

Evaluation de l'influence de mesures agro-environnementales en prairies permanentes sur les caractéristiques floristiques et physico-chimiques de mares agricoles, en Fagne-Famenne (Wallonie, Belgique)

Auteur : Quoitin, Pauline

Promoteur(s) : Mahy, Grégory; 884

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : sciences agronomiques, à finalité spécialisée

Année académique : 2017-2018

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/5070>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**EVALUATION DE L'INFLUENCE DE MESURES
AGRO-ENVIRONNEMENTALES EN PRAIRIES
PERMANENTES SUR LES
CARACTERISTIQUES FLORISTIQUES ET
PHYSICO-CHIMIQUES DE MARES
AGRICOLAS, EN FAGNE-FAMENNE
(WALLONIE, BELGIQUE)**

PAULINE QUOITIN

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN SCIENCES AGRONOMIQUES**

ANNEE ACADEMIQUE 2017-2018

CO-PROMOTEURS: GREGORY MAHY ET JULIEN PIQUERAY

"Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.";

"Le présent document n'engage que son auteur."

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre du personnel(s) enseignant de GxABT.

**EVALUATION DE L'INFLUENCE DE MESURES
AGRO-ENVIRONNEMENTALES EN PRAIRIES
PERMANENTES SUR LES
CARACTERISTIQUES FLORISTIQUES ET
PHYSICO-CHIMIQUES DE MARES
AGRICOLES, EN FAGNE-FAMENNE
(WALLONIE, BELGIQUE)**

PAULINE QUOITIN

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN SCIENCES AGRONOMIQUES**

ANNEE ACADEMIQUE 2017-2018

CO-PROMOTEURS: GREGORY MAHY ET JULIEN PIQUERAY

Ce travail marque la fin de cinq années d'études, pas toujours faciles certes, mais tellement belles.

Il est aussi l'aboutissement de six mois passionnants et instructifs, de belles découvertes et de dépassement de soi.

Je tiens donc à remercier chaleureusement toutes les personnes ayant contribué à sa réalisation.

Avant tout, je tiens à remercier mes deux co-promoteurs pour avoir soutenu ce projet. Merci donc à Gregory Mahy et Julien Piqueray de m'avoir suivie aussi assidûment, formée, conseillée et d'avoir relu à plusieurs reprises mon travail. Mais surtout, merci de m'avoir donné l'occasion de réaliser ce petit pont entre l'agronomie et la biodiversité.

Merci aussi à tous les agriculteurs m'ayant permis de me rendre sur leurs terrains et de m'avoir accueillis parfois à bras ouverts. Ce sont des échanges que l'on n'oublie jamais.

Je tiens à remercier également Philippe Maesen et Georges Lognay pour leur appui et leurs conseils en chimie des eaux. J'adresse un tout grand merci également à Thiery Baudhuin pour son suivi technique, son aide et sa capacité à répondre au téléphone à toute heure du jour.

Je remercie également Serge Rouxhet de m'avoir formée à la typologie des prairies et de m'avoir fait découvrir les beaux paysages de Bullange. Merci aussi à Luc Derochette de m'avoir fait part de ses réflexions et de ses conseils concernant la mesure de la biodiversité des mares.

Je tiens aussi à remercier Yves Brostaux pour son assistance en statistiques.

J'adresse un grand merci du fond du coeur à tous mes collègues TFistes pour leur bonne humeur et leurs compétences de pédagogues. Et merci à Gauthier Deschamps de m'avoir accompagnée sur le terrain. Plus on est de fous, plus on rit, surtout quand tu tombes dans la mare !

Je tiens à remercier ma famille de m'avoir soutenue et encouragée. Papa, Maman, merci de m'avoir permis de réaliser ces belles études et surtout merci de m'avoir appris à croire en moi.

Finalement, merci à toi, Maxime Gonze, de m'avoir toujours soutenue, d'avoir assisté aux hauts et aux bas et d'avoir toujours été là. Tous les mercis du monde ne suffiront pas pour ça !

Merci à tous !

Résumé

Contexte et objectifs. Les mares agricoles sont des écosystèmes en déclin en Europe. Les mesures agro-environnementales (MAE) ont pour objectif d'améliorer la biodiversité en milieu agricole. L'une d'elles encourage financièrement la restauration et la création de mares. L'objectif de ce travail est d'évaluer l'influence de plusieurs MAE (MC4, MB2, MB9) sur la diversité floristique des mares et sur les paramètres physico-chimiques de l'eau.

Méthode. Des inventaires floristiques ont été réalisés dans trente-huit mares de Fagne-Famenne (région de Wallonie) en relevant la présence et le recouvrement des espèces dans les mares et sur leurs berges. La superficie et la profondeur des mares ainsi que les paramètres de l'eau tels que la conductivité, le pH et les concentrations en nitrates, en phosphates et en oxygène dissous ont été mesurés. Des analyses multivariées (PCoA) ont montré les communautés végétales en présence. Des analyses de la variance (ANOVA) ont étudié les différences de diversité floristique et de caractéristiques physico-chimiques des mares selon les types de MAE évalués et selon les pratiques de gestion des prairies.

Résultats et conclusions. La diversité floristique et la qualité de l'eau des mares de prairies en MB9 et de prairies sans contrat MAE sont plus faibles que celles des mares en prairies en MC4 et en MB2. Les mares des prairies en MC4 et en MB2 montrent une plus grande richesse en espèces prairiales et en hélophytes. Elles présentent des communautés floristiques différentes des mares de prairies en MB9 et de prairies sans contrat MAE. La diversité en hydrophytes n'est pas expliquée par le type de MAE. Des études supplémentaires sont nécessaires pour connaître les facteurs influençant cette diversité.

Mots-clés. Mares, mesures agro-environnementales, diversité floristique, paramètres physico-chimiques, Fagne-Famenne, Wallonie, Belgique.

Abstract

Context and objectives. Agricultural ponds as ecosystems are showing declines in Europe. Agri-environment schemes (AES) aim at improving biodiversity in agricultural land. One of these provides financial incentives to restore and create ponds. This work aims at evaluating the influence of several AES (MC4, MB2, MB9) on the floristic diversity of ponds and on physicochemical parameters of the water.

Method. Floristic surveys were performed in thirty eight ponds in Fagne-Famenne (region of Wallonia). The presence and cover of species situated in ponds and on their banks were recorded. The size and depth of ponds were measured as well as physicochemical parameters of the water including conductivity, pH and concentrations in nitrates, in phosphates and in dissolved oxygen. Multivariate analysis (PCoA) showed plant communities in presence. Analysis of variance (ANOVA) studied the differences in floristic diversity and physicochemical characteristics of ponds according to the types of evaluated AES and according to management practises of grasslands.

Results and conclusions. Floristic diversity and water quality of ponds in grasslands under MB9 management and in grasslands without AES were lower than those of ponds in grasslands under MC4 and MB2 management. Ponds in grasslands under MC4 and MB2 management showed a higher richness in grasslands species and in helophytes. They showed plant communities different from those of ponds in grasslands under MB9 management and in grasslands without AES. Hydrophytes diversity was not explained by the type of AES. Further studies are needed to know which factors are involved in this diversity.

Key-words. Ponds, agri-environmental schemes, floristic diversity, physiochemical parameters, Fagne-Famenne, Wallonia, Belgium.

Table des matières

1	Introduction.....	1
2	Synthèse bibliographique.....	2
2.1	Biodiversité.....	2
2.1.1	Définition.....	2
2.1.2	Rôles et fonctionnement.....	2
2.1.3	Déclin de la biodiversité	2
2.1.4	Maillage écologique	2
2.2	La mare.....	3
2.2.1	Définition.....	3
2.2.2	Origines.....	3
2.2.3	Situation actuelle.....	3
2.2.4	Rôles des mares.....	4
2.2.5	Flore des mares	5
2.2.6	Protection et mesures de soutien	5
2.3	Fonctionnement de l'écosystème mare.....	6
2.4	Facteurs influençant la biodiversité des mares.....	7
2.4.1	Facteurs locaux.....	7
2.4.2	Facteurs régionaux	12
2.5	État des mares à l'échelle de la région wallonne	14
2.6	Les mares en tant que mesure agro-environnementale.....	15
2.7	Synthèse	16
2.8	Choix scientifiques et objectifs.....	16
3	Matériel et méthodes.....	18
3.1	Description de la région d'étude	18
3.2	Stratégie d'échantillonnage.....	18
3.3	Variables étudiées	20
3.4	Récoltes des données.....	21
3.4.1	Relevés floristiques des mares	21
3.4.2	Mesures des paramètres physico-chimiques	21
3.4.3	Caractérisation de la morphométrie des mares.....	22
3.4.4	Caractérisation des pratiques de gestion des prairies	22
3.5	Traitements statistiques des données	22
3.5.1	Mesure de la diversité floristique.....	22
3.5.2	Description des variables.....	22
3.5.3	Structure du jeu de données floristiques	23

3.5.4	Identification des espèces dominantes et indicatrices des groupements floristiques .	24
3.5.5	Analyses de la variance.....	25
4	Résultats	26
4.1	Description des sites échantillonnés	26
4.1.1	Corrélation des variables.....	27
4.1.2	Analyse de la variance en fonction du type de régime MAE.....	28
4.2	Analyses du jeu de données reprenant l'ensemble des espèces végétales.....	30
4.2.1	Structure du jeu de données floristiques	30
4.2.2	Espèces dominantes et indicatrices	31
4.2.3	Comparaison des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques entre les communautés floristiques	33
4.3	Analyses du jeu de données reprenant seulement les espèces de plantes hydrophytes.....	34
4.3.1	Structure du jeu de données floristiques	34
4.3.2	Espèces dominantes et indicatrices	35
4.3.3	Comparaison des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques entre les communautés floristiques	36
4.4	Analyses du jeu de données reprenant seulement les espèces de plantes hélophytes et de plantes de berges	37
4.4.1	Structure du jeu de données floristiques	37
4.4.2	Espèces dominantes et indicatrices	38
4.4.3	Comparaison des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques entre les communautés floristiques	39
4.5	Analyses du jeu de données reprenant seulement les espèces prairiales et de lisière forestière	40
4.5.1	Structure du jeu de données floristiques	40
4.5.2	Espèces dominantes et indicatrices	41
4.5.3	Comparaison des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques entre les communautés floristiques	43
4.6	Facteurs explicatifs.....	44
5	Discussion	46
5.1	État des mares dans la région naturelle de la Fagne-Famenne	46
5.2	Influence des mesures agro-environnementales.....	46
5.3	Influence des facteurs de gestion	48
6	Conclusion	50
7	Références.....	51

Table des Figures

Figure 1. Valeurs seuils des classes d'aptitude à la biologie pour les concentrations en nitrates et en matières phosphorées.....	11
Figure 2. Localisation des mares agricoles en Wallonie sur base des données IGN.	14
Figure 3. Localisation des prairies permanentes en MB1c dans différentes régions de Wallonie	15
Figure 4. Localisation des 38 parcelles en MB1c échantillonnées en Fagne-Famenne.	18
Figure 5. Relations entre les variables dépendantes et indépendantes mesurées.	20
Figure 6. Dendrogramme formé par la méthode de groupement de Ward à partir des données floristiques.....	23
Figure 7. Diminution du R^2 en fonction du nombre de groupes formés.....	24
Figure 8. Matrice de corrélation des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques.	27
Figure 9a et 9b. Plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA pour le jeu de données floristiques complet.....	30
Figure 10a et 10b. Plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hydrophytes	34
Figure 11a et 11b. Plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hélophytes.....	37
Figure 12a et 12b. Plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les espèces prairiales et de lisière forestière.....	40

Table des Tableaux

Tableau 1. Classes de qualité de l'eau du système SEQ-Eau pour l'aptitude à la biologie..	10
Tableau 2. Synthèse de l'influence des facteurs de variations sur les caractéristiques des mares.....	16
Tableau 3. Données collectées dans les sites d'étude pour caractériser la biodiversité floristique et l'état physico-chimique de l'eau.....	20
Tableau 4. Classes de recouvrement de Braun-Blanquet	21
Tableau 5. Correspondance entre les coefficients d'abondance de Braun-Blanquet et de Van der Maarel.	23
Tableau 6. Liste des espèces végétales inventoriées menacées en Wallonie.	26
Tableau 7. Synthèse des variables.	27
Tableau 8. Analyses de la variance des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des types de régime MAE.	28
Tableau 9. Liste des espèces dominantes pour chaque groupement de Ward à partir du jeu de données floristiques complet.....	31
Tableau 10. Liste des espèces indicatrices des groupements de Ward à partir du jeu de données floristiques complet.....	32
Tableau 11. Anovas sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des groupes à partir du jeu de données floristiques complet.	33
Tableau 12. Liste des espèces dominantes pour chaque groupement de Ward à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hydrophytes.	35
Tableau 13. Liste des espèces indicatrices des groupements de Ward sur base du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hydrophytes..	35
Tableau 14. Anovas sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des groupes à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hydrophytes..	36
Tableau 15. Liste des espèces dominantes pour chaque groupement de Ward à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hélophytes.....	38
Tableau 16. Liste des espèces indicatrices des groupements de Ward sur base du jeu de données reprenant uniquement les hélophytes.....	38
Tableau 17. Anovas sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des groupes à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hélophytes.....	39
Tableau 18. Liste des espèces dominantes pour chaque groupement de Ward sur base du jeu de données reprenant uniquement les espèces de prairies et de lisière forestière.	41
Tableau 19. Liste des espèces indicatrices des groupements de Ward sur base du jeu de données reprenant uniquement les espèces de prairies et de lisière forestière.	42
Tableau 20. Anovas sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des groupes à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les espèces prairiales et de lisière forestière.	43
Tableau 21. Anovas sur les variables floristiques et physico-chimiques en fonction de la fertilisation.	44
Tableau 22. Anovas sur les variables floristiques et physico-chimiques en fonction du régime d'exploitation des prairies entourant les sites d'études..	44
Tableau 23. Anovas sur les variables floristiques et physico-chimiques en fonction de l'accès du bétail aux mares..	45

1 Introduction

Face aux taux actuels d'extinction d'espèces, la biodiversité suscite beaucoup d'intérêt et fait l'objet de nombreuses études (Jonsson et al., 2000). Près de la moitié du paysage européen est occupé par les activités agricoles et ce, depuis des millénaires. Après la seconde guerre mondiale, l'intensification de l'agriculture a conduit à la perte d'importantes surfaces de prairies semi-naturelles d'une grande richesse en espèces. Beaucoup d'espèces et d'écosystèmes de statut de conservation défavorable qui dépendent de la gestion agricole sont en déclin (Batáry et al., 2015). Le déclin des espèces d'eaux douces dépasse celui des espèces terrestres (Gardner et al., 2015). Il est estimé que 61 à 74% des milieux humides ont été perdus mondialement de 1900 AD au début du 21^e siècle. Ces pertes se sont fortement accélérées à partir du 20^e siècle et ce déclin a été encore plus rapide et important pour les eaux intérieures que pour les eaux côtières. Néanmoins ce taux de pertes a ralenti en Europe (Davidson, 2014). Concernant les mares, il est estimé qu'en Europe, 50 à 90% des mares et étangs ont disparu selon les pays (Oertli et al., 2005). Les menaces pesant sur les milieux humides sont multiples et conduisent souvent à leur conversion, leur drainage ou leur remblayage. Parmi les principales causes de pertes de milieux humides se trouvent l'agriculture intensive, l'urbanisation, la régulation du débit, l'envahissement par des espèces exotiques envahissantes, l'extraction de l'eau et le contrôle des maladies (Davidson, 2014).

