 années * nombre variable de zones homogènes = 716 données).

Sur la base des jeux de données compilés sur les trois ans, la richesse par zone obtenue en cumulant les 10 stations varie entre 62 et 124 espèces (tableau 24). La plus grande richesse spécifique est relevée dans la zone 9 (124 espèces), c'est aussi le cas en 2015 et 2016. La zone 8 est la plus pauvre chaque année ainsi que sur l'ensemble des trois ans (62 espèces).

La richesse spécifique moyenne par zone mesurée à l'échelle des stations ($n = 10$ par zone) varie entre 19 et 38 (figure 47) avec relativement peu de changement d'une année sur l'autre.

L'inverse de l'indice de Simpson, qui indique le nombre d'espèces communes, varie entre 15 et 22 selon les zones, soit 23 à 47 % des espèces (en moyenne 31 %, tableau 24). De façon générale, les zones dont la richesse est faible ont comparativement plus d'espèces communes que les zones les plus riches. Ceci montre que l'augmentation de richesse spécifique dans les prairies correspond à des ajouts d'espèces peu abondantes. La zone 9, la plus riche en espèces, se caractérise par l'équitabilité la plus faible (16 % en cumul annuel) alors que la zone 8 a une équitabilité parmi les plus élevées (26 %).

Au niveau des groupements de végétation homogène, le nombre d'espèces varie entre 3 (la station 5 de la zone 3 en 2015 avec *Agrostis stolonifera*, *Elytrigia repens* et *Glyceria fluitans*, des couverts faibles, beaucoup de sol nu) à 37 (la station 7 de la zone 5 en 2016) avec un mode à 15 espèces (médiane de 17 espèces et moyenne de 17.42 espèces).

Tableau 24: Indices de diversité (à l'exclusion des identifications au genre) par zone et par année pour la végétation prairiale. Les zones les plus riches sont en gras et les plus pauvres en italique.

Par zone, trois ans			
	Richesse	Exp Shannon	Inv Simpson
1	97	34.0	23.8
2	100	35.0	22.6
3	86	28.6	18.7
4	76	28.1	20.8
5	106	33.5	23.9
6	78	28.3	20.2
7	92	27.2	17.8
<i>8</i>	<i>62</i>	<i>20.7</i>	<i>16.1</i>
9	124	32.7	19.7
10	82	25.0	17.4
<i>11</i>	<i>71</i>	<i>21.7</i>	<i>15.6</i>
Par an, toutes zones confondues			
2014	185	43.5	26.5
2015	209	41.7	23.8
2016	196	43.6	26.6
Toutes années et zones confondues			
	263	48.5	30.1

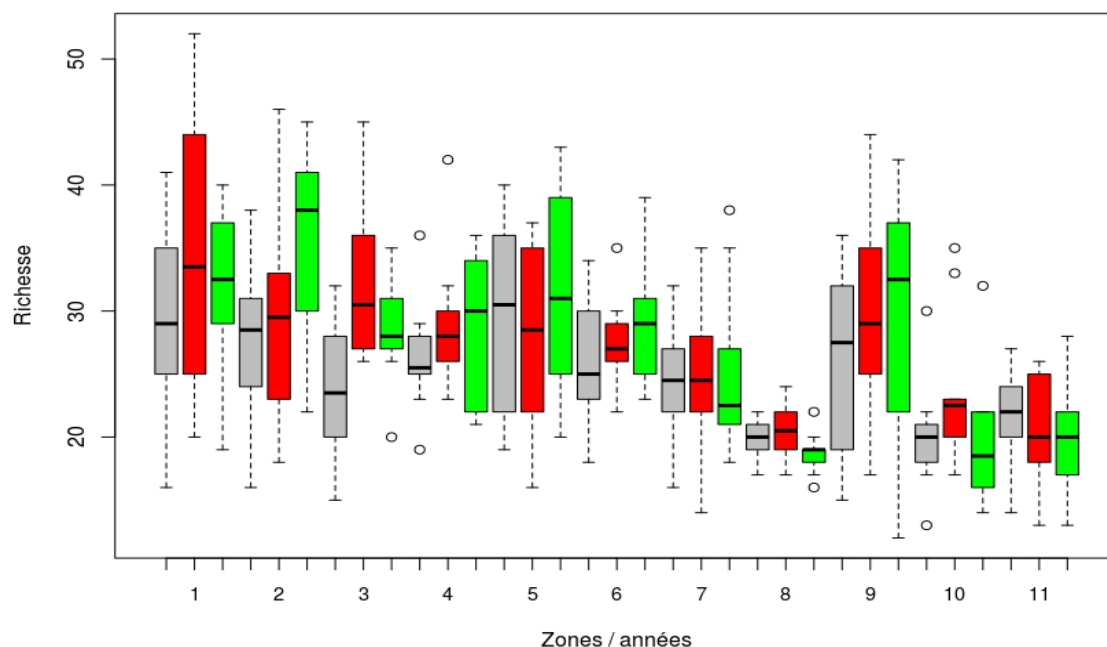


Figure 47:

Richesses spécifiques de la végétation prairiale par zone et année (n =10 stations pour chaque boîte à moustache). Les 3 boîtes à moustache successives de couleur différente correspondent aux 3 années pour une même zone (noir 2014, rouge 2015 et vert 2016). Chaque boîte à moustache comporte la valeur médiane (barre horizontale), les quartiles inférieurs et supérieurs (extrémité des lignes en pointillés), ainsi que les valeurs extrêmes (ronds vides).

Réponse aux conditions d'humidité et d'inondation :

La réponse de la végétation à l'humidité et l'inondation peut être approchée par les indices F d'Ellenberg (F pour Flooding) qui varie entre 1 (plante de milieu aride) à 12 (plante aquatique). Dans le jeu de données considéré ici, une majorité d'espèces ont un indice F d'Ellenberg compris entre 4 et 10 (figure 47). Les espèces dont l'indice F varie entre 3 et 5.5 (96 espèces dans les relevés) sont considérées comme mésophiles, celles dont l'indice se situe entre 5.5 à 7.5 sont qualifiées de méso-hygrophiles (75 espèces), et celles dont l'indice F est supérieur à 7.5 sont dites hygrophiles (88 espèces). Les plantes aquatiques ont un indice de 11 ou 12.

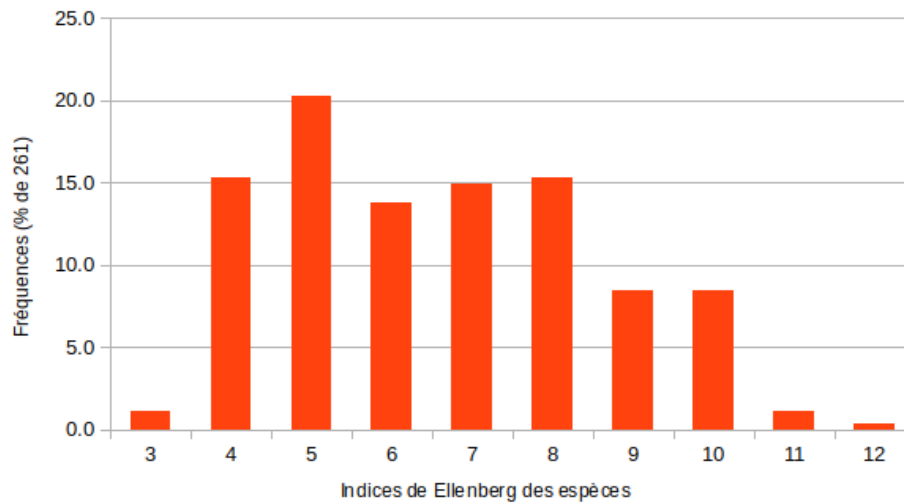


Figure 48: Distribution de fréquence des espèces de la végétation prairiale (sans celles identifiées au genre, $n=261$ espèces) en fonction de leur indice F d'Ellenberg.

Contrastes de végétation entre zones et entre groupements homogènes répartis le long de transects topologiques

Une première analyse en composante principale a été réalisée à l'échelle des zones en combinant les observations des 10 stations par zone, c'est à dire décrivant une végétation moyenne pour chaque zone. La distribution des points discrimine nettement la végétation des différentes zones de marais et souligne la faible variabilité inter-annuelle (figure 49) puisque les 3 points correspondant aux 3 années sont très regroupés dans l'espace factoriel pour chacune des 11 zones. La composante 1 de l'ACP sépare la végétation des zones de l'Ouest de celles de l'Est du marais. Alors que les zones de l'Ouest sont très groupées, celles de l'Est sont séparées en deux ensembles, les zones 7, 8 et 11, d'une part, et les zones 9 et 10, d'autre part. Sur la composante 1 de l'ACP, la zone 5 est positionnée au même niveau que les autres zones de l'Ouest tandis qu'elle présente une position plus proche des zones de l'Est sur la composante 2.

Tableau 25: Fréquences cumulées (3 ans et 10 stations par zone) des 20 espèces les plus abondantes des prairies étudiées pour les 11 zones. En gras les espèces qui induisent un fort contraste entre les ensembles Est et Ouest.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Agrostis stolonifera</i>	667	764	520	835	372	881	951	640	756	603	867
<i>Poa trivialis</i>	231	685	614	462	415	384	566	376	644	241	602
<i>Lolium perenne</i>	550	724	849	482	579	504	345	315	206	87	226
<i>Alopecurus bulbosus</i>	749	730	870	737	380	551	78	7	34	9	32
<i>Carex divisa</i>	183	1142	990	742	676	301	14	-	-	-	-
<i>Trifolium fragiferum</i>	656	101	112	419	454	421	137	335	201	193	593
<i>Elytrigia repens</i>	343	427	567	266	160	180	38	50	443	381	169
<i>Ranunculus repens</i>	40	43	-	125	143	43	583	298	897	306	526
<i>Oenanthe fistulosa</i>	895	385	192	401	12	305	21	-	12	-	175
<i>Trifolium repens</i>	148	28	49	65	381	25	257	380	370	223	276
<i>Hordeum secalinum</i>	49	155	56	497	367	521	-	-	190	342	-
<i>Glyceria fluitans</i>	249	248	68	348	-	358	336	300	3	-	123
<i>Juncus gerardi</i>	717	424	368	211	209	61	14	-	-	1	1
<i>Eleocharis palustris</i>	177	95	88	271	7	361	392	188	5	10	396
<i>Ranunculus sardous</i>	502	282	285	238	306	223	16	2	1	46	7
<i>Carex hirta</i>	-	-	-	-	4	-	590	337	112	61	743
<i>Potentilla reptans</i>	5	6	1	-	8	97	147	14	714	416	366
<i>Carex cuprina</i>	18	3	9	2	281	19	616	360	212	98	68
<i>Alopecurus geniculatus</i>	305	120	261	122	-	216	132	167	10	11	247
<i>Eleocharis uniglumis</i>	445	53	67	19	8	89	121	225	-	20	207

Une analyse en composantes principales et des classifications ont ensuite été appliquées aux 716 relevés afin de décrire plus finement les contrastes au sein des zones, c'est-à-dire : 1) entre stations, et, 2) le long du gradient d'altitude (topologique) au sein de chaque station, qui existe à des degrés divers sur chaque station et chaque zones (voir figure 11 dans Gore et al. 2018). La variance du jeu de données expliquée par les deux premières composantes de cette ACP est de 18.7 et 13.1 % respectivement, bien moindre avec ce jeu de 716 relevés comparativement à la précédente analyse multivariée. Les composantes 3 et 4 portent respectivement 5.4 et 4.7% de l'inertie totale. La distribution des relevés sur le premier plan factoriel met en évidence une séparation suivant une diagonale (comparable aux résultats obtenus sur les autres groupes taxonomiques), avec deux grands ensembles correspondant aux zones situées à Est (zones 1 à 6), en haut à droite du nuage de points, et un ensemble correspondant aux zones de l'Ouest du marais (zones 7 à 11), en bas à gauche du nuage de points (figure 50). Ce gradient spatial de

positionnement des zones reflète d'évidence la combinaison d'un gradient de durée d'inondation ou d'humidité du sol couplé à un gradient de salinité.

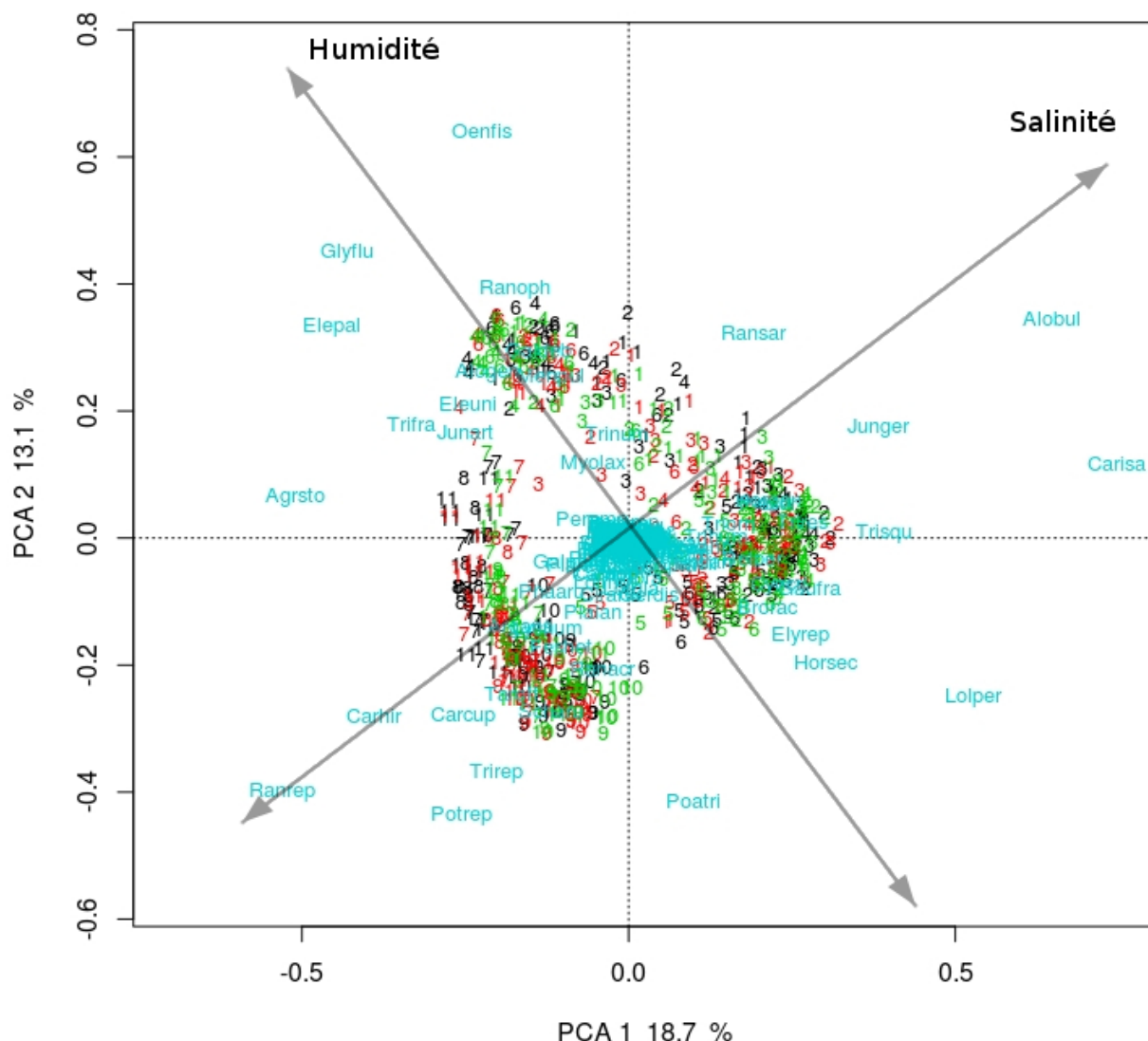


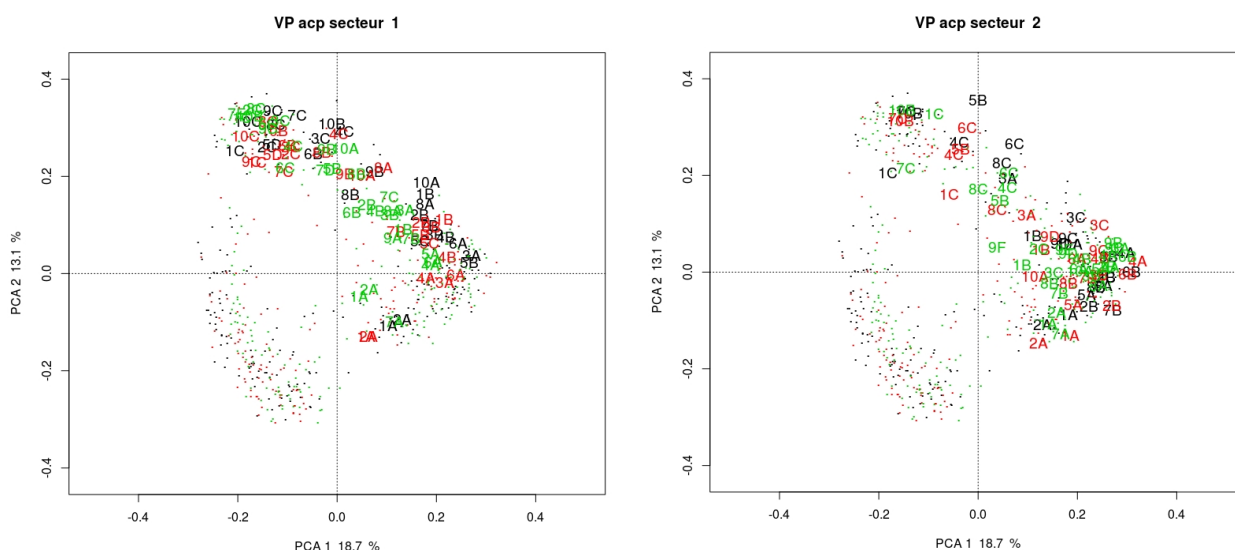
Figure 50: Distributions des 716 relevés de végétation prairiale sur le plan des deux premières composantes d'une ACP réalisée sur les données décrivant la végétation pour chaque groupement homogène. Les numéros des zones sont indiqués. Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert). Les taxons sont reportés (codes de 6 lettres genre-espèce) en fonction de leurs contributions aux composantes de l'ACP. Les 2 lignes diagonales schématisent les gradients qui structurent les données. Les % indiqués correspondent aux contributions des composantes 1 et 2 de l'ACP à l'inertie totale du jeu de données.

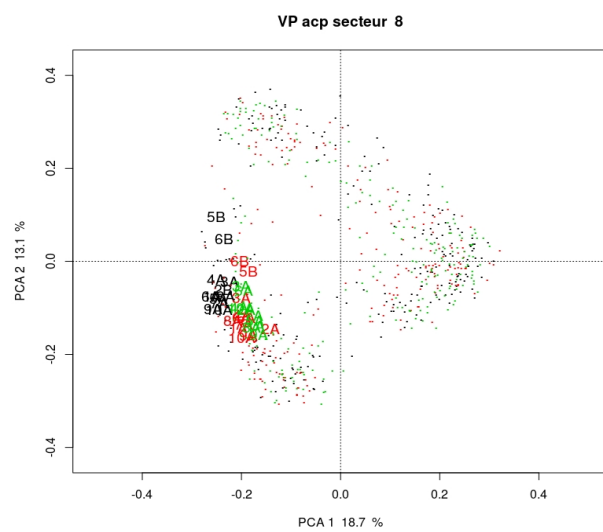
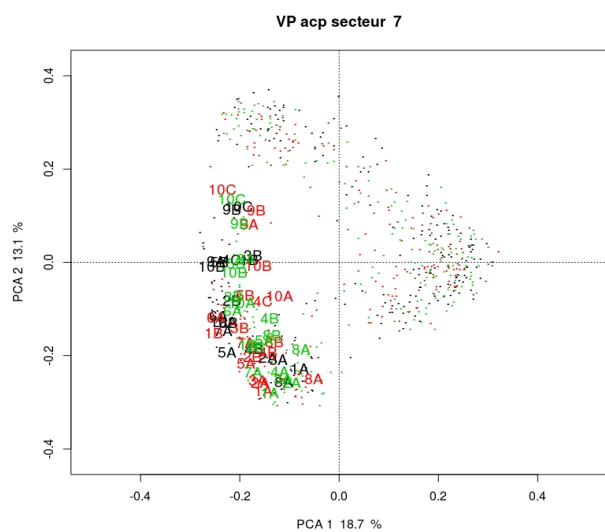
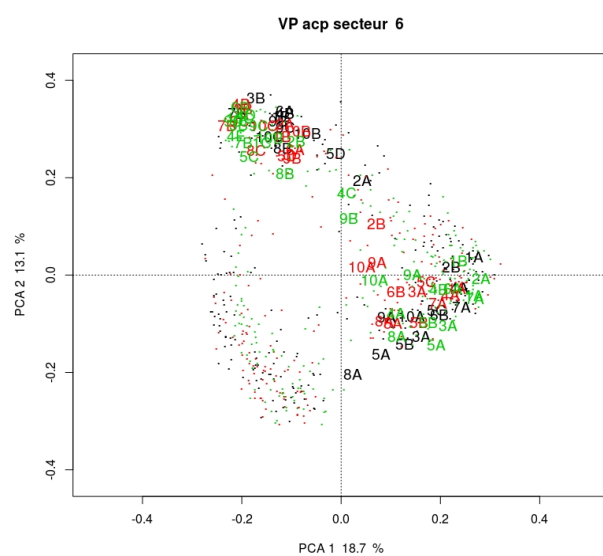
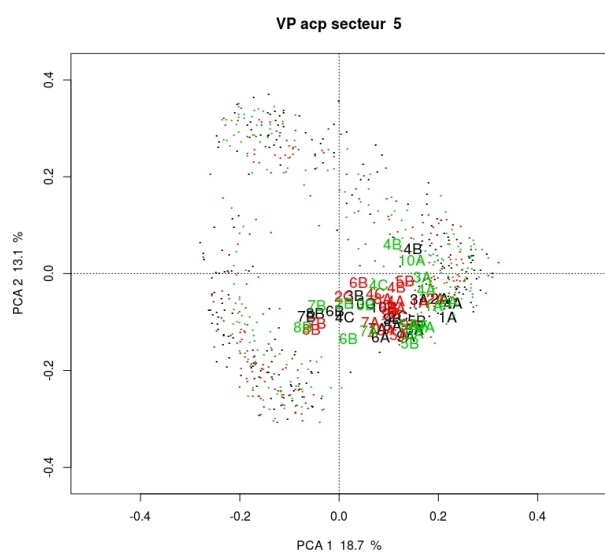
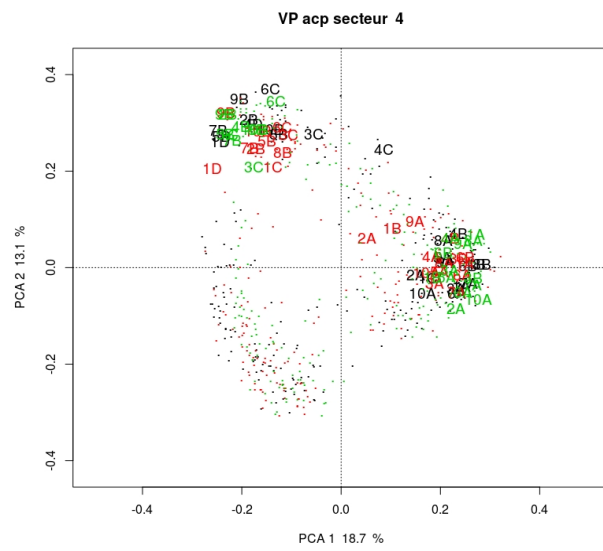
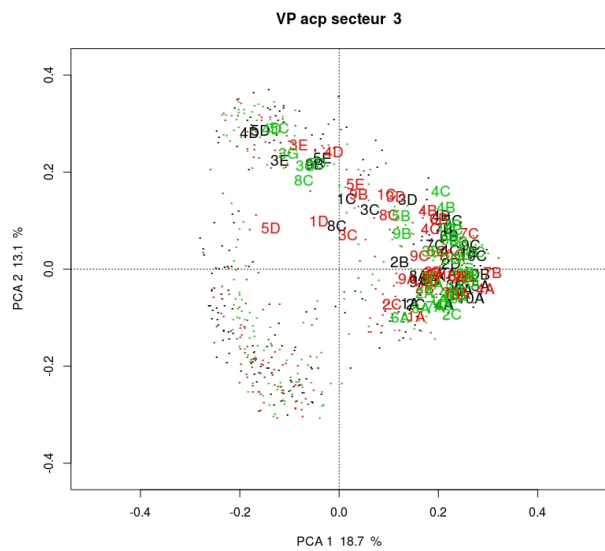
La distribution des espèces sur le même plan factoriel met en évidence celles qui contribuent principalement aux composantes 1 ou 2. Nombre de ces espèces contribuent de façon importante à ces 2 premières composantes simultanément. Par exemple, les contributions aux composantes 1 et 2 d'*Alopecurus bulbosus* sont 0.65 et 0.34, celles de *Juncus gerardi* sont 0.38 et 0.17, et celles de *Glyceria fluitans* sont -0.43 et 0.45. Cela confirme que les conditions d'inondation et de conductivité du sol interagissent étroitement pour déterminer la composition de la végétation dans

ces marais avec une toposéquence prononcée, comme déjà décrit par Tournade et Bouzillé (1995). Dans ces prairies, la conductivité présente en effet un pic pour des durées d'inondation « intermédiaires » : ces situations sub-saumâtres et inondées plusieurs semaines par an sélectionnent des espèces à la fois tolérantes à une inondation de quelques semaines et tolérantes au sel comme décrit par Bouzillé (1992) et Marion *et al.* (2010).

Les relevés de certaines zones sont dispersés suivant un second gradient en diagonale perpendiculaire au précédent, un axe de salinité croissante, d'autres au contraire restent très groupés indiquant une moindre variance intra-zone. Si l'on compare les plans factoriels des deux ACPs (figures 49 et 50) et en particulier les projections des espèces, les diagonales de la seconde peuvent alors être interprétées comme les composantes de la première. La diagonale « de salinité » correspond à la composante 1 de l'ACP des zones, avec les milieux plus salés, *Juncus gerardi* et *Alopecurus bulbosus* vers les valeurs négatives. La diagonale « d'humidité » par contre est à rapprocher de la composante 2, avec les espèces hygrophiles vers les valeurs négatives.

La figure 50 a été décomposée en 11 figures, une par zone, pour une meilleure lisibilité (Figure 51). La comparaison des 11 figures met en évidence les zones où il existe une forte dispersion des relevés au sein de la zone (ex. 1 à 4) et celles où la dispersion est beaucoup plus faible (ex. 8 à 10).