Les mares ont fait l'objet de moins d'études que d'autres types de milieu humides plus grands (Linton et al., 2000; EPCN, 2009) mais le nombre d'études sur la biodiversité des mares a fortement augmenté depuis la dernière décennie (Céréghino et al., 2014). Ces milieux remplissent des fonctions écologiques importantes et ont des valeurs sociale, historique et économique. La conservation des mares est nécessaire pour beaucoup d'espèces indigènes de ces milieux de vie, végétales et animales, qui sont rares ou considérées comme menacées au niveau européen ou national (Oertli et al., 2005; EPCN, 2009). La préservation des mares se fait d'ailleurs souvent dans le cadre du soutien de populations d'espèces protégées. Toutefois, la protection de ces écosystèmes par des politiques et des législations nationales et européennes est insuffisante et inadaptée. La reconnaissance de la valeur de ces milieux reste généralement faible, or leur régression et leur dégradation ont un impact significativement négatif sur la biodiversité des milieux d'eau douce. Certaines actions sont mises en place, telles que les mesures agro-environnementales qui ont encouragé financièrement la création et la restauration de mares en milieu agricole. Cependant, la durabilité des actions en faveur des mares est mise en difficulté par le manque d'appui technique et financier au niveau régional ou national. La grande vulnérabilité et le haut degré de menace pesant sur les mares entraînent la nécessité urgente de protéger ces habitats fournisseurs de services écosystémiques et porteurs d'une biodiversité exceptionnelle. Aussi, la protection de ces milieux ne saurait se passer d'un soutien politique, législatif et financier au niveau national et européen, d'où l'importance d'une bonne communication concernant la valeur de ces écosystèmes (EPCN, 2009).

Pour protéger, créer, gérer et assurer le suivi de ces milieux de la meilleure façon qui soit, approfondir nos connaissances sur la biologie, l'écologie et le fonctionnement des mares est crucial. Cela implique notamment de mieux comprendre les relations entre les mares et leur environnement, de quantifier leur valeur biologique et de déterminer les pratiques les plus à même de les protéger. Des études de ce type devraient permettre d'examiner l'effet des zones tampons, de définir des lignes directrices pour le choix de l'emplacement de nouvelles mares lors de leur création, de mettre au point des mesures de gestion adéquates pour la protection d'espèces patrimoniales et de concilier les divers usages touchant aux mares (EPCN, 2009).

2 Synthèse bibliographique

2.1 Biodiversité

2.1.1 Définition

La diversité biologique est considérée comme la variabilité des systèmes vivants à la fois au sein d'une même espèce mais aussi entre les espèces et entre les écosystèmes (CBD, 1992). La biodiversité peut être considérée à différentes échelles, allant du gène à l'écosystème. Par exemple, la considération des mares à l'échelle du paysage réfère à la biodiversité relative aux écosystèmes. Celle à laquelle les études s'intéressent le plus souvent est celle des espèces (Brönmark et al., 2002).

2.1.2 Rôles et fonctionnement

La biodiversité est importante pour le fonctionnement des écosystèmes et pour les services qu'ils fournissent. Ces services écosystémiques contribuent au bien-être de la société humaine et au développement économique (CBD, 2014). La biodiversité est liée au nombre et à la composition en espèces et influence donc la gamme de traits spécifiques en présence dans le milieu. En général, une plus grande diversité dans une communauté peut être liée à la diversification des niches écologiques du milieu et peut conduire à une meilleure utilisation des ressources par les espèces en présence, ce qui entraîne une plus grande productivité de l'écosystème (McNaughton, 1993). Une plus grande biodiversité est aussi susceptible d'augmenter la résilience d'un écosystème (Brönmark et al., 2002) et de réduire ses chances d'être envahi par des espèces exotiques invasives (Tilman, 1999).

2.1.3 Déclin de la biodiversité

Les activités humaines n'ont jamais modifié aussi rapidement les écosystèmes que ces cinquante dernières années (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Tout en permettant l'augmentation du bien-être de certains groupes humains, l'approvisionnement en ressources et le développement économique, ces changements ont eu des effets considérables et irréversibles en termes de perte de biodiversité et de dégradation des services écosystémiques (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La disparition de très nombreuses espèces a atteint un rythme sans pareil (Dufrêne et al., 2008). En Wallonie, 31% des espèces végétales et animales étudiées sont menacées de disparition et 9% auraient disparu du territoire wallon (SPW - DGO3 - DEMNA - DEE, 2017). Les activités humaines affectent l'environnement naturel et la biodiversité en contribuant à diminuer la qualité des milieux et à banaliser le paysage. Elles conduisent à la fragmentation du paysage, à l'isolement d'habitats naturels et à la diminution de leur surface (Melin, 1997; Dufrêne, 2004). Cela accroît les chances d'extinction et rend la recolonisation de sites plus difficile (Dufrêne et al., 2008). L'eutrophisation et le rajeunissement des paysages dû à des cycles d'exploitation plus courts comptent aussi parmi les causes principales de l'appauvrissement de la biodiversité wallonne (Dufrêne, 2004). En milieu agricole, les modes de production intensifs ont conduit à une diminution de la capacité d'accueil et à la disparition d'espaces marginaux tels que les haies, les zones humides de prairies et les bords de chemin. La fragilité des écosystèmes et les effets du changement climatique peuvent profiter à des espèces exotiques envahissantes qui modifient l'équilibre des milieux qu'elles colonisent (Dufrêne et al., 2008).

2.1.4 Maillage écologique

Le maillage écologique constitue l'ensemble des éléments paysagers linéaires ou de faible superficie améliorant la qualité écologique d'un paysage et pouvant sous certaines conditions améliorer la connectivité entre des sites de grand intérêt biologique. Les éléments du maillage écologique constituent aussi des habitats pour des espèces sauvages et leur efficacité en tant qu'éléments connecteurs dépendra de leur qualité écologique, de leur densité et de leur continuité (Melin, 1997).

2.2 La mare

2.2.1 Définition

Il convient de distinguer ce qui est qualifié de lac, d'étang ou de mare. Plusieurs définitions existent dans la littérature mais elles sont toutes en partie arbitraires, faisant appel à des critères fonctionnels et/ou morphométriques. De manière générale, ce qui différencie une mare ou un étang d'un lac est l'absence de zone aphotique profonde² (Oertli and Frossard, 2013). La profondeur maximale des lacs peut être considérée comme supérieure à 8m, celle des étangs comme inférieure à 8m et celle des mares comme inférieure à 2m. Cette faible profondeur maximale offre aux plantes aquatiques supérieures la possibilité de coloniser une grande partie des fonds dans les étangs, voire la totalité des fonds dans les mares (Oertli et al., 2000). Les étangs et les mares sont des surfaces d'eau douce dormante qui présentent des différences relatives à leur alimentation en eau. Dans les mares, l'eau est généralement d'origine pluviale et parfois phréatique tandis que l'eau des étangs provient le plus souvent de la dérivation d'un cours d'eau (Graitson, 2009). Les mares et étangs, rassemblées sous le terme unique de "pond" en anglais, sont des plans d'eau d'origine naturelle ou artificielle qui se trouvent en eau de façon permanente ou temporaire (Biggs et al., 2005). Les étangs peuvent avoir une superficie comprise le plus souvent entre 5000 m² et 5 ha, tandis que celle des mares est généralement comprise entre 1 m² et 5000 m². Les mares et étangs possèdent un bassin versant de petite taille (Oertli et al., 2013). Il faut ajouter que les mares ne sont pas considérées comme vidangeables, contrairement aux étangs où un système de vidange et une digue sont généralement présents (Graitson, 2009).

2.2.2 Origines

Les mares peuvent être le résultat de phénomènes naturels ou d'activités humaines (passées ou présentes), leurs origines sont fortement liées au contexte régional (Oertli et al., 2013). Elles pouvaient avoir plusieurs fonctions à la fois et remplir des rôles domestiques, servir à l'agriculture et à l'élevage ou répondre à des besoins industriels (EPCN, 2009). En Wallonie, les mares agricoles d'origine anthropique avaient principalement pour fonction l'abreuvement du bétail dans les prairies. Les mares sont des points d'eau pouvant aussi servir de lieux de production ou de réserves d'eau ayant diverses utilités. Elles peuvent également avoir été créées indirectement suite à l'extraction de matériaux (marne, sable, argiles, tourbe). En Fagne-Famenne, région argileuse, de nombreuses mares agricoles ont été créées de cette façon. En Wallonie l'impact de bombes est également à l'origine de chapelets de mares à pentes abruptes. Les mares peuvent aussi s'être formées naturellement : en plaine alluviale dû à la dynamique fluviale, suite au dernier retrait glaciaire ou encore suite à la dissolution du calcaire contenu dans les marnes selon les régions. L'âge des mares varie et témoigne de leurs diverses origines, chacune présentant un cortège floristique et faunistique propre à leur environnement local (Graitson, 2009).

2.2.3 Situation actuelle

En Europe, 50 à 90% des mares et étangs ont disparu selon les pays (Oertli et al., 2005). Les mares agricoles wallonnes n'échappent pas à ce constat, l'intensification des pratiques agricoles est le premier facteur à l'origine de leur importante régression (Graitson, 2009). La régulation du débit des cours d'eau a aussi rendu ces écosystèmes d'eau douce moins fréquents dans le paysage. Ces pertes incluent des mares naturelles dont la régénération a été rendue impossible par les interventions humaines perturbant la dynamique naturelle des milieux (EPCN, 2009). D'autres mares avaient été créées par l'homme et ont disparu suite à la perte de leur utilité. Elles ont été abandonnées et leur atterrissement les a fait disparaître ou elles ont été supprimées volontairement par drainage ou comblement pour valoriser l'espace qu'elles occupaient (Brönmark et al., 2002; Graitson, 2009). Avec

² La zone aphotique est la zone profonde des lacs ou des océans où la lumière ne pénètre pas (Dictionnaire de français Larousse).

un peu plus de 2 wallons/ha (Iweps, 2018), la densité des activités humaines laisse peu de place à la nature (Dufrêne, 2004), l'urbanisation apparaît donc également comme une cause de la diminution du nombre de mares dans nos paysages (Graitson, 2009). Les mares restantes subissent de nombreuses pressions comme l'envahissement par des espèces exotiques par exemple. L'eau de ces milieux est aussi exposée à des pollutions telles qu'un apport accru en nutriments, une charge plus élevée en sédiments et une contamination par diverses substances chimiques et pesticides dus aux ruissellements urbains et agricoles (Brönmark et al., 2002; Oertli et al., 2005; EPCN, 2009). De plus, la dégradation des ceintures végétales et des zones tampon entourant les mares diminue leur protection face à ces pressions (EPCN, 2009). Les métapopulations d'espèces sont plus difficilement maintenues à cause de l'isolement des mares dans le paysage qui entrave les échanges et les déplacements d'espèces (Melin, 1997; EPCN, 2009; Graitson, 2009). L'origine de toutes ces pressions doit être considérée à l'échelle du bassin versant voire au-delà dans certains cas (EPCN, 2009).

Actuellement, la création de nombreuses mares vise l'agrément ou la conservation de la nature (Graitson, 2009). Ces dernières années sont marquées par la mise en place à travers l'Europe de programme de conservation incluant ces petits milieux d'eau douce (EPCN, 2009). Par exemple, le projet Life "Prairies bocagères" en Fagne-Famenne est un programme de restauration incluant notamment le creusement de 75 mares en faveur du triton crêté (Natagora, avril-13-2018).

2.2.4 Rôles des mares

Les mares sont des petits habitats dispersés dans le paysage et reconnus comme de véritables foyers de biodiversité (EPCN, 2009). De nombreux taxons en dépendent, de nombreuses espèces y sont inféodées (Oertli et al., 2005). La conservation des mares est nécessaire pour beaucoup d'espèces indigènes de ces milieux de vie, végétales et animales, qui sont rares ou considérées comme menacées et dont certaines bénéficient d'un statut de protection à l'échelle européenne ou nationale (Oertli et al., 2005; EPCN, 2009). Les mares sont des éléments paysagers ponctuels participant au maillage écologique d'un territoire (Graitson et al., 2001), elles permettent de mettre en connexion divers types de milieux d'eau douce (EPCN, 2009). Les mares isolées peuvent elles aussi s'avérer utiles à la biodiversité en constituant des zones d'abri pour les espèces dans des zones agricoles exploitées intensivement et en limitant la propagation d'espèces invasives et de maladies (EPCN, 2009). Les mares contribuent hautement à la biodiversité régionale, la richesse spécifique qu'elles présentent égale voire peut dépasser à cette échelle celle d'autres types de milieux aquatiques, et inclue un plus grand nombre d'espèces peu communes (Williams et al., 2003; Biggs et al., 2005).

Les mares font partie de notre patrimoine culturel, elles ont des valeurs historique, sociale et pédagogique. Elles sont des lieux de reconnexion entre les humains et la nature (EPCN, 2009).

Les mares remplissent des fonctions économiques qui évoluent avec le temps, elles sont ou ont été utiles à divers secteurs comme ceux de l'industrie, de la chasse, de la pêche, de l'agriculture et des loisirs. Elles permettent la diversification des exploitations agricoles et sont un atout pour l'agrotourisme. Actuellement l'intérêt économique des mares est aussi lié aux services écosystémiques qu'elles rendent (EPCN, 2009). Dans leur ensemble, les mares agricoles sont tellement nombreuses et productives qu'elles permettent la fixation d'autant de carbone que les océans, ce qui témoigne de l'importance de la formation de réseaux. Ces réseaux de points d'eau peuvent aussi limiter les inondations au niveau d'un bassin versant, et permettent de recharger les nappes phréatiques et de réduire la pollution des eaux notamment en nutriments et en matières en suspension (EPCN, 2009).

2.2.5 Flore des mares

La végétation des mares présente des espèces aquatiques, amphibies, hygrophiles et aussi des espèces de milieux assez frais (Bensettiti et al., 2002). La diversité de la végétation des mares peut être considérée selon trois groupes, incluant les algues (phytoplancton, macroalgues, algues du biofilm), les macrophytes (hydrophytes et hélophytes) et la végétation ligneuse. Trois sous-ensembles de plantes vasculaires aquatiques peuvent être différenciées, à savoir les végétaux à feuilles flottantes (ancrés dans les sédiments ou hydrophytes) tels que les potamots du groupe *natans*, les végétaux à feuilles submergées (fixés dans les sédiments ou hydrophytes), tels que les myriophylles, et les végétaux nageants ou flottants non fixés tels que les lentilles d'eau. Les rives des pièces d'eau sont également colonisées par des plantes non strictement aquatiques telles que les hélophytes et les phanérophytes. Les hélophytes peuvent former trois grands types de communautés. Il s'agit de communautés à végétaux se développant sur des sols situés sous une épaisseur d'eau peu importante (de 0,5 à 1,5 m), incluant des grands graminoides comme les massettes à larges feuilles, de communautés de végétaux colonisant des sols constamment engorgés et pouvant être submergés temporairement, tels que les grandes laïches, et de communautés de végétaux se trouvant sur des sols fréquemment inondés mais pouvant être asséchés temporairement, tels que des plantes de mégaphorbiaie comme la reine des prés et des plantes de prairie humide comme le populage des marais. Par ailleurs, des végétaux amphibies pouvant se développer dans et en-dehors de l'eau peuvent également se présenter dans les mares (Oertli et al., 2013). La composition des communautés végétales peut varier grandement d'une mare à l'autre, d'où l'importance de favoriser la connectivité entre elles et de considérer leur conservation à l'échelle régionale (Akasaka et al., 2010). Les plantes aquatiques font partie de groupes "porte-drapeau" qui incarnent tout particulièrement la biodiversité des mares (Oertli et al., 2005). Les macrophytes jouent des rôles clés pour la faune des mares, à la fois de façon quantitative et qualitative (Oertli et al., 2013). La flore des mares constitue l'habitat d'espèces animales, pour qui elle fait office d'abri et est nécessaire à une ou plusieurs étapes de leurs cycles de vie. Les plantes aquatiques sont une source de nourriture, elles apportent des matériaux pour la construction de nids, elles mettent à disposition des sites de pontes et d'émergence et leurs racines sont une source d'oxygène pour les organismes vivant en permanence sous l'eau. Une flore des mares diversifiée est cruciale pour supporter une grande variabilité d'espèces animales. Les différentes densités du couvert végétal influencent également les communautés animales des mares (Biggs et al., 1994). Afin d'illustrer ces relations entre la faune et la flore des mares, voici quelques exemples. Parmi les espèces de Demoiselles (*Zygoptera*), la Naïade au corps vert privilégie les mares eutrophes où la végétation se développe massivement (lentille d'eau, tapis d'algues, myriophylles, cératophylles) tandis que la Naïade aux yeux rouges apprécie plutôt les mares présentant des herbiers de nymphéacées ou de potamots (Dijkstra, 2015). Le triton alpestre privilégie les mares à végétation à feuilles immergées, dans lesquelles il peut envelopper sa ponte (Kwet, 2016). Les mares de faible superficie ne sont pas beaucoup fréquentées par les espèces d'oiseaux aquatiques, mais des espèces peu spécialisées telles que le canard colvert peuvent y passer pour s'y nourrir, s'y toiletter et y boire (Oertli et al., 2013). Au-delà des rôles qu'elles jouent pour la faune, les espèces végétales sont aussi importantes par leur identité propre, étant donné que de nombreuses espèces sont menacées plus ou moins localement (Biggs et al., 1994).

2.2.6 Protection et mesures de soutien

En réponse à la demande de la société d'une agriculture plus respectueuse de l'environnement, les mesures agro-environnementales (MAE) ont vu le jour (Commission Européenne, avril-10-2018). Elles ont été conçues en partie pour répondre au problème du déclin de beaucoup d'espèces et d'écosystèmes de statut de conservation défavorable dépendants de la gestion agricole (Batáry et al., 2015). Elles font partie d'un dispositif permettant d'inclure des considérations environnementales dans la politique agricole commune (PAC). Afin d'amener les agriculteurs à préserver l'environnement, ces mesures rémunèrent ceux qui s'engagent volontairement à adopter de bonnes

pratiques agricoles, plus respectueuses de la nature que ce qui leur est imposé légalement. Cet engagement est d'une durée de cinq ans (Commission Européenne, avril-10-2018). Les mesures agro-environnementales représentent la principale source de financement dans le domaine de la conservation de la nature au sein de l'Union Européenne et la plus grande dépense en Europe (Batáry et al., 2015).

Une mare agricole peut être désignée comme une mesure agro-environnementale (de code MB1c). L'Arrêté ministériel du 03 septembre 2015 pose les conditions à respecter pour qu'une mare puisse être déclarée en MB1c. Elle est définie comme une *"mare d'une superficie minimale d'eau libre de vingt-cinq mètres carrés entre le 1^{er} novembre et le 31 mai inclus, de maximum dix ares[...]"* et ajoute que *"une bande de minimum six mètres de large autour de la mare n'est jamais labourée [et qu']une bande de minimum deux mètres de large est inaccessible au bétail; un accès pour l'abreuvement de celui-ci peut être aménagé, à condition que la partie accessible ne dépasse pas 25 pour-cent de la superficie et du périmètre de la mare; toute fertilisation et traitement phytosanitaire à moins de 12 mètres des berges est interdit; toute introduction de déchets et tout élevage de poissons ou palmipèdes sont interdits; en cas d'envasement ou d'atterrissement, le bénéficiaire procède à un curage de la mare; la distance minimale entre deux mares est de six mètres "* (SPW, 2015). Cette MAE vise la préservation de la biodiversité, la protection des ressources en eau et le maintien des éléments du maillage écologique en zone agricole (Natagriwal, août-10-2018).

La Directive Habitats (92/43/CEE) reconnaît que les habitats naturels ne cessent de se dégrader. Elle vise la conservation des habitats d'intérêt communautaire, ainsi que de la faune et de la flore sauvage. Elle reconnaît également que certains habitats et certaines espèces subissent des menaces qui les rendent prioritaires à la conservation. L'article 10 de cette directive mentionne que les mares sont considérées comme des écosystèmes relais qui *"sont essentiels à la migration, à la distribution géographique et à l'échange génétique d'espèces sauvages"* (Conseil des Communautés Européennes, 1992). Cette directive ne conduit pas pour autant à des mesures de protection accrue, à l'exception de quelques types de mares (EPCN, 2009).

La directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE) vise à protéger les eaux intérieures de surface, les eaux de transition, les eaux côtières et les eaux souterraines. Cependant les mares ne sont pas protégées par cette directive qui ne s'applique, pour les eaux de surface, qu'aux plans d'eau de superficie supérieure à 50 ha (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2000).

Le Code du Développement Territorial (CoDT) autorise la présence d'une mare en zone agricole aux conditions que sa profondeur n'excède pas deux mètres, que sa superficie se limite à 10 ares au plus, que son périmètre présente partiellement une pente très douce, qu'elle soit de forme irrégulière et qu'une zone tampon non exploitée ou exploitée extensivement l'entoure (SPW, 2018).

2.3 Fonctionnement de l'écosystème mare

De nombreux facteurs interviennent dans la stabilité, la productivité, le niveau trophique et le potentiel d'invasion d'un écosystème, tels que la diversité mais aussi la composition en espèces, le climat, les perturbations et des facteurs édaphiques (Tilman, 1999).

La composition d'une communauté à l'échelle locale ou à l'échelle d'un écosystème donné ne représente qu'une partie du pool régional d'espèces (Oertli et al., 2013). Cette réduction de biodiversité au sein d'un site reflète l'action de filtres environnementaux qui ne permettent qu'à des espèces possédant certains traits spécifiques de se propager, de s'établir et de prospérer (Díaz et al., 2007). La perméabilité de ces filtres traduit la tolérance des espèces aux conditions environnementales du site, les espèces qui ne rassemblent pas les traits nécessaires à leur maintien étant éliminées (Keddy, 1992). Plusieurs catégories de filtres existent, différant selon les auteurs. Trois catégories de filtres peuvent être retenues, les filtres associés aux facteurs abiotiques, les filtres

liés aux facteurs biotiques et les filtres liés à la dispersion (Hobbs et al., 2004; Díaz et al., 2007; Cristofoli, 2009). Ces filtres correspondent à diverses variables (Hobbs et al., 2004). La biodiversité d'un plan d'eau est le résultat des interactions entre ces variables, leurs actions ne peuvent pas être considérées séparément les unes des autres. Ces interactions, nombreuses et variées, confèrent un caractère unique à chaque mare au sein d'un réseau, ce qui marque l'importance collective de ces petits milieux pour la biodiversité (Oertli et al., 2013).

Le fonctionnement de l'écosystème mare est à la fois influencé par des facteurs biotiques et abiotiques. Les conditions abiotiques (physiques, chimiques) des plans d'eau varient selon l'écorégion. Seules les espèces dont la niche écologique correspond à ces conditions seront capables de s'y installer et de s'y reproduire. Ensuite, la structure de la communauté est influencée par les interactions biotiques entre ces espèces, telles que la compétition ou la prédation. Elles déterminent la diversité d'espèces et surtout la composition en espèces, influençant dès lors le fonctionnement et la dynamique de tout l'écosystème. À ajouter à ces deux filtres, les activités anthropiques peuvent avoir de sérieux effets sur la biodiversité des mares et dès lors impacter le fonctionnement de cet écosystème. Les conséquences de ces activités, telles que l'eutrophisation ou l'acidification, peuvent modifier les conditions abiotiques du milieu. Il peut en résulter une inadéquation entre l'environnement abiotique de la mare et les niches écologiques des espèces présentes, conduisant ces espèces à disparaître du site. Tous ces facteurs agissent à différentes échelles. Par exemple, la chimie de l'eau influence la biodiversité de tous les habitats d'eau douce dans une même région tandis que d'autres facteurs comme l'hétérogénéité de l'habitat agissent à une échelle plus locale (Brönmark et al., 2002).

2.4 Facteurs influençant la biodiversité des mares

En raison de leur isolement, les mares sont des milieux hétérogènes et ils sont influencés par une multitude de facteurs. L'étude de l'influence de l'utilisation du sol sur les caractéristiques des mares doit donc tenir compte d'autres facteurs qui sont aussi des sources de variations. De plus, l'utilisation du sol dans le passé peut avoir des effets à longue durée et peut de ce fait parfois mieux expliquer les caractéristiques des mares que l'utilisation actuelle du sol (Declerck et al., 2006). De nombreuses variables abiotiques du milieu déterminent les conditions de vie de la biocénose des mares. Elles incluent des variables morphométriques, hydrologiques et physico-chimiques de l'eau et des sédiments (Oertli et al., 2013). Les facteurs climatiques font également partie des paramètres abiotiques ayant une influence sur les espèces présentes dans une mare (Brönmark et al., 2002). Compte tenu de leur petite superficie, de leur faible profondeur et de leur bassin versant de petite taille, les mares sont très sensibles à l'influence de leur environnement. Pour une même région biogéographique, les paramètres abiotiques des mares sont influencés par la nature de leur bassin versant, par le type d'alimentation en eau, par leur degré d'atterrissement et par les caractéristiques de leur zone tampon. Pour comprendre la biodiversité qu'abrite une mare, son environnement est important à prendre en compte, en particulier son potentiel d'accueil d'espèces liées aux milieux aquatiques, les caractéristiques de la zone tampon et les sources de perturbations de la mare. Trois échelles peuvent être utilisées pour caractériser l'environnement d'une mare, celle du bassin versant, celle de la région et celle de la zone tampon (Oertli et al., 2013).

2.4.1 Facteurs locaux

2.4.1.1 Type d'alimentation et régime hydrique

Les mares peuvent présenter quatre grands types d'alimentation en eau : les précipitations, les eaux de surface, les eaux courantes et les eaux souterraines. Le type d'alimentation d'une mare a une grande influence sur ses caractéristiques abiotiques, notamment la qualité physico-chimique de l'eau et la permanence de la mare. La qualité de l'eau amenée par ruissellement dépend de la géologie du bassin versant et de l'occupation du sol. L'eau provenant de ruisseau, drain ou fossé est

généralement très polluée, entraîne la prolifération d'algues ou de lentilles d'eau et réduit fortement le nombre d'espèces rares présentes dans le milieu. Quant à l'eau des mares alimentée par les nappes phréatiques, elle est généralement de meilleure qualité que celle provenant du ruissellement, étant donné qu'elle a bénéficié de la dégradation, de la filtration et de l'adsorption des charges organiques et inorganiques lors de son transit dans le sol (Oertli et al., 2013).

Le niveau d'eau à surface libre des mares varie au cours de l'année (Oertli et al., 2013), les mares peuvent être des habitats éphémères et s'assécher pendant des périodes de l'année de durée variable. Les espèces occupant ces mares temporaires doivent soit avoir des adaptations pour supporter ces périodes de stress hydrique, soit faire preuve d'une grande capacité de dispersion vers d'autres plans d'eau (Brönmark et al., 2002). Sur base de ce critère, les mares peuvent être décrites en tant que permanentes, semi-permanentes (assèchement seulement certaines années) ou temporaires (assèchement chaque année) (Oertli et al., 2013).

2.4.1.2 Âge des mares

Les mares sont des milieux dynamiques dont les fonds sont soumis à des dépôts de matières minérales et organiques allochtones ou autochtones (Oertli et al., 2013). Les mares se comblernt progressivement et évoluent dès lors vers différents stades se succédant les uns aux autres. La durée de vie d'une mare est fonction de la vitesse de cette succession. Les mares naturelles, généralement petites et peu profondes, ont souvent une durée de vie courte, allant d'une dizaine d'années à un siècle. Au fil de leur comblement, les mares passent ainsi de l'état de milieu aquatique au stade de marais et deviennent à terme des milieux secs. Cet atterrissement progressif entraîne une diminution de leur profondeur et de leur volume d'eau libre (Biggs et al., 1994). Les paramètres biotiques et abiotiques des mares évoluent continuellement au cours de cette succession. L'hétérogénéité entre la surface et le fond de la mare augmente au fil de l'atterrissement, notamment concernant les conditions d'oxygénation, de pH et de température de l'eau. Les mares pionnières sont caractérisées par une plus grande homogénéité et une plus grande teneur en oxygène dissous (Oertli et al., 2013). Les communautés végétales et animales abritées par une mare peuvent changer au cours du temps, selon que la mare est à un stade d'évolution précoce ou avancé. Par exemple, les jeunes mares présentent des communautés végétales adaptées à coloniser des milieux nus, qui ne sont généralement pas retrouvées à d'autres stades de la succession (Biggs et al., 1994). La richesse spécifique atteint un maximum trois à six ans après la création d'une nouvelle mare (Oertli et al., 2013). Au fil de l'atterrissement, les espèces purement aquatiques ne sont plus présentes, les communautés d'organismes évoluent vers des espèces végétales de milieux humides auxquels conviennent les sols détrempés et vers des espèces animales de milieux humides semi-terrestres. Les nouvelles mares peuvent suivre des voies de succession différentes, ce qui ajoute à la variabilité de ces habitats (Biggs et al., 1994).

2.4.1.3 Paramètres physico-chimiques de l'eau

La physico-chimie de l'eau varie entre mares et dépend du contexte géologique et de l'occupation du sol (Williams et al., 2003). Elle est affectée par la structure du paysage du bassin versant des mares. La diversité totale en macrophytes d'une mare est influencée par la qualité de l'eau. Les macrophytes submergés sont plus affectés par la qualité de l'eau que les macrophytes à feuilles flottantes ou émergés, les macrophytes émergés sont les moins sensibles de ces trois formes de croissance (Akasaka et al., 2010). Les paramètres physico-chimiques de l'eau ayant une influence sur la biodiversité de la mare incluent notamment la température, le pH, la transparence, la concentration en oxygène dissous, la conductivité, le taux de matières organiques dans les sédiments et la concentration en phosphore et en azote (Brönmark et al., 2002; Angélibert et al., 2004; Akasaka et al., 2010; Oertli et al., 2013).

Les mares présentent une faible inertie, ce qui entraîne une forte instabilité physico-chimique de leurs masses d'eau. Pour certains paramètres physico-chimiques cette inertie cause des fluctuations temporelles importantes. C'est notamment le cas de la température, de la concentration en oxygène dissous et du pH. Les formes de carbone et d'azote subissent également des variations journalières importantes. Les diverses formes de phosphore sont moins concernées par cette variabilité temporelle. Outre par les interventions humaines, cette variabilité peut être causée par des facteurs externes et internes aux mares (Oertli et al., 2013). Les paramètres abiotiques des mares, en particulier la température, la teneur en oxygène dissous et le pH, peuvent également présenter une variabilité intra-mare et inter-mare. Leur variabilité est plus élevée près des berges, où la faible profondeur diminue l'inertie face aux variations environnementales. Les paramètres abiotiques sont également différents dans des zones d'herbiers où le développement végétal est important et fait varier le pH et chuter la concentration en oxygène dissous. Au sein d'une même région géographique, les mares ne présentent pas forcément des paramètres abiotiques semblables. Ces variations peuvent être liées à l'altitude, à l'âge de la mare, à l'occupation du sol dans le bassin versant (Oertli et al., 2013) ou encore à la nature du sol (Linton et al., 2000). Finalement, les mares ne se groupent pas de la même façon en fonction de la végétation qu'en fonction des caractéristiques chimiques de l'eau car une grande partie des macrophytes aquatiques sont enracinées dans le sol et peuvent dépendre plus de la chimie des sédiments que de celle de l'eau environnante. L'analyse de l'eau ne permet pas d'expliquer à elle seule la composition de la végétation ou le statut de conservation d'une mare (Linton et al., 2000).

La turbidité de l'eau des mares peut augmenter suite à des événements pluvieux ou à cause du vent qui mettent des matières minérales en suspension dans l'eau. D'importantes quantités de sédiments peuvent être apportées dans les mares par les eaux courantes, la qualité de l'eau qui en résulte dépend de la nature de ces sédiments. Un développement important de phytoplancton diminue également la transparence de l'eau (Oertli et al., 2013).