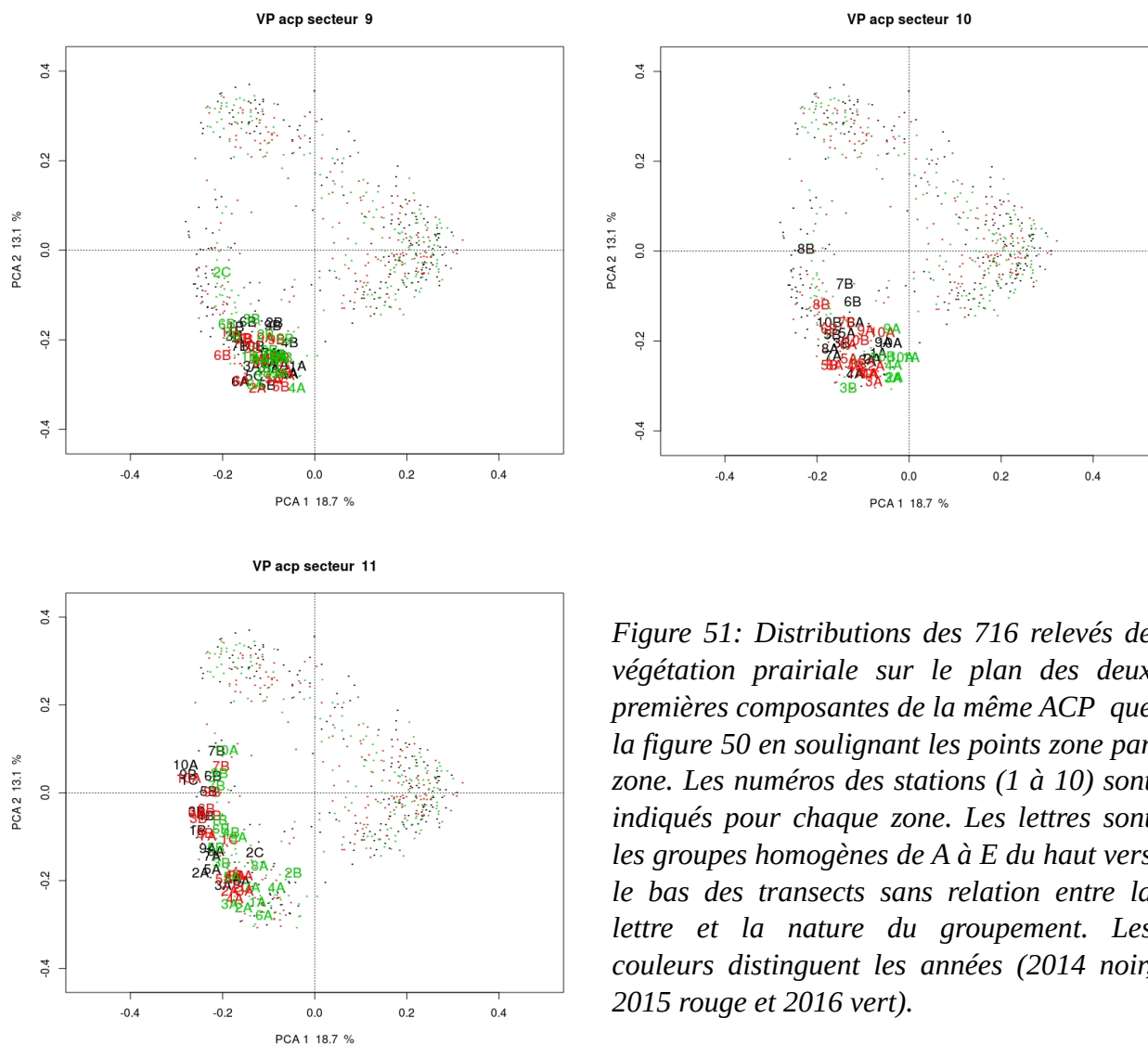


Figure 51: Distributions des 716 relevés de végétation prairiale sur le plan des deux premières composantes de la même ACP que la figure 50 en soulignant les points zone par zone. Les numéros des stations (1 à 10) sont indiqués pour chaque zone. Les lettres sont les groupes homogènes de A à E du haut vers le bas des transects sans relation entre la lettre et la nature du groupement. Les couleurs distinguent les années (2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert).

Par classification, 5 groupes de relevés de végétation peuvent être distingués (tableau 26) ainsi qu'un groupe de végétation 'non classés' car trop disparates ou éloignées des 5 classes assez homogènes. En effet, la méthode de classification de type « noisy » (avec bruit) écarte les points trop intermédiaires pour aboutir à des groupes (des classes) plus compacts. Les paramètres utilisés classent 68 % des relevés, 231 relevés restant non classés (voir l'annexe VII). Les regroupements de végétation prairiale obtenus par cette classification sont présentés sur la figure 52.

Tableau 26: Nombres de relevés de chaque zone qui sont rattachés à chacun des groupes issus de la classification avec bruit (voir aussi la figure 52). Les relevés d'une même zone sont sériés dans tout au plus trois des cinq groupes (en gras) tandis que à l'opposé, les relevés de certaines zones ne sont associés qu'à un seul des groupes de végétation (en italique). Au total 485 relevés sont classés. La richesse spécifique par groupe est indiquée en bas du tableau.

	5 (turquoise) Hygrophile marais desséché	1 (noir) Hygrophile marais mouillé	2 (rouge) Mésophyle hygrophile sub halophile	3 (vert) Mésophyle marais desséché	4 (bleu) Mésophyle marais mouillé	Non classés	N total
1	28		16			40 (47 %)	84
2	12		22	16		30 (37 %)	81
3	8		20	11		62 (61 %)	101
4	30		18	21		4 (5 %)	73
5				32		24 (43 %)	56
6	34		3	24		15 (19 %)	76
7		37			2	18 (31 %)	57
8		34				-	34
9					46	14 (23 %)	60
10					32	9 (22 %)	41
11		38			1	15 (28 %)	54
N total de relevés	112	109	79	104	81	231	
Richesse spécifique	121	106	106	127	134		

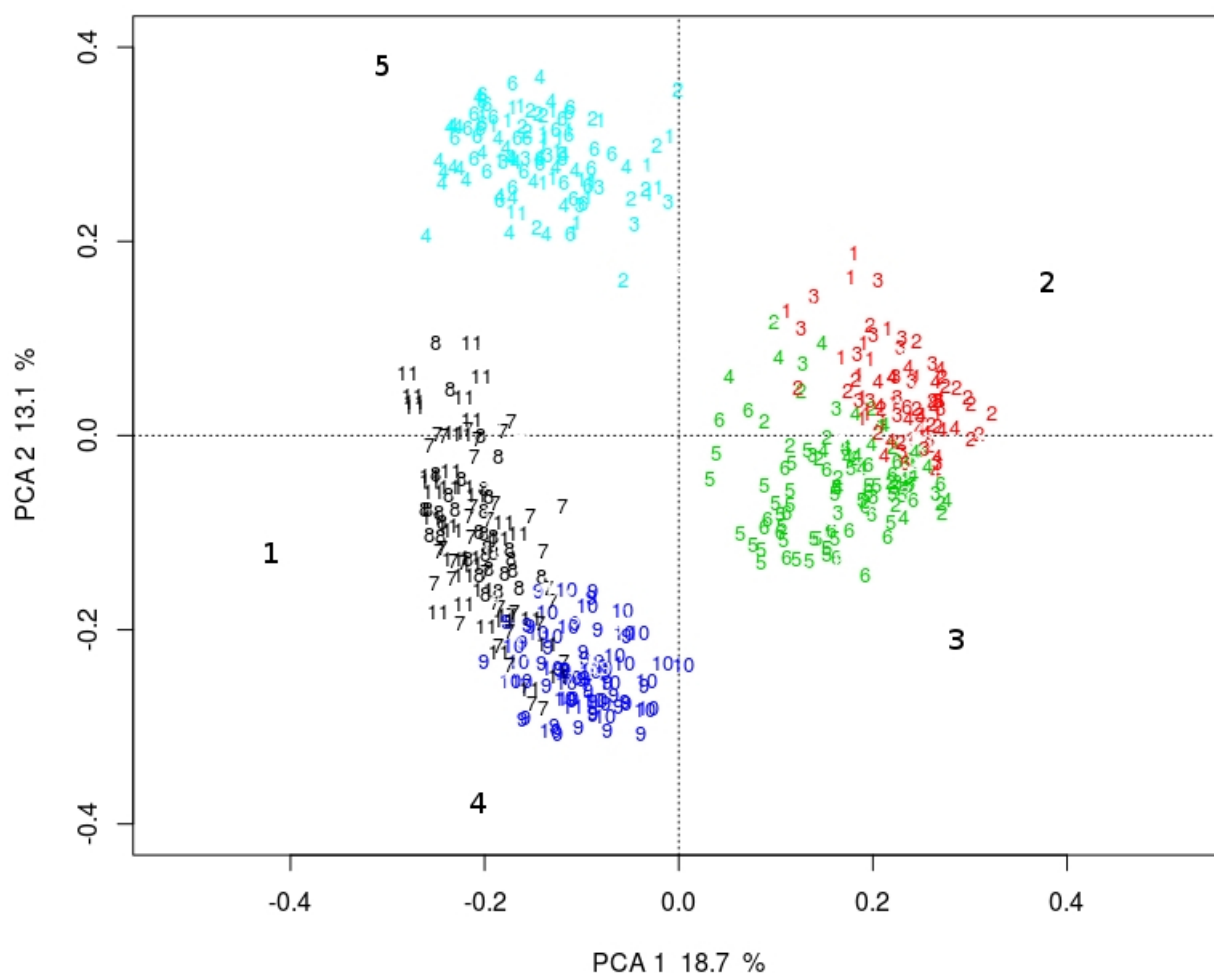


Figure 52: Distributions des 485 (sur 716 soit 68%) relevés de végétation prairiale retenus par la classification avec bruit, sur le plan des deux premières composantes d'une analyse en composantes principales. Les numéros des zones sont indiqués en petits chiffres, les couleurs et les grands chiffres sont les 5 groupes définis par classification avec bruit (de vegclust, $m = 1.2$, $dnoise=0.8$ et defuzzify avec un seuil de 0.6).

Les relevés des zones 1 à 4 sont classés dans les groupes 5, 2 et 3, soit la partie supérieure droite du nuage de points, les zones 2 à 4 étant réparties sur les 3 groupes (figure 52 et tableau 26). Les relevés de la zone 5 sont exclusivement classés dans le groupe 3. Les zones de l'Est du marais sont par contre regroupées dans les groupes 1 et 4, en bas à gauche du nuage. A l'inverse, le groupe 5 (turquoise), est constitué seulement de relevés des zones 1 à 4 et 6. Les groupes 2 et 3 ne sont composés que de relevés des zones de l'Ouest, et les groupes 1 et 4 que par des relevés des zones de l'Est. On remarque en outre dans le tableau 26 que la zone 3 a nettement plus de relevés non classés que les autres (61 %).

Le détail du nombre de relevés de végétation classés selon les groupes identifiés par la classification 'avec bruit' est reporté dans le tableau 26 (plus d'informations en annexe VII). Ce nombre de groupes, résultant de l'analyse par classification floue, fournit une première indication

de la diversité phytocoenotique¹ de la végétation des prairies de chacune des zones. Ce paramètre de diversité (ou richesse) phytocoenotique est très contrasté entre les zones situées à l'Ouest (sauf la zone 5), diversifiées, et celles situées à l'Est du marais qui le sont beaucoup moins.

Les richesses spécifiques des groupements 1 à 5 varient entre 106 et 134, le plus riche étant le groupe 4 mésophile de milieu doux qui, dans cette analyse, réunit l'ensemble de la végétation des prairies de la Venise verte.

Relations entre les communautés et les variables environnementales

Les contrastes de végétation prairiales entre zones s'expliquent pour une bonne part par les conditions abiotiques qui les différencient sur deux plans :

1) sur le plan de l'amplitude des contrastes d'altitude au sein des prairies :

- avec une gamme étendue dans les zones de l'Ouest du marais, qui conduit à la présence sur les mêmes parcelles de zones basses et plus inondées et des zones plus hautes plus sèches au sein des prairies

- avec des contrastes d'altitude très faibles au sein des prairies dans les zones de l'Est du marais

2) par la conductivité moyenne de leur sol et la gamme de valeurs de conductivité au sein de chaque prairie, qui sont nettement plus élevées dans les zones de l'Ouest du Marais (cf prairies sub-halophiles à toposéquence, voir (Amiaud *et al.* 1998, Bonis *et al.* 2005, Marion *et al.* 2010).

L'hétérogénéité des conditions écologiques, stationnelles, au sein des stations de suivi peut être mise en relation avec la diversité des phytocénoses (figure 53) : ainsi, la surface des polygones incluant l'ensemble des relevés d'une zone donnée (les polygones de Hull) fournit une mesure de la dispersion des points et donc de la diversité de la zone en termes de types de communautés végétales (tableau 27, voir aussi figure 51). L'analyse montre que les surfaces des polygones ne sont pas significativement corrélées à l'amplitude topographique des zones. Lorsque la zone 11 est exclue, dans la mesure où elle présente une dispersion anormalement faible des relevés par rapport à la variabilité topographique observée, une tendance significative apparaît ($R^2 = 0.32$), qui reste limitée. En tout état de cause, l'absence d'une relation forte entre la dispersion des relevés de végétation et l'amplitude topographique des zones indique que la topographie seule ne suffit pas à expliquer la diversité des relevés de végétation prairiale. On peut également remarquer que l'amplitude topographique n'est pas non plus corrélée à la richesse spécifique (tableau 27). Par exemple, pour une amplitude d'altitude autour de 60 cm, la richesse varie entre 76 et 124 espèces selon les zones. Il faut donc chercher un effet « zone » sur la structure et la richesse de la végétation, au-delà de l'effet de la gamme d'altitude.

1 Richesse phytocoenotique : nombre de groupements de végétation (ou de communautés végétales). NB : les groupes auxquels on se réfère dans ce travail ne peuvent pas être considérés comme des « types » au sens de groupes participant à une typologie. En effet, dans ce travail, ni la stratégie d'échantillonnage ni les analyses conduites ont été conçues de façon à produire une typologie de la végétation prairiale du Marais poitevin. Le cas échéant, ce jeu de données pourrait bien sur rejoindre un jeu de données pour élaborer une typologie, en tenant compte de la stratégie d'échantillonnage utilisée.

Tableau 27: Richesses spécifiques par zone, surfaces des polygones englobant les relevés d'une zone, indicatrices de leur dispersion dans le plan de l'ACP (figure 50), et amplitude topographiques des zones d'étude.

zone	Richesse spécifique	Dispersion (surface Hull)	Delta topo de la zone (m)
1	97	11.8	0.93
2	100	13.2	0.61
3	86	10.7	0.97
4	76	11.5	0.60
5	106	3.7	0.57
6	78	13.6	0.69
7	92	5.1	0.50
8	62	1.6	0.36
9	124	2.6	0.62
10	82	3.3	0.65
11	71	5.10	1.26

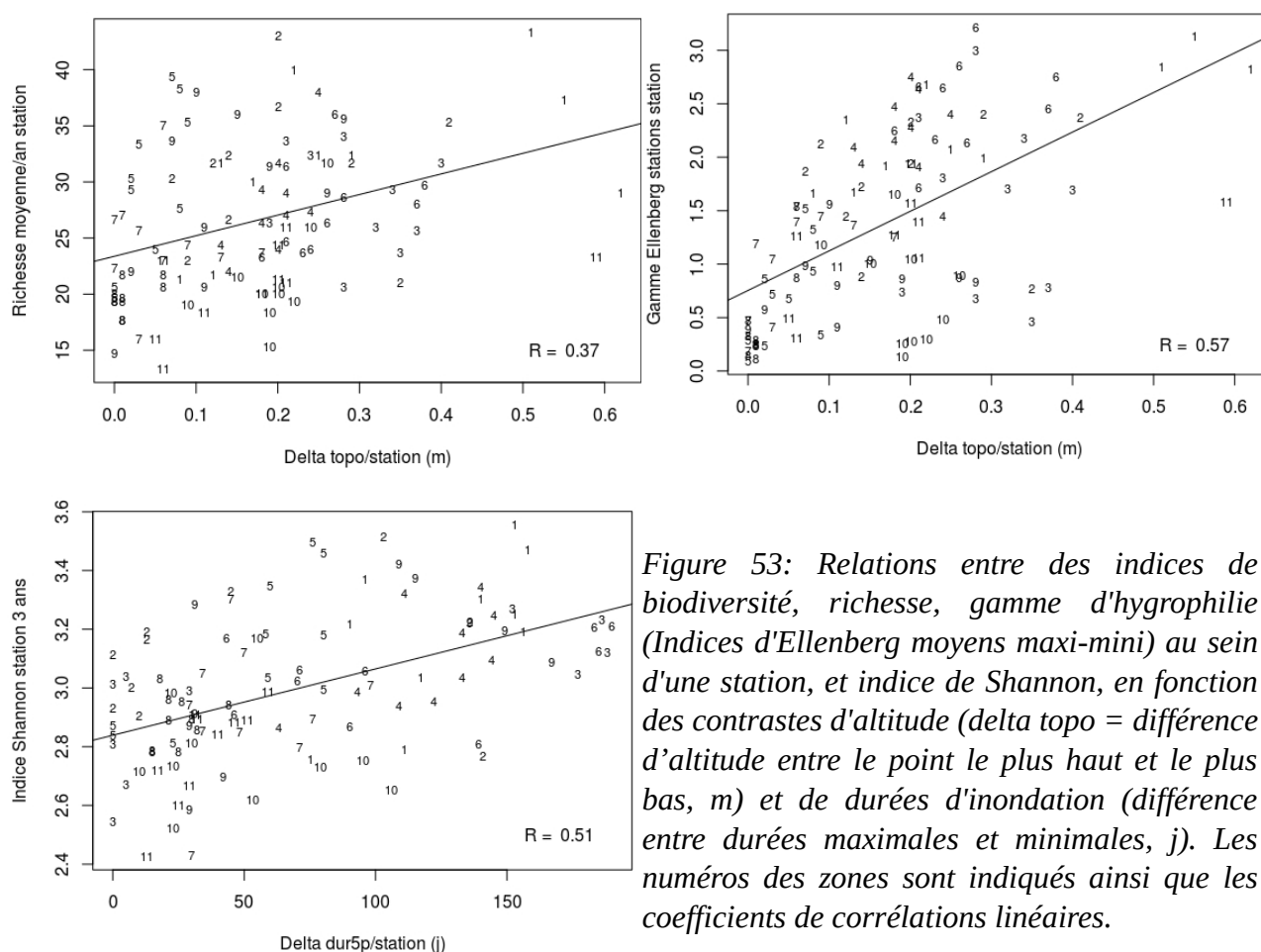


Figure 53: Relations entre des indices de biodiversité, richesse, gamme d'hygrophilie (Indices d'Ellenberg moyens maxi-mini) au sein d'une station, et indice de Shannon, en fonction des contrastes d'altitude (delta topo = différence d'altitude entre le point le plus haut et le plus bas, m) et de durées d'inondation (différence entre durées maximales et minimales, j). Les numéros des zones sont indiqués ainsi que les coefficients de corrélations linéaires.

Caractérisation écologique des espèces et des relevés

Les relations entre la biodiversité végétale et les variables environnementales peuvent être approchées par l'intermédiaire des caractéristiques biologiques des espèces. Le codage couleur des espèces en fonction de leur indice d'Ellenberg F (flooding) montre que celles qui contribuent au plan factoriel 1-2 de l'ACP indiquent un gradient d'hygrophilie croissante selon la diagonale du bas à droite vers la portion haut à gauche du plan 1-2 de l'ACP (figure 54a). Plus la couleur du code des espèces est sombre (du jaune vers le brun) plus les espèces sont indicatrices de conditions d'inondation prolongée. La figure 55 montre que la position des relevés selon le gradient d'hygrophilie dépend également du caractère plutôt doux ou saumâtre du sol et de la nappe de surface (figure 54b).

L'indice de tolérance à la conductivité des espèces (indice d'Ellenberg C) varie de façon perpendiculaire au gradient d'hygrophilie (espèces non tolérantes à gauche du plan de l'ACP aux espèces tolérantes / sub-halophiles dans le quart haut-droit du plan factoriel).

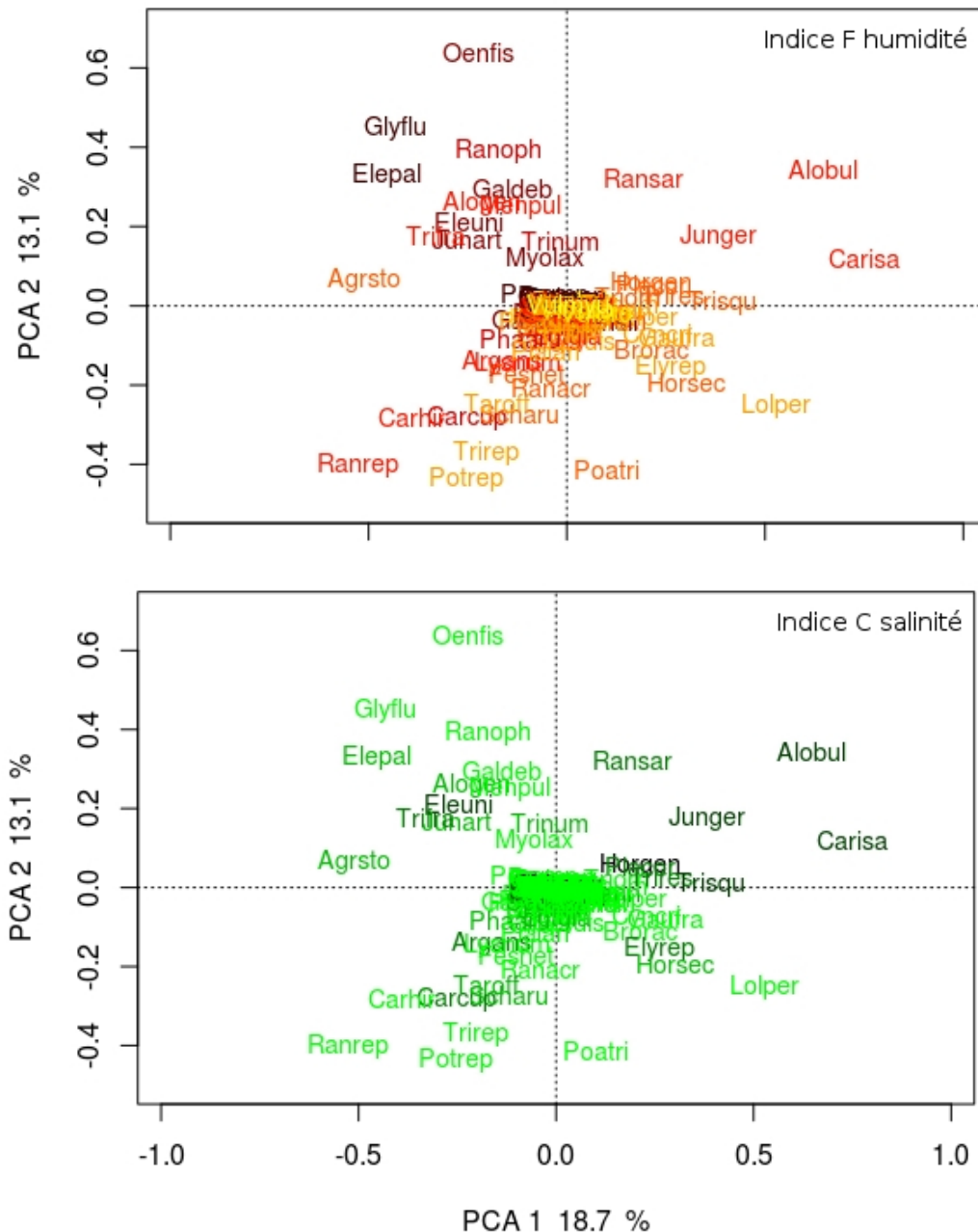


Figure 54: Projections des espèces sur le plan factoriel 1-2 d'une ACP réalisée sur les données de fréquences des espèces de végétation prairiale (3 ans de données, voir figure 50). a) Le graphique du haut est une projection des espèces avec une couleur dépendant de l'indicateur d'Ellenberg F (indice Flooding, noir hygrophile à orange mésophile, plus la couleur est sombre plus l'espèce est indicatrice de conditions d'inondation prolongée), b) en bas la couleur dépend de l'indice C (salinité, indice Conductivity, plus sombre indicateur d'une plus grande tolérance au sel). Code à 6 lettres pour genre et espèce (ex, OENFIS = *Oenanthe fistulosa*)

Au niveau des relevés de végétation, un indice moyen cumulé peut être calculé en pondérant les indices des espèces par leurs abondances respectives. La représentation des relevés en fonction de leurs indices moyens pondérés F matérialise le gradient d'hygrophilie sur le plan 1-2 de l'ACP des relevés de végétation (figure 55). Ainsi, on peut voir que les relevés hygrophiles (Ellenberg F

moyen > 7.7) correspondent tous au même groupe de la classification. Par contraste, les relevés mésophiles se classent dans trois groupes différents de la classification. Les relevés méso-hygrophiles ($5.5 < F \text{ moyen Ellenberg} > 7.7$), sont classés dans deux groupes différents : l'un sur sols à faible conductivité et tourbeux à l'est du marais, l'autre sur sols argileux et sub-saumâtres (ouest du marais).

Les caractéristiques des groupes issus de la classification sont présentées dans l'annexe VI.

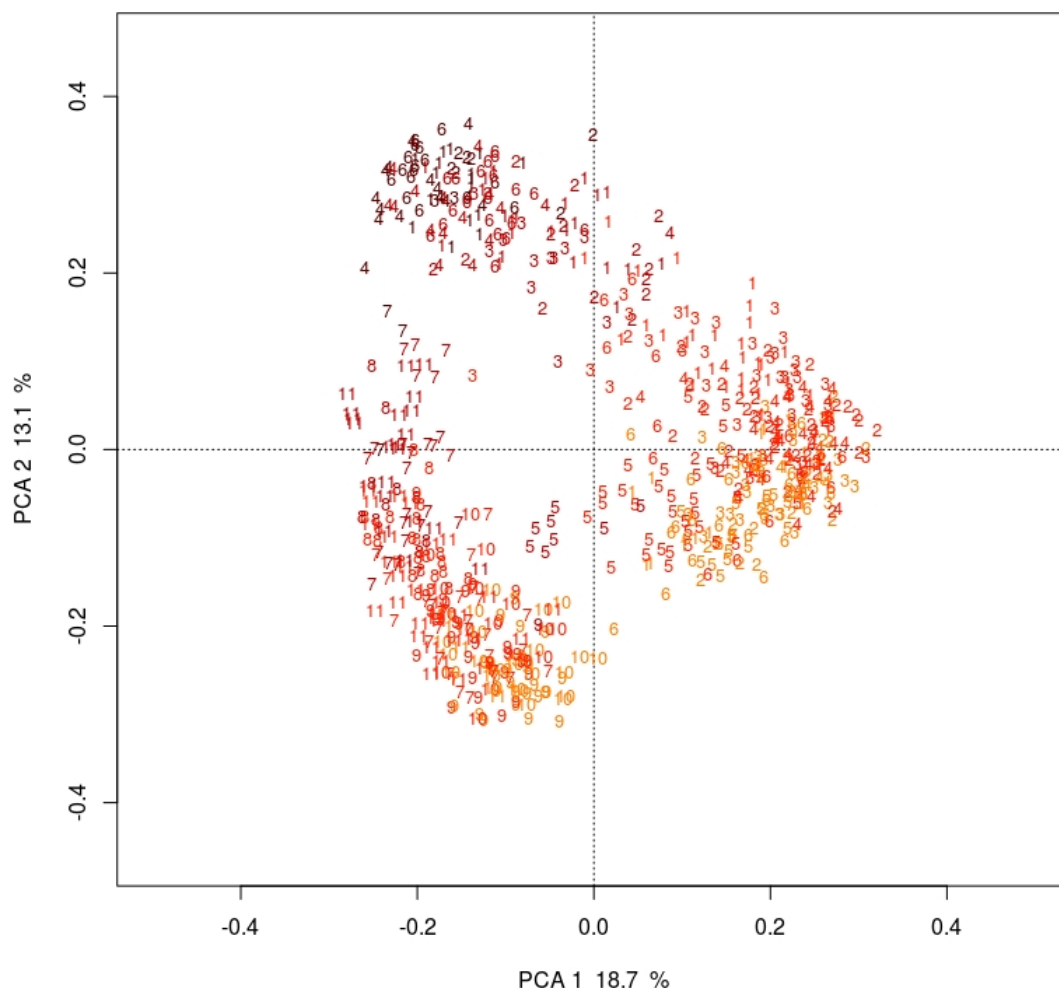


Figure 55: Représentation des relevés sur le plan factoriel 1-2 de l'ACP des données de fréquences. Les numéros des zones auxquelles appartiennent les relevés sont indiqués en dégradé de couleur en fonction de l'indice F d'Ellenberg moyen pondéré du relevé, < 5.5 orange clair, à hygrophiles > 7.7 sombre en haut.

On notera qu'il existe une corrélation négative (quoique limitée mais significative : $R = -0.25$, $p < 0.001$, $n = 716$) entre la richesse des groupements et leur valeur moyenne pondérée du coefficient F d'Ellenberg, indice d'une tendance à une moindre richesse avec une hygrophilie croissante.