La température est un facteur influençant de nombreux processus chimiques et biochimiques, notamment concernant la vitesse des réactions. Elle est donc un paramètre déterminant de la productivité de l'écosystème mare. La température de l'eau est influencée par les conditions météorologiques, elle présente donc des fortes variations saisonnières. Elle évolue aussi au cours de la journée et atteint le plus souvent un maximum entre 16h et 18h en surface. Ses fluctuations journalières sont plus fortes en surface qu'au fond de la mare et ses variations jour/nuit sont très prononcées. La température modifie la densité de l'eau. Cela peut entraîner l'apparition d'une stratification thermique dans la masse d'eau et créer des volumes de composition physico-chimique parfois assez différente. Dans les mares et étangs, cette stratification thermique peut durer de quelques heures à plusieurs jours. Cependant, dans les pièces d'eau de superficie inférieures à 0,5 ha et de profondeur en-dessous de 1m50, elle ne s'observe généralement que pendant la journée et n'entraîne pas de grandes différences entre la surface et le fond de l'eau (Oertli et al., 2013).

L'oxygène intervient dans de nombreuses réactions d'oxydation telles que la décomposition de matières organiques par les micro-organismes, c'est pourquoi les conditions d'oxygénation jouent un rôle crucial dans la dynamique du plan d'eau. La vitesse d'envasement des mares augmente en conditions anoxiques, ce qui peut réduire la durée de vie des mares à une dizaine d'années alors qu'en de bonnes conditions elle peut dépasser une centaine d'années. La solubilité de l'oxygène est corrélée négativement à la température. L'oxygène est produit grâce à la photosynthèse. Cette production est variable, elle est grande au printemps et en été et augmente avec l'ensoleillement. Le pH est quant à lui grandement influencé par la nature du bassin versant mais aussi par le type de végétation qui y est présent. Il est influencé par la concentration en CO₂. Dans l'eau, ce gaz se transforme en d'autres molécules qui conduisent à une acidification de l'eau. La concentration en oxygène dissous et le pH varient au cours de la journée selon l'équilibre entre les processus de respiration et de photosynthèse. Durant le jour, les valeurs de ces paramètres augmentent tandis que

la nuit, lorsque seuls les processus de respiration sont actifs, elles diminuent. En été, la concentration en oxygène dissous atteint des valeurs maximales généralement entre 16h et 20h. Les valeurs de pH peuvent grandement varier en peu de temps (entre le matin et l'après-midi par exemple). Ces fluctuations sont accentuées en situation de fort développement de phytoplancton (Oertli et al., 2013). La géologie du bassin versant influence le pH et la conductivité de l'eau des mares, dans la mesure où la concentration en ions dissous est partiellement due à la solubilité et à la nature des roches. La conductivité est un paramètre à faible variabilité temporelle, c'est pourquoi une grande variation est généralement un signe de modification du milieu (Oertli et al., 2013).

Le niveau trophique d'un plan d'eau peut être déterminé par sa richesse en nutriments, principalement en azote et en phosphore. Le phosphore est le premier facteur limitant de la productivité primaire des plans d'eau. Les concentrations de ces nutriments présentent des variations annuelles, notamment en fonction du développement de la végétation. Le prélèvement de nutriments par les plantes diminuent leurs concentrations dans l'eau, le niveau trophique d'une mare est donc plus élevé en hiver. L'augmentation des concentrations en nutriments dans les mares est lié au lessivage des sols (Bensettiti et al., 2002) et peut par exemple se produire suite à des épandages dans leur bassin versant suivi d'un évènement pluvieux (Oertli et al., 2013). L'étude d'Akasaka et al. (2010) indique que la diversité floristique des macrophytes est corrélée négativement à la concentration en nutriments. Quand le niveau trophique augmente, la productivité primaire augmente, pouvant mener au phénomène d'eutrophisation. Cinq stades de niveau trophique peuvent être identifiés. Du plus faible au plus élevé, ils sont qualifiés d'oligotrophe, de mésotrophe, d'eutrophe et d'hyper-eutrophe. Le cinquième stade est caractéristique d'un grand déséquilibre du plan d'eau en ce qui concerne les disponibilités en azote et en phosphore et est qualifié de dystrophe (Oertli et al., 2013). Même si plusieurs échelles de trophie existent dans la littérature, il est difficile d'attribuer des valeurs seuils permettant de distinguer ces différents niveaux trophiques car il est nécessaire que ces échelles soient adaptées à l'écorégion de la zone d'étude (Bensettiti et al., 2002). Dans le cadre de la mise en oeuvre de la directive-cadre sur l'eau, le système d'évaluation de la qualité des eaux de surface (SEQ-Eau) a été mis en place en France. Il a été adopté par le gouvernement wallon en 2003 en tant que système normatif permettant l'évaluation de la qualité des eaux de surface wallonnes. Ce système se compose d'une grille d'évaluation détaillant plusieurs types d'altération de l'eau. Chaque altération reprend une série de paramètres de nature et d'effets semblables, pour lesquels des seuils de qualité sont fixés. L'aptitude à la biologie réfère au terme "état physico-chimique" mentionné dans la directive-cadre sur l'eau (ISSeP, 2012). Les cinq classes de qualité du système SEQ-Eau sont présentées au Tableau 1.

Tableau 1. Classes de qualité de l'eau du système SEQ-Eau pour l'aptitude à la biologie. Source : ISSeP, 2012.

Classe	Aptitude à la biologie
Bleu	Très bonne aptitude à la biologie : potentialité de l'eau à héberger un grand nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante.
Vert	Bonne aptitude à la biologie : potentialité de l'eau à provoquer la disparition de certains taxons polluo-sensibles avec une diversité satisfaisante.
Jaune	Aptitude moyenne à la biologie : potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une diversité satisfaisante.
Orange	Mauvaise aptitude à la biologie : potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles, avec une réduction de la diversité.
Rouge	Très mauvaise aptitude à la biologie : potentialité de l'eau à réduire de manière importante le nombre de taxons polluo-sensibles ou à les supprimer, avec une diversité très faible.

Les valeurs seuils de concentrations en nitrates et en phosphates pour l'aptitude à la biologie sont présentées à la Figure 1.

NITRATES					
Nitrates (mg/l NO ₃)	2				
MATIERES PHOSPHOREES					
PO ₄ ³⁻ (mg/l PO ₄)	0,1	0,5	1	2	
Phosphore total (mg/l P)	0,05	0,2	0,5	1	

Figure 1. Valeurs seuils des classes d'aptitude à la biologie pour les concentrations en nitrates et en matières phosphorées. Source : MEDD, 2003

2.4.1.4 Morphométrie

La morphométrie des mares peut être vue comme le premier ensemble de facteurs déterminant la diversité des habitats. Elle est caractérisée par la surface, la bathymétrie et la structure des rives des mares. Des rives à pentes douces sont favorables à la colonisation et au développement de la végétation, l'interface eau-terre est souvent la zone la plus riche en macrophytes (Oertli et al., 2013). De façon générale, une corrélation positive peut être considérée entre la taille des mares et leur richesse spécifique en plantes aquatiques (Oertli et al., 2002). Cette relation peut s'expliquer par le fait qu'un plus grand nombre d'individus peuvent être présents si la superficie est élevée et par le plus grand nombre d'habitats que ces grandes surfaces peuvent présenter. Il en résulte un plus grand nombre de niches écologiques, permettant à des espèces plus spécialisées de rencontrer des conditions propices à leur installation (Oertli et al., 2013). Mais selon les études menées, cette relation peut s'avérer plus ou moins faible (Oertli et al., 2002). Quant à la valeur de conservation des mares, fonction de la rareté des espèces présentes, elle n'est pas liée à leur taille. Tant les mares de faible superficie que les mares de grande taille peuvent présenter des espèces rares ou menacées. Un ensemble de petites mares peut présenter plus d'espèces et une plus grande valeur conservatoire qu'une seule grande mare de superficie équivalente. Cependant, les grandes mares peuvent présenter des espèces qui ne sont pas retrouvées dans les mares de faible superficie. Les populations de plantes aquatiques abritées par des mares de grande taille sont plus importantes et moins sensibles à l'extinction (Oertli et al., 2002). La profondeur des mares, ou leur niveau d'eau, varie au cours de l'année en fonction de la température de l'air et des précipitations. Ces fluctuations ont une influence sur les communautés végétales des mares puisqu'elles réduisent le nombre d'habitats disponibles lors des baisses de niveau. Elles peuvent fournir des zones favorables à certaines espèces spécialisées. Ces variations peuvent être amplifiées par la structure de la végétation dans la mare. En effet, les plantes émergentes, par leur transpiration, entraînent une évaporation accrue de l'eau et causent une diminution du niveau d'eau plus importante que les plantes submergées (Oertli et al., 2013).

2.4.1.5 Ensoleillement et ombrage

La lumière est la source d'énergie de l'écosystème. Elle dépend de la transparence de l'eau qui est fonction elle-même de la turbidité et de la couleur de l'eau. La turbidité augmente avec le développement du phytoplancton et les matières en suspension. La zone recevant suffisamment de lumière pour que la photosynthèse s'y produise est la zone pouvant être colonisée par la végétation aquatique (macrophytes, macro-algues, phytoplancton) (Oertli et al., 2013). La disponibilité de la lumière est donc un paramètre abiotique important dans la détermination des espèces présentes (Brönmark et al., 2002). Cependant, la relation entre l'ensoleillement et le développement de la végétation n'est pas régulière dans un sens ou dans un autre, elle est dès lors difficile à caractériser (Linton et al., 2000). Globalement, la richesse spécifique de la flore des mares est maximale pour un

ombrage faible mais non nul. Toutefois, l'ombrage présente quelques avantages. Il permet le développement d'espèces particulières et il permet d'estomper les variations de température de l'eau et donc de réguler la productivité primaire et l'eutrophisation (Oertli et al., 2013).

2.4.2 Facteurs régionaux

2.4.2.1 Facteurs climatiques et météorologiques

Chaque mare possède un bassin versant dont elle est l'exutoire. Ces bassins versant sont caractérisés par leur contexte climatique, topographique et géologique. Le climat, variant avec la latitude et l'altitude, agit de façon indirecte sur les caractéristiques physico-chimiques des mares via la température et la pluviométrie. Les conditions météorologiques jouent également un rôle, notamment par la température de l'air, l'ensoleillement, les précipitations et le vent. Le vent et les précipitations permettent le brassage des masses d'eau, leur intensité déterminant la hauteur de la colonne d'eau qui sera homogénéisée (Oertli et al., 2013).

2.4.2.2 Occupation et utilisation du sol

L'occupation du sol influence la charge en éléments minéraux et organiques de l'eau alimentant les mares par ruissellement. Une mare dont le bassin versant est dominé par l'agriculture ou l'élevage intensif présentera des eaux davantage enrichies en nitrates, en ammoniacque, en phosphates et en pesticides qu'une mare en milieu forestier (Oertli et al., 2013). L'accès du bétail aux mares entraîne une érosion accrue des berges, un apport d'urine et de déjections animales et augmente la charge en sédiments dans l'eau. Il en résulte une plus grande turbidité de l'eau et un phénomène d'eutrophisation stimulant le développement du phytoplancton. Le piétinement du bétail et la proximité de zones de cultures sont positivement corrélés à des variables telles que le phosphore total et la teneur en sédiments. Par contre, la transparence de l'eau, le nombre de taxons de plantes de pleine eau, le nombre de formes de croissances de plantes aquatiques et la diversité des types de biotopes y sont négativement corrélés (Declerck et al., 2006). Le milieu forestier enrichit l'eau en matières organiques et lui confère un pH plutôt acide (Oertli et al., 2013). Il fournit aussi de l'ombrage au plan d'eau, influençant ainsi la colonisation et la croissance de la végétation (Akasaka et al., 2010). Une ripisylve dans un rayon de 50m autour de la mare forme une zone tampon, le sol forestier diminuant le ruissellement (Oertli et al., 2013). La transparence de l'eau d'une mare augmente avec la proximité de surfaces boisées et peut s'expliquer par la réduction de l'action du vent par le couvert forestier, limitant la remise en suspension des sédiments. Mais il est aussi possible qu'une corrélation positive entre le couvert forestier d'une zone et une réduction de l'intensité des activités agricoles dans cette zone soit à l'origine de cette influence (Declerck et al., 2006). L'urbanisation conduit aussi à une diminution de la biodiversité floristique des mares en raison de la turbidité liée à l'augmentation de la charge sédimentaire et en raison de la pollution nutritive qui en résultent. Ces effets peuvent être limités par la désignation d'une zone tampon de taille adéquate (Akasaka et al., 2010).

Le niveau spatial considéré pour étudier l'effet de l'occupation du sol sur une variable n'est pas sans importance. L'étendue expliquant au mieux l'effet de l'occupation du sol sur la biodiversité floristique des mares varie selon les formes de croissance des plantes aquatiques (Akasaka et al., 2010). Akasaka et al. (2010) suggère un rayon autour des bords des mares inférieur à 100m pour les macrophytes submergés, un rayon de 500m pour les macrophytes à feuilles flottantes et un rayon atteignant 1000m pour les macrophytes émergés. Declerck et al. (2006) suggère que la proportion de terres cultivées dans un rayon de 100m autour de la mare explique au mieux leurs principaux effets sur les caractéristiques des mares, tandis qu'un rayon de 200m est suggéré pour le couvert forestier. Ainsi, le ruissellement local serait la provenance majeure des apports en nutriments et pesticides dans les mares. L'influence de la zone tampon est donc importante (Declerck et al., 2006). Oertli et Frossard (2013) suggèrent que l'occupation du sol a une influence sur l'environnement immédiat de la mare, cette influence variant sur une distance allant de 30 à 200m en fonction de la pente et de la nature du substrat.

2.4.2.3 Paysage : hétérogénéité et connectivité

Une des premières causes de la perte de biodiversité est la transformation du territoire par les activités humaines et la fragmentation des écosystèmes. Il en résulte une altération de l'intégrité des écosystèmes et de leurs interactions entre eux et avec leur environnement (Vitousek et al., 1997). La destruction et la fragmentation des habitats provoquent des changements de la structure du paysage, caractérisée par la taille, la diversité et la proportion d'habitats adéquats et par leur arrangement spatial (Steffan-Dewenter et al., 2002). La grande biodiversité régionale des mares, liée à leur grande hétérogénéité entre elles, peut être due à la connectivité et l'hétérogénéité du paysage (Williams et al., 2003).

Il existe une corrélation positive entre la diversité des macrophytes des mares et leur connectivité avec les points d'eau environnants (Akasaka et al., 2010). La distribution des espèces est influencée par une dynamique de métapopulation. La connectivité géographique des points d'eau est un facteur déterminant pour la distribution de macrophytes submergés et à feuilles flottantes car ces espèces ne peuvent pas survivre hors des points d'eau, contrairement aux plantes émergées qui peuvent s'établir dans les milieux humides environnant la mare et qui sont donc moins dépendants de la connectivité des points d'eau (Dahlgren et al., 2005). Les espèces animales et végétales d'eau douce présentent des mécanismes de dispersion qui témoignent de l'évolution de leur aptitude à se disperser d'un petit plan d'eau isolé à l'autre. La proximité des mares au sein d'un réseau prête renfort aux mécanismes de dispersion des espèces de mares. Les espèces sont souvent soit très mobiles soit spécialisées dans les mécanismes de dispersion passive. Des graines peuvent être transportées par des oiseaux aquatiques d'une mare à l'autre (Biggs et al., 1994; Linton et al., 2000). Linton et Goulder (2000) suggèrent que les caractéristiques de la végétation et la valeur de conservation d'une mare peuvent être affectées par la proximité d'autres plans d'eau douce et que la richesse spécifique peut être significativement corrélée au nombre de plans d'eau dans un rayon de 500m. Il semblerait que pour des mares de plaine dont on contrôle la variabilité géographique et le pH, la proximité d'autres points d'eau soit un facteur de variation plus important que la superficie ou l'ensoleillement (Linton et al., 2000).

2.5 État des mares à l'échelle de la région wallonne

En Région Wallonne, le nombre de mares et de petits étangs en zone agricole est estimé à 7500. La plupart de ces pièces d'eau font partie de prairies, il est estimé que moins de 500 mares se trouvent en zones de cultures. La répartition de ces mares est visible à la Figure 2. Près d'un tiers de ces mares se trouvent en région herbagère liégeoise. Par ailleurs, ces données ont été obtenues sur base de cartes IGN et ne constituent pas une référence immuable dans le temps, étant donné que des mares de création récente ne sont pas reprises sur les cartes IGN et que d'autres y figurant n'existent plus, comme c'est le cas pour beaucoup de mares dans le Nord du Hainaut (Graitson, 2009).



Figure 2. Localisation des mares agricoles en Wallonie sur base des données IGN.

L'intérêt patrimonial des mares agricoles varie selon les régions de Wallonie. Il est variable pour les mares des plaines scaldiciennes et faible à modéré pour celles de la région herbagère liégeoise. Il est toutefois favorisé par leurs densités élevées dans ces deux régions. L'intérêt patrimonial des mares ardennaises, des plateaux limoneux et du Condroz est variable et leurs densités sont faibles. En revanche, l'intérêt patrimonial des mares est élevé en Fagne-Famenne et dans les anciennes fosses d'extraction d'argile des plateaux condrusiens voire même très élevé dans les mares de Lorraine et dans les mares de sols tourbeux ardennais (Graitson, 2009).

La végétation des mares de la région herbagère liégeoise, des plateaux limoneux et des plaines scaldiciennes est fortement appauvrie, les espèces aquatiques dominantes sont la glycerie (*Glyceria fluitans*) et la lentille d'eau (*Lemna minor*). Les ceintures végétales sont rares, possiblement à cause de la pression du bétail sur les berges, et généralement dominées par des joncs. Dans les mares du Condroz, la végétation aquatique est dominée par la glycérie tandis que les ceintures de végétation, peu nombreuses, sont fréquemment constituées de massettes (*Typha angustifolia*), de joncs et de baldingère (*Phalaris arundinacea*). Les anciennes fosses d'extraction d'argile des plateaux condrusiens présentent une végétation aquatique dominée par la glycérie, la lentille d'eau, des callitriches (*Callitriche sp.*) et parfois par le potamot nageant (*Potamogeton natans*). Les ceintures végétales sont diverses, souvent dominées par des jonchaies, parfois par des massettes et plus occasionnellement par du rubanier (*Sparganium erectum*) ou du roseau (*Phragmites australis*). La végétation aquatique dans les mares de Fagne-Famenne est souvent abondante et diversifiée. Le potamot nageant et les callitriches sont habituels, les ceintures végétales sont diversifiées et composées de rubaniers (*Sparganium erectum* et *emersum*), de massettes, de sagittaire (*Sagittaria sagittifolia*), de scirpe (*Scirpus sylvaticus*), d'iris (*Iris pseudacorus*) et moins fréquemment de roseau et de jonc des chaisiers (*Schoenoplectus lacustris*). Les espèces aquatiques fréquemment rencontrées dans les mares ardennaises sont aussi le potamot nageant et les callitriches tandis que des jonchaies,

cariçaies et scirpaies se retrouvent fréquemment en ceintures végétales. La végétation aquatique des mares de Lorraine est diversifiée et abondante et présente des espèces rares et parfois des espèces typiques de bas-marais alcalins. Le potamot nageant, l'iris, les rubaniers, les massettes et la sagittaire sont fréquemment rencontrés (Graitson, 2009).

2.6 Les mares en tant que mesure agro-environnementale

La base de données de 2017 reprenant les surfaces engagées dans des MAE indique que 2187 parcelles sont engagées en MB1c. Parmi elles, 202 se trouvent en Pays de Herve, 458 sur le plateau hesbigno-brabançon, 51 en sillon sambro-mosan, 436 dans le Condroz, 205 en Fagne-Famenne, 124 en Calestienne, 580 en Ardenne, 111 en Haute-Ardenne et 125 en Lorraine. La Figure 3 illustre la répartition des surfaces engagées en MB1c en fonction des différentes régions de Wallonie. Ces parcelles peuvent présenter une ou plusieurs mares.

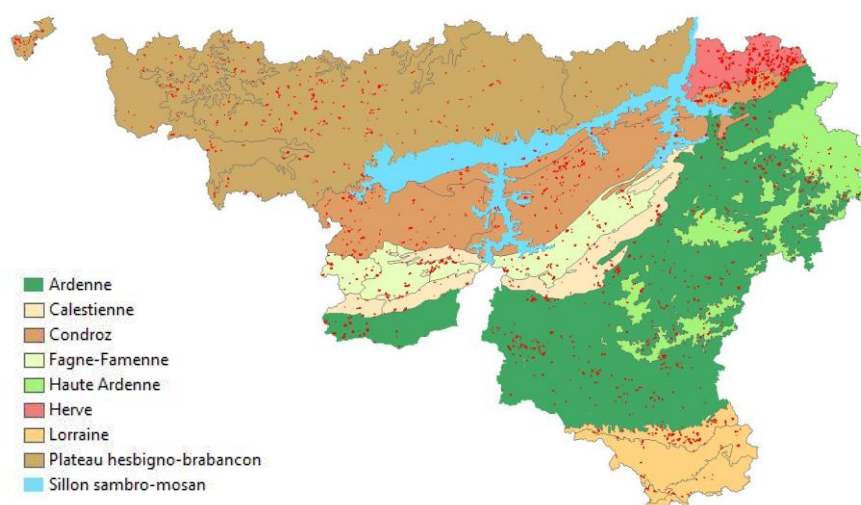


Figure 3. Localisation des prairies permanentes en MB1c dans différentes régions de Wallonie. Les points en rouge représentent les surfaces en MB1c.

2.7 Synthèse

La littérature rapporte que les mares sont des milieux dynamiques qui évoluent au cours du temps. Le pool d'espèces présentes dans les mares est influencé par des facteurs régionaux (climat, topographie, géologie, connectivité des milieux humides, occupation et utilisation du sol) et locaux (type d'alimentation en eau, régime hydrique, âge, paramètres physico-chimiques, morphométrie et ensoleillement). Le Tableau 2 présente la synthèse de l'influence de ces facteurs.

Tableau 2. Synthèse de l'influence des facteurs de variations sur les caractéristiques des mares.

Facteurs	Influence
Climat, topographie, géologie, météorologie, type d'alimentation en eau	Influencent les paramètres physico-chimiques des mares.
Occupation du sol - couvert forestier	Fournit de l'ombre, joue le rôle de zone tampon et influence la physico-chimie de l'eau.
Occupation du sol - cultures intensives et piétinement des berges par le bétail	Enrichissent les eaux en nutriments, augmentent la turbidité de l'eau. Diminuent la diversité de la végétation aquatique.
Concentration en nutriments	Corrélée négativement à la diversité en macrophytes.
Concentration en oxygène dissous	Diminue avec l'enrichissement en matières organiques. Accélération de l'atterrissement en conditions anoxiques, réduisant la durée de vie de la mare.
Connectivité des points d'eau et superficie	Corrélées positivement à la diversité en macrophytes.
Ensoleillement	Permet la photosynthèse dans l'eau et donc le développement des végétaux aquatiques.
Âge	Atterrissement de la mare, perte des végétaux de pleine eau.

2.8 Choix scientifiques et objectifs

Le travail réalisé consiste en un diagnostic écologique de mares de prairies permanentes en Fagne-Famenne. Le diagnostic des mares consiste en un inventaire floristique complet dans les mares et sur leurs abords et à un relevé du recouvrement de chaque espèce identifiée. Il inclut aussi la mesure de paramètres physico-chimiques de l'eau des mares (pH, conductivité, teneur en oxygène dissous, concentrations en nitrates et en phosphates). Ce diagnostic a pour objectif d'évaluer la réponse des caractéristiques floristiques et physico-chimiques des mares à différentes méthodes agro-environnementales en prairies permanentes, afin de mieux cibler les zones où creuser des mares à l'avenir. Plusieurs mesures agro-environnementales ont été sélectionnées. Il s'agit des MAE "Prairie de haute valeur biologique" (MC4), "Prairie naturelle" (MB2) et "Autonomie fourragère" (MB9). Une catégorie "Autre" a été ajoutée pour étudier des mares de prairies permanentes qui ne sont pas sous un de ces trois contrats MAE. Ces quatre catégories de modes de gestion sont caractérisées par des contraintes différentes, plus ou moins fortes, en termes de régime d'exploitation (prairie de fauche/pâture) et de fertilisation (organique, minérale, organique et minérale ou aucune fertilisation). Les paramètres physico-chimiques mesurés ont été choisis pour représenter la qualité de l'eau car ils sont cités plusieurs fois dans la littérature comme des paramètres influençant la diversité floristique des mares. De plus, les concentrations en nitrates et en phosphates sont liés aux pratiques de fertilisation des prairies. Les mares sélectionnées se situent toutes dans des prairies permanentes, et non dans des terres de cultures, afin de limiter l'hétérogénéité des interventions agricoles d'année en année. En effet, les prairies permanentes sont définies par le Règlement (UE) N° 1307/2013 du 17 décembre 2013 comme "*les terres consacrées à la production d'herbe ou d'autres plantes fourragères herbacées (ensemencées ou naturelles) qui ne font pas partie du système de rotation des cultures de l'exploitation depuis cinq ans au moins [...]*". Le choix de la région d'étude a été guidé par plusieurs raisons. Tout d'abord, l'étude ne s'étend pas sur toute la région wallonne mais se limite à une écorégion afin de contrôler la variabilité climatique, topographique et géologique. Ensuite, la région sélectionnée devait assurer une variabilité suffisante des pratiques de gestion des prairies permanentes. Finalement, la région de la Fagne-Famenne a été retenue en raison

du nombre de surfaces en MB1c qui s'y trouvent, qui est suffisant sans être trop élevé, ce qui permet à l'échantillonnage réalisé d'être assez représentatif des mares de cette région.

Une hiérarchie des régimes MAE a été établie en fonction de leur degré d'extensivité, en lien avec leurs niveaux de contraintes : MC4 > MB2 > MB9 > Autre. Les surfaces de catégorie MC4 sont considérées comme étant gérées plus extensivement que celles de catégorie MB2 en raison de l'absence de fertilisation. Les modes de gestion de catégorie MB2 sont considérés comme plus extensifs que ceux de la catégorie MB9 pour plusieurs raisons. Premièrement, le régime MB2 interdit la fauche et le pâturage pendant plus de six mois, contrairement au régime MB9. Deuxièmement, la faible charge moyenne en bétail qu'implique le régime MB9, entraînant l'application de quantités réduites d'engrais de ferme par hectare, a été calculée à l'échelle de l'exploitation tandis que les contraintes en MB2 et en MC4 s'appliquent à l'échelle de la parcelle. Les quantités épandues par hectare en MB9 peuvent donc être réparties différemment entre les surfaces de l'exploitation. Les sites appartenant à la catégorie "Autre" pouvaient présenter divers modes de gestion plus ou moins extensifs, ces informations n'étaient pas connues *a priori* mais il pouvait être supposé que la plupart des agriculteurs gérant ces surfaces subissaient moins de contraintes.

Les hypothèses suivantes sont formulées :

La richesse spécifique des mares augmente selon le degré d'extensivité des régimes MAE sélectionnés. Elle est croissante des sites de prairies sans contrat MAE aux sites sous contrat MB9, aux sites sous contrat MB2 jusqu'aux sites sous contrat MC4.

La qualité de l'eau des mares augmente avec le degré d'extensivité des MAE. La concentration en oxygène dissous est faible dans l'eau des sites de prairies sans contrat MAE et augmente en suivant le gradient d'extensivité jusqu'aux sites sous contrat MC4. Les concentrations en nitrates et en phosphates présentent une relation inverse au gradient d'extensivité des MAE. Elles sont faibles dans l'eau des sites sous contrat MC4 et augmentent dans le sens contraire du gradient jusqu'aux sites de prairies sans contrat MAE, où les concentrations en nutriments sont les plus élevées.

Des communautés différentes se distinguent, caractérisées par des espèces plus oligotrophes du côté plus extensif du gradient et par des espèces plus eutrophes du côté le moins extensif du gradient.

3 Matériel et méthodes

3.1 Description de la région d'étude

L'étude a été réalisée en Wallonie. Afin de contrôler la variabilité climatique, topographique et géologique, elle a été limitée à la région naturelle de la Fagne-Famenne. Cette région est une dépression creusée dans des terrains essentiellement schisteux, atteignant une altitude de moins de 200 mètres et de relief plutôt plane. La Fagne-Famenne est encadrée au Nord par les versants du plateau Condrusien et au Sud par ceux du replat formé par la bande calcaire de la Calestienne. La Fagne se situe à l'Ouest de la Meuse tandis que la Famenne s'étend à l'Est du fleuve. C'est une région consacrée majoritairement à l'élevage, les paysages dominés par des prairies alternent avec des bandes boisées (Feltz et al., 2004). Les fonds argileux de la Fagne-Famenne en font une région peu favorable à l'agriculture intensive (SPW, avril-9-2018). Les mares de Fagne-Famenne sont principalement situées en pâtures ou en prairies de fauche et sont souvent de type mésotrophe. Elles présentent de grandes variations de leur niveau d'eau en raison de la nature hydromorphe des sols de la région. Elles sont généralement alimentées en eau par les nappes phréatiques et présentent souvent des zones humides de transition à faible pente (Graitson, 2009).

3.2 Stratégie d'échantillonnage

Un site d'étude correspondait à une mare et à ses berges. Tous faisaient partie de prairies permanentes différentes, engagées dans la MAE "Mares" (de code MB1c). L'échantillonnage des surfaces en MB1c a été réalisé sur base de la carte de 2017 de l'asbl Natagriwal reprenant les surfaces engagées dans des MAE. L'échantillonnage a été stratifié selon quatre catégories de régime MAE ("MB2", "MC4", "MB9" et "Autre"), en veillant à ce que la répartition des prairies sélectionnées dans chaque catégorie soit équitable autant que possible. Si une prairie présentait plusieurs sites d'étude valables, un seul était choisi aléatoirement. Afin de limiter l'influence de la superficie des mares, une gamme de superficie a été fixée entre environ 50 et 300 m². Ces valeurs ont été déterminées par observation sur le terrain des superficies fréquemment rencontrées. Finalement, les sites ayant été considérés comme valables étaient ceux avec une mare en eau, de superficie comprise dans cet intervalle et non complètement entourée d'arbres afin d'éviter un biais dû au faible ensoleillement. 38 prairies permanentes avec des sites d'étude valables ont été échantillonnées et sont présentées à la Figure 4.