Projections des variables

Les variables disponibles pour caractériser les conditions environnementales à l'échelle des relevés sont essentiellement des durées d'inondation (disponibles pour 2015 et 2016) et les caractéristiques générales des sols (argileux, tourbeux ou mixtes) et des nappes (en particulier leur salinité). Le choix des stations de suivi a été établi de façon à minimiser le plus possible les différences d'usages agricoles entre elles. Certaines persistent néanmoins, telle l'occurrence de la fauche en usage primaire sur 7 de 10 stations de la zone 9 à sol tourbeux et il n'y a donc pas une totale indépendance entre les variables relative à la nature des sols et la gestion agricole. La charge de pâturage est également variable entre certaines stations de suivi, la période ou l'année : ces variations semblent difficiles à suivre et nous les signalons car elles peuvent partiellement 'bruiter' l'analyse des données sans qu'il soit possible d'en rendre compte avec fiabilité *via* la construction de variables environnementales spécifiques.

Les variables environnementales disponibles ont été projetées sur le plan factoriel 1-2 de l'ACP des relevés de végétation prairiale. On remarquera que les composantes 1 et 2 sont inversées par rapport à l'ordination équivalente réalisée sur les relevés cumulés sur les 3 ans, mais la structure du nuage est très similaire (voir figure 50). Le positionnement des variables semble traduire : 1) un axe écologique allant des milieux argileux et sub-saumâtres aux milieux doux et tourbeux, et, 2) un gradient d'hydromorphie qui oppose les variables de stress hydrique aux variables de durées de submersion. Le positionnement du vecteur représentant la variation d'altitude, orienté dans le même sens que le stress hydrique mais à l'opposé du vecteur de durée d'inondation, confirme l'importance du gradient d'hydromorphie dans le nuage de points (figure 56a). L'axe ainsi mis en évidence correspond bien à l'une des deux diagonales observées à partir des données de végétation seulement (voir la figure 50). La seconde variable catégorielle (nappes) varie largement avec le type de sol, les nappes et la salinité (figure 56b).

La relative proximité des variables de durée d'inondation calculées selon différentes périodes de l'année (figure 56c) est conforme aux corrélations mentionnées au début du rapport (voir§ 2.3). La sélection des variables environnementales intégrées dans les modèles linéaires présentés ci-après en tient compte. Les niveaux d'eau contribuent à la composante 1 ou 2 de l'ACP, selon la période (le mois) de référence.

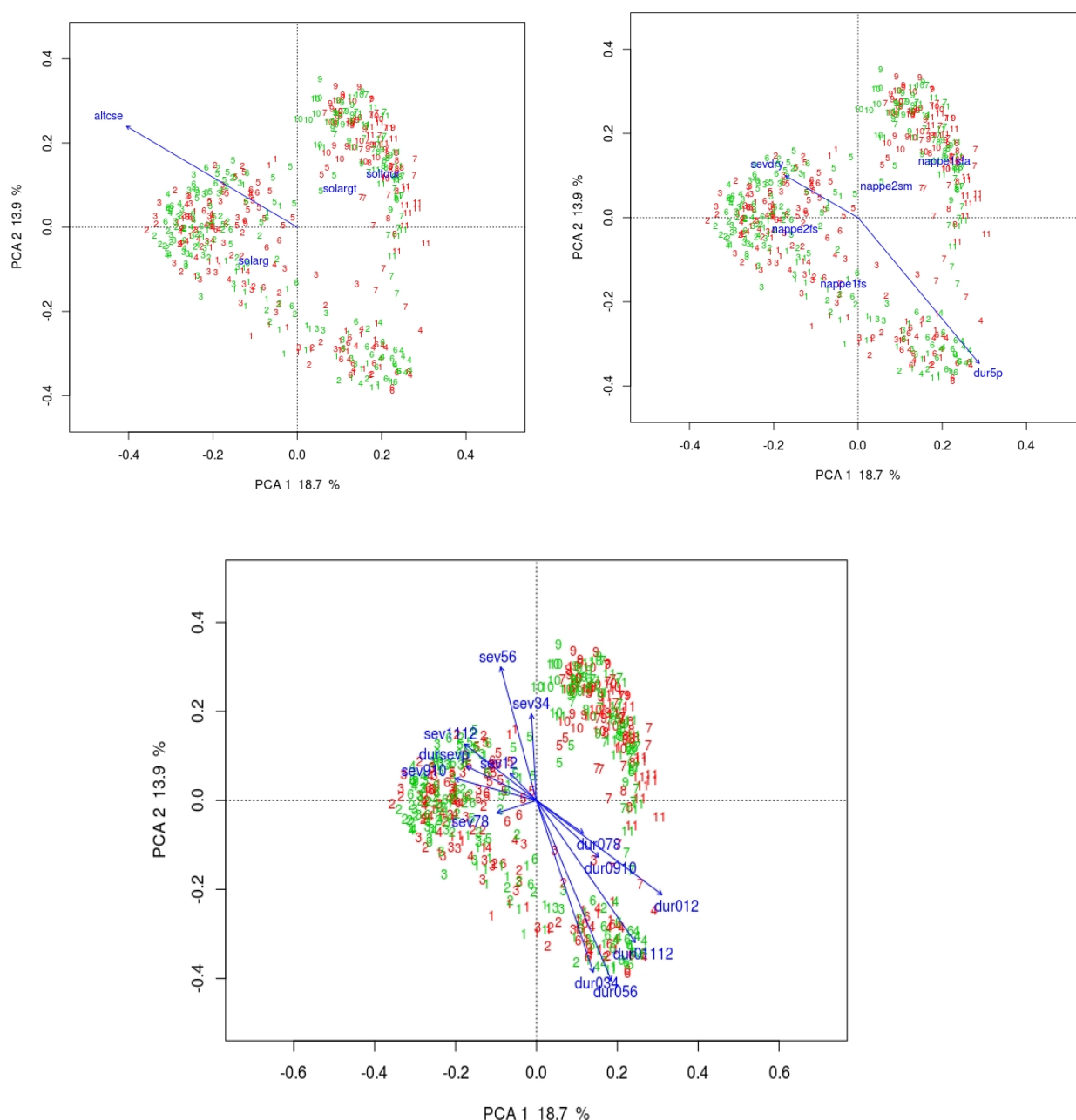


Figure 56: Projections des variables environnementales sur le plan factoriel 1-2 de l'ACP des relevés de la végétation prairiale pour les années 2015 et 2016. En haut à gauche : l'altitude relative des relevés (altcse) et les caractéristiques des sols représentées par le barycentre des relevés concernés (argile, tourbe ou mixte). En haut à droite : les durées d'inondation (> 5 cm durant 8 mois avant le relevé dur5p), de stress hydrique pendant la même période (dursevp), et les caractéristiques des nappes et la salinité (barycentre des relevés concernés, 1fs une nappe fortement salée, 2fs deux nappes fortement salées, 2sm deux nappes moyennement salées, et 1fa une nappe faiblement salée). En bas : les durées de stress hydrique (sevXX) et d'inondation de surface (dur0XX) exprimées en nombre de jours par bimestres (voir l'annexe II et la fiche en annexe III pour les précisions concernant la définition exacte des abréviations).

Modèles prédictifs

Les différents modèles testés pour expliquer la structure de la végétation prairiale par l'environnement ont porté sur les données caractérisant des groupements de végétation homogènes. Les variables environnementales intégrées aux GLMs ont été sélectionnées de façon à éviter les variables fortement corrélées (voir § 2.3). Les descripteurs de la végétation prairiale pour lesquels on cherche à apprécier l'effet des variables environnementales sont des descripteurs quantitatifs : la richesse spécifique des relevés, leur composition spécifique approchée de façon univariée par leurs coordonnées sur les composantes 1 et 2 de l'ACP, les indices d'Ellenberg moyens pondérés des communautés, et les fréquences totales (qui approchent l'importance du couvert végétal). Des modèles ont aussi porté sur les fréquences dans les relevés de quelques espèces contribuant fortement aux contrastes des communautés entre zones : *Oenanthe fistulosa*, *Glyceria fluitans*, *Juncus gerardi*, *Alopecurus bulbosus* et *Hordeum secalinum*.

Le modèle de départ a comporté les variables de durée d'inondation, une variable synthétique des stress hydrique, et les caractéristiques de sol et de nappe :

~ (dur15p +dur078+dur0910+dur01112+dur012+dur056+ dursevp + sol + nappe)

En raison du rôle que la topographie peut jouer pour les communautés de végétation prairiale, des variantes du modèles ont été testées en ajoutant l'altitude alt ou l'altitude relative altcse des relevés au modèle de base. Les variables catégorielles sol et nappes étant corrélées (voir tableau 10), les modèles ont également été testés en excluant l'une ou l'autre des 2 variables quand le modèle global retient les deux.

Les variables explicatives retenues à l'issue des tests sont consignées dans le tableau 28. Tous les modèles expliquant de façon significative les variations de la végétation comportent une ou plusieurs variables relatives au régime hydrique. Ce résultat souligne l'effet de la durée d'inondation pour la végétation prairiale du Marais poitevin, même si les tailles d'effet sont relativement petites dans certains modèles. Plus précisément, les descripteurs d'ensemble des communautés (indices de biodiversité, scores dans les ACPs, abondance totale) sont contrôlés par les durées d'inondation relatives à différentes périodes de l'année) et les caractéristiques des nappes, qui sont plus ou moins salées. La richesse spécifique, les indices de Shannon et d'équitabilité diminuent lorsque les durées d'inondation augmentent (figure 57). Les caractéristiques du sol ressortent relativement peu dans les modèles mais elles sont nettement liées à celles des nappes (voir figure 56).

La variable catégorielle « type de nappe » a un poids particulièrement important dans les modèles (taille d'effet plus importante que celle des variables d'inondation) et est presque toujours sélectionnée. Elle explique la séparation des relevés en deux nuages de points des ACPs : l'un en condition de marais doux et l'autre en condition de marais relevés plus à l'Ouest sur le plan géographique, et incluant des zones sub-saumâtres. Les modèles portant sur les abondances de *Juncus gerardi* et de *Alopecurus bulbosus* comportent cette composante en négatif par rapport aux modalités de faible et moyenne salinité, indiquant qu'elles se trouvent principalement liées à des nappes à salinité forte (voir aussi figure 56a et b). Là encore, les tailles d'effet des variables de nappes sont les plus fortes. Les espèces hygrophiles, *Oenanthe fistulosa*, *Eleocharis palustris* et *Glyceria fluitans*, ont le plus souvent des relations positives avec les durées d'inondations, en particulier des mois de mai-juin (ho56). Les espèces mésophiles comme *Hordeum secalinum* et *Lolium perenne* ont des relations négatives avec les durées d'inondation, en accord avec leur faible tolérance à la submersion. La nature des sols présente également une explication significative des

données dans les modèles, sachant que leur effet et ceux de la conductivité des nappes sont nettement corrélés.

L'ajout des variables d'altitude améliore légèrement les résultats des modèles. L'altitude relative est le plus souvent sélectionnée mais l'altitude absolue l'est moins souvent. Lorsque l'altitude relative est sélectionnée dans le modèle, les durées d'inondation le restent avec peu de changement de leurs estimateurs (tableau 28) indiquant que les durées d'inondations ne sont pas seulement liées à la position topographique des relevés mais à d'autres facteurs indépendants de la topographie.

Tableau 28: Variables retenues dans les modèles linéaires généralisés (GLM) appliqués à divers descripteurs de la végétation prairiale à l'échelle des relevés, accompagnées des valeurs des estimateurs moyens associés (procédure de "model averaging"). La famille du modèle est fonction de la distribution de fréquences des données déterminée au préalable (lois de Poisson, Log normale, binomiale négative ou gaussienne). Le R^2 du meilleur modèle (AICc minimal) et les poids cumulés des modèles avec $\Delta AIC < 2$ sont reportés dans les dernières colonnes afin de renseigner sur la qualité des prédictions.

Descripteur de la biodiversité modélisé	Variables retenues, estimateurs	R^2 du meilleur modèle	Poids cumulés des $\Delta AIC < 2$ en %
Richesse	dur056 -0.10 solargt -0.13 nappe2sm 0.19	0.15	82
Avec altcse, même R^2 , change peu les estimateurs, altcse en plus avec -0.02. Même chose avec alt			
idem avec altcse sans sol	altcse -0.03 dur01112 -0.03 dur056 -0.10 nappe2sm 0.11 dur15p -0.03	0.15	69
idem avec altcse sans nappe	dur056 -0.09 solargt 0.07	0.11	27
Exp Shannon	dur056 -0.10	0.12	39
Avec altcse, R^2 inchangé, change peu les estimateurs, altcse en plus avec -0.04. alt non sélectionnée			
Inv Simpson	dur056 -0.09	0.1	9
Ajoute altcse - 0.05 et dur01112 -0.04 mais R^2 inchangé somme poids 43 % avec altcse			
PCA1	dur01112 0.04 dur056 0.02 dur0910 0.02 nappe1sfa 0.25 nappe2fs -0.08 nappe2sm 0.09 dur15p 0.03	0.57	61
Avec altcse, modèle un peu meilleur de R^2 0.61, ajoute altcse avec un estimateur de -0.05, change peu les autres estimateurs, rajoute dur01112 (est. -0.04). Même chose avec alt.			
PCA2	dur01112 -0.036 dur056 -0.073 dur15p -0.041 nappe +	0.69	100 1 seul modèle pas de averaging
Freq totale	dur01112 -5.63 dur056 -8.95 nappe2fs -11.68 soltour 13.92	0.14	76
Ellmoy	dur01112 0.03 dur056 0.04 dur15p 0.03 nappe +	0.54	100 1 seul modèle pas de averaging
Avec altcse, modèle un peu meilleur R^2 de 0.58, change peu les estimateurs, enlève dur01112, ajoute altcse (est. -0.04). alt non sélectionnée			

<i>Oenanthe fistulosa</i>	dur01112 0.46 nappe1sfa -1.90 nappe2fs -0.70 nappe2sm -2.66 solargt 1.37	0.48	99
Avec altcse, modèle un peu meilleur R ² 0.49, change peu les estimateurs, altcse en plus avec -0.19. alt non sélectionnée			
<i>Idem avec altcse et sans sol</i>	dur01112 0.41 nappe1sfa -1.26 nappe2fs -0.69 nappe2sm -1.26	0.47	57
<i>Eleocharis palustris</i>	dur01112 -0.19 dur056 0.35 dur15p 0.42 nappe1sfa 1.22 nappe2fs -0.40 nappe2sm -0.32	0.43	92
Ne sélectionne pas altcse			
<i>Glyceria fluitans</i>	dur056 0.28 dur15p 0.30 solargt -0.20 soltour 1.07 nappe1sfa 0.65 nappe2fs -0.77 nappe2sm -0.45	0.29	80
Avec altcse, modèle un peu meilleur R ² de 0.30, change peu les estimateurs mais enlève nappesm et solargt, ajoute altcse (est. -0.51). alt non sélectionnée			
<i>Idem altcse et sans sol</i>	altcse -0.36 dur056 0.31 dur15p 0.17 nappe1sfa 0.66 nappe2fs -0.77 dursevp -0.19	0.32	98
<i>Juncus gerardi</i>	dur15p -0.14 nappe1sfa -1.78 nappe2sm -1.63 soltour -1.64	0.37	41
Avec altcse, R ² =0.4 et poids 32, ajout de altcse (est. -0.28) et dur0910 (est. -0.11)			
<i>Idem altcse et sans sol</i>	altcse -0.28 dur0910 -0.11 dur15p -0.27 nappe1sfa -1.83 nappe2sm -1.53	0.40	50
<i>Alopecurus bulbosus</i>	dur056 0.15 dur0910 -0.23 nappe1sfa -1.91 nappe2sm -0.96	0.38	100
Altse pris en plus avec peu de changement des autres, estimateur 0.09 R ² =0.39 alt sélectionnée, meilleur modèle R ² 0.43, alt avec estimateur de 0.34			
<i>Ranunculus repens</i>	dur056 -0.63 dursevp -0.16 solargt 1.92 soltour 1.92 nappe1sfa 1.90 nappe2sm 1.90	0.52	52
Avec altcse, modèle idem, change peu les estimateurs, altcse en plus avec -0.11 avec alt, meilleur modèle R ² 0.56, alt avec estimateur de -0.28, peu de changements des autres			
<i>Idem avec altcse et sans sol</i>	altcse -0.10 dur056 -0.68 dursevp -0.15 nappe1sfa 1.85 nappe2sm 1.90	0.52	70
<i>Hordeum secalinum</i>	dur15p -0.19 dursevp 0.19 nappe1sfa -1.56 nappe2fs -0.67 nappe2sm 0.48 dur01112 -0.21	0.23	67

Ne sélectionne pas altcse				
<i>Lolium perenne</i>	dur056	-0.49	0.22	79
	dur15p	-0.21		
	solargt	-0.39		
	soltour	0.26		
	dur01112	-0.18		
Avec altcse, modèle un peu meilleur, R²=0.25, 0.17 altcse -0.38 dur056 + effet sol Moins bon avec nappe seule. Prend effet napp2sm est -0.33				

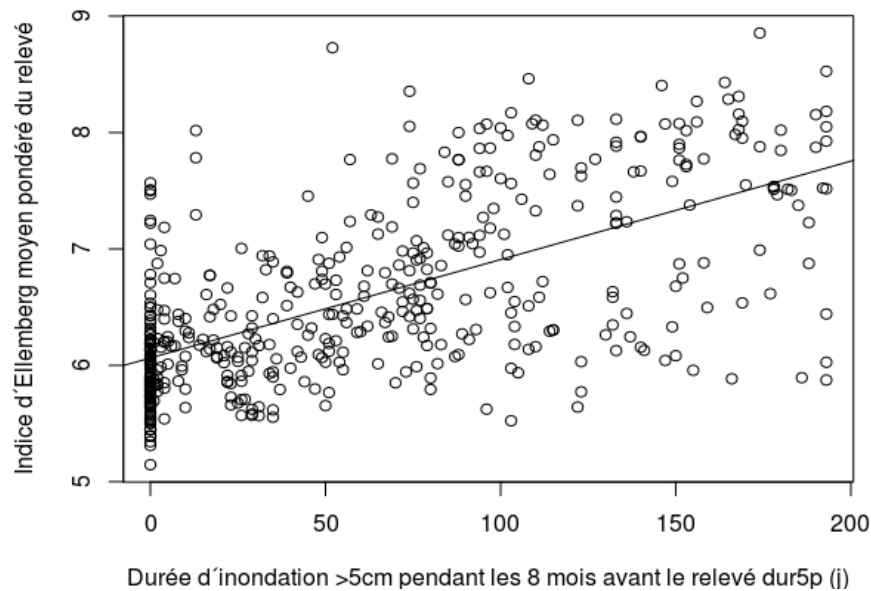
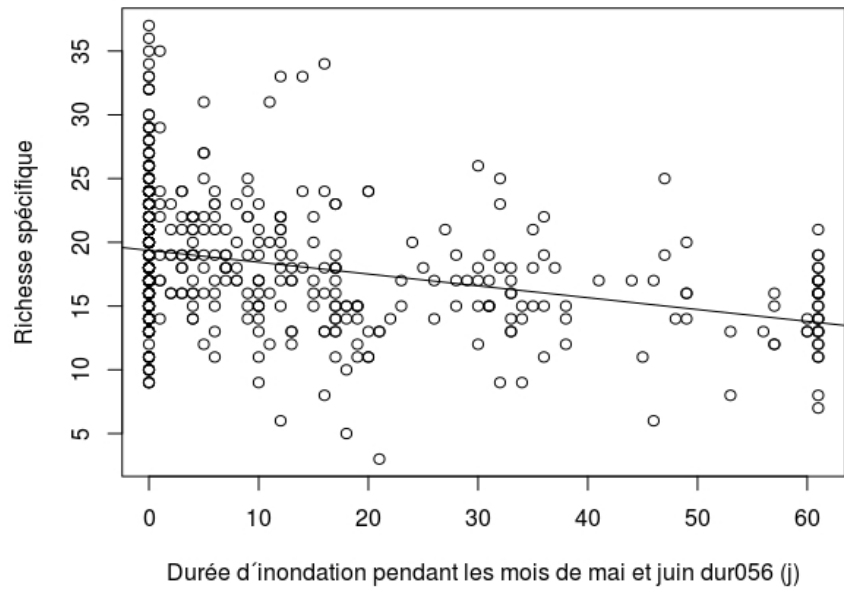


Figure 57: Relations univariées entre certains descripteurs des communautés de végétation prairiale et certaines variables sélectionnées par les GLMs pour ces descripteur pour les 716 relevés de végétation prairiale (voir le tableau 28)

Bilan

Les stations de végétation prairiale choisies, et leur étendue, permettent d'échantillonner une part significative des habitats du Marais poitevin, puisque qu'aussi bien les prairies du secteur doux (Marais mouillé) que celles du secteur « sub-halophile » ont été échantillonnées. Ce groupe est, dans le cadre de ce suivi, celui pour lequel le nombre d'espèces est le plus élevé. Cette richesse spécifique totale élevée reflète en particulier la variabilité des communautés végétales entre les secteurs de l'Est et de l'Ouest du marais, et au sein des parcelles de prairies (stations), la variation de la composition des communautés végétales avec essentiellement la durée d'inondation (ou le niveau de stress hydrique estival) et le type/conductivité des sols et de la nappe. Ces facteurs environnementaux impactent aussi bien la composition de la végétation (qui peut être résumée par les coordonnées des relevés sur l'ACP), sa richesse et diversité et son caractère hygrophile.

Si on considère le caractère indicateur de la végétation prairiale vis-à-vis de l'inondation ou de la ressource hydrique du sol (pour les habitats non inondés), les valeurs varient entre 5 et 9 (figure 57) : elles couvrent donc toute la gamme de conditions attendues dans une région de marais, depuis des conditions de sols frais d'humidité moyenne (valeur 5), jusqu'à des conditions longuement nettement humides (9).

Cette conclusion doit néanmoins être nuancée en rappelant que les localisations les plus hautes des prairies de marais, où une végétation plus mésophile est attendue, n'ont parfois pas été échantillonnées. C'est le cas en particulier lorsqu'un grand nombre de relevés devaient être réalisés dans les points bas et intermédiaires du transect altitudinal. La végétation prairiale décrite dans le jeu de données est donc biaisée en faveur des groupements des altitudes basses et intermédiaires.

L'analyse des variations de la végétation prairiale et de ses déterminismes, en particulier au regard des effets du régime hydrique, doit être considérée à plusieurs niveaux et échelles : intrazone (topo-séquence), entre zones d'un même groupe et entre groupes des zones Est et Ouest du marais. Cette multiplicité des contrastes qui relèvent pour partie du régime hydrique rend l'analyse complexe mais permet de disposer de faisceaux de résultats à interpréter conjointement.

Chacun des deux grands groupes présente des contrastes récurrents de communautés végétales liés au type de sol et à la durée d'inondation et de ressource en eau. Ces contrastes sont formés par des différences entre zones et surtout par les différences intra-zones en matière de durée d'inondation (et de stress hydrique) et de la conductivité u type du sol et/ou de la nappe d'eau.

L'estimation du nombre de jours d'inondation le long de la toposéquence dans les 11 zones (figure 58) illustre bien les deux patrons : dans les zones 1 à 6, la gamme de durée d'inondation est étendue suite à un gradient d'altitude relative large, avec une portion importante de la prairie dont le sol doit être engorgé ou inondé entre 100 et 200 jours. Par contraste, le gradient altitudinal est beaucoup plus restreint dans les prairies des zones 7 à 11, et les points inondés ou engorgés plus de 100 jours sont peu nombreux.

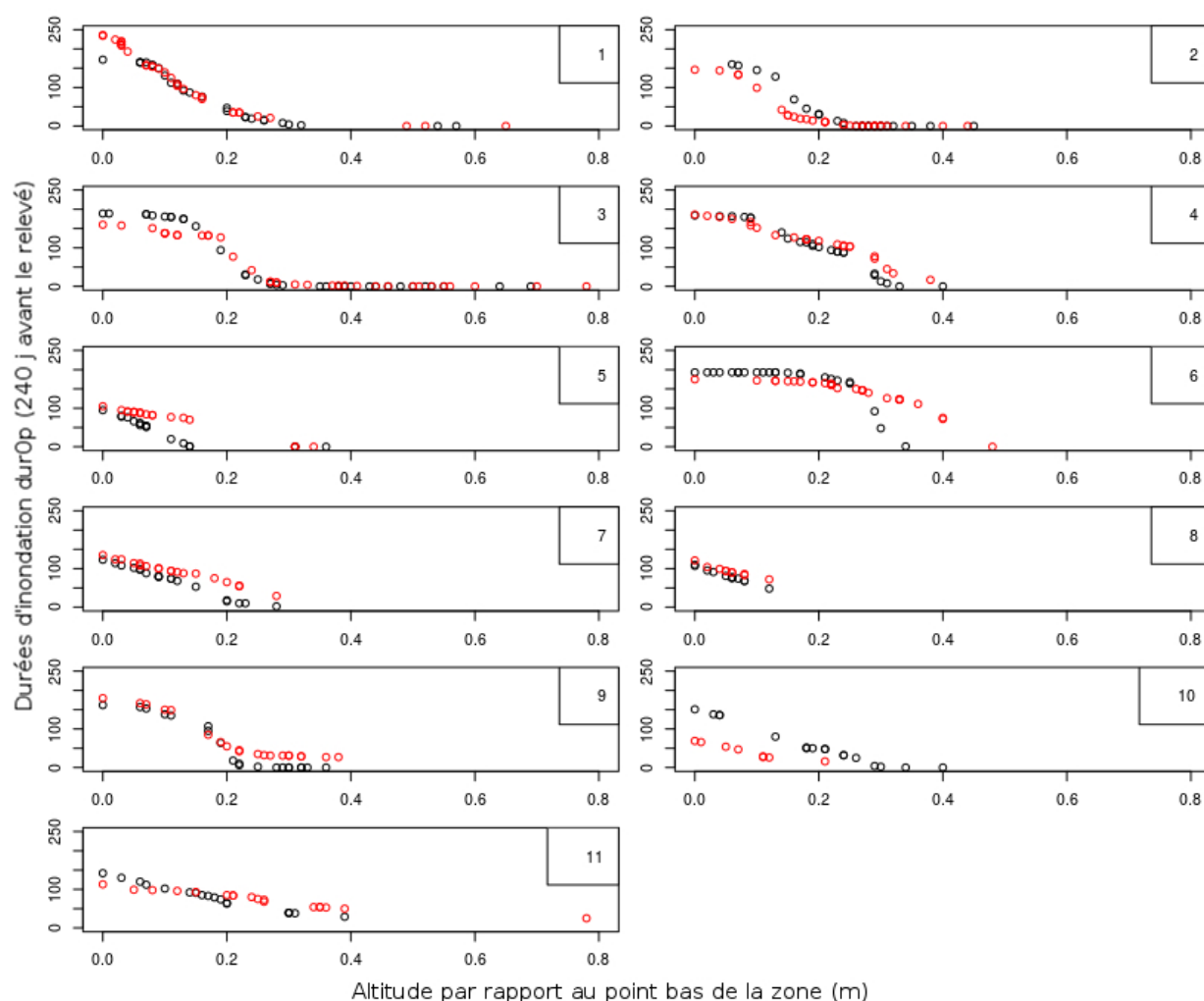


Figure 58: Durées d'inondation superficielle durant une période de 240 jours précédant les relevés en fonction de leur altitude relative au point le plus bas de la zone pour les 11 zones d'étude. La courbe noire correspondent aux données de 2015, et rouge de 2016.

La proportion de végétation hygrophile (classe valeur $F > 7.5$, figure 59) varie de façon assez parallèle à la durée d'inondation². Ainsi, Les zones des marais de l'Ouest (1 à 6) présentent une gamme de végétation du mésophile à des végétations nettement hygrophiles, avec des valeurs indicatrices F supérieures à 7,5 voire à 8. Pour leur part, les prairies des zones de l'Est (7 à 11) sont beaucoup plus homogènes et présentent peu voire pas de végétation hygrophile. Une végétation avec une valeur repère d'Ellenberg F de 8 n'est notée que dans une seule zone, la zone 7, où sa fréquence reste très réduite (<4%).

L'amplitude de la toposéquence et le caractère plus ou moins hygrophile de la végétation prairiale varie aussi entre les zones d'un même secteur de marais (Ouest ou Est). Dans les zones situées à l'Ouest du marais : on peut distinguer les zones 1, 4 et 6 qui présentent une proportion significative (>10%) de relevés hygrophiles ($F >$ ou $= 8$) tandis que les autres zones de l'ouest (2, 3, 5) présentent une végétation prairiale peu hygrophile ou seulement de façon très ponctuelle. La

² On note une incohérence pour la zone 9 qui ne présente aucune VP hygrophile malgré une extrémité basse de la toposéquence longuement inondée (> 150 j).

fréquence avec laquelle chaque classe de valeur F a été notée dans les différentes zones complète et rend plus quantitatif ce caractère marqueur de la végétation pour les conditions d'humidité et d'inondation (figure 59).

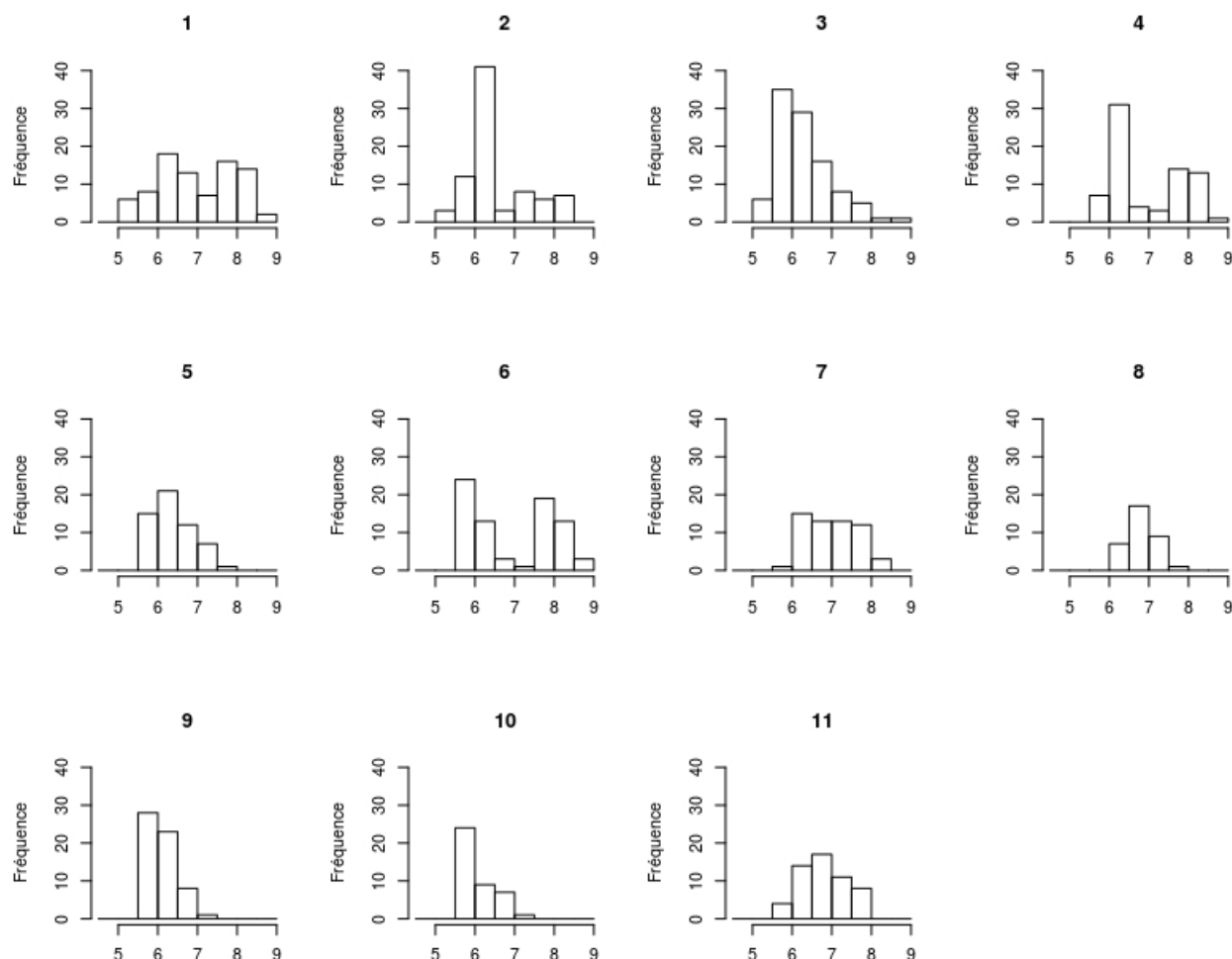


Figure 59: Distributions de fréquences des relevés en fonction de leur indice moyen pondéré d'Ellenberg F pour les 11 zones du suivi.

La zone 5 présente un cas de figure particulier : sa toposéquence très réduite s'accompagne de l'absence de végétation hygrophile. En outre, elle ne présente qu'un groupement sub-halophile appauvri en espèces typiques qui pouvaient être attendues. L'hypothèse d'une période de mise en culture pourrait expliquer le caractère « incomplet » des communautés végétales de cette zone, avec la très faible durée d'inondation y compris sur ses points les plus bas, en dépit d'une altitude (NGF) parmi les plus basse.

On notera que les durées d'inondation dans les prairies sont plus déterminées par l'altitude relative (l'écart d'altitude par rapport au point le plus bas de la zone) que par l'altitude absolue, en NGF, du point considéré. Certaines prairies sont en effet régulièrement déconnectées du réseau de canaux, du fait d'une configuration naturelle particulière (« fonctionnement en pluvial », basses déconnectées) ; ou de l'existence d'obstacles (ouvrages) à la circulation gravitaire des eaux qui influent sur la circulation de l'eau. Ce critère d'altitude peut être tout à fait pertinent dans certains cas (zone 1 par exemple) mais ne l'est aucunement dans d'autres. Ces situations expliquent le lien faible, souvent non significatif dans les modèles (GLMs) entre l'altitude (absolue, en NGF) et la végétation, en particulier son caractère hygrophile.

Les contrastes des conditions écologiques au sein des prairies et des zones, en particulier ceux relatif à la durée d'inondation et de salinité du sol, apparaissent positifs tant pour la richesse phytocoenotique (nombre de classes ou de groupes de végétation), que pour la richesse et diversité spécifique (figure 53). La taille de ces contrastes écologiques varie aussi bien entre zones, entre groupes de zones et au sein de chaque zone d'étude.

Ces contrastes d'altitude à l'échelle dite « bêta » ou « paysagère » sont donc positifs pour la diversité végétale. Ce type de résultats a été montré dans les mêmes prairies de marais pour une hétérogénéité de la pression de pâturage superposée aux contrastes de durée d'inondation (Loucougaray et al 2004, Marion et al 2010). Les contrastes de végétation prairiale au sein du groupe des marais de l'Est (7 à 11) et au sein de chaque zone sont beaucoup plus réduits, en particulier pour les zones 8, 9 et 10. En intra-zone, la variation du nombre de jours d'inondation le long de la toposéquence montre que dans ce groupe, les points inondés ou engorgés plus de 100 jours sont peu nombreux.

Conclusion

Le pool d'espèces disponible dans ces deux sous-secteurs du Marais poitevin région intervient sans aucun doute dans les contrastes existants entre les prairies des secteurs Est et Ouest du marais: les analyses des deux sous-jeux de données en est compliqué mais pas impossible. En effet les variables environnementales impliquées dans leurs contrastes sont apparues pour partie commune entre les deux secteurs. Le recours à des valeurs indicatrices de la végétation (par exemple l'indice F d'Ellenberg) est un moyen d'interpréter des contrastes de communautés sur le plan écologique y compris en comparant des communautés formées de pools d'espèces différents. Néanmoins, la finesse toute relative de ces valeurs indicatrice doit être gardée à l'esprit.

- Au total 263 espèces, et une liste à peine complète même sur trois
- 2 espèces très dominantes présentes partout (*Agrostis stolonifera* et *Poa trivialis*)
- un patron Est – Ouest qui semble lié à la salinité des nappes et/ou des sols,
- dans l'ensemble Est, un gradient d'humidité ou d'inondation du sol avec des assemblages hygrophiles à un bout et mésophiles à l'autre,
- dans l'ensemble Ouest, un gradient plus court sans hygromorphie franche (durée maximale d'inondation plus faible),
- une structuration des communautés nettement liée aux durées d'inondation (topographie et gestion) et aux caractéristiques des nappes (conductivité en particulier).

3.8. Résultats relatifs aux limicoles

Richesses et abondances

Les relevés limicoles ont été effectués dans sept des 11 zones d'études, dans la mesure où il était connu que les zones 7 à 10 ne sont pas fréquentées du tout par les limicoles. Les cinq dates de suivi (cinq « passages ») réalisés annuellement visent *in fine* à estimer le nombre de couples nicheurs. Les observations de comportement des oiseaux ont en effet permis de classer les individus en nicheurs possibles, probables et certains. Dans ce rapport ce sont les données cumulées des effectifs sur les cinq passages qui ont été analysées. Les abondances traduisent précisément la fréquentation des zones par les oiseaux sur toute la durée du suivi annuel et renseignent ainsi, indirectement, l'attractivité des zones. Il est évident que des oiseaux cantonnés, notamment les reproducteurs, sont comptabilisés plusieurs fois lors des passages successifs, sans que cet effet puisse être évalué. La comptabilisation répétée des mêmes individus biaise les effectifs mais apporte aussi une information sur le maintien de l'attractivité des sites concernés : ce point est important puisqu'il correspond bien à l'objectif de ce travail.

Le détail des effectifs de la communauté des limicoles par zones (tableau 30) ainsi que le bilan du nombre de nicheurs est fourni dans l'annexe V. Au total, 25 espèces ont été recensées. Les courbes d'accumulation de la richesse spécifique recensée dans les zones montrent, plus encore que pour les autres groupes faunistiques, qu'une année de recensement est insuffisante pour fournir une liste complète des limicoles fréquentant l'ensemble des zones (figure 60). Le résultat est le même si on considère, non pas sur le cumul des espèces sur les cinq passages, mais séparément les cinq passages de chaque zone pour chacune des années.

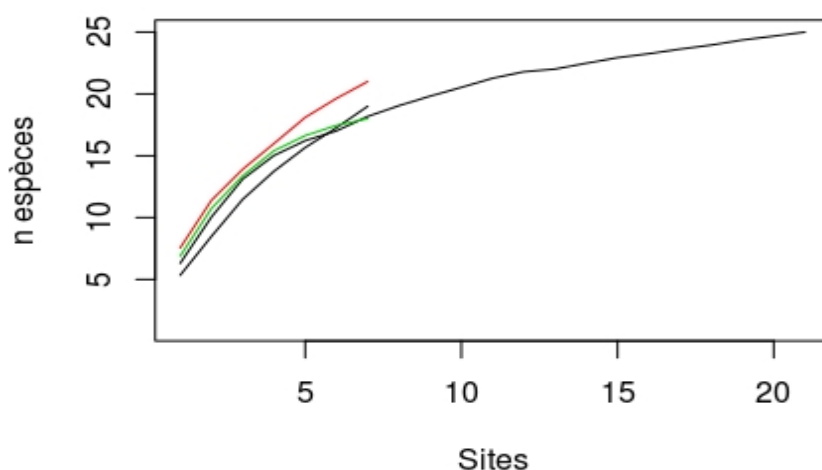


Figure 60: Courbes d'accumulation de la richesse en espèces de limicoles fréquentant les marais en fonction du nombre de zones, en séparant les années (7 zones, les 5 passages étant regroupés, soit 7 données par an ; noir, rouge et vert pour 2014, 2015 et 2016 respectivement) ou bien en les regroupant (7 zones * 3 années = 21 données, ce que représente la courbe noire).

Les indices de diversité sont présentés dans le tableau 29. La richesse spécifique varie de 1 à 19 espèces par zone et par an, de 5 à 23 pour les 3 années cumulées. La richesse totale varie peu au cours des années, elle oscille entre 18 à 21 espèces par an pour tout le marais. La zone 1 accueille un plus nombre d'espèces que les autres. Elle se caractérise par la présence de 6 espèces

relativement communes (inverse de Simpson) alors que pour la plupart des autres zones, le vanneau huppé est pratiquement la seule espèce prépondérante (tableau 30). La zone 11 s'est nettement appauvrie au cours des trois années, passant de 5 espèces en 2014 à 1 seule espèce répertoriée en 2016.

Tableau 29: Indices de diversité (richesse spécifique, exponentielle de l'indice de Shannon, et inverse de l'indice de Simpson) de la communauté des limicoles fréquentant le marais par zone et par année. Les zones les plus riches sont en gras et les plus pauvres en italique.

Par zone, trois ans			
	Richesse	Exp Shannon	Inv Simpson
1	23	8.62	6.33
2	7	3.06	2.54
3	14	5.58	3.85
4	11	2.28	1.46
5	7	1.32	1.11
<i>6</i>	<i>5</i>	<i>1.15</i>	<i>1.05</i>
11	6	2.24	1.82

Par an, zones confondues			
	Richesse	Exp Shannon	Inv Simpson
2014	19	4.82	3.13
2015	21	6.38	3.77
2016	18	7.11	4.99

Toutes années et zones confondues			
	Richesse	Exp Shannon	Inv Simpson
	25	6.52	4.04

La zone 1 accueille 49 % du total des oiseaux dénombrés (5700 observations), suivent ensuite les zones 2 (14 %) 4 et 11 avec chacune près de 10 % du total des oiseaux recensés au cours des trois ans.

La figure 61 présente les différentes espèces de limicoles répertoriées sur les 7 zones et leurs abondances. Elle montre la très forte variabilité des abondances relatives des espèces entre les 7 zones d'études et leur forte variabilité inter-annuelle. Les abondances peuvent ainsi changer d'un facteur 1 à 10 d'une année sur l'autre (zone 2). Selon l'année, les espèces dominantes ne sont pas systématiquement les mêmes (zone 1). Les particularités biologiques des limicoles (comportement migrateur, et déplacements aisés entre zones) peuvent expliquer les fortes variations d'abondances constatées entre les 5 dates de passages, voire entre années. A titre d'exemple, il est signalé l'observation très ponctuelle de 369 barges à queue noires sur la zone 11 lors du premier passage en 2014 (mars). Cette observation est la seule de l'espèce en trois années sur cette zone et traduit donc une utilisation très occasionnelle de cette zone par l'espèce. D'autres exemples de présence ponctuelle (la barge à queue noire sur la zone 2, le pluvier doré sur la zone 1, etc.) ont été constatés et soulignent le caractère opportuniste de ces espèces migratrices.

Tableau 30: Effectifs de limicoles recensés au cours des 3 années 2014 à 2016 au sein des sept zones. Les espèces nicheuses sont reportées en gras.

	1	2	3	4	5	6	11
<i>Burhinus oedicephalus</i> Oedicnème criard							1
<i>Charadrius dubius</i> Petit gravelot	13			14			
<i>Charadrius hiaticula</i> Grand gravelot	171			13			
<i>Pluvialis apricaria</i> Pluvier doré	240				1		
<i>Pluvialis squatarola</i> Pluvier argenté	3						
<u><i>Vanellus vanellus</i> Vanneau</u>	900	292	203	466	316	208	135
<i>Himantopus himantopus</i> Échasse blanche	249		79	1	1		3
<i>Recurvirostra avosetta</i> Avocette	246		2				
<i>Actitis hypoleucos</i> Chevalier guignette	1						
<i>Calidris alba</i> Bécasseau sanderling	1						
<i>Calidris alpina</i> Bécasseau variable	255			7			
<i>Calidris canutus</i> Bécasseau maubèche	1						
<i>Calidris temminckii</i> Bécasseau de Temminck	3						
<i>Gallinago gallinago</i> Bécassine des marais	12	14	15	2	4		15
<i>Limosa lapponica</i> Barge rousse	13						
<u><i>Limosa limosa</i> Barge à queue noire</u>	350	421	5	19		1	369
<i>Numenius arquata</i> Courlis cendré	1	12	24				
<i>Numenius phaeopus</i> Courlis corlieu	14	3	14	10	7	2	8
<i>Philomachus pugnax</i> Combattant	58		8	11			
<i>Tringa erythropus</i> Chevalier harlequin	5		1				
<i>Tringa glareola</i> Chevalier sylvain	3		2				
<i>Tringa nebularia</i> Chevalier aboyeur	13		2			1	
<i>Tringa ochropus</i> Chevalier cul blanc	28	5	3	4	1		
<u><i>Tringa totanus</i> Chevalier gambette</u>	272	80	68	17	3	1	
<i>Chlidonias niger</i> Guifette noire			7				
Total	2852	827	405	564	332	213	531

La zone 3, de Champagné-les-Marais, est la seconde plus forte richesse (14 espèces). La zone 2, de Luçon, présente une richesse plus faible (7 espèces), comparables à celles trouvées sur le groupe des zones 4, 5, 6 et 11. Cette zone présente en revanche des abondances de chevalier gambette importantes, et accueille cette espèce en nidification. Les zones 4, 5, 6 et 11 sont dominées par le vanneau huppé, en effectifs globaux et en effectifs reproducteurs.

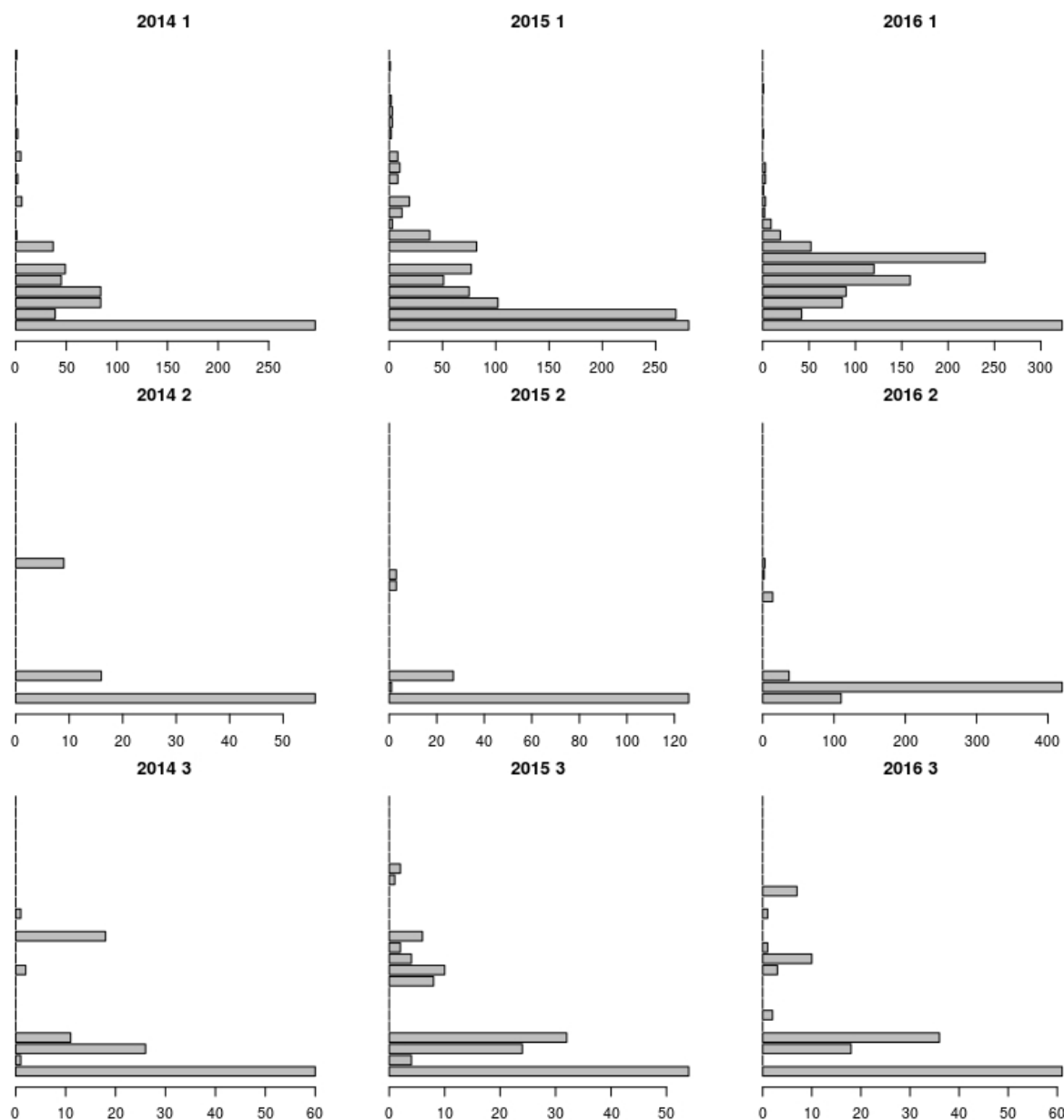


Figure 61: Abondances des limicoles dans les zones 1, 2 et 3 (soit trois des zones accueillant le plus d'oiseaux) pour les 3 années. Les 5 passages sont cumulés. Les espèces sont toujours ordonnées de la même façon selon l'abondance totale sur les 3 ans. De bas vers le haut, le vanneau huppé, la barge à queue noire, le chevalier gambette et l'échasse blanche pour ne citer que les 4 espèces les plus abondantes (voir aussi le détail dans le tableau 30). Les échelles en abscisses diffèrent notamment selon les zones.

Concernant les espèces nicheuses, 7 espèces ont été recensées nicheuses probables ou certaines. Contrairement aux effectifs d'oiseaux recensés au cours des différents passages, très variables, les nombres de couples d'oiseaux nicheurs sont remarquablement stables au cours du temps (98 à 118 couples nicheurs probables et certains). L'effet « zone » sur les effectifs nicheurs est ainsi très significatif, tandis que l'effet année n'est pas significatif (anova, test F, $P > 0.05$). Le vanneau huppé est la seule espèce nichant sur toutes les zones avec 291 couples, suivent le chevalier gambette, l'échasse et l'avocette (respectivement 81, 49 et 30 couples nicheurs). Les quatre principales espèces (98 % du nombre total de couples) sont toutes présentes sur la zone 1. Cette zone se distingue également par les effectifs de nicheurs les plus élevés, toutes espèces confondues, suivie par les zones 4 et 3 (voir la figure 62 et l'annexe V). Deux espèces, la bécassine des marais et le petit gravelot, n'ont été observées nicheuses qu'une fois, dans la zone 4, en 2015 et 2014 respectivement.

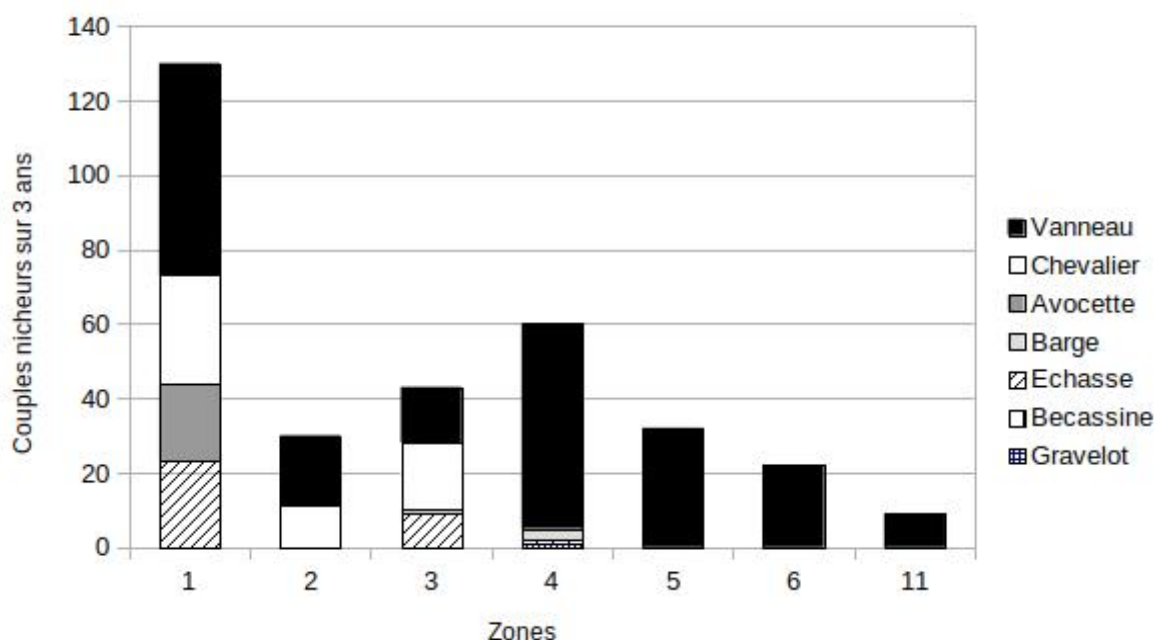


Figure 62: Distribution par zone des effectifs de couples nicheurs en cumulant les 3 ans de données. Les effectifs sont le cumul des nicheurs probables et certains déterminés par les observations comportementales sur le terrain.

Nous avons pu constater que, pour les principales espèces nicheuses, les nombres de couples sont bien corrélés aux nombres totaux d'oiseaux en fréquentation (figure 63). Ceci indique que, à l'échelle des zones, les critères d'attractivité sont similaires ou proches pour la simple fréquentation comme pour la nidification.

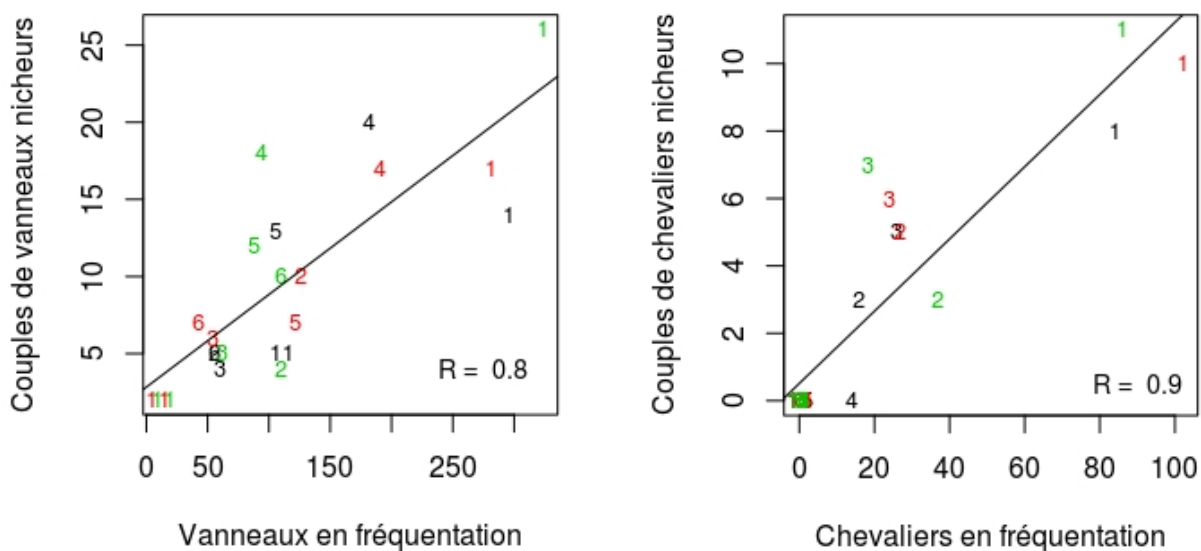


Figure 63: Relations entre les nombres de couples nicheurs et les effectifs d'adultes en fréquentation pour les 2 espèces dont les effectifs nicheurs sont maximaux. Les numéros des zones sont indiqués, les couleurs indiquent les années de suivi (noir 2014, rouge 2015 et vert 2016).

Contrastes des communautés entre les zones d'étude

Comme il a déjà été mentionné, les zones sont fortement contrastées du point de vue des effectifs totaux d'oiseaux fréquentant les marais (et des nombres de couples nicheurs). Les contrastes de composition des communautés ont été explorés avec une ACP à partir des abondances des 25 espèces chaque année. Les principales contributions aux deux composantes de l'ACP (figure 64) sont le fait, principalement, de cinq espèces (dont quatre nicheuses) : l'échasse blanche (HIMHIM), le vanneau huppé (VANVAN), le chevalier gambette (TRINTOT), l'avocette élégante (RECAVO) et la barge à queue noire (LIMLIM). L'analyse en composantes principales (figure 64a) sépare nettement les 2 relevés riches en barges des autres données. En dehors de l'effet dû à l'abondance de barges, les points correspondant aux trois années de chaque zone sont relativement regroupés, indiquant un usage du milieu par les oiseaux relativement stable au cours du temps (figure 64b). L'ACP réalisée sans les effectifs de barges (figure 64b) met en évidence la séparation générale entre les zones situées à l'Ouest et celles situées plus à l'Est du marais ainsi que l'isolement de la zone 1. Comme déjà mentionné, la zone 1 (Longeville-sur-mer) se caractérise par la plus forte richesse spécifique (23 espèces), la plus forte abondance d'oiseaux (2852 individus) et le plus grand nombre de nicheurs (39 % du total sur les trois années).