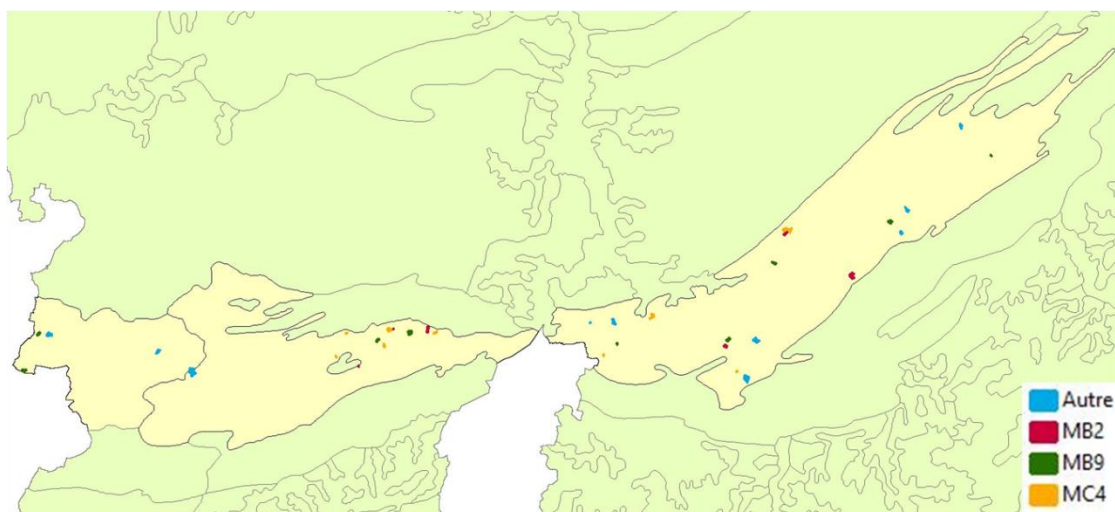


Figure 4. Localisation des 38 parcelles en MB1c échantillonnées en Fagne-Famenne.

Les surfaces appartenant à la catégorie "MC4" sont des surfaces qui respectent le cahier des charges "Prairies de haute valeur biologique" (MAE de code MC4). La désignation de ces surfaces est basée sur un avis d'expert qui évalue au préalable leurs valeurs biologiques. Le cahier des charges mentionne, entre autres, qu'aucun apport de fertilisants ou d'amendements n'est autorisé mis à part les restitutions du bétail lors du pâturage et sauf exceptions précisées dans l'avis d'expert. Aucune intervention sur la surface n'est autorisée à partir du 1er janvier jusqu'à une date en juillet, précisée dans l'avis d'expert. Les surfaces ne peuvent être gérées que par pâturage ou par fauche avec exportation (SPW, 2015). À cette catégorie s'ajoute les surfaces du réseau Natura 2000 en UG2³ "Milieux ouverts prioritaires" dont le cahier des charges est similaire, mis à part la période au cours de laquelle le pâturage et la fauche sont interdits qui s'étend du 1er novembre au 15 juin (Natagriwal asbl, 2014).

Les surfaces appartenant à la catégorie "MB2" sont des surfaces qui respectent le cahier des charges "Prairies naturelles". L'apport de fertilisants n'y est autorisé qu'une fois par an, sous forme d'engrais de ferme, au cours d'une période allant du 16 juin au 15 août inclus. Du 1er novembre au 15 juin inclus, ni la fauche ni le pâturage ne sont autorisés. Les surfaces peuvent être gérées du 16 juin au 31 août inclus par pâturage ou par fauche avec exportation (SPW, 2015). À cette catégorie s'ajoute les surfaces du réseau Natura 2000 en UG3⁴ "Prairies habitats d'espèces". Leur cahier des charges interdit également l'apport de fertilisants minéraux et n'autorise l'épandage d'engrais organiques que du 15 juin au 15 août. Les mêmes règles que celle de la MAE MB2 s'appliquent concernant la fauche et le pâturage, sauf exceptions prévues dans le plan de gestion (Natagriwal asbl, 2014).

Les surfaces appartenant à la catégorie "MB9" sont des surfaces répondant au cahier des charges "Autonomie fourragère". Cela implique une faible charge moyenne en bétail à l'échelle de l'exploitation agricole, à savoir de 0,6 à 1,4 UGB⁵/ha de superficie fourragère et pouvant aller jusqu'à 1,8 UGB/ha de superficie fourragère sous certaines conditions. L'épandage de matière organique est autorisé à condition qu'il se limite aux déjections des animaux ayant servi à établir la charge (SPW, 2015).

Les surfaces appartenant à la catégorie "Autre" sont des surfaces ne se retrouvant dans aucune des 3 autres catégories.

Certains sites faisaient partie de prairies appartenant à la fois aux catégories MB2 et MB9. Il a été décidé que les sites seraient classés selon leur mode de gestion prairial le plus extensif.

³ Unité de gestion 2

⁴ Unité de gestion 3

⁵ Unité de gros bétail

3.3 Variables étudiées

Dans les sites d'étude, deux variables dépendantes ont été étudiées, la biodiversité floristique et l'état physico-chimique de l'eau. Le Tableau 3 reprend les données collectées sur le terrain pour chacune de ces deux variables.

Tableau 3. Données collectées dans les sites d'étude pour caractériser la biodiversité floristique et l'état physico-chimique de l'eau.

Variables dépendantes	Données collectées
Biodiversité floristique	Présence des espèces Recouvrement des espèces présentes
État physico-chimique de l'eau	Concentration en oxygène dissous Concentration en nitrates Concentration en orthophosphates Conductivité pH

Pour chacune de ces deux variables, l'influence du "régime MAE" de la prairie dont la mare fait partie a été testée. Le type de régime MAE est représenté par plusieurs variables relative aux pratiques de gestion de la prairie, à savoir le type de fertilisation utilisée (organique, minérale, les deux ou aucune) et le régime d'exploitation de la prairie (fauche ou pâturage). La pression du bétail a aussi été notée en observant s'il avait accès à la mare. Finalement, la morphométrie de la mare (superficie et profondeur) et les paramètres physico-chimiques de l'eau sont testés sur la biodiversité floristique de la mare. La Figure 5 synthétise les relations entre les variables dépendantes et indépendantes mesurées.

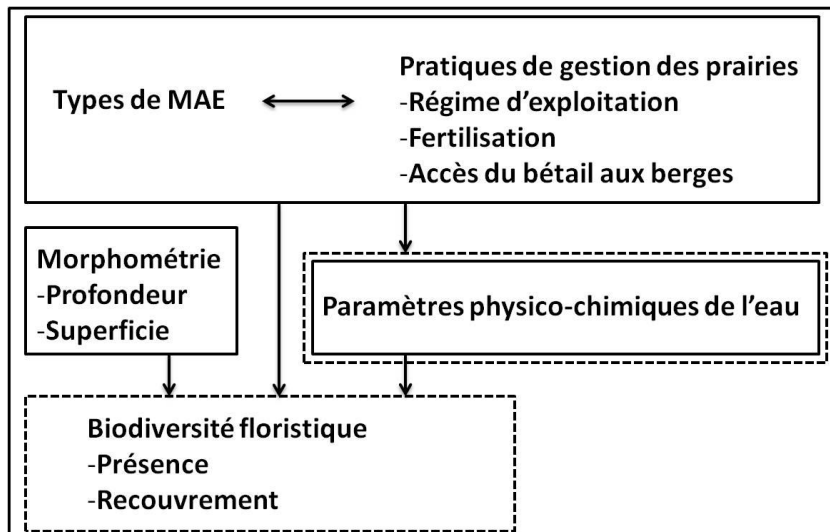


Figure 5. Relations entre les variables dépendantes et indépendantes mesurées. Les encadrés en traits continus représentent les variables indépendantes, les encadrés en traits discontinus représentent les variables dépendantes. Les simples flèches relient les variables indépendantes aux variables dépendantes sur lesquelles elles ont été testées. La double flèche relie les types de MAE aux facteurs qui les caractérisent.

3.4 Récoltes des données

Les relevés floristiques se sont déroulés de fin mai à fin juin. Les mesures des paramètres physico-chimiques de l'eau des mares se sont déroulés durant la première quinzaine du mois de juillet.

3.4.1 Relevés floristiques des mares

Le périmètre complet de la mare de chaque site a été parcouru de manière à relever toutes les espèces présentes sur les berges et dans la mare. Les plantes du genre *Taraxacum* n'ont pas été identifiées jusqu'à l'espèce. La végétation ligneuse et les algues filamenteuses n'ont pas été identifiées. L'étendue d'un relevé allait du centre de la mare vers les berges jusqu'à la limite de l'influence de la mare sur la végétation. Le recouvrement des plantes identifiées a été estimée sur base de l'échelle semi-quantitative de Braun-Blanquet. Elle est présentée au Tableau 4. En ce qui concerne les macrophytes submergés, leurs abondances ont été estimées visuellement si la situation le permettait, ou à l'aide d'un râteau. Dans ce cas, 4 lancers de râteau étaient faits à partir de quatre points opposés deux à deux vers le centre de la mare. La fréquence d'une espèce par coup de râteau et son abondance dans le râteau étaient utilisées pour estimer son abondance sous l'eau.

Tableau 4. Classes de recouvrement de Braun-Blanquet avec leurs recouvrements correspondants en % et la médiane de chaque classe en %.

Classe de recouvrement	Signification	Médiane des classes
+	Recouvrement insignifiant	0,20%
1	< 5%	2,50%
2	5-25%	15,00%
3	25-50%	37,50%
4	50-75%	62,50%
5	>75%	87,50%

3.4.2 Mesures des paramètres physico-chimiques

Dans chaque mare, un échantillon d'eau a été prélevé au plus proche possible du centre de la mare, de façon à ce qu'il soit assez éloigné des rives pour limiter la variabilité des paramètres sensibles aux variables environnementales tels que le pH et la concentration en oxygène dissous. L'eau a été prélevée entre 0 et 20 cm de profondeur à l'aide d'un flacon en plastique d'un litre porté au bout d'une perche, en veillant à éviter les zones d'herbier autant que possible car ces zones font varier les pH et la teneur en oxygène dissous. Le pH, la concentration en oxygène dissous et la conductivité de l'échantillon d'eau prélevé ont été mesurés à l'aide d'une sonde à oxygène et d'un pH-mètre-conductimètre. Les concentrations en nitrates et en orthophosphates ont été mesurées à l'aide de kits d'analyse de terrain et d'un spectrophotomètre portable. Les kits d'analyse de terrain ont été fournis par la société MACHEREY-NAGEL. Ils fonctionnent dans une gamme de concentrations précise c'est pourquoi, afin de pouvoir couvrir une grande gamme de valeurs de concentrations possiblement rencontrées sur le terrain, deux kits de gammes différentes ont été choisies pour chaque nutriment. Les gammes des kits de mesure d'orthophosphates allaient de 0,5 à 15,0 mg/L et de 15,0 à 150 mg/L PO_4^{3-} . Les gammes des kits de mesure de nitrates allaient de 1,3 à 35,0 mg/L et de 20 à 250 mg/L NO_3^- . La justesse des mesures au moyen de ces kits d'analyse a été vérifiée avec des solutions de concentration connue puis mesurée à l'aide des kits d'analyse. Tous les paramètres physico-chimiques d'une même mare ont été mesurés *in situ* le même jour au même moment. Les mesures des paramètres physico-chimiques se faisaient en absence de pluie. Pour limiter la variation temporelle des paramètres mesurés, les relevés ont été réalisés en matinée uniquement. En effet, la photosynthèse entraîne une augmentation de la concentration en oxygène au cours de la journée.

3.4.3 Caractérisation de la morphométrie des mares

La superficie a été mesurée à l'aide d'un mètre. La grande longueur et la grande largeur ont été mesurées. La profondeur maximale a été mesurée à l'aide d'un flotteur suspendu à une canne à pêche au bout de laquelle un plomb de 15g a été fixé.

3.4.4 Caractérisation des pratiques de gestion des prairies

Les informations relatives au régime d'exploitation et à la fertilisation de la prairie ont été obtenues par enquête auprès des agriculteurs. L'accessibilité des mares au bétail a été constatée sur le terrain.

3.5 Traitements statistiques des données

Les données ont été traitées majoritairement par des analyses multivariées et par des analyses de la variance (ANOVA). Ces analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel R 3.3.1.

3.5.1 Mesure de la diversité floristique

Le jeu de données a été analysé sur base de l'ensemble des espèces végétales inventoriées puis séparément selon le type de végétation (hydrophytes, hélophytes ou plantes de berges, espèces prairiales ou de lisière forestière). La diversité floristique des sites a été abordée selon 5 approches, à savoir les communautés floristiques, la richesse spécifique, le nombre d'espèces de chaque type de végétation, l'indice d'Ellenberg de niveau trophique et le nombre d'espèces protégées en Wallonie. Celles-ci ont été identifiées à partir de la liste des espèces végétales protégées en Wallonie (SPW - DGO3, 2012). L'indice d'Ellenberg de niveau trophique a été noté pour chaque espèce, ces valeurs proviennent de l'index Baseflor (Julve, 1998).

3.5.2 Description des variables

Les variables étudiées comprenaient des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques. Les variables floristiques incluaient la richesse spécifique, le nombre d'espèces protégées en Wallonie, le nombre d'espèces d'hydrophytes, le nombre d'espèces d'hélophytes, le nombre d'espèces prairiales et l'indice d'Ellenberg de niveau trophique. Les variables physico-chimiques comprenaient le pH, le pourcentage de saturation en oxygène, la conductivité et les concentrations en nitrates et en phosphates. Les variables morphométriques incluaient la superficie des sites inventoriés et la profondeur de la mare. La concentration en oxygène dissous (en mg/L) a au préalable été convertie en pourcentage de saturation en oxygène en divisant les valeurs mesurées par les valeurs présentes dans la Table de Truesdale, représentant la solubilité normale de l'oxygène à la température de mesure. Cette transformation a permis d'exprimer l'information relative à la teneur en oxygène de l'eau en s'affranchissant de la température dont dépendaient les valeurs de concentrations en mg/L. La richesse spécifique a été calculée par la somme du nombre d'espèces présentes dans chaque site. Les statistiques descriptives des variables mesurées ont permis de visualiser leur structure au moyen de leur moyenne, de leur écart-type, de leur valeur minimale, de leur valeur maximale, de leur premier quartile, de leur médiane et de leur troisième quartile pour l'ensemble des sites.

La distribution de chacune des variables a été vérifiée. Les variables ne présentant pas une distribution normale ont été transformées. Ainsi, le nombre d'espèces protégées, les concentrations en nitrates et en phosphates, la conductivité et la superficie ont subi une transformation logarithmique. Le nombre d'espèces d'hélophytes, le nombre d'espèces de prairie, le pH et la profondeur ont subi une transformation racine carrée.

Le calcul de la corrélation des variables deux à deux a permis de connaître les relations qui existent entre elles. Les variables dont le coefficient de corrélation est significatif (p -valeur < 0,05) ont été considérées comme corrélées.

Les coefficients d'abondance de Braun-Blanquet, par leur nature semi-quantitative, ne permettaient pas les analyses statistiques envisagées. Ils ont été transformés en coefficients de Van der Maarel, qui sont quantitatifs. Le Tableau 5 présente les correspondances entre ces deux échelles.

Tableau 5. Correspondance entre les coefficients d'abondance de Braun-Blanquet et de Van der Maarel.

Braun-Blanquet	Signification	Échelle Van der Maarel
+	Recouvrement insignifiant	2
1	< 5%	3
2	5-25%	5
3	25-50%	7
4	50-75%	8
5	>75%	9

3.5.3 Structure du jeu de données floristiques

La structure du jeu de données floristiques a d'abord été analysée en reprenant l'ensemble des espèces inventoriées puis en décomposant le jeu de données en fonction du type de végétation.

Les sites ont fait l'objet d'une classification afin de vérifier l'existence de différentes communautés floristiques. La méthode de groupement de Ward a permis de classer les stations sur base de leur composition en espèces (présences et abondances). Les regroupements successifs peuvent être visualisés graphiquement par l'intermédiaire d'un dendrogramme. Un exemple montrant que cinq groupes ont été retenus pour le jeu de données floristiques complet est illustré à la Figure 6.