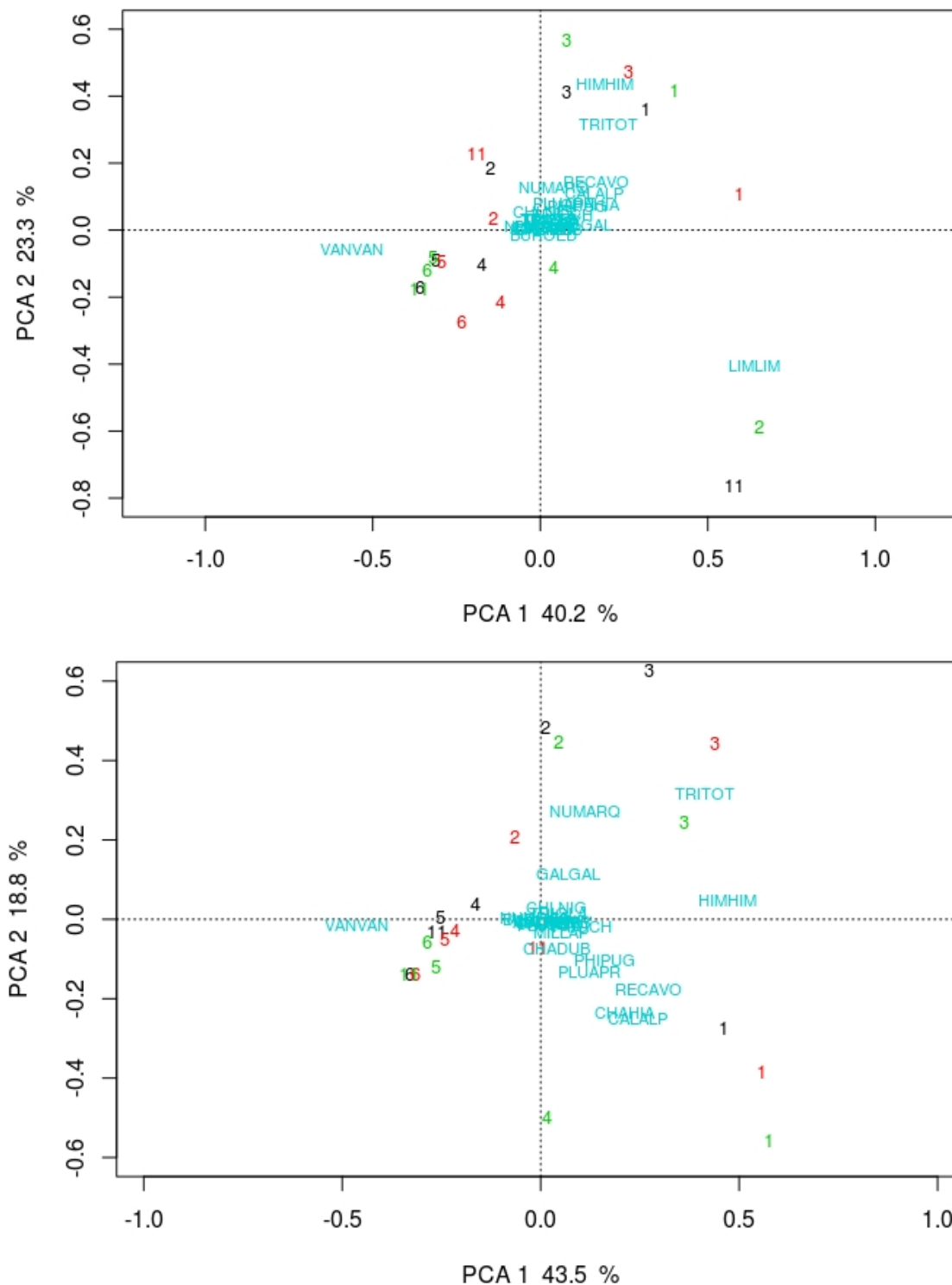


Figure 64: Distributions des relevés (zones x années) de fréquentation des limicoles sur le plan factoriel 1-2 de l'ACP. Toutes les espèces sont considérées dans l'analyse reportée sur le graphique du haut, alors que les données de barges sont exclues de l'analyse présentée sur le graphique du bas. Dans les deux cas, les passages annuels sont regroupés. Les couleurs indiquent les années (noir 2014, rouge 2015 et vert 2016). Les taxons sont reportés (codes de 6 lettres genre-espèce) en fonction de leurs contributions aux composantes des ACP (voir le tableau 30 pour les noms complets). Les % indiqués sont les contributions des composantes 1 et 2 des ACP à l'inertie totale des jeux de données.

Relations entre la fréquentation des zones par les limicoles et les variables environnementales

Les variables environnementales utilisées pour tenter de prédire les abondances de limicoles sont de deux ordres : des variables paysagères (occupation du sol et linéaires de canaux sur toute la zone) et des variables relatives à l'hydrologie (des niveaux d'eau dans le canal de référence et les précipitations). Ces variables ont été retenues par une procédure de sélection préalablement réalisée sur un plus large panel de variables, et ce après avoir exploré les corrélations entre toutes ces variables (voir § 2.3). Les niveaux d'eau dans les canaux sont utilisés comme indicateurs du degré d'inondation des prairies dans les zones d'étude puisque les données des piézomètres qui permettraient de mieux décrire l'état d'inondation des prairies ne sont disponibles que sur deux des trois années du suivi.

Les descripteurs des communautés de limicoles sont basés sur le cumul des passages au cours de chaque année. La variabilité temporelle fine des effectifs d'oiseaux au sein d'une année n'est donc pas considérée ici. Les communautés sont décrites par les indices de diversité, de l'abondance totale de limicoles (toutes espèces confondues, et aussi sans les barges), de l'abondance spécifique de quelques espèces nicheuses fréquentation totale par des individus, y compris ceux qui n'ont pas niché ou n'ont pas montré de comportements en ce sens), et enfin les effectifs nicheurs toutes espèces confondues. Le fait de ne pas considérer les barges dans les effectifs totaux de limicoles se justifie par le fait que les barges sont particulièrement mobiles, et, comme cela a déjà été mentionné, des contingents de barges se déplacent régulièrement entre les zones.

Les variables environnementales décrivant bien la structure d'ensemble de limicoles fréquentant les marais sont surtout des variables paysagères : les proportions de surfaces de plans d'eau libre, de prairies et de boisements (tableau 31). La surface en eau dans l'occupation du sol est d'ailleurs un prédicteur commun à plusieurs modèles, dont celui portant sur les scores de la première composante de l'ACP. Plus la proportion de surface en eau est importante, plus les effectifs de limicoles sont élevés : ce résultat est obtenu toutes espèces confondues, et ne change pas lorsque les effectifs de barges ne sont pas pris en compte. On peut remarquer que cette association avec les plans d'eau libre n'est pas surprenante et est mentionnée à plusieurs reprises par les opérateurs de terrain (ex. Guéret *et al.* 2015). Sans grande surprise, la proportion de surface boisée est négativement associée aux effectifs totaux de limicoles (barges exclues). Un modèle utilisant le niveau d'eau de mai-juin (ho56), les surfaces d'eau libre (eau) et le linéaire de canaux primaires (prim) prédit bien la richesse spécifique des limicoles. L'effet du niveau d'eau de fin de printemps (ho56) est d'ailleurs prépondérant alors (taille d'effet plus élevée). C'est aussi le cas pour le modèle relatif aux effectifs de chevalier gambette *Tringa totanus*. La taille d'effet de la proportion de surface en prairie n'est prépondérante que pour les effectifs de vanneaux.

Pour les effectifs de nicheurs, le modèle qui explique très bien (90%) de la variances des nombres de couples est formé par le niveau d'eau de printemps et une combinaison de plusieurs variables paysagères dont les surfaces de prairies et de plans d'eau libre (tableau 31). Cette combinaison de variables déterminantes est également trouvée pour la modélisation des couples de chevaliers gambette. Le modèle relatif aux effectifs de vanneaux nicheurs suggère que cette espèce évite les paysages avec de fortes proportions de boisements et le nombre de couples dépend également du linéaire de canaux primaires (relation positive).

Des essais d'analyses complémentaires ont en outre été réalisés sur les seules années 2015 et 2016 de façon à pouvoir inclure dans les modèles les surfaces de prairies inondées à des dates déterminées, qui pourraient mieux décrire le degré d'inondation que les proxys utilisés ci-dessus. Ces surfaces sont estimées en utilisant les données des piézomètres des prairies qui ne sont

disponibles que pour les années 2015 et 2016. Nous avons testé l'effet des variables environnementales sur la richesse spécifique, l'abondance sans barges et les nombres totaux de couples nicheurs. L'utilisation des surfaces de prairies inondées n'ont pas modifié sensiblement les modèles résultant pour la richesse, l'abondance ou les effectifs de couples nicheurs. Ces deux dernières variables calculées pour les 10 et 30 avril de chaque année n'ont pas été retenues dans les modèles.

Tableau 31: Variables retenues dans les modèles linéaires généralisés (GLM) appliqués à divers descripteurs des communautés de limicoles des zones d'étude, accompagnées des valeurs des estimateurs moyens associés (procédure de "model averaging"). Le R^2 du meilleur modèle (AICc minimal) et les poids cumulés des modèles avec $\Delta AIC < 2$ sont reportés dans les dernières colonnes afin de renseigner sur la qualité des prédictions.

Descripteur de la biodiversité modélisé	Variables retenues, estimateurs	R^2 du meilleur modèle	Poids cumulés des $\Delta AIC < 2$ en %
Richesse	ho56 0.47 eau 0.43 prim 0.29	0.94	36
Exp Shannon	eau 0.52 prai 0.17 prim 0.16	1	64
Inv Simpson	eau 0.52 prai 0.14	1	35
PCA1	eau 0.18	0.54	48
PCA2	Aucune variable retenue		
Abondance totale	eau 0.50	0.76	23
Abondance sans barges	bois -3.81 pl34 0.21 eau 0.69	0.92	59
<i>Vanellus vanellus</i>	prai 0.52 ho12 0.34 prim 0.35	0.65	37
<i>Himantopus himantopus</i>	pl34 0.07 eau 1.76 prim 0.29 prai 0.26	1	100
<i>Tringa totanus</i>	ho12 -0.17 sec -0.88 ter 2.41 ho56 0.58 eau 0.78 prai 0.70 bois -3.77	0.97	74
<i>Limosa limosa</i>	Pas de convergence		
Effectifs de couples nicheurs	prim 0.44 sec -0.41 prai 0.42 ter -0.39 eau 0.29 ho56 0.59	0.90	84
Couples vanneaux nicheurs	bois -0.52 prim 0.44	0.77	60
Couples chevaliers gambette nicheurs	Ho56 0.52 sec -0.57 ter 0.80 eau 0.51 prim -0.21	0.97	73

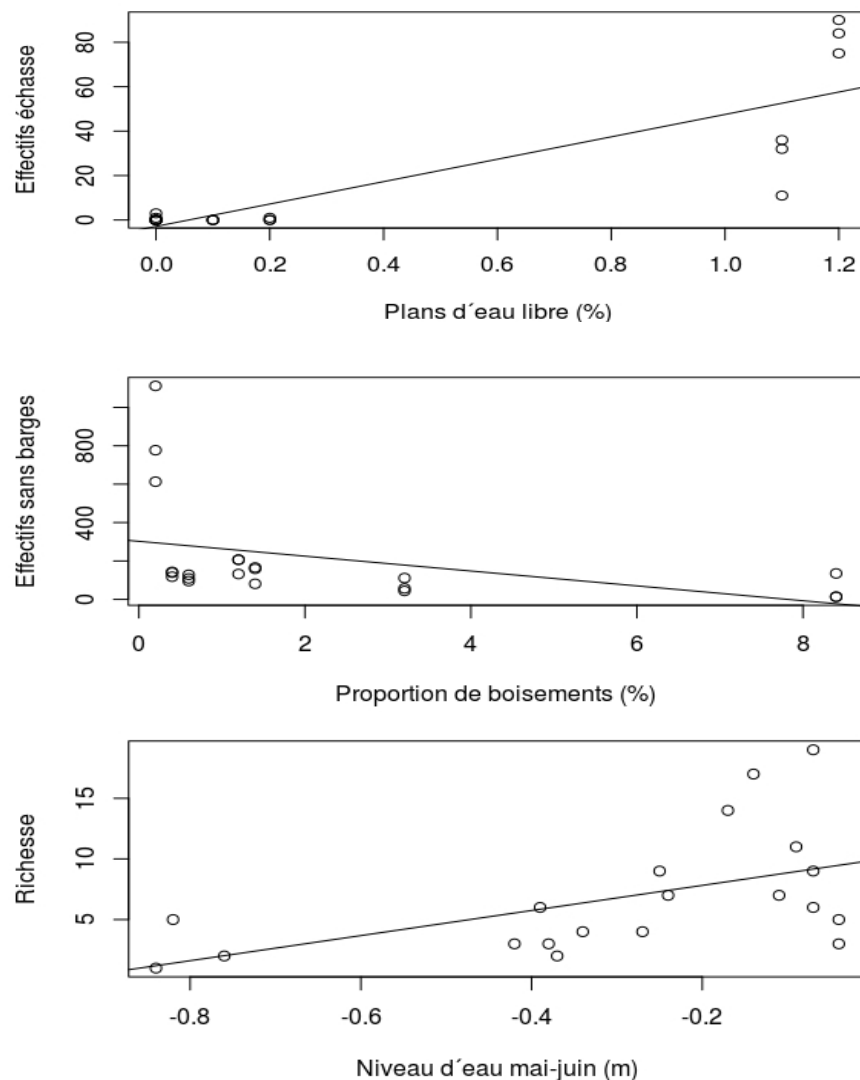


Figure 65: Relations entre les effectifs d'échasses, les effectifs totaux sans les barges, et la richesse spécifique et 3 variables environnementales sélectionnées par les GLMs.

Bilan

Cette première analyse des données « limicoles » tend à montrer l'importance prépondérante de la proportion de surfaces en eau libre pour l'attractivité des zones étudiées pour ces espèces. La proportion de surface en prairie est aussi une variable sélectionnée de manière récurrente, mais avec une taille d'effet (*ie* un caractère déterminant) plus faible que le % de surfaces en eau. Les limicoles fréquentant les prairies du Marais poitevin ont des préférences pour les grands espaces ouverts. L'eau libre, qui reflète la présence d'eau quasi permanente sur des points très bas ou dans des mares de chasse, fixe un grand nombre d'espèces. Les surfaces de plan d'eau les plus importantes sont trouvées sur les zones 1 et 3, qui sont aussi les plus riches. Le régime hydrique (notamment en fin de printemps, mais celle-ci est relié à celle des mois précédents) influe sur la richesse en espèces, et, à l'échelle spécifique, sur l'abondance du chevalier gambette.

Les effectifs de limicoles varient fortement d'une année sur l'autre, mais l'attractivité par les points d'eau ainsi que par les niveaux d'eau (proxy de l'inondation des zones de prairies) conditionne la répartition des contingents d'oiseaux présents. Des déplacements d'oiseaux entre les

zones côtières et le marais pourraient avoir lieu, en lien avec les marées. Cet effet ne peut être détecté dans le jeu de données disponible mais pourrait expliquer une part de variabilité entre zones et entre années. D'autres facteurs pouvant influencer les effectifs de limicoles en un point de suivi, tel le dérangement, ne peuvent être appréciés. Néanmoins, les données disponibles montrent que les limicoles répondent fortement au régime hydrique et donc aux potentialités de zones d'alimentation et de repos.

- 25 espèces ont fréquenté les 7 zones de suivi du marais durant les 3 ans, en moyenne 20 espèces par an,
- 7 espèces y ont niché dont 4 de façon régulière, elles font partie des espèces les plus abondantes,
- la zone 1 est de loin la plus attractive (23 espèces) et présente 50 % des effectifs totaux répertoriés dans le suivi sur 3 ans,
- les principaux contrastes des richesses et d'effectifs entre les zones 1 à 4 et le reste du marais, mais plus encore entre la zone 1 et les autres,
- les variables explicatives permettant de modéliser au mieux les communautés de limicoles sont les surfaces en eau libre, surface en prairies, et les niveaux d'eau de mai-juin, toutes positivement associées aux descripteurs de la communauté de limicoles,
- Aucun modèle ne permet de bien modéliser les nombres de couples nicheurs par les variables environnementales disponibles.

5. En guise de conclusion

Ce travail présente une première série d'analyses qui visent à évaluer les contrastes de communautés animales et végétales entre les 11 zones d'études réparties dans le Marais poitevin. Ces zones ont été choisies par l'Établissement Public du Marais poitevin, en 2013, sur la base des contrastes environnementaux connus à ce moment, notamment en matière de régime hydrique et de ses changements envisagés par l'EPMP. Sans travail préalable dédié, la caractérisation environnementale de ces zones était largement lacunaire à l'état initial de ce projet, et l'ampleur des contrastes environnementaux entre zones est encore difficile à apprécier à ce jour de façon quantitative et fiable.

Cet état initial des connaissances et les objectifs de l'étude nous a conduit à adopter une stratégie d'analyses qui, pour cette première séquence :

- a accordé une grande importance à la caractérisation environnementale des stations et des zones d'études puisque la qualité des interprétations en dépend. Nous avons produit un effort substantiel pour compléter les informations existantes ou apportées par des partenaires de l'EPMP (en particulier le PNR du Marais poitevin et l'UNIMA) et conduire des analyses de l'ensemble de ces informations environnementales,

- ne fait aucune hypothèse initiale sur les secteurs (zones) d'études les plus contrastés, notamment du point de vue de leur régime hydrique. L'analyse des données de biodiversité a été effectuée sans *a priori* sur les contrastes attendus entre telle ou telle zone d'étude ni sur les variables environnementales qui pouvaient être déterminantes,

- considère un panel de caractéristiques de la biodiversité ⁽³⁾, quantitatives ou non : richesse spécifique, composition des communautés, mais également les abondances de certaines espèces qui paraissent les plus structurantes des contrastes entre zones. On notera que l'effet positif d'une variable environnementale pour l'une des caractéristiques de la biodiversité ne l'est pas forcément pour une autre : ainsi la durée d'inondation en prairie s'accompagne d'une diminution de la richesse spécifique des communautés prairiales tandis qu'il présente un effet positif sur le caractère hygrophile de la végétation.

Les analyses ont été conduites à l'échelle des « zones » (et non des stations) pour tous les groupes de la biodiversité des canaux et les odonates adultes, une échelle qui correspond au cahier des charges de l'étude.

Certains contrastes de biodiversité mis en évidence entre les zones d'étude sont, à des degrés divers, clairement et significativement reliés au patron d'inondation ou de régime hydrique : c'est le cas de la végétation prairiale, des limicoles, de taxons de la végétation des canaux ou bien encore de taxons de macro-invertébrés aquatiques (*e.g.* les phases aquatique et terrestre des odonates). D'autres contrastes de biodiversité ne sont pas attribuables aux variations de régime hydrique, ou seulement très faiblement.

Nous avons également mis en évidence l'importance de certaines variables environnementales sur la biodiversité qui sont difficilement interprétables immédiatement : cela concerne en particulier les variables paysagères (comme le linéaire de canaux I, II ou III, les proportions de surface en bois, en prairies, etc.) dont il reste à préciser les conséquences écologiques et biologiques sur les groupes taxonomiques d'intérêt pour avancer dans l'interprétation des analyses. Certaines de ces variables peuvent traduire avant tout la disponibilité en milieux aquatiques mais il est probable que leurs effets sur la biodiversité s'exercent aussi de façon indirecte, *via* une diversité d'autres variables environnementales. Pour avancer sur le sens à donner à ces contextes paysagers, il conviendra sans doute d'identifier les filtres environnementaux qu'ils contrôlent, puis de les documenter de façon à pouvoir les intégrer dans les analyses de données ultérieures.

Une piste de réflexion est d'envisager les effets de l'environnement sur la biodiversité sous la forme de 'syndromes' de variables environnementales corrélées. Définir ces syndromes et les transcrire par des métriques quantitatives intégrées dans les analyses de données est sans aucun doute un objectif à venir de grand intérêt à la fois sur le plan académique et pour la gestion de la biodiversité. Pour le faire aboutir, il sera utile et productif de continuer à croiser les connaissances naturalistes et académiques.

Toujours en matière de caractérisation environnementale, le défi reste de pouvoir mesurer la durée d'inondation, mais aussi les autres métriques environnementales en chaque point où la biodiversité est décrite, et pour chaque période de suivi (*i.e.* sur plusieurs années). Actuellement, cette information est extrapolée à partir des données disponibles (altitude et niveau d'eau en un point par zone d'étude), ce qui permet d'aboutir à des résultats intéressants (Rapinel *et al.* 2018) mais qui peut être localement associée à des imprécisions ou risques d'erreur potentiellement élevés : c'est le cas en particulier dans les situations où la connectivité intra-zone n'est pas parfaite au sein de la zone d'étude. Ces difficultés invitent à mieux caractériser les particularités des stations de suivi et à examiner comment elles peuvent conduire à s'écarter des prédictions établies de façon plus générale. En la matière, les situations de changement de régime hydrique, expérimentées dans

3 Le terme « biodiversité » est utilisé ici en étant bien conscient qu'il constitue i) un mot valise très commode pour désigner de façon concise toutes les communautés animales et végétales ainsi que leur caractéristiques simultanément ii) qu'il désigne des composants biologiques et écologiques très différents et dont la réponse à des variations environnementales n'est probablement jamais homogènes.

les contrats de marais, constituent des situations particulièrement intéressantes qui mériteraient d'être suivies dans le détail et contribueraient ainsi à répondre aux objectifs de ce travail.

En termes de perspectives, outre le travail sur la caractérisation environnementale, nous nous proposons de développer les orientations suivantes :

- comparer le niveau de biodiversité (richesse spécifique, etc.) et de la structure des communautés décrits par les données de ce travail au sein du Marais poitevin avec les connaissances disponibles dans le cadre d'autres suivis et études, que ce soit au sein de l'Observatoire du Patrimoine Naturel (<http://biodiversite.parc-marais-poitevin.fr/-L-Observatoire-du-patrimoine-.html>) ou des données en dehors Marais poitevin.

- tenir compte de la variation de la biodiversité entre années dans les contrastes entre les 11 zones d'étude. Dans de cette première série d'analyses, nous avons pris le parti de ne pas analyser de façon détaillée les variations de biodiversité entre les trois années étudiées. Le jeu de données sur les 5 années de suivi devrait notamment permettre d'évaluer l'importance éventuelle de la variabilité temporelle du régime hydrique.

- analyser les données des groupes taxonomiques en tentant de tenir davantage compte des interactions biotiques entre groupes taxonomiques, voire entre taxons d'une même communauté. Volontairement non examinées dans la première série d'analyses, ces interactions pourraient relever d'un effet habitat (exemple de la végétation des canaux vis-à-vis de la macrofaune aquatique) ou de relations trophiques.

Une hypothèse qui ne peut être testée formellement avec le jeu de données mais qu'il convient néanmoins de garder à l'esprit, est la possibilité que la biodiversité varie, peu ou prou, en réponse à des variables autres que celles de l'environnement actuel ou local : phénomènes démographiques, de propagation spatiale d'espèces, de processus ou variations environnementales agissant en dehors du Marais poitevin ou à des échelles spatiales ou temporelle inaccessibles ou non intégrées.

On le voit, si les sources de variabilité de la biodiversité sont abondantes, la puissance des jeux de données disponibles et à venir est loin d'être négligeable : elle repose en particulier sur son amplitude spatiale et pluriannuelle, sur une stratégie d'échantillonnages répétés au sein des zones, le recours à des caractérisations environnementales solides (sinon idéales) et quantitatives et enfin, sur la possibilité d'explorer l'effet de l'environnement sur plusieurs groupes taxonomiques simultanément : ceci a rarement été réalisé, que ce soit en France ou à l'étranger.

4. Références

- Amiaud, B., J.-B. Bouzillé, T. Tournader et A. Bonis 1998. Spatial patterns of soil salinities in old embanked marshlands in western France. *Wetlands* 18:482-494.
- Amoros, C., G. Bornette et C.P. Henry 2000. A vegetation-based method for ecological diagnosis of riverine wetlands. *Environmental Management* 25:211-227.
- Baatrup-Pedersen, A., K. Szoszkiewicz, R. Nijboer, M. O'Hare et T. Ferreira 2006. Macrophyte communities in unimpacted European streams: variability in assemblage patterns, abundance and diversity. *Hydrobiologia* 566:179-196.
- Bartoń, K. 2016. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.6. R package version 1.15.6.. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bonis, A., J.-B. Bouzillé, B. Amiaud et G. Loucougaray 2005. Plant community patterns in old embanked grasslands and the survival of halophytic flora. *Flora* 200:74-87.
- Bonis, A., B. Marion, C. Membrey et J.-M. Paillisson 2013. Propositions pour le suivi de la biodiversité dans le Marais Poitevin : suivi global et suivi en lien avec l'évolution de la gestion de l'eau. Université de Rennes 1- Établissement public du Marais Poitevin. 154 p.
- Bornette, G. et S. Puijalon 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences* 73:1-14.
- Bouzillé, J. 1992. Structure et Dynamique des paysages, des communautés et des populations végétales des marais de l'Ouest. Thèse d'Etat.. Université de Rennes I, France.
- Burnham, K. et D. Anderson, 2002. Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. Springer.
- De Caceres, M. 2013. How to use the vegclust package (ver. 1.6.0). Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Spain.. URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegclust/vegclust.pdf>
- Delignette-Muller, M.L. et C. Dutang 2015. fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software* 64:1-34.
- Doré, F., F. Mercier, M. Moncomble, L. Tullié, J. Sudraud, P. Trotignon, N. Cotrel et A. Texier 2012. Mise en place d'un suivi des communautés d'odonates du Marais poitevin. Parc Interrégional du Marais Poitevin, Coulon.
- Dudoignon, P., L. Caner, R. Radimy et C. Boissard 2016. Caractérisation et évolution temporelle des structures des sols argileux à tourbeux des 11 sites témoins utilisés pour le suivi de la biodiversité du Marais Poitevin. ENSI, Université de Poitiers. 144 p.
- Gore, O., A. Mauchamp, J.-M. Paillisson, B. Bergerot et A. Bonis 2018. Rapport complémentaire au rapport d'analyse des données « biodiversité » acquises sur trois années (2014-2015-2016) par l'EPMP et confrontation aux données environnementales. UMR ECOBIO CNRS - Université Rennes I – EPMP.
- Gore, O., M. Csali-Faucillion, R. Georges, N. Rossignol, J.-M. Paillisson et A. Bonis 2015. Evolution de la biodiversité en lien avec la gestion de l'eau dans le Marais poitevin 2014-2019. Analyse de l'état initial 2014 et comparaisons entre les différents secteurs de suivi – Version détaillée. UMR ECOBIO CNRS - Université Rennes I – EPMP. 97 p.
- Gowing, D., E. Youngs, J. Gilbert et G. Spoor 1998. Predicting the effect of change in water regime on plant communities. In *Hydrology in a Changing Environment* vol. I (ed H Wheeler & C Kirby). Pp. 473–483. John Wiley.
- Green, R., 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley.

- Grinberga, L. 2010. Environmental factors influencing the species diversity of macrophytes in middle-sized streams in Latvia. *Hydrobiologia* 656:233-241.
- Haury, J., M.C. Peltre, M. Trémolières, J. Barbe, G. Thiébaud, I. Bernez, H. Daniel, P. Chatenet, G. Haan-Archipof, S. Muller, A. Dutartre, C. Laplace-Treyture, A. Cazaubon et E. Lambert-Servien 2006. A new method to assess water trophic and organic pollution -- the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570:153-158.
- Hill, M. 1973. The intensity of spatial pattern in plant communities. *Journal of Ecology* 61:225-235.
- Hill, M., J. Mountford, D. Roy et R. Bunce, 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT. Volume 2, Technical Annex. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- Hinojosa-Garro, D., C.F. Mason et G.J.C. Underwood 2008. Macrophyte assemblages in ditches of coastal marshes in relation to land-use, salinity and water quality. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 172:325-337.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375.
- Kindt, R. et R. Coe, 2005. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF).
- Lacoul, P. et B. Freedman 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews* 14:89-136.
- Legendre, P. et E. Gallagher 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271-280.
- Lehmann, A., E. Castella et J.-B. Lachavanne 1997. Morphological traits and spatial heterogeneity of aquatic plants along sediment and depth gradients, Lake Geneva, Switzerland. *Aquatic Botany* 55:281-299.
- Marion, B., A. Bonis et J.-B. Bouzillé 2010. How much does grazing-induced heterogeneity impact plant diversity in wet grasslands?. *Ecoscience* 17:229-239.
- Merlin, A., A. Bonis, C. Damgaard et F. Mesléard 2015. Competition is a strong driving factor in wetlands, peaking during drying out periods. *PLoS ONE* 10:e0130152.
- MNHN 2016. Référentiel taxonomique pour la France. TAXREF v10.0 mise en ligne le 3 novembre 2016. .. URL: <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/referentielEspece/referentielTaxo>
- Naimi, B. 2015. usdm: Uncertainty Analysis for Species Distribution Models. R package version 1.1-15.. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=usdm>
- Oksanen, J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P.R. Minchin, R.B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens, E. Szoecs et H. Wagner 2017. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-3.. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Özkan, K., E. Jeppesen, L.S. Johansson et M. Beklioglu 2010. The response of periphyton and submerged macrophytes to nitrogen and phosphorus loading in shallow warm lakes: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 55:463-475.
- Paillisson, J.-M. et L. Marion 2006. Can small water level fluctuations affect the biomass of *Nymphaea alba* in large lakes?. *Aquatic Botany* 84:259 - 266.
- Painter, D. 1999. Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen, UK. *Journal of Applied Ecology* 36:33-48.
- Papas, P. 2007. Effect of macrophytes on aquatic invertebrates – a literature review. Freshwater Ecology, Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Technical Report Series No. 158. Department of Sustainability and Environment, Melbourne; Melbourne Water, Melbourne, Victoria.

- Peterson, B.G. et P. Carl 2014. PerformanceAnalytics: Econometric tools for performance and risk analysis. R package version 1.4.3541.. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=PerformanceAnalytics>
- Pierce, S.C., R. Kröger et R. Pezeshki 2012. Managing Artificially Drained Low-Gradient Agricultural Headwaters for Enhanced Ecosystem Functions. *Biology* 1:794-856.
- Portielje, R. et R. Roijackers 1995. Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquatic Botany* 50:127-140.
- Rapinel, S., A. Bonis, J. Oszwald, F. Taureau, J. Mansons et J.-B. Bouzillé 2015b. Cartographie des végétations herbacées des marais littoraux à partir de données topographiques LiDAR. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection* 210:17-21.
- Rapinel, S., C. Cazals, P.-L. Frison, J.-B. Bouzillé, N. Rossignol et A. Bonis 2015a. Cartographie 2014 des habitats naturels du Parc Naturel Régional du Marais poitevin par télédétection. ECOBIO, CNRS/Université de Rennes 1 et IGN, Université Paris est.
- Rapinel, S., N. Rossignol, O. Gore, O. Jambon, G. Bouger, J. Mansons et A. Bonis 2018. Daily monitoring of shallow and fine-grained water patterns in wet grasslands combining aerial LiDAR data and in situ piezometric measurements. *Sustainability* 10:1-16.
- Rényi, A. 1961. On measures of entropy and information. *In Proceedings of the Fourth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Volume 1: Contributions to the Theory of Statistics* (ed). Pp. 547-561. University of California Press.
- Riis, T., K. Sand-Jensen et S.E. Larsen 2001. Plant distribution and abundance in relation to physical conditions and location within Danish stream systems. *Hydrobiologia* 448:217-228.
- Shinohara, R., T. Asaeda et M. Isobe 2014. Effects of phytoplankton on the distribution of submerged macrophytes in a small canal. *Landscape and Ecological Engineering* 10:115-121.
- R Development Core Team 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. .. URL: <http://www.R-project.org>
- Tournade, F. et J. Bouzillé 1995. Déterminisme pédologique de la diversité végétale d'écosystèmes prairiaux du Marais Poitevin. Application à la définition d'une gestion agri-environnementale. *Etude et Gestion des Sols* 2:57-72.
- UNIMA et Forum des Marais Atlantiques 2016. Élaboration d'un indicateur de fonctionnement trophique du compartiment aquatique des zones humides de l'arc atlantique - Bilan d'activité 2015. . 96 p.
- Venables, W.N. et B.D. Ripley, 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Springer.

ANNEXES

- I. La Base de données du suivi.
- II. Les variables environnementales.
- III. Les abréviations.
- IV. Détail de la méthodologie d'analyse.
- V. Fichiers téléchargeables - Listes d'espèces pour chaque protocole et atlas cartographique.
- VI. Étendues spatiales des groupements homogènes de la végétation prairiale.
- VII. Caractérisation des groupes issus de la classification des relevés de végétation prairiale.

Annexe I : la base de données du suivi

Les données issues des suivis Faune/Flore sont stockées dans une base de données Access (conception Françoise Le Moal et Olivier Gore). La base de données s'articule autour d'entités géographiques auxquelles sont rattachés des relevés dans lesquels sont consignées les données relatives aux taxons. Tous les taxons sont référencés conformément à la nomenclature Taxref, ce qui facilite les transferts entre les principales bases de données nationales (INPN, PNR, VegFrance). Le modèle conceptuel de la base de données est présenté ci-après.

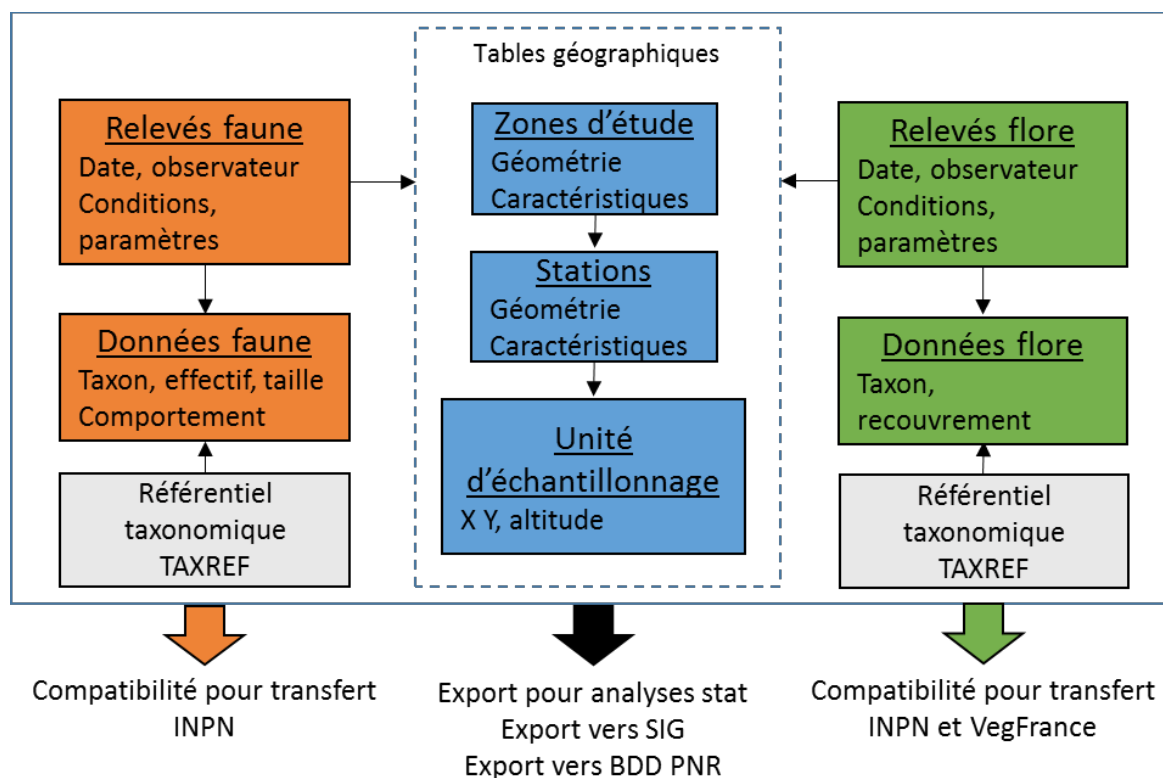
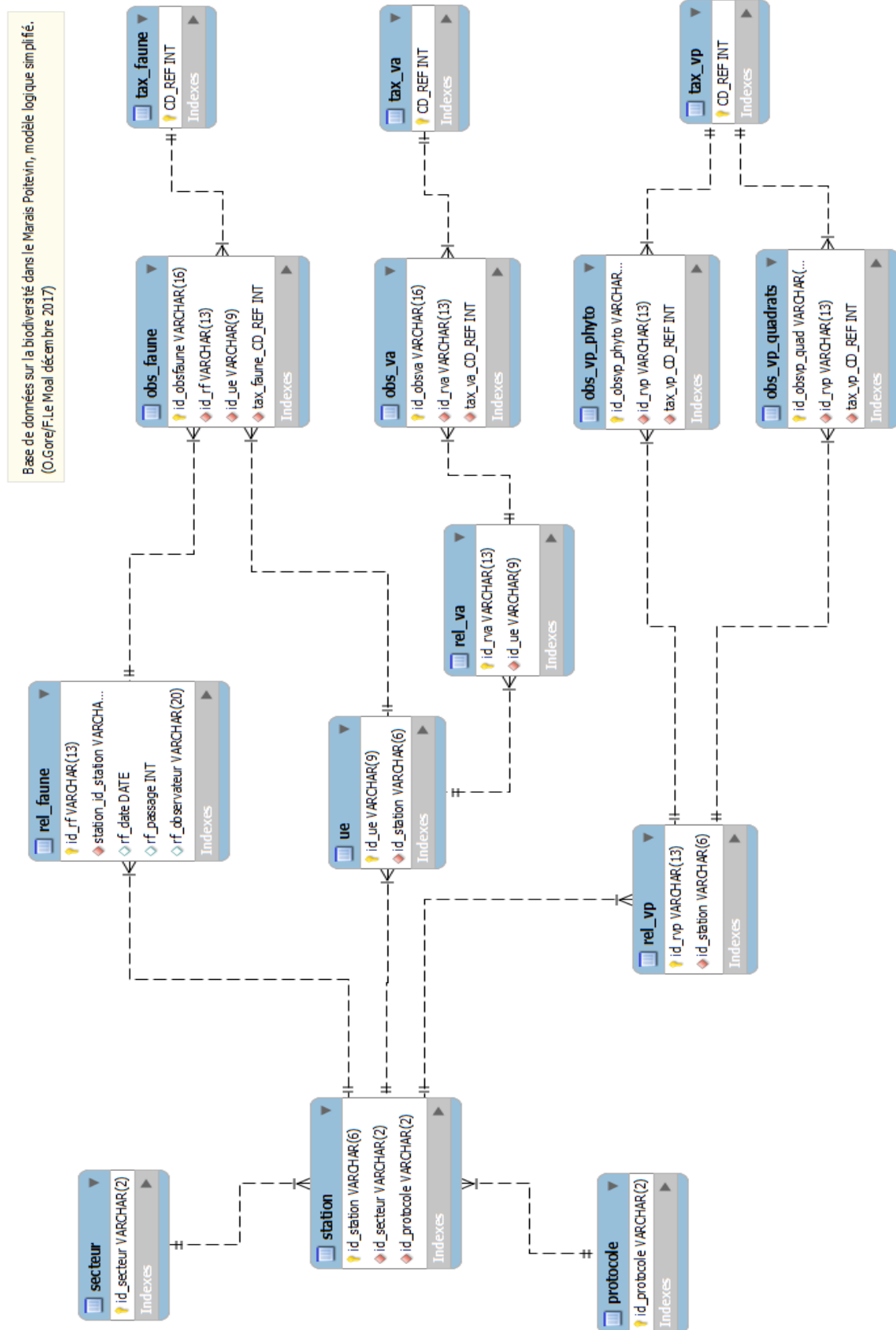


Schéma simplifié de la structure de la Base de Données



Annexe II. Caractéristiques détaillées des variables environnementales

Type de variable	Descriptions des variables	Caractéristiques : donnée (unité), échelle spatiale, calcul et répétition temporelle	Code court	Répliquée "R" ou fréquences	Unité	Données de base	Échelle	nb de variables
Usage agricole	4 classes : fauche f, pâturage p, les 2 fp et pe pour pâturage avec chevaux	Classe d'usage par zone d'étude. Construite d'après enquête de terrain, répliquée sur les 3 années.	usage	R	catégorie	Enquête	zone d'étude	1
Occupation du sol	Proportions d'assolement en bois, eau libre, cultures, prairies sur deux zones tampons de rayons 0à100, et 0à500.	Proportions (%) pour 4 types d'assolement sur deux zones tampons autour des stations VA, AM et OD. Construite via SIG, répliquées sur 3 années.	bois_rayon;eau_rayon;cult_rayon;prai_rayon	R	%	SIG	st canal	8
	Proportions d'assolement en bois, eau libre (plans d'eau hors canaux), cultures, prairies sur zone d'étude	Proportions (%) pour 4 types d'assolement par zone d'étude. Construite via SIG, répliquées sur 3 années.	bois;eau;cult;prai	R	%	SIG	zone d'étude	8
	Surface des mares et plans d'eau	Surface (ha) par zone d'étude. Construite via SIG, répliquées sur 3 années.	mares	R	ha	SIG	zone d'étude	1
Densité de réseau de canaux	Linéaire des canaux calculées sur deux zones tampons de rayons 0à100 et 0à500 m	Longueur de trois types de canaux (m) sur deux zones tampons autour des stations VA, AM et OD. Construite via SIG, répliquées sur 3 années.	I_rayon;II_rayon;III_rayon	R	m	SIG	zone d'étude	6
	Linéaire des canaux primaires, secondaires et tertiaires sur la zone d'étude.	Longueur de trois types de canaux (m/ha) par zone d'étude. Construite via SIG, répliquées sur 3 années.	prim;sec;ter	R	m/ha	SIG	zone d'étude	3
Présence et importance des haies	Score de linéaire de haies*score de largeur houppier*score de hauteur houppier	Score de haie par station VA et AM. Construite d'après relevé de terrain, répliquée sur trois années.	haie3D	R	score	RT	st canal	1
Salinité des nappes superficielles	4 classes pour 1 à 2 nappes à salinité faible à forte (étude Poitiers) 1sfa à 2 sf	Classe de nappe par zone d'étude. Construite d'après relevé de terrain, répliquée sur 3 années.	nappe	R	catégorie	RT	zone d'étude	1
Type de canal	3 classes : Primaire, secondaire ou tertiaire.	Classe de canal par zone d'étude. Construite via SIG, répliquée sur trois années.	ctype	R	catégorie	SIG	st canal + st PO	1+1
Type de sol	3 classes Argile, tourbe ou mixte (étude Poitiers)	Classe de sol par zone d'étude. Construite d'après relevé de terrain, répliquée sur 3 années.	sol	R	catégorie	RT	zone d'étude	1
Gabarit canal	Hauteur de vase	Une valeur (m) par station PO. Mesurée sur le terrain au moment des suivis, une fois par an.	hvase	1*an	m	M	st PO	1
	Hauteur d'eau * largeur canal	Une valeur (m²) par station PO. Mesurée sur le terrain au moment des suivis, une fois par an.	lxho	1*an	m²	M	st PO	1
	Hauteur d'eau moyenne mai/juin * largeur canal	Une valeur (m²) par station (VA, AM). Mesurée une fois par an : relevés de terrain (largeur) et sondes "eau de surface".	lxho	1*an	m²	M&SC	st canal	1
Carbone organique dissous	Moyenne de 11 valeurs (une données tous les deux mois depuis mars 2015	Une valeur par zone d'étude (mg/l). Moyenne calculée sur les données 2015/2016 des relevés UNIMA, répliquée.	corg	R	mg/l	Q	zone d'étude	1
Chlorophylle	Moyenne de 11 valeurs (une données tous les deux mois depuis mars 2015	Une valeur par zone d'étude (µg/l). Moyenne calculée sur les données 2015/2016 des relevés UNIMA, répliquée.	chla	R	µg/l	Q	zone d'étude	1
Classification réseau trophique - coord ACP UNIMA	Coordonnées ACP issues des travaux UNIMA	Deux par zone d'étude. Coordonnées d'ACP issue du rapport UNIMA, répliquée chaque année.	uni1;uni2	R	-	Q	zone d'étude	2
Composés azotés	Moyennes de 11 valeurs de NO2, NO3 et NKj une données tous les 2 mois depuis mars 2015	Trois paramètres par zone d'étude (mg/l). Moyennes calculées sur les données 2015/2016 des relevés UNIMA, répliquée chaque année.	no2;no3;nkj	R	mg/l	Q	zone d'étude	3

O2	Moyenne de 11 valeurs (une données tous les deux mois depuis mars 2015)	Une valeur par zone d'étude (%). Moyenne calculée sur les données 2015/2016 des relevés UNIMA, répliquée chaque année.	satO2	R	%	Q	zone d'étude	1
Orthophosphates	Moyenne de 11 valeurs (une données tous les deux mois depuis mars 2015)	Une valeur par zone d'étude (mg/l). Moyenne calculées sur les données 2015/2016 des relevés UNIMA, répliquée chaque année.	orthp	R	mg/l	Q	zone d'étude	1
Conductivité	Moyenne et max de 11 valeurs (une données tous les 2 mois depuis mars 2015)	Par zone d'étude, moyenne et maximum (µS/cm) calculés sur les données 2015/2016 des relevés UNIMA, répliquée chaque année.	cmoy;cmax	R	µS/cm	Q	zone d'étude	2
Conductivité pêche électrique	Sur le site de la pêche, à la date de la pêche, conductivité	Une valeur par station PO (µS/cm). Mesurée sur le terrain au moment des suivis, une fois par an.	pocond	1*an	µS/cm	M	st PO	1
Turbidité	Turbidité disque de secchi lors d'un passage AM	Une valeur par station AM (sans unité). Mesurée sur le terrain au moment des suivis, une fois par an.	turb	1*an	-	M	st canal	1
Altitude des groupements	Altitude relative à l'altitude du groupement le plus bas de la zone d'étude	Une valeur par groupement (m). Calculée par Lidar/GPS topographique, répliqué sur les 3 années.	altcse	R	m	T	groupement	1
Altitude moyenne par zone	Altitude moyenne de la zone d'étude	Une valeur par zone d'étude (m). Calculée par Lidar/GPS topographique, répliqué sur les 3 années.	alt	R	m	T	zone d'étude	1
Durée d'inondation des groupements de végétation	Nombre de jours avec présence d'eau à deux seuils d'inondation (≥ 0 cm et ≥ 10 cm)	Une valeur par groupement. Calculée par la combinaison de données topographiques (cf altitude des groupements) et de hauteur d'eau mesurée par sonde piézométrique, un calcul tous les 2 mois.	durx12;durx34...durx1112	bimestrielle	jour	T & SP	groupement	24
	Nombre de jours avec présence d'eau à deux seuils d'inondation (≥ 0 cm et ≥ 10 cm) 10,5 mois avant les relevés végétation (juillet 201x à 15 mai 201x+1)	Une valeur par groupement. Calculée par la combinaison de données topographiques (cf altitude des groupements) et de hauteur d'eau mesurée par sonde piézométrique, un calcul par an.	dur0p;dur5p;dur10p;dur15p	1*an	jour	T & SP	groupement	4
	Stress hydrique. Nombre de jours avec niveau d'eau < -42cm 10,5 mois avant les relevés végétation pour chaque groupement (juillet 201x à 15 mai 201x+1)	Une valeur par groupement. Calculée par la combinaison de données topographiques (cf altitude des groupements) et de hauteur d'eau mesurée par sonde piézométrique, un calcul par an.	dursevp	1*an	jour	T & SP	groupement	2
	Stress hydrique. Nombre de jours avec niveau d'eau < -42cm 10,5 mois avant les relevés végétation pour chaque groupement (juillet 201x à 15 mai 201x+1)	Idem par période de 2 mois	sevXY	bimestrielle				
Hauteur d'eau dans les canaux	Hauteur moyenne de la lame d'eau (si « 0 » = assec)	Une valeur (m) par station VA et AM. Calculée par estimation de l'altitude du fond du canal combinée à la hauteur d'eau mesurée par une sonde "eau de surface", un calcul tous les 2 mois.	ho12;ho34...ho1112	bimestrielle	m	T & SC	st canal	6
	Coef de variation de la hauteur de la lame d'eau	Une valeur par station VA et AM. Écart type divisé par la moyenne de la hauteur d'eau dans les canaux, un calcul tous les 2 mois.	cvar12;...cvar1112	bimestrielle	-	T & SC	st canal	6
	Hauteur d'eau à la date de la pêche électrique	Une valeur (m) par station PO. Mesurée sur le terrain au moment des suivis, une fois par an.	poho	1*an	m	M	st PO	1
Potentiel d'assèchement des canaux	Indice* risque d'assèchement entre 0 (risque nul) et 6 (risque élevé)	Une valeur (indice) par canaux VA et AM. Construite par estimation de l'altitude du fond du canal combinée à la hauteur d'eau mesurée par une sonde "eau de surface", répliquée chaque année.	assec	R	catégorie	T & SC	st canal	1
Niveau d'eau zone	Niveaux d'eau superficielle moyens par rapport à l'altitude moyenne de la zone d'étude	Une valeur (m) par zone. Calculée par la combinaison de topographie (altitude moyenne par zone) et de hauteur d'eau mesurée par sonde piézométrique, un calcul tous les 2 mois.	ho12;ho34...ho1112	bimestrielle	m	T & SP	zone d'étude	6*
	Coefficient de variation du niveau d'eau superficielle	Une valeur par zone. Écart type divisé par la moyenne du niveau d'eau de la zone, un calcul tous les 2 mois.	cvar12;...cvar1112	bimestrielle	-	T & SP	zone d'étude	6
Pluviométrie	Cumul des précipitations	Une valeur (mm) par zone. Mesurée par différentes stations Météo France, un calcul tous les 2 mois.	pl12;pl34...pl1112 pl4mois;pl9mois	bimestrielle 1*an	mm	P	zone d'étude	8

Annexe III. Liste des abréviations

Codes	Significations
Variables paysagères	
prim sec ter	Linéaire de canaux primaires , secondaires et tertiaire de la zone d'étude (m/ha)
bois cult prai eau	Occupations du sol en % par les bois , cultures , prairies , et plans d' eau libre (hors canaux) pour la zone d'étude
Niveaux d'eau	
ho12 ho34 ho56 ... ho 1112	Niveaux d'eau moyens par période de 2 mois, janvier-février, mars-avril ... jusqu'à novembre-décembre
hoPo	Hauteur d'eau mesurée le jour de la pêche électrique d'eau
Qualité de l'eau	
	Moyennes des données 04/2015 -12/2016 . Une donnée par zone.
corg	Carbone organique dissous
chla	Chlorophylle a (somme des trois fractions)
cmoy cmax	Conductivités moyenne et maximale (µS/cm)
no2 no3 nkj	Azote : nitrite, nitrate et Kjeldahl
orthop	Orthophosphates
sato2	Teneur en oxygène en % de la saturation
Pour les prairies	
dur0p, 2p, 5p, 10p et 15p	Durée en jours de submersion avec plus de X cm d'eau (0 à 15) pendant les 8 mois avant relevé (pour 2015 et 2016)
dur0mois, durXmois	Durée en jours avec plus de X cm d'eau de surface (0 à 5 cm) pendant le bimestre concerné
sol code	Type de sol argile <i>arg</i> (bris), tourbe <i>tour</i> et mixte <i>argt</i>
nappeXcode	Type de nappe (1 ou 2) et salinité (faible sfa , moyenne sm et forte fs , cf Poitiers)
sev mois	Stress hydrique. Nombre de jours avec niveau d'eau < -42cm pour le mois concerné
dursevp	Même chose pour la période de 8 mois avant le relevé
alt	Altitude NGF du relevé (en m)
altcse	Altitude relative au point le plus bas de la zone d'étude (en m)
Pluviométrie	
pl9mois	Cumul des pluies 9 mois avant le relevé (en mm)
pl12 pl34 pl56 ... pl1112	Précipitations pendant les 2 mois concernés (en mm)

Annexe IV : méthodologie

La présente annexe détaille les procédures statistiques utilisées lors de ce travail. L'ensemble des analyses a été réalisé à l'aide du logiciel libre R (R Development Core Team 2016). Les méthodes et les librairies ou "packages" de R sont présentés dans le tableau 32 en fin d'annexe incluant les références correspondantes. Dans la plupart des cas, les graphiques ont été ceux proposés par défaut dans les librairies correspondant aux analyses, sinon les graphiques de base de R et ggplot2 ont été utilisés.

Étape 1

Les **courbes d'accumulation** représentent le nombre de taxons échantillonnés en fonction de l'effort d'échantillonnage (nombre de sites, de relevés, de répétitions). Les courbes moyennes et leurs déviations standards ont été calculées par des permutations aléatoires de l'ordre des échantillons. Ces courbes indiquent si l'inventaire est loin d'avoir atteint l'exhaustivité ou est assez complet (figure 66).

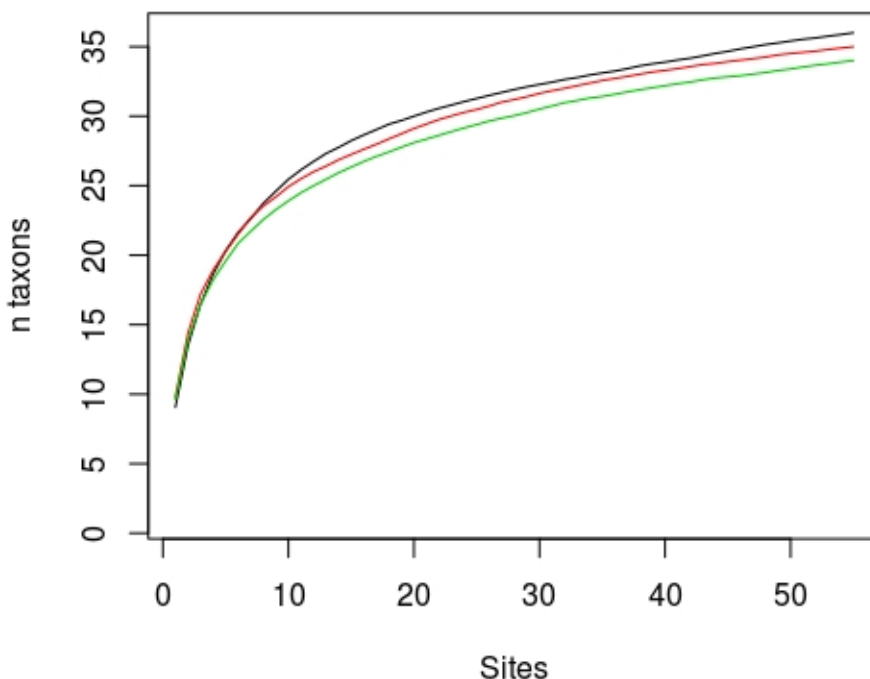


Figure 66: Exemple de courbes d'accumulation : nombre de taxons trouvés en fonction du nombre de relevés. Ici 30 taxons sont atteints pour environ 30 relevés. Le gain en taxon est de l'ordre de 1 taxon pour 5 relevés supplémentaires. Un plateau n'est pas encore atteint au-delà de 50 relevés, mais le gain en taxons devient marginal. Les richesses finales des trois courbes (années) sont légèrement différentes mais les pentes similaires.

Étape 2

Les **indices de diversité** utilisés sont les nombres de Hill d'ordre 0, 1 et 2, c'est à dire la richesse spécifique, l'exponentielle de l'indice de Shannon, et l'inverse de l'indice de Simpson respectivement

(Rényi 1961, Hill 1973). Ainsi transformés (exponentielle et inverse), les 2 indices de Shannon et Simpson sont exprimés en "équivalent nombres d'espèces" (Jost 2006). La station la plus diverse sera celle qui aura la plus grande richesse spécifique et le plus grand indice inv.Simpson. Les 3 nombres de Hill donnent un poids croissant aux espèces communes. Le poids des espèces rares est plus important pour la richesse spécifique (chaque taxon vaut 1), celui des espèces communes l'est le plus pour l'inverse Simpson qui, en tenant compte des abondances, représente le nombre d'espèces communes au sein de la liste complète. Ces indices ont été calculés à partir des matrices d'abondances et pour la végétation des canaux à partir des moyennes des couverts par relevé. Les taxons sont en général des espèces, sauf pour la macrofaune aquatique pour laquelle il s'agit de mélanges de taxons de différents niveaux taxonomiques, de l'espèce aux sous-classes.