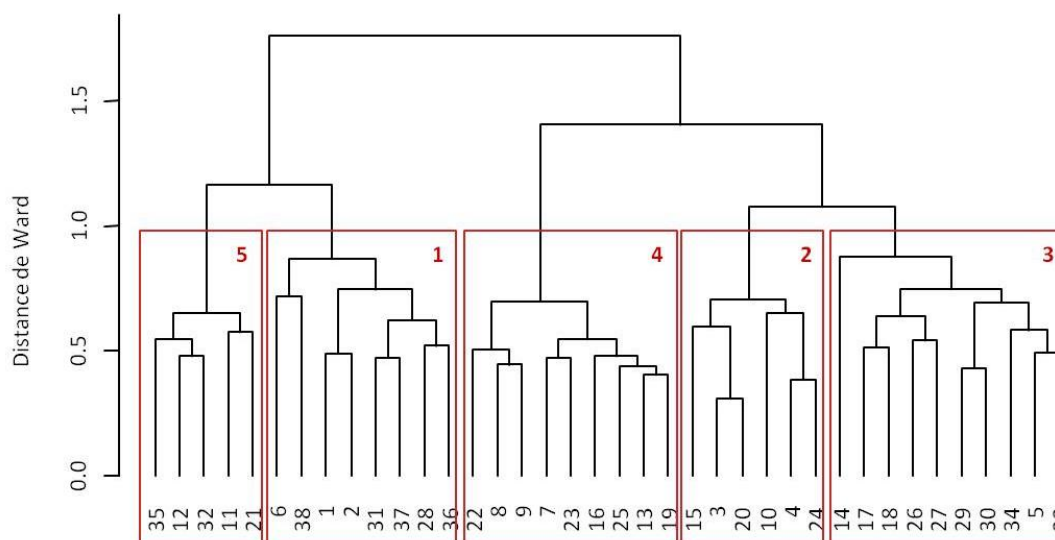


Figure 6. Dendrogramme formé par la méthode de groupement de Ward à partir des données floristiques. Les chiffres de 1 à 5 renvoient aux numéros des groupements.

Le choix d'une partition a été facilité par l'observation de la perte de R^2 (ΔR^2) en fonction du nombre de groupes formés. Le R^2 représente l'information conservée par les groupements par rapport à l'information individuelle. Un exemple à partir du jeu de données floristiques complet peut être visualisé à la Figure 7. Le nombre de groupes retenu était celui précédant une brusque augmentation du ΔR^2 .

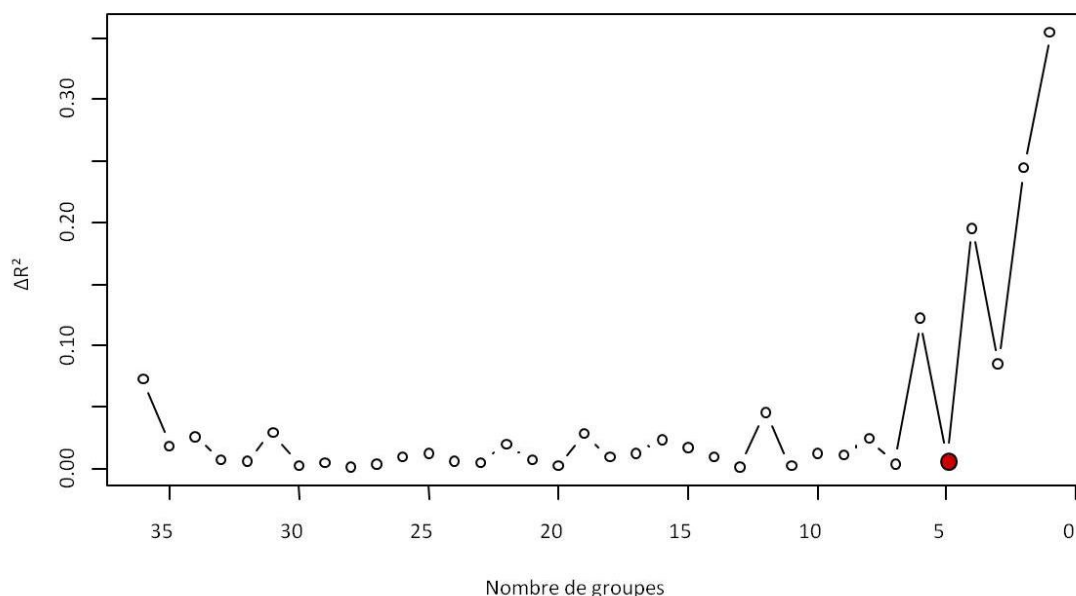


Figure 7. Diminution du R^2 en fonction du nombre de groupes formés. Le point en rouge représente le nombre de groupes retenus.

Une ordination par l'emploi de la PCoA⁶ a permis de visualiser dans un espace réduit à deux dimensions la position des stations, les résultats des groupements et la répartition des types de régime MAE entre les groupes. La PCoA s'est basée sur une matrice de distance de Bray-Curtis. L'affichage de la corrélation des espèces aux axes de la PCoA a permis d'observer la tendance des espèces à se retrouver dans certains groupes. Des test Chi-carré ont été réalisés pour tester si les répartitions des différents types de régime MAE au sein des groupements floristiques étaient équivalentes ou non. L'hypothèse nulle (H_0) de ce test était qu'il n'y avait pas de différence significative dans la répartition des quatre types de régimes MAE entre les différents groupements floristiques.

3.5.4 Identification des espèces dominantes et indicatrices des groupements floristiques

Le recouvrement moyen de chaque espèce a été calculé par groupe pour identifier les espèces dominantes donnant la structure générale de chaque groupe.

La méthode Indval (Dufrêne et al., 1997) a été utilisée pour identifier les espèces pouvant être considérées comme associées aux groupements floristiques formés. Pour être considérée comme indicatrice, une espèce doit répondre à deux critères : elle doit être présente uniquement dans ce groupe (critère de spécificité) et être présente dans toutes les stations qui composent ce groupe (critère de fidélité). Pour chaque espèce, la fidélité au groupe est représentée par la fréquence relative des stations du groupe dans lesquelles elle est présente. Sa spécificité est représentée par l'abondance relative des stations présentant cette espèce entre les groupes. La méthode Indval calcule la valeur indicatrice des espèces sur base de ces deux critères. Elle est maximale quand les deux critères le sont également. La méthode Indval fournit également une p-valeur pour chaque valeur indicatrice, permettant de savoir si l'espèce est significativement associée au groupe.

⁶ Principal Coordinates Analysis

3.5.5 Analyses de la variance

Plusieurs analyses de la variance à un critère de classification ont été réalisées pour étudier les différences entre les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction du régime MAE, de la fertilisation des prairies, du régime d'exploitation des prairies et de l'accès du bétail aux mares. Concernant la fertilisation des prairies, seule l'information "fertilisée" ou "non fertilisée" a été retenue, bien que l'information sur le type de fertilisation ait été obtenue auprès des agriculteurs. Ce changement s'explique par le fait que les tailles des populations selon le type de fertilisation étaient très inégales. Cela entraînait de mauvaises interprétations des résultats des analyses de la variance. Enfin, des analyses de la variance ont aussi été réalisées pour tester l'égalité des moyennes des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des groupements floristiques établis au départ.

4 Résultats

4.1 Description des sites échantillonnés

Chacune des 38 mares échantillonnées faisait partie d'une prairie sous un des quatre type de régime MAE sélectionnés (MC4, MB2, MB9, Autre). 10 mares étaient présentes dans des prairies sous régime MC4, 7 sous régime MB2, 10 sous régime MB9 et 11 mares faisaient partie de prairies ne se trouvant sous aucun de ces trois contrats MAE. C'est pourquoi ce dernier type de régime MAE a été qualifié de "Autre". Globalement, les prairies en MC4 et en MB2 tendaient à être exploitées par fauche tandis que les prairies sous régime MB9 ou Autre étaient majoritairement de type pâture ou mixte.

Les inventaires floristiques réalisés dans les 38 sites échantillonnés ont permis d'identifier 207 espèces végétales dont 17 espèces d'hydrophytes, 59 espèces d'hélophytes ou de plantes de berges et 131 espèces prairiales ou de lisière forestière. Cela représente respectivement 8%, 29% et 63% du nombre total d'espèces relevées. Parmi ces espèces, 4 espèces végétales protégées en Wallonie ont été identifiées (Tableau 6).

Tableau 6. Liste des espèces végétales inventoriées menacées en Wallonie.

Espèces végétales menacées

<i>Centaurium erythraea</i> Rafn

<i>Dactylorhiza fuchsii</i> L.

<i>Oenanthe fistulosa</i> L.

<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla
--

La synthèse des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques des 38 sites prospectés est présentée au Tableau 7.

Il en ressort que moins de 25% des mares inventoriées présentaient plus de 51 espèces et que moins de 25% des mares présentaient une espèce protégée en Wallonie. Un maximum de 6 espèces d'hydrophytes a été rencontré par station et 75% des sites d'études présentaient au moins deux espèces d'hydrophytes. Au moins 50% des mares se caractérisaient par une eau de concentration en nitrates inférieure à 1,3 mg/L tandis que moins de 25% des mares présentaient une eau de concentration en phosphates supérieure à 0,5 mg/L.

Tableau 7. Synthèse des variables. Moyenne, écart-type, valeur minimale, valeur maximale, premier quartile, médiane et troisième quartile des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques.

Variables	Moyenne	Écart-type	Valeur minimale	Valeur maximale	Q1	Médiane	Q3
Richesse spécifique	40,63	14,36	14,00	76,00	25,50	44,00	51,00
Nombre d'hydrophytes	2,97	1,39	0,00	6,00	2,00	3,00	4,00
Nombre d'hélophytes	12,03	5,49	3,00	24,00	7,75	11,00	17,25
Nombre d'espèces prairiales	25,63	11,36	5,00	55,00	16,00	26,00	32,25
Nombre d'espèces protégées en Wallonie	0,21	0,47	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00
Indice d'Ellenberg de niveau trophique	5,79	0,53	5,00	7,00	5,00	6,00	6,00
pH	7,3	0,6	6,3	9,9	6,88	7,20	7,60
Pourcentage de saturation en oxygène (%)	55,6	31,1	0,1	140,1	35,4	60,6	75,2
Conductivité (µS/cm)	365,6	263,5	71,7	1230,0	184,1	308,0	418,3
Concentration en nitrates (mg/L)	2,73	5,86	0,65	31,50	0,65	0,65	1,98
Concentration en phosphates (mg/L)	0,66	1,19	0,25	5,70	0,25	0,25	0,25
Superficie (m ²)	136,6	70,8	49,3	308,0	78,1	117,5	180,0
Profondeur (m)	0,57	0,33	0,10	1,29	0,31	0,52	0,72

4.1.1 Corrélation des variables

Les corrélations des variables deux à deux sont calculées pour connaître les relations qui existent entre elles. Elles sont illustrées à la Figure 8.

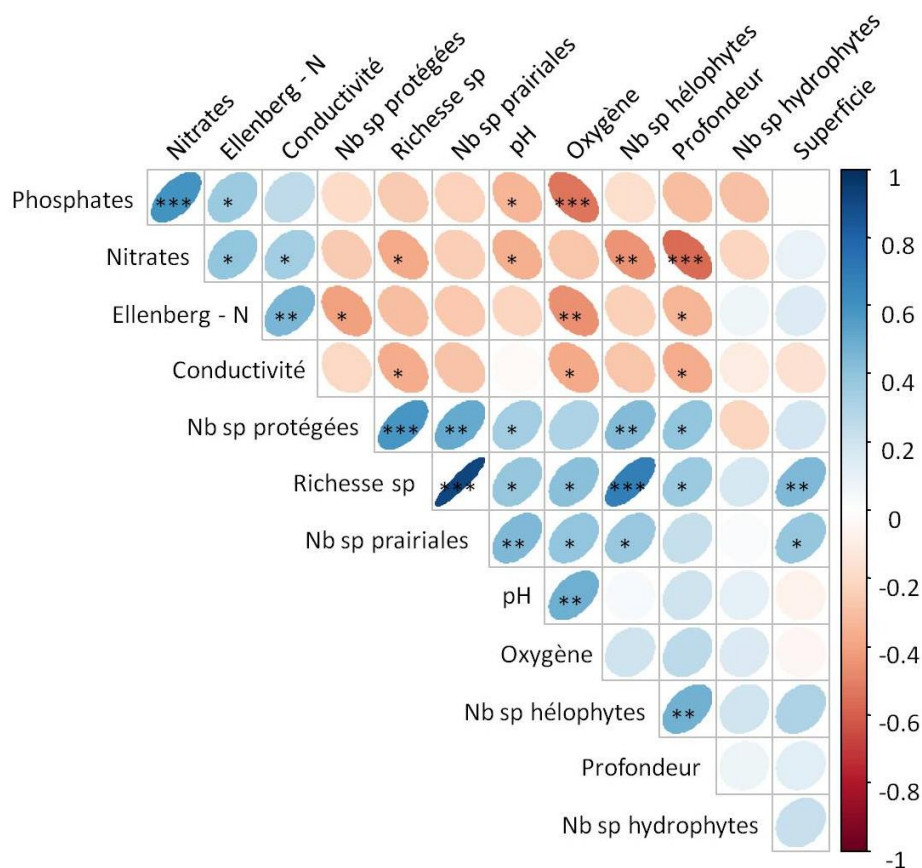


Figure 8. Matrice de corrélation des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques. L'échelle de couleur représente les valeurs des coefficients de corrélation. L'orientation des ellipses représente le signe de la corrélation. Le degré d'allongement des ellipses est proportionnel à l'importance de la corrélation. Les corrélations significatives sont spécifiées par "*", "**", "***" ou "****".

Il apparaît que le pourcentage de saturation en oxygène est corrélé négativement à la conductivité et aux concentrations en phosphates tandis qu'il l'est positivement au pH. Les concentrations en phosphates et en nitrates sont positivement corrélées entre elles tandis qu'elles le sont toutes deux négativement au pH. Il apparaît également que la conductivité est positivement corrélée à la concentration en nitrates. En observant les corrélations relatives aux paramètres morphométriques, il s'avère que la profondeur est négativement corrélée à la concentration en nitrates et à la conductivité tandis qu'elle l'est positivement à la richesse spécifique, au nombre d'espèces d'hélophytes et au nombre d'espèces protégées en Wallonie. La superficie des stations est également positivement corrélée à la richesse spécifique et au nombre d'espèces prairiales. Concernant les variables floristiques, le nombre d'espèces protégées, le nombre d'espèces d'hélophytes, le nombre d'espèces prairiales et la richesse spécifique sont positivement corrélés entre eux. La richesse spécifique et le nombre d'espèces prairiales sont positivement corrélés au pourcentage de saturation en oxygène. La richesse spécifique et le nombre d'espèces hélophytes sont négativement corrélés à la concentration en nitrates. Le nombre d'espèces prairiales, le nombre d'espèces protégées et la richesse spécifique sont corrélés positivement au pH. La richesse spécifique est négativement corrélée à la conductivité. Finalement, l'indice d'Ellenberg de niveau trophique est positivement corrélé à la conductivité et aux concentrations en phosphates et en nitrates tandis qu'il l'est négativement au nombre d'espèces protégées, à la profondeur et au pourcentage de saturation en oxygène.

4.1.2 Analyse de la variance en fonction du type de régime MAE

Le régime MAE est susceptible d'influencer les variables mesurées. Afin de savoir s'il existe des différences significatives entre ces différents modes de gestion pour ces variables, des analyses de la variance ont été réalisées. Elles sont présentées au Tableau 8.

Tableau 8. Analyses de la variance des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des types de régime MAE.