Pour la végétation prairiale, une analyse complémentaire a été conduite en caractérisant les communautés par leur préférendum écologique au regard de l'inondation et de la conductivité. Nous avons utilisé les **indices d'Ellenberg** (Hill *et al.* 1999) qui varient entre 1 et 12 et caractérisent les exigence/tolérance de chaque espèce pour l'humidité du sol (indice F pour flooding) et pour la salinité (conductivité, indice C). Ces indices fournissent une clé d'interprétation des classifications des communautés. En préalable à l'analyse complète des relations entre biodiversité et variables environnementales, nous les avons utilisés pour approcher les relations entre les communautés et ces 2 variables humidité du sol et salinité.

Les indices F d'Ellenberg des espèces varient de 3 (forte tolérance à la sécheresse, *Trifolium arvense* et *T. subterraneum*, *Vulpia myuros*) à 12 (espèce hygrophile tolérante à la submersion *Ranunculus trichophyllus*). Les espèces avec des indices F entre 3 et 5.5 sont considérées comme mésophiles, 5.5 à 7.5 méso-hygrophiles, et > 7.5 hydrophiles. Ces indices permettent de calculer un indice moyen pour chaque relevé en pondérant les indices des espèces par leurs fréquences dans le relevé, et ainsi de caractériser les assemblages par leur plus ou moins grande hygrophilie. Les indices F moyens pondérés des 716 relevés de végétation prairiale obtenus dans le cadre de ce suivi varient entre 5 et 9. L'indice C de tolérance à la conductivité C varie de 0 pour aucune tolérance à 7-8 pour *Juncus gerardi* et *Triglochin maritimum*.

Étape 3

Les Analyses en Composantes Principales

Les ACP permettent d'obtenir une représentation simplifiée de la répartition des variables dans un plan orthogonal à 2 dimensions, appelé plan factoriel, chaque dimension étant nommée une composante. L'ACP fournit la proportion de l'inertie totale portée par chaque composante, les coordonnées de chaque échantillon/site et les coordonnées de chaque variable dans le nouveau plan factoriel (composantes 1 x 2, 1 x 3, etc.). Ces coordonnées permettent de construire les graphiques de positionnement des relevés et variables dans ce plan. Les ACPs permettent en outre d'identifier les variables – taxons, ayant les plus fortes contributions sur les composantes, et sont donc susceptibles d'expliquer les patrons de variation observés. Elles sont utilisées dans la suite pour construire des modèles des relations entre ces variables (les coordonnées des points sur les composantes) et les variables environnementales explicatives. Dans les ACPs, les données ont été transformées par la transformation de **Hellinger**, une des méthodes permettant de respecter au mieux les distances entre les échantillons (Legendre et Gallagher 2001), qui permet ensuite de calculer les distances euclidiennes.

Les ACPs fournissent la proportion de l'inertie totale portée par chaque composante, les projections des sites et des espèces dans le plan factoriel. Pour les espèces, des codes de 6 lettres genre-espèce sont utilisés, sinon le nom abrégé suit pour famille, sc pour sous classe, o pour ordre (ex. PRACLA pour *Procambarus clarkii* et FOLIG pour famille oligochètes).

La même transformation de Hellinger a été conservée pour les regroupements pour les méthodes de **classification** (elle ne modifie pas les résultats des regroupements). Les méthodes de classification calculent les distances entre deux objets (relevés, lignes du tableau) et commencent par regrouper les plus proches et constituent des groupes. De proche en proche, des regroupements sont effectués jusqu'à avoir classé tous les objets. Nous avons utilisé la distance de Ward après transformation de Hellinger. Ces classifications qui attribuent tous les relevés à un groupe ont été utilisées pour tous les groupes taxonomiques sauf la végétation prairiale.

Les classifications

Pour la végétation prairiale, de nombreux relevés sont intermédiaires ou trop éloignés de tout groupe et nous avons choisi la **classification avec bruit** (« noisy clustering ») qui écarte ces relevés et évite qu'ils n'influencent la classification (De Caceres 2013). Cette procédure de classification permet de produire des ensembles plus compacts et plus caractéristiques. Cette méthode calcule les barycentres des groupes, et donne, pour chaque relevé et chaque groupe, un indice de distance ou probabilité d'appartenance à ce groupe compris entre 0 et 1. Une telle méthode a deux paramètres. Le premier est le niveau de « flou » qui détermine le poids des relevés d'indice d'appartenance faible. Si le niveau de flou m est trop élevé (>3), alors les relevés vont appartenir à de nombreux groupes. Le second paramètre δ définit l'importance du bruit qui amène à écarter certains relevés de la définition des groupes. Il mesure la distance limite d'un relevé au barycentre des groupes au-delà de laquelle le relevé est placé dans le groupe « bruit ». Plus δ est petit, plus les groupes sont compacts et plus le groupe « bruit » résultant est grand. Le nombre de groupes optimal a été choisi égal à 5, en deçà, les groupes sont peu informatifs, et au-delà, ils sont trop détaillés et difficiles à interpréter.

Ne sont ensuite conservés que les relevés dont le niveau d'appartenance à un groupe est supérieur à un seuil fixé (procédure **defuzzify** avec `method= « cut »` et `seuil alpha=0.6`). Certains relevés d'appartenance trop faible restent non classés. De nombreux calibrages ont été réalisés pour déterminer les paramètres optimaux. Nous avons utilisé $m = 1.2$, $\delta = 0.8$ et pour la procédure `defuzzify` qui fixe l'attribution d'un relevé à un groupe, nous avons utilisé la méthode « cut » avec `alpha = 0.6` c'est à dire qu'un relevé n'est attribué à un groupe que si son indice d'appartenance au groupe est supérieur à 0.60. Ces paramètres ont permis d'attribuer à un groupe 68 % des relevés (485 de 716).

Étape 4

Les graphiques de ce rapport comportent les codes des zones ($n=33$, 11 par an, avec le même code couleurs 2014 noir, 2015 rouge et 2016 vert), ou les stations repérées seulement par le numéro du zone auquel elles appartiennent avec les mêmes codes couleurs par an. Sont ajoutées en bleu les positions des variables qui contribuent aux composantes des ACPs. Les variables numériques continues sont projetées sous forme de vecteurs indiquant, par rapport au nuage de points de l'ACP, la direction dans laquelle la variable augmente, la longueur du vecteur dépendant de la force de l'effet. Pour les variables catégorielles, chaque modalité est projetée au niveau du barycentre des relevés concernés.

Lorsque de nombreuses variables environnementales sont fortement corrélées entre elles, il peut être judicieux d'utiliser les coordonnées de chaque point d'échantillonnage sur le plan factoriel de l'ACP des variables environnementales comme variables explicatives 'synthétiques' dans les Generalized Linear Models.

Étape 5

Sélection des variables explicatives non corrélées du modèle

Les variables environnementales qui seront intégrées dans les modèles explicatifs des données biodiversité (Generalized Linear Models, GLM) doivent être peu ou non corrélées entre elles. La procédure pour les identifier les corrélations consiste à élaborer des **matrices de corrélations** dans lesquelles sont calculés leurs coefficients de corrélation entre paires de variables explicatives. Ces matrices de corrélations ont été calculées pour chacune des catégories de variables (niveaux d'eau, qualité de l'eau et variables paysagères). Comme précédemment mentionné, ces matrices permettent en outre de visualiser les relations entre variables et aident à l'interprétation des résultats des analyses de biodiversité.

« Corrélation n'est pas raison » !

Des analyses, même quantitatives, qui permettent de mettre en évidence une variation simultanée de la biodiversité et de certains facteurs environnementaux ne peuvent être tenues pour une preuve du déterminisme de l'un par l'autre, en particulier lorsque ce travail est effectué sur des données récoltées sur le terrain. En effet les variations peuvent résulter de l'action d'un ou plusieurs facteurs non pris en compte (car non identifiés comme important, ou non mesurés ou non mesurables) mais qui sont étroitement corrélés avec celui qui a été mis en évidence.

Seules des approches expérimentales, répétées, et avec un parfait contrôle des conditions expérimentales permet d'établir des démonstrations convaincantes et obtenir des résultats ayant valeur de preuve. Les situations de terrain, très complexes, ne sont pas réductibles à des expérimentations où l'effet d'un seul facteur est étudié. Idéalement, il faudrait conduire des expérimentations *in situ* où la complexité du terrain est conservée mais dans lequel un facteur d'intérêt est contrôlé et varie : une telle situation quasi idéale correspond par exemple aux situations de contrat de marais

La littérature peut venir conforter ou moduler des hypothèses formulées sur la base des analyses de données de terrain.

L'utilisation de la procédure « **VIF (variance inflation factors)** » permet d'identifier les variables fortement corrélées aux autres. La procédure VIF évalue à quel point la corrélation entre deux variables explicatives candidates risque d'influencer les coefficients de corrélation linéaires entre les variables à expliquer (données de biodiversité) et les variables explicatives, environnementales dans le GLM. Une variable caractérisée par un VIF supérieur ou égal à une corrélation de 0.7 signale un niveau de corrélation global élevé avec les autres variables (Green 1979) et doit donc être écartée. La procédure *vifcor* (bibliothèque *usdm*) écarte pas à pas les variables dont le VIF est supérieur au seuil fixé de 0.7.

Generalized Linear Model (GLM)

Des modèles ont été utilisés pour mettre en relation les descripteurs de la biodiversité et les variables environnementales non corrélées sélectionnées (Burnham et Anderson 2002). La distribution des données des descripteurs de la biodiversité à expliquer est préalablement explorée en comparant leur degré d'ajustements à différentes lois de distribution (Poisson, Binomiale négative, Normale, log Normale). De là découle, le choix des modèles linéarisés à utiliser. Nous utiliserons ainsi les fonctions *glm* ou *glm.nb* selon la distribution des données. Ensuite, un premier modèle est construit. Il comporte l'ensemble des variables explicatives présélectionnées (voir la sous partie portant sur la procédure de

sélection des variables non fortement corrélées). Il s'agit d'un point de départ à l'identification des variables les plus prédictives. La fonction dredge évalue, pour tous les modèles construits dans un second temps, l'indice AICc de Akaike (Akaike Information Criteria, indice de qualité d'un modèle basé sur la théorie de l'information). Ici, l'indice est corrigé pour les petits effectifs. Tous les modèles explorés correspondent aux différentes combinaisons de variables candidates jusqu'à un maximum de 3 ou 4 variables selon les cas. Nous nous sommes limités à 3 variables pour les analyses conduites à l'échelle des zones (11 zones x 3 ans = 33 lignes), mais à 4 variables pour les relevés de végétation prairiale beaucoup plus nombreux. Nous avons pris le parti de fixer ces seuils (3-4 variables) afin de limiter la complexité des modèles à interpréter. Par ailleurs, les interactions entre variables candidates n'ont pas été testées puisque non justifiées par d'éventuelles hypothèses écologiques préalablement définies. Enfin, deux procédures différentes ont été retenues pour sélectionner les meilleurs modèles et les variables explicatives les plus souvent retenues. Le « model averaging » calcule l'estimateur moyen (et son intervalle de confiance) des variables explicatives retenues dans une série de modèles (poids cumulés atteignant 95 %). Les variables candidates sont significatives si l'intervalle de confiance de l'estimateur n'inclut pas 0 (pente non nulle). Cette procédure est largement justifiée lorsque le classement des modèles selon l'AICc ne permet pas d'identifier très précisément un meilleur modèle. La seconde approche est de ne garder que les modèles dont l'écart de l'AICc au meilleur modèle (Delta AIC ou $\Delta AICc$), c'est-à-dire celui avec le plus petit AICc, est inférieur à 2. Les variables retenues dans un ou plusieurs modèles de la seconde approche sont en général les mêmes que celles retenues par la première approche. Cette seconde approche contribue à évaluer la qualité des modèles.

Tableau 32: Résumé des fonctions utilisées sous R pour les analyses.

Analyses	Méthode	Librairie de R
Courbes d'accumulation	accumcomp (appelle specaccum de la librairie vegan)	BiodiversityR ¹
Richesse, Shannon, Simpson	renyi	Vegan ²
Transformation de Hellinger	disttransform (méthode hellinger)	BiodiversityR ¹
ACP	rda et ordiplot	Vegan ²
Classification	Hclust avec distance de Ward	Stats de base
Classification avec bruit	vegclust avec méthode 'NC' defuzzify avec méthode cut	vegclust ³
Variables environnementales et ACP	envfit	vegan ²
Matrices de corrélations	chart.Correlation	PerformanceAnalytics ⁴
VIF	vifcor	usdm ⁵
GLM	glm glm.nb	R base MASS ⁶
Ajustement de distributions	fitdist	fitdistrplus ⁷
Sélection de modèles	dredge , sélection par subset(...,delta<2) , et model.avg	MuMIn ⁸

1 Kindt et Coe (2005), 2 Oksanen *et al.* (2017), 3 De Caceres (2013), 4 (Peterson et Carl 2014) , 5 (Naimi 2015), 6 Venables et Ripley (2002), 7 Delignette-Muller et Dutang (2015) , 8 Bartoń (2016)

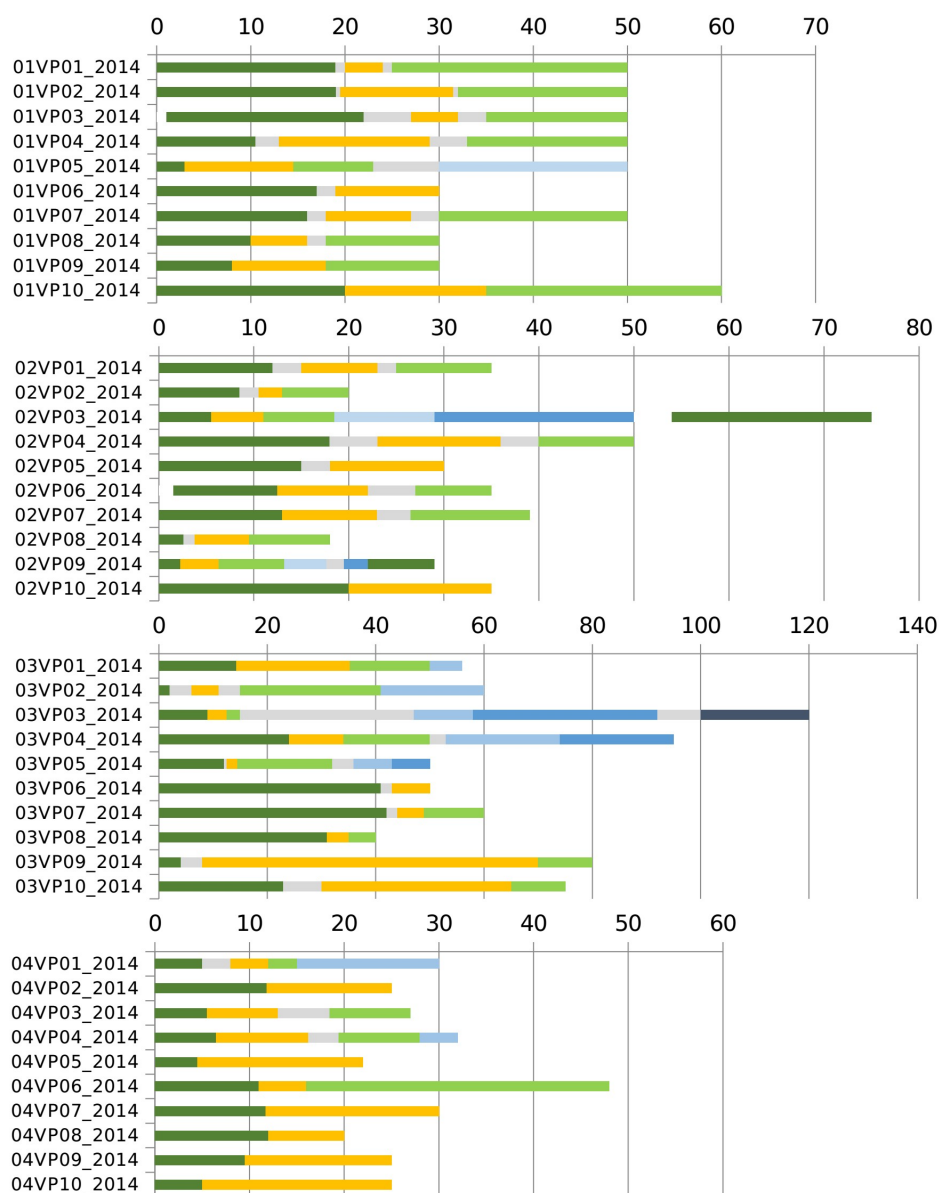
Annexe V. Listes d'espèces & atlas cartographique téléchargeables

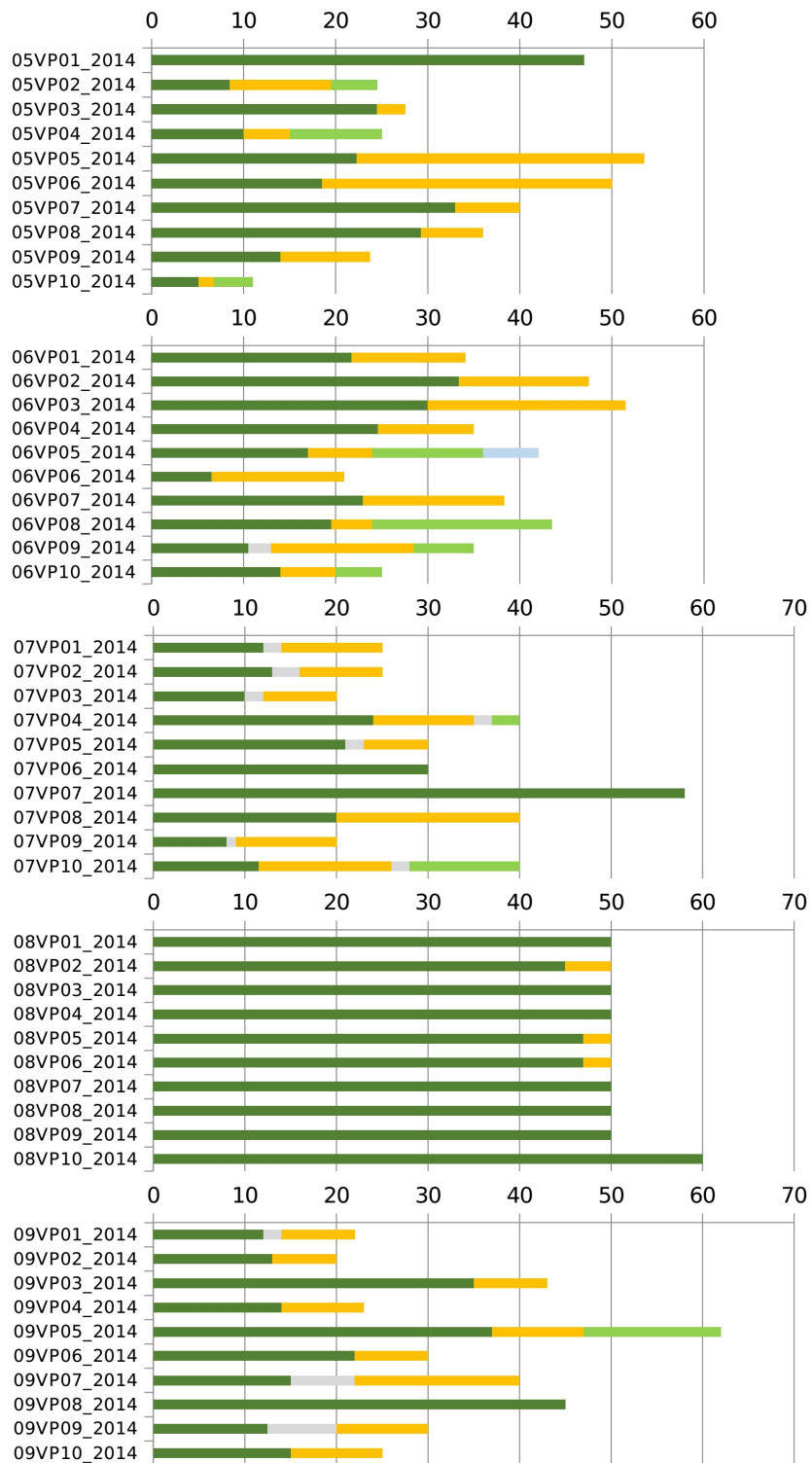
Les listes d'espèces pour chaque protocole sont disponibles au téléchargement sur le site de l'EPMP :

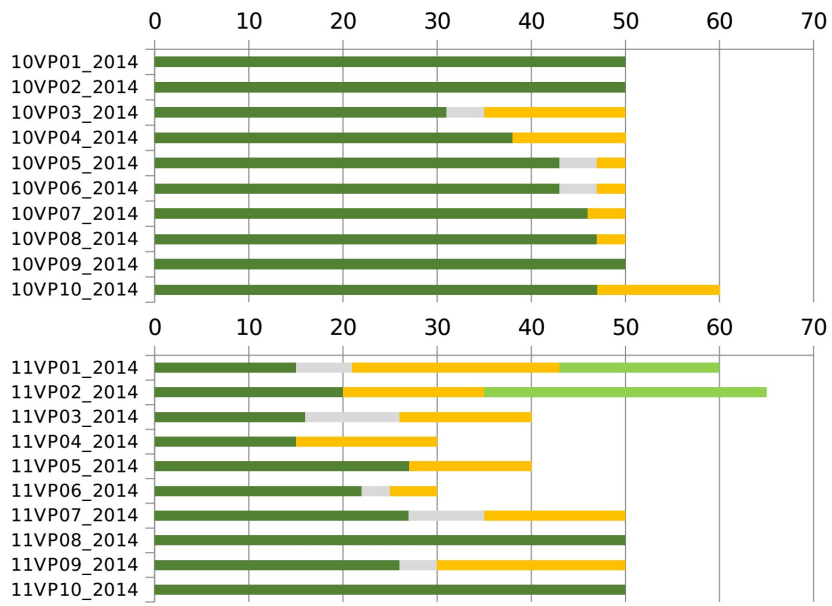
<http://www.epmp-marais-poitevin.fr/etude-biodiversite/>

Annexe VI : Étendues spatiales des groupements homogènes, VP

Étendues spatiales (en m) des groupements homogènes de végétation prairiale au long des transects pour les 11 zones. A gauche le début du transect en haut de la toposéquence. Les couleurs différencient les groupements sans aucune relation entre un transect et le suivant. Les transitions sont en grisé. Données issues du suivi VP en 2014.







Annexe VII: Caractérisation des groupes issus de la classification des relevés de végétation prairiale (VP)

Les principales espèces dont les fréquences moyennes dans les relevés des groupes de la classification sont supérieures à 40 % sont présentées dans le tableau 33. Les indices F d'Ellenberg moyens pour chaque groupe reflètent le caractère plus ou moins hygrophile des relevés du groupe. Parmi une 15^{ne} d'espèces considérées caractéristiques des milieux hygrophiles et qui tolèrent de longues durées d'inondation, 9 ont des fréquences moyennes atteignant 10 %. Cinq d'entre elles se répartissent de façon égale entre les deux groupes 1 et 5 les plus hygrophiles, et d'autres sont caractéristiques d'un seul des deux groupes, *Carex hirta* pour le groupe 1, et *Mentha pulegium*, *Oenanthe fistulosa*, et dans une moindre mesure *Trifolium michelianum* pour le groupe 5 (tableau 34).

De la même façon, le tableau 35 présente les fréquences moyennes des espèces de milieu méso-hygrophile sub-halophile. Les trois espèces ayant des fréquences moyennes élevées sont nettement caractéristiques du groupe 2. *Juncus gerardi* est aussi présente dans le groupe 3 pourtant assez mésophile. L'espèce se trouve dans 51 des 104 du groupe 3 mais avec des fréquences moyennes à faibles qui n'atteignent 50 % (10 quadrats sur 20) qu'une fois en 2014, 5 fois en 2015 et 1 fois en 2016 et sans corrélation d'une année sur l'autre.

Tableau 33: Espèces dominantes (fréquence moyenne sur les relevés du groupe > 50 % et entre 40 et 50 %) dans les groupes issus de la classification avec bruit. Les couleurs sont celles de la figure 52 ci dessus. F est l'indice d'Ellenberg moyen pondéré par les fréquences.

groupe	n	Freq. > 50 %	40 < Freq. < 50	F Ellenberg moyen	Groupe
5 turquoise	112	<i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Oenanthe fistulosa</i>	<i>Glyceria fluitans</i> , <i>Trifolium fragiferum</i> , <i>Eleocharis palustris</i>	7.91	Hygro MD
1 noir	109	<i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Carex hirta</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Ranunculus repens</i>	<i>Trifolium fragiferum</i> , <i>Carex cuprina</i> , <i>Eleocharis palustris</i>	6.93	Hygro MM
2 rouge	79	<i>Alopecurus bulbosus</i> , <i>Carex divisa</i> , <i>Juncus gerardi</i> , <i>Lolium perenne</i>	<i>Elytrigia repens</i> , <i>Trifolium squamosus</i>	6.19	Méso-hygro-sub halo
3 vert	104	<i>Lolium perenne</i> , <i>Carex divisa</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Hordeum secalinum</i>	<i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Alopecurus bulbosus</i>	6.03	Meso MD
4 bleu	81	<i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Potentilla reptans</i> , <i>Ranunculus repens</i>	<i>Poa trivialis</i> , <i>Elytrigia repens</i> , <i>Schedonorus arundinaceus</i>	5.94	Meso MM
0	231	-	-	6.51	Non classés

Tableau 34: Fréquences moyennes des espèces considérées comme caractéristiques des milieux hygrophiles à longue durée d'inondation (seules sont considérées les espèces avec une fréquence d'au moins 10 % dans les groupes). NC = groupe des relevés non classés. Les pics de distribution sont indiqués en gras.

	1	2	3	4	5	NC
<i>Alopecurus geniculatus</i>	21.6	2.0	1.2	0.5	24.7	10.9
<i>Carex hirta</i>	62.1	0.0	0.0	9.7	0.0	7.3
<i>Eleocharis palustris</i>	39.4	0.3	0.4	0.2	39.9	4.8
<i>Eleocharis uniglumis</i>	24.3	0.1	0.3	0.0	21.7	5.0
<i>Glyceria fluitans</i>	26.3	0.1	1.1	0.1	46.5	8.5
<i>Juncus articulatus</i>	15.8	0.1	0.4	0.1	18.5	1.3
<i>Mentha pulegium</i>	0.1	0.1	0.1	0.2	21.4	1.9
<i>Oenanthe fistulosa</i>	7.5	6.6	5.4	0.5	61.9	13.4
<i>Trifolium michelianum</i>	0.5	2.3	0.4	0.1	9.3	4.0

Tableau 35: Fréquences moyennes des espèces considérées caractéristiques du méso-hygrophile sub-halophile dans les groupes de la classification avec bruit (NC = non classés).

	1	2	3	4	5	NC
<i>Juncus gerardi</i>	0.6	53.4	10.1	0.0	4.6	18.1
<i>Parapholis strigosa</i>	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	1.5
<i>Plantago coronopus</i>	0.0	25.5	0.6	0.1	0.0	6.3
<i>Puccinellia maritima</i>	0.0	0.1	0.0	0.4	0.0	1.3
<i>Trifolium ornithopodioides</i>	0.0	20.1	1.7	0.0	0.2	2.0

Annexe VIII. Le cas particulier de la zone 3, Champagné

1. Caractéristiques environnementales

Le secteur 3, dit de Champagné, est un secteur qui fait l'objet d'un contrat de marais depuis 2014 dont l'objectif est une gestion qui concilie les objectifs agricoles et le respect des milieux naturels. Le contrat concerne surtout la gestion des niveaux d'eau. Après une année expérimentale en 2014, l'application du contrat de marais définit une cote objectif autour de laquelle les niveaux doivent rester dans la mesure du possible, sinon entre des côtes plancher et plafond, avec des niveaux d'eau plus hauts en hiver et un ressuyage plus progressif au printemps (Gore *et al.* 2018).

Afin de faciliter l'interprétation des résultats et l'évaluation des effets du changement de gestion hydraulique, nous avons regroupé dans ce § les informations concernant cette zone.

Il s'agit d'un secteur dit « desséché » avec peu d'influence du bassin versant ou d'inondations fluviales, mais surtout une influence pluviale. Avant le contrat de marais (jusqu'en 2013), on observe en hiver de fortes variations avec des évacuations brutales d'eau pour descendre vers 1.70 voir 1.60 m NGF quand c'est possible. Le "surplus" d'eau était systématiquement évacué en hiver et les niveaux étaient gérés au plus bas au printemps. Le zone bénéficiait d'un soutien d'étiage, avec recharge estivale du marais par des apports d'eau pompée dans la nappe (saumâtre). La figure 67 montre que le niveau d'eau a été globalement plus haut depuis 2013 et que les très bas niveaux d'hiver disparaissent. L'année 2016 a été particulièrement sèche.

Tableau 36: Caractéristiques générales de la zone 3 (Champagné) qui fait l'objet, depuis 2014, d'un contrat de marais pour la gestion de l'eau, voir Gore *et al.* (2018) pour une comparaison avec les autres zones.

Variable	Valeurs
Topographie	De 1.67 m à 2.64 m NGF (moyenne zone d'étude de 2m), avec une différence mini-maxi pour une station donnée allant de 0.39 (station 3) à 0.72 (moyenne 0.54).
Niveaux d'eau	Voir figure 67
assec	Risque assèchement élevé. 3 stations à score « 6 » et 2 à « 5 » sur les 10 stations VA.
Sol et nappes	Sol argileux (bri), 2 nappes à des profondeurs différentes (9-13g/l en surface et 17-20 g/l en profondeur).
Occupation du sol	Secteur entier, 27 % cultures, 72 % prairies (un peu plus de prairies que la moyenne, 58 % entre 40 et 96%) Zone d'étude 34 % cultures, 64 % prairies, 1.1 % eau libre
Canaux	100 m canaux/ha, dont 6 en primaire. Situation moyenne.
Qualité de l'eau	Chlorophylle a élevée (#2 sur les 11), Carbone organique dissous moyen+ (#3) Niveaux d'azote moyens, nitrates faibles (3ème le plus faible) sauf 1 pic en 01/2016 orthoPhosphate élevé (#2) mais très fluctuant, un pic très haut en 01/2016 (#3 de toutes les mesures), satO2 élevée (#3)
Conductivité	Élevée très fluctuante, moyenne 3650 µS/cm, pic à 6850, 4 pics >5000 sur 2 ans, intervalle 1027-6840.
Usages	Pâturage seul sur 4 stations, pâturage + fauche sur les 6 autres. Pas de chevaux.

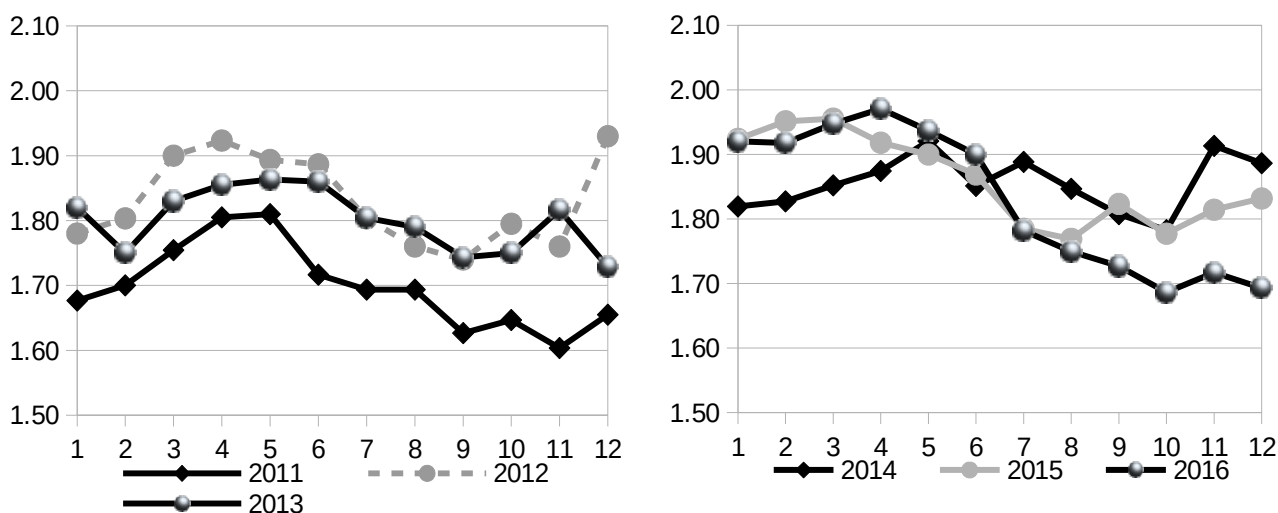


Figure 67: Variations annuelles des niveaux d'eau (m NGF) pour la zone d'étude #3 dite de Champagné entre 2011 et 2016, à droite avant le contrat de marais, et à gauche durant sa mise en place.

Par la combinaison du modèle numérique de terrain obtenu après correction des données Lidar, et des courbes de niveau d'eau au piézomètre, les durées d'inondation peuvent être calculées pour chaque point de la zone (Rapinel *et al.* 2015b, Rapinel *et al.* 2018). L'inondation de la zone 3 est caractérisée par des surfaces réduites limitées à d'anciens lits de rivières mais qui sont inondées pendant de longues durées (figure 68).

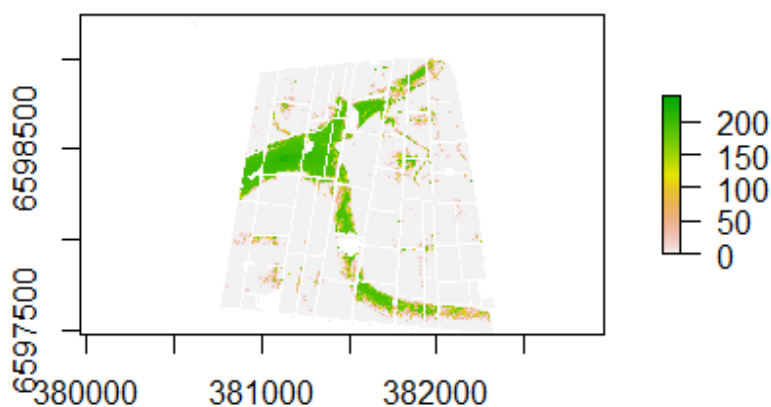


Figure 68: Carte des durées d'inondation (présence d'eau de surface) en jours de la zone 3 (Champagné) sur une période de 210 jours entre novembre 2015 et juillet 2016.

2. Biodiversité

Du point de vue des données de biodiversité, la zone 3 présente des niveaux de richesse spécifique globale faibles à moyens. Pour deux groupes taxonomiques et deux années, cette zone présente même les plus faibles niveaux de biodiversité. On note une légère augmentation de la richesse entre 2014 et 2016 pour certains groupes (invertébrés aquatiques, poissons) mais elle n'est pas générale et s'accompagne d'une dégradation de la richesse et diversité pour les odonates adultes (tableau 37). Par contraste, la zone 3 est la seconde zone la plus favorable aux limicoles, chaque année.

Tableau 37: Indices de biodiversité par an et pour les trois années cumulées pour la zone 3 et l'ensemble des inventaires. Le rang parmi les 11 zones est donné dans le tableau (1 le plus riche).

					trois ans			
		Richesse	Inv Simpson	rang		Richesse	Inv Simpson	rang
AM	2014	15	1.69	6	AM	19	6.20	8
	2015	17	6.14	5	OD	14	1.97	7
	2016	18	5.30	4	PO	11	5.95	10
OD	2014	10	1.42	4	VA	25	11.5	6
	2015	9	1.69	4	VP	86	18.7	6
	2016	7	2.26	10	LI	14	5.25	2
PO	2014	6	3.67	11				
	2015	11	4.81	6				
	2016	10	5.23	8				
VA	2014	17	13.22	6				
	2015	16	4.12	4				
	2016	18	7.48	4				
LI	2014	7	2.43	2				
	2015	11	4.54	2				
	2016	9	3.51	2				
VP	2014	54	17.7	7				
	2015	61	17.2	8				
	2016	56	18.0	6				

Invertébrés aquatiques AM

Globalement, la richesse en invertébrés aquatiques a augmenté régulièrement entre 2014 et 2016. Deux familles la différencient nettement mais de façon temporaire, les *Palaemonidae* surtout en 2015 (toutes stations, et qui disparaissent presque ensuite), et les *Mysidae* en 2016 (toutes stations mais surtout abondantes dans la station 3). Les communautés y présentent beaucoup de larves de zygoptères, dans toutes les stations, et ce groupe est en augmentation régulière de 2014 à 2016, avec des effectifs particulièrement élevés en 2016. Aucun bivalve n'a été observé, *Physella acuta* y est le seul gastéropode, et, comme dans les autres zones, il augmente beaucoup en 2016 (tableau 38). Les effectifs d'écrevisses sont faibles mais augmentent en 2016 (augmentation observée à la fois par les données issues du protocole AM et celui dédié aux écrevisses avec 21, 42 et 140 captures entre 2014 et 2016).

Tableau 38: Abondances des invertébrés aquatiques capturés dans le protocole AM pour la zone 3 (5 stations cumulées) classés par taxons de niveaux variables identifiés sur le terrain. En grisé les taxons pour lesquels un changement net est visible.

	Taxons	2014	2015	2016
	Tubifex		19	
	Oligochète			47
Gastéropodes	<i>Physella acuta</i>	109	125	368
Insectes	Coleoptera	2	4	5
	Ceratopogonidae	2	1	5
	Chironomidae	17	61	54
	Diptera	1	58	27
	Corixidae	142	265	147
	Gerris	1	7	
	Naucoridae (<i>Ilyocoris cimicoides</i>)	2	35	226
	Notonecta	16	77	15
	Megaloptera		2	1
	Anisoptères larves	1	2	1
	Zygoptères larves	81	218	708
Crustacés	Gammaridae		1	1
	Atyidae (<i>Atyaephyra desmarestii</i>)	22	16	29
	<i>Procambarus clarkii</i>	27	19	131
	Palaemonidae	1334	55	24
	Mysidae			550

Dans les analyses de données par ordination, la communauté AM de la zone 3 sont proches de celles des zones # 1 et #2. Elle est tirée largement par les *Palaemonidae* et les *Mysidae* qui sont les principaux taxons indicateurs de la zone. En 2015 et 2016, les taxons avec les poids les plus importants sont les zygoptères et *Physella*, au point que les zygoptères deviennent indicateurs de la zone 3 en 2016 (avec un indice de fidélité de 1).

Odonates

La communauté d'odonates est fortement dominée par une espèce (voir tableau 21). Les abondances sont stables dans le temps, sauf pour le genre *Erythromma*. *E. viridulum* et *Ischnura elegans* sont indicatrices des zones 1 et 3. *Enallagma cyathigerum* reste rare mais également indicatrice de cette zone (exclusive).

L'augmentation nette de l'abondance de zygoptères observée en 2016 pour les larves (voir ci-dessus dans le protocole AM, tableau 38) n'est pas aussi nette pour les adultes, dont les effectifs ont augmenté dès 2015. Il est possible que l'on observe là un décalage logique entre larves et adultes, les adultes pouvant avoir été attirés par des conditions plus favorables dès 2015 et donnant lieu alors à une ponte conduisant à des recrutements de larves plus nombreux l'année suivante.

Tableau 39: Abondances des odonates adultes observés dans le protocole Odonates pour la zone 3 (2 trajets cumulés) classés par sous ordre et espèces.

Sous ordre	Espèces	2014	2015	2016
anisoptère	<i>Anax imperator</i>		1	
anisoptère	<i>Crocothemis erythraea</i>	1		1
anisoptère	<i>Orthetrum cancellatum</i>	4	2	1
anisoptère	<i>Sympetrum fonscolombii</i>	1		
anisoptère	<i>Sympetrum striolatum</i>	1		
zygoptère	<i>Chalcolestes viridis</i>		1	
zygoptère	<i>Coenagrion scitulum</i>		3	
zygoptère	<i>Enallagma cyathigerum</i>	1	3	1
zygoptère	<i>Erythromma lindenii</i>	3	3	24
zygoptère	<i>Erythromma viridulum</i>	15	98	199
zygoptère	<i>Ischnura elegans</i>	160	324	207
zygoptère	<i>Lestes barbarus</i>			1
zygoptère	<i>Lestes virens</i>	3		
zygoptère	<i>Platycnemis acutipennis</i>	3	5	

De même que pour les invertébrés aquatiques, les stations de la zone forment nettement un ensemble avec les zones #1 et #2.

Poissons

On observe au cours du temps un changement du cortège d'espèces accompagné d'une diminution générale de l'abondance des poissons (tableau 40). On note la disparition des anguilles, des carassins et des gambusies, en faveur de l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*) et du sandre (*Sander lucioperca*). Le poisson chat (*Ameiurus melas*) reste stable. Le changement a surtout lieu entre 2014 et 2015.

Tableau 40: Abondances des poissons capturés dans la zone 3 pendant les trois années.

	2014	2015	2016
<i>Anguilla anguilla</i>	49	17	3
<i>Abramis brama</i>		1	2
<i>Blicca bjoerkna</i>		2	
<i>Carassius gibelio</i>	39	2	4
<i>Cyprinidae</i>		1	
<i>Cyprinus carpio</i>		2	8
<i>Gambusia affinis</i>	25	1	1
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	5	5	22
<i>Lepomis gibbosus</i>		1	2
<i>Perca fluviatilis</i>			2

<i>Sander lucioperca</i>	1	5	12
<i>Ameiurus melas</i>	13	12	17

Les ordinations placent la communauté de la zone 3 dans le même grand groupe (cluster) que les zones 1, 2 et 5. Sa position sur le plan des composantes 1 et 2 reflète les modifications du cortège d'espèces entre les années (voir figure 27).

Végétation des canaux

La zone a une richesse moyenne pour la végétation des canaux (25 espèces au total pour une fourchette sur l'ensemble du marais de 16 à 34). On observe une augmentation globale des hydrophytes avec deux espèces dominantes *Elodea* (cf *canadensis*, présente dans 4 stations en 2014, elle l'est dans 9 en 2015 et dans toutes les stations en 2016) et *Stuckenia pectinata* en 2015 (tableau 42). Les *Potamogeton* et le myriophylle baissent en abondance relative entre 2014 et 2016. Les algues y sont rares. Les élodées et *Stuckenia pectinata* sont indicatrices de la zone, ainsi que *Potamogeton crispus* et *Carex divisa* dans une moindre mesure.

Tableau 41: Couverts moyens et fréquences (n) sur 250 points (10 stations x 25 quadrats par station) des espèces de végétation des canaux pour les trois années de la zone 3. En gras les deux dominantes, et en grisé deux espèces qui semblent présenter des tendances régulières.

	Couverts			Fréquences		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016
<i>Agrostis stolonifera</i>	0.14	0.001	0.91	1	3	53
<i>Azolla filiculoides</i>		0.33			57	
<i>Butomus umbellatus</i>		0.0004	0.01		1	1
<i>Carex cuprina</i>	0.06			1		
<i>Carex divisa</i>	0.43	0.01	0.12	4	2	6
<i>Carex riparia</i>		0.01	0.06		1	1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1.05	1.18	1.74	14	27	31
<i>Convolvulus sepium</i>	0.01		0	1		
<i>Elodea sp</i>	7.79	29.6	45.2	54	139	203
<i>Iris pseudacorus</i>	0.4	0.001	0.19	4	3	8
<i>Lemna gibba</i>			3.7			15
<i>Lemna minor</i>	0.24	0.07	0.46	13	30	66
<i>Lemna minuta</i>	0.01		0.13	1		55
<i>Myriophyllum spicatum</i>	4.9	0.56	1.18	55	27	36
<i>Myriophyllum verticillatum</i>		0.01			1	
<i>Phalaris arundinacea</i>	0.17		0.08	4		3
<i>Phragmites australis</i>		0.0004	0		1	
<i>Polygonum amphibium</i>	0.18	0.01	0.04	3	2	4

<i>Potamogeton crispus</i>	2.092	2.36	0.61	15	39	23
<i>Ranunculus peltatus</i> <i>subsp. baudotii</i>	0.2			2		
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0.06			1		
<i>Solanum dulcamara</i>			0.06			1
<i>Stuckenia pectinata</i>	14.0	20.4	14.9	101	123	119
<i>Zannichellia palustris</i>	0.71	0.04	0.94	9	3	15

La végétation des canaux de la zone 3 est proche de celle de la zone 1. C'est la zone où la VA est la plus homogène, donc avec peu de variation intra-zone pour la structure de la végétation des canaux.

Limicoles

La zone 3 présente une bonne diversité en limicoles (voir tableau 29, seconde sur les 7 chaque année), mais les abondances y sont modestes (3 ou 4ème zone sur les 7) mais stables (147, 147 et 139 observations cumulées par an). Peu de vanneaux y ont été observés (une des deux plus pauvres pour leur abondance) mais on y trouve les effectifs les plus importants de courlis cendrés (voir tableau 30). La zone n'accueille pas de gros effectifs de migrateurs de passage (cf pluvier doré ou barge à queue noire).

Les effectifs d'oiseaux nicheurs y sont assez stables, avec trois espèces chaque année, le vanneau huppé, le chevalier gambette et l'échasse blanche, pour 10, 16 et 16 nids probables ou certains. Ces oiseaux sont principalement observés dans les parties basses d'anciens ruisseaux (note des opérateurs de terrain) qui correspondent aux zones longuement inondées (figure 68).

Végétation prairiale

La richesse spécifique y est moyenne à faible par rapport aux autres zones (voir tableau 24).

La plupart des stations de la zone comporte de 2 à 3 groupements homogènes différents mais jusqu'à 6 dans la station 3. La richesse des groupements varie de 3 espèces à 24 espèces. On note une progression de la richesse des groupements entre 2014 et 2016 pour une partie des stations (figure 69).

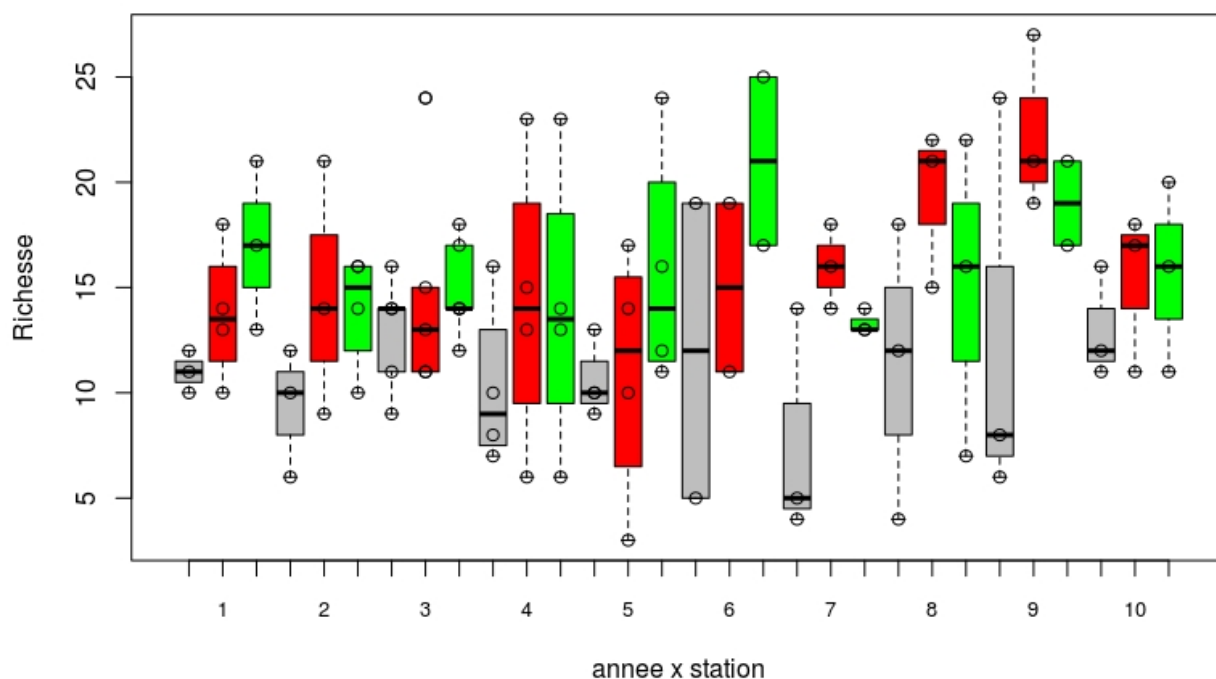


Figure 69: Richesses spécifiques des groupements homogènes de la végétation prairiale de la zone 3 par station et année. Trois barres successives sont les trois années de la même station (code couleur noir 2014, rouge 2015 et vert 2016), les points correspondant aux relevés sont ajoutés (2 à 4 par station).

Les groupements de végétation prairiale de la zone sont en majorité de type mésophiles ou méso-hygrophiles (figure 70). Quelques relevés, en particulier des stations 3 à 5 de cette zone 3, sont nettement plus hygrophiles. Les ordinations et classifications ne permettent pas de détecter de changement net au cours du temps, le nombre de groupements homogènes classés en « hygrophile » ne change pas au cours du temps.

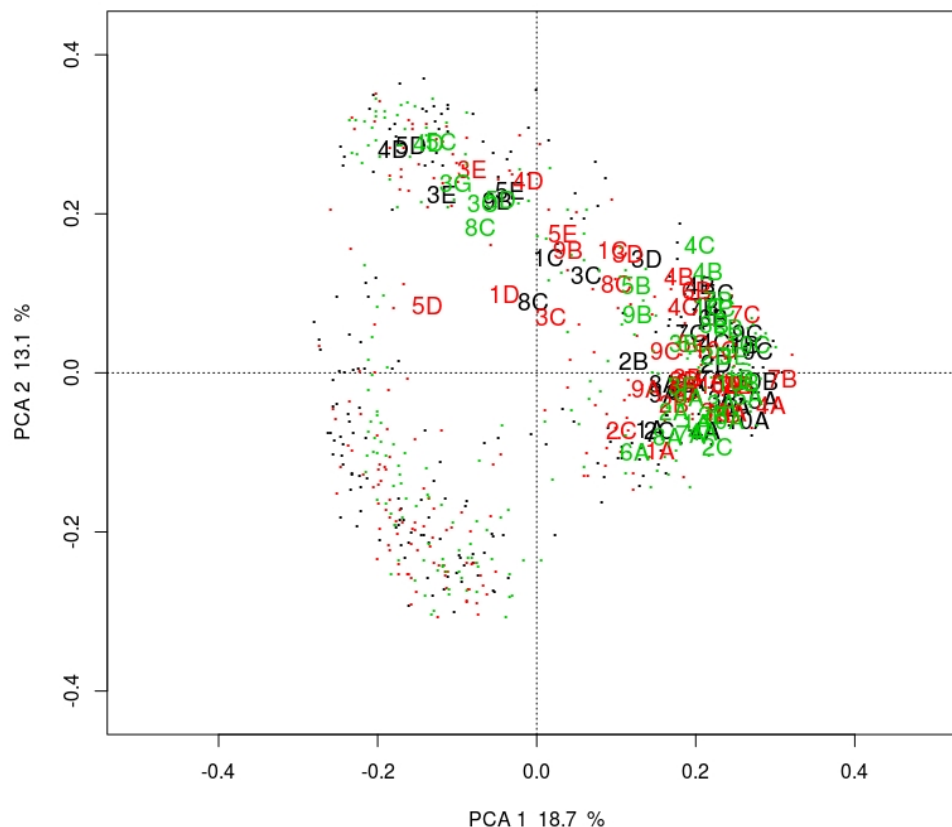


Figure 70: Positionnement des groupements de la zone 3 sur le plan des composantes 1 et 2 de l'ACP (cf figure 50 du § 3.3). Codes pour # des stations (transects) et groupements de A à E par station. Codes couleurs par année (noir 2014, rouge 2015 et vert 2016).

Dans la classification globale (voir figure 52 et tableau 26 au § 3.3), seuls 39 des 101 relevés de la zone 3 sont classés, et 61% sont non classés. La forte proportion de relevés non classés pourrait être liée aux changements de niveau d'eau qui, si peu de temps après le changement opéré, peut conduire à des relevés mélangeant des espèces héritées de la gestion antérieure et des espèces plus hygrophiles, et de ce fait, de composition spécifique trop hétéroclite pour constituer /rejoindre un groupe homogène de la classification. Le nombre de relevés non classés diminue cependant au cours du temps, un critère qui sera intéressant à examiner dans le jeu de données des années 2017 et 2018 (tableau 42).

Tableau 42: Distribution des relevés de la zone 3 parmi les groupes identifiés par la classification avec bruit.

Années	2014				2015				2016			
# du groupe	NC	2	3	5	NC	2	3	5	NC	2	3	5
nombre de relevés	26	4	1	2	21	5	6	2	15	11	4	4

La classification des seuls relevés de la zone 3 produit trois groupes qui correspondent à un gradient hygrophile à gauche du dendrogramme (figure 71, groupements C, D ou E) à mésophile (groupements A de haut de séquence topographique).

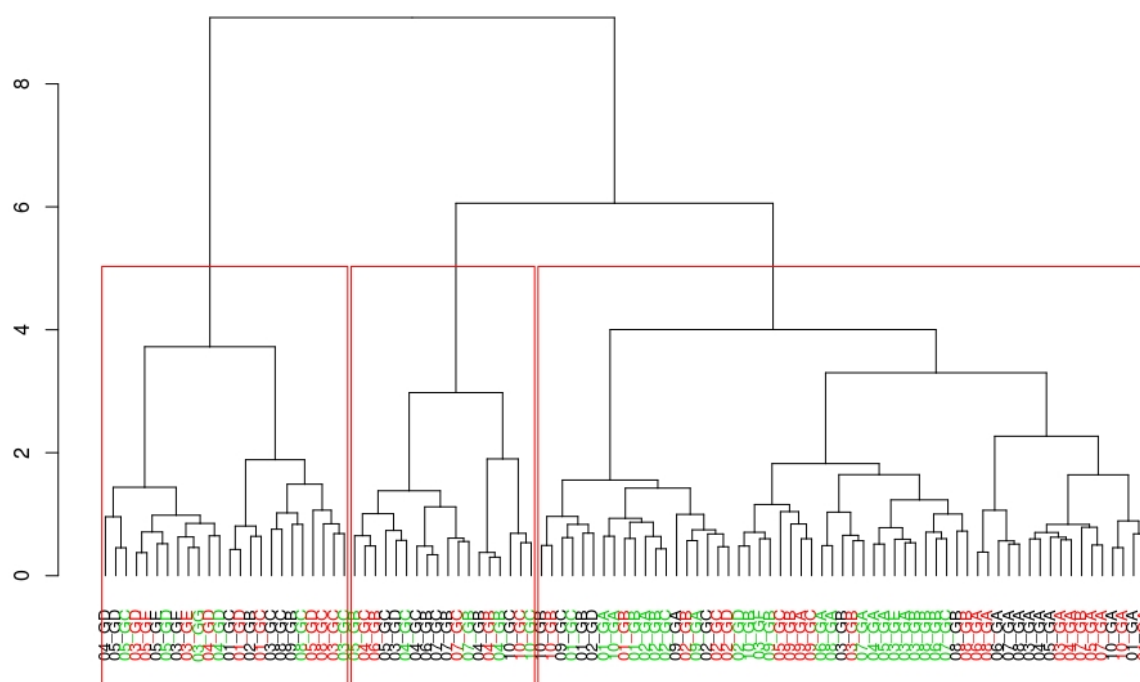


Figure 71: Dendrogramme obtenu par classification des relevés de végétation prairiale sur les 10 stations (01 à 10) de la zone 3 pour les trois ans, 3 à 5 groupements par station, codés de A à E. Les couleurs sont les années, noir 2014, rouge 2015 et vert 2016.

Conclusion

La zone 3 est bien clairement proche des autres zones de l'Ouest du marais. Si quelques indices des changements en cours sont décelables, il pourrait bien aussi s'agir de simples fluctuations. Il est donc trop tôt pour conclure sur une éventuelle tendance liée au contrat de marais.