Variabes	Autre	MB9	MB2	MC4	p-valeur anova
Richesse sp	32,09±14,05 ^a	35,90±12,25 ^a	43,14±11,77 ^{ab}	53,00±9,87 ^b	0,002
Nb sp protégées	0,00±0,00 ^a	0,00±0,00 ^a	0,29±0,49 ^{ab}	0,60±0,70 ^b	0,005
Nb hydrophytes	2,91±1,64 ^{ab}	2,80±0,63 ^{ab}	4,14±1,35 ^b	2,40±1,35 ^a	0,069
Nb hélophytes	9,09±5,26 ^a	10,20±4,34 ^a	13,00±5,20 ^{ab}	16,40±4,50 ^b	0,007
Nb sp prairiales	20,09±9,03 ^a	22,90±11,07 ^{ab}	26,00±10,12 ^{ab}	34,20±11,02 ^b	0,037
Ellenberg - N	6,18±0,41 ^b	5,70±0,48 ^{ab}	5,57±0,54 ^a	5,60±0,52 ^a	0,024
pH	7,2±0,5 ^a	7,0±0,4 ^a	7,5±1,1 ^a	7,6±0,5 ^a	0,190
Oxygène	0,359±0,306 ^a	0,543±0,403 ^{ab}	0,629±0,155 ^{ab}	0,734±0,170 ^b	0,037
Conductivité	548,7±306,5 ^b	306,2±188,9 ^{ab}	342,0±313,0 ^{ab}	239,6±132,0 ^a	0,014
Nitrates	4,94±9,16 ^a	3,71±5,73 ^a	0,80±0,40 ^a	0,65±0,00 ^a	0,041
Phosphates	1,17±1,72 ^a	0,81±1,36 ^a	0,25±0,00 ^a	0,25±0,00 ^a	0,164
Superficie	147,9±82,6 ^a	146,1±88,1 ^a	96,1±41,6 ^a	143,0±50,3 ^a	0,447
Profondeur	0,45±0,21 ^a	0,47±0,38 ^a	0,70±0,33 ^a	0,71±0,35 ^a	0,114

Il apparaît que les sites de catégories "Autre" et "MB9" présentent des moyennes significativement plus faibles de richesse spécifique, de nombre d'espèces protégées et de nombre d'espèces hélophytes que les sites de catégorie "MC4". Le nombre moyen d'espèces hydrophytes des sites sous régime MB2 est significativement plus élevé que celui des sites de catégorie MC4. Le nombre moyen d'espèces prairiales dans les sites sous régime MC4 est significativement plus élevé que celui des sites sous régime Autre et tend à être plus élevé que celui des sites de catégorie MB9, bien que cette dernière différence ne soit pas significative ($p = 0,094$). La moyenne d'indice d'Ellenberg de niveau trophique des sites sous régime Autre est significativement plus élevée que celles des sites sous régime MB2 et MC4 et tend à être plus élevée que celle des sites sous régime MB9, bien que cette dernière différence ne soit pas significative ($p = 0,099$). La moyenne du pourcentage de saturation en oxygène des sites de catégorie "Autre" est significativement plus faible que celle des sites de catégorie "MC4", et inversement pour la conductivité. La concentration moyenne en nitrates tend à être plus élevée dans les sites sous régime Autre et MB9 que dans les sites sous régime MC4, bien que ces différences ne soient pas significatives (respectivement $p = 0,071$ et $p = 0,118$).

4.2 Analyses du jeu de données reprenant l'ensemble des espèces végétales

4.2.1 Structure du jeu de données floristiques

Les sites ont fait l'objet d'une classification afin de vérifier l'existence de différentes communautés floristiques. La méthode de groupement de Ward a permis de classer les stations sur la base de leurs compositions en espèces (présences et abondances). Cinq groupes ont été retenus.

Une ordination par l'emploi de la PCoA permet de visualiser dans un espace réduit à deux dimensions la position des stations, les résultats des groupements et la répartition des types de régime MAE entre les groupes (Figure 9a) ainsi que la corrélation des espèces aux axes de la PCoA (Figure 9b). Les deux premiers axes de la PCoA expliquent 24,87% de la variance totale (14,49% pour le premier axe et 10,38% pour le second).

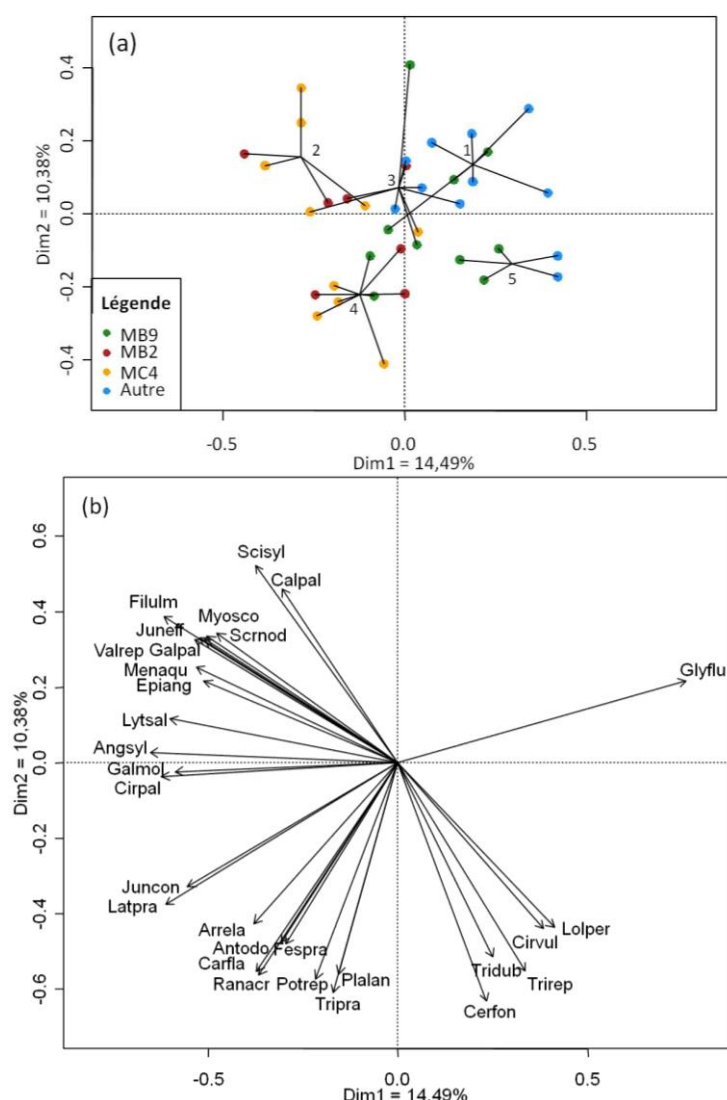


Figure 9a et 9b. Plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA pour le jeu de données floristiques complet. (a) Les points représentent la position des stations dans le plan. Les couleurs des points sont représentatives de l'appartenance des stations aux différents type de régime MAE. Les chiffres de 1 à 5 renvoient aux numéros des groupements de Ward. Les structures en toile d'araignée relient les stations appartenant au même groupe. (b) Les flèches représentent la corrélation des espèces aux axes de la PCoA. La longueur des flèches est proportionnelle à l'information apportée par les espèces dans le plan. Pour des raisons de lisibilité, seules les espèces présentant une corrélation aux axes supérieure à 0,55 ont été représentées.

Il apparaît clairement que l'axe 1 sépare les stations sous régime MC4 et MB2 des stations sous régime MB9 ou Autre. Un test Chi-carré a été réalisé. La p-valeur obtenue à l'issue du test ($p = 0,015$) indique que l'hypothèse nulle peut être rejetée et que les types de régime MAE sont donc répartis de façon significativement différente d'un groupe à l'autre. En effet, la Figure 2a montre que les groupes 2 et 4 sont presque uniquement composés de stations sous régime MC4 et MB2 tandis que les groupes 1 et 5 rassemblent des sites sous régime MB9 et Autres. Les 4 types de régime MAE sont présents dans le groupe 3.

La PCoA présentant la corrélation des espèces aux axes montre que *Glyceria fluitans* se démarque des autres espèces représentées en étant corrélées positivement aux axes 1 et 2. Des espèces de mégaphorbiaie telles que *Filipendula ulmaria*, *Scirpus sylvaticus* et *Valeriana repens* montrent elles des corrélations négatives à l'axe 1 et se retrouvent dans le groupe 2. L'axe 2 de la PCoA sépare plus ou moins les espèces de prairies humides telles que *Mentha aquatica*, *Caltha palustris* et *Juncus effusus*, corrélées plutôt positivement à cet axe, des espèces de prairies sèches. Parmi les espèces de prairies sèches, l'axe 1 permet de distinguer des espèces de prairie de fauche, telles que *Arrhenatherum elatius*, *Lathyrus pratensis* et *Carex flacca*, retrouvées dans le groupe 4, et des espèces de pâture telles que *Lolium perenne* et *Trifolium repens*, retrouvées dans le groupe 5.

4.2.2 Espèces dominantes et indicatrices

Le Tableau 9 présente les trois espèces les plus dominantes de chaque groupe. Majoritairement, les espèces dominantes sont des hydrophytes et des héliophytes. Il apparaît que les espèces dominantes les plus fréquentes sont *Juncus effusus*, présente dans 4 groupes, *Glyceria fluitans* et *Lemna minor*, présentes dans 3 groupes.

Tableau 9. Liste des espèces dominantes pour chaque groupement de Ward à partir du jeu de données floristiques complet.

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Brown	<i>Juncus effusus</i> L.	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Brown	<i>Juncus effusus</i> L.	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Brown
<i>Juncus effusus</i> L.	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	<i>Juncus effusus</i> L.	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	<i>Lemna minor</i> L.
<i>Holcus lanatus</i> L.	<i>Lemna minor</i> L.	<i>Lemna minor</i> L.	<i>Holcus lanatus</i> L.	<i>Trifolium repens</i> L.

L'utilisation de la méthode Indval a permis d'identifier les espèces indicatrices de chacun des groupes retenus (Tableau 10). Seules les espèces significativement associées à l'un de ces groupes ($p < 0,05$) ont été reprises dans cette liste. Le groupe 1 ne présente pas d'espèce indicatrice car aucune des espèces qui s'y trouvent n'est significativement associée à ce groupe. Les espèces du groupe 1 avec les valeurs d'Indval les plus élevées n'y sont pas significativement associées en raison de leur faible spécificité. Le groupe 2 présente 19 espèces indicatrices, les 3 espèces aux Indval les plus élevés sont *Scrophularia nodosa*, *Valeriana repens* et *Filipendula ulmaria*. Le groupe 3 présente 3 espèces indicatrices qui sont *Alisma plantago-aquatica*, *Lycopus europaeus* et *Solanum dulcamara*. Le groupe 4 présente 20 espèces indicatrices, les 3 espèces aux Indval les plus élevés sont *Carex flacca*, *Ranunculus acris* et *Centaurea jacea*. Le groupe 5 présente 12 espèces indicatrices, les 3 espèces aux Indval les plus élevés sont *Plantago major*, *Matricaria recutita* et *Lythrum portula*.

Tableau 10. Liste des espèces indicatrices des groupements de Ward à partir du jeu de données floristiques complet. Pour chaque espèce sont spécifiés le groupe auquel elle est significativement associée, sa fréquence relative dans le groupe (Fréq. rel.), son abondance relative dans le groupe par rapport aux autres groupes (Abond. rel.), sa valeur d'Indval et sa p-valeur.

Espèces indicatrices	Groupe	Fréq. rel.	Abond. rel.	Indval	p
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	2	0,83	1,00	0,83	0,001
<i>Valeriana repens</i> Host	2	0,83	0,91	0,76	0,001
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	2	1,00	0,71	0,71	0,001
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	2	0,67	1,00	0,67	0,001
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	2	0,83	0,79	0,66	0,001
<i>Hypericum tetrapterum</i> FRIES	2	0,83	0,71	0,6	0,001
<i>Angelica sylvestris</i> L.	2	1,00	0,58	0,58	0,001
<i>Myosotis scorpioides</i> L.	2	0,83	0,69	0,58	0,002
<i>Equisetum palustre</i> L.	2	0,83	0,68	0,56	0,001
<i>Lythrum salicaria</i> L.	2	0,83	0,67	0,56	0,002
<i>Mentha aquatica</i> L.	2	0,67	0,68	0,46	0,009
<i>Epilobium angustifolium</i> L.	2	0,50	0,84	0,42	0,013
<i>Carex hirta</i> L.	2	0,83	0,50	0,41	0,014
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	2	1,00	0,37	0,37	0,024
<i>Galium mollugo</i> L.	2	0,67	0,54	0,36	0,024
<i>Stachys palustris</i> L.	2	0,67	0,52	0,34	0,027
<i>Galium palustre</i> L.	2	0,83	0,41	0,34	0,022
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	2	0,33	1,00	0,33	0,039
<i>Caltha palustris</i> L.	2	0,50	0,63	0,31	0,037
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	3	0,90	0,54	0,49	0,004
<i>Lycopus europaeus</i> L.	3	0,90	0,45	0,41	0,011
<i>Solanum dulcamara</i> L.	3	0,80	0,42	0,33	0,034
<i>Carex flacca</i> Schreb.	4	0,67	0,77	0,51	0,003
<i>Ranunculus acris</i> L.	4	0,89	0,57	0,51	0,003
<i>Centaurea jacea</i> L.	4	0,56	0,86	0,48	0,006
<i>Carex ovalis</i> Good.	4	0,56	0,85	0,47	0,006
<i>Prunella vulgaris</i> L.	4	0,67	0,69	0,46	0,006
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	4	0,78	0,57	0,44	0,002
<i>Potentilla reptans</i> L.	4	0,89	0,50	0,44	0,005
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	4	0,78	0,54	0,42	0,008
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	4	0,89	0,45	0,40	0,017
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	4	0,89	0,44	0,40	0,014
<i>Stellaria graminea</i> L.	4	0,78	0,49	0,38	0,010
<i>Juncus articulatus</i> L.	4	0,89	0,41	0,36	0,027
<i>Trifolium pratense</i> L.	4	0,89	0,40	0,35	0,026
<i>Plantago lanceolata</i> L.	4	0,67	0,52	0,35	0,030
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) S.F. Gray	4	0,56	0,61	0,34	0,031
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn	4	0,33	1,00	0,33	0,026
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	4	0,44	0,75	0,33	0,033
<i>Persicaria maculosa</i> S.F. Gray	4	0,33	1,00	0,33	0,016
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	4	1,00	0,32	0,32	0,046
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	4	1,00	0,59	0,59	0,001
<i>Plantago major</i> L.	5	1,00	0,53	0,53	0,001
<i>Matricaria recutita</i> L.	5	0,60	0,86	0,51	0,002
<i>Lythrum portula</i> (L.) D.A. Webb	5	0,60	0,84	0,51	0,002
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	5	0,80	0,56	0,45	0,005
<i>Polygonum aviculare</i> L.	5	0,60	0,75	0,45	0,003
<i>Lolium perenne</i> L.	5	1,00	0,42	0,42	0,004
<i>Trifolium repens</i> L.	5	1,00	0,41	0,41	0,001
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	5	0,40	1,00	0,40	0,016
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	5	0,40	1,00	0,40	0,015
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg	5	1,00	0,35	0,35	0,014
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Brown	5	1,00	0,32	0,32	0,014
<i>Trifolium hybridum</i> L.	5	0,40	0,65	0,26	0,039

4.2.3 Comparaison des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques entre les communautés floristiques

Afin de révéler des différences entre les communautés identifiées, des analyses de la variance ont été réalisées sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction du facteur groupe. Les résultats de ces analyses peuvent être visualisés au Tableau 11.

Tableau 11. Anovas sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des groupes à partir du jeu de données floristiques complet. Chaque variable est décrite par groupe par sa moyenne $\pm$ écart-type. Les lettres en exposant renvoient aux structurations des moyennes, les moyennes n'ayant aucune lettre en commun sont significativement différentes. Pour chaque variable, la p-valeur du test est donnée (p-valeur anova).

Variabes	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5	p-valeur anova
Richesse sp	20,88 $\pm$ 3,83 ^a	46,33 $\pm$ 4,08 ^{bc}	45,50 $\pm$ 10,97 ^{bc}	51,78 $\pm$ 12,62 ^c	35,60 $\pm$ 8,53 ^b	<0,001
Nb sp prot	0,00 $\pm$ 0,00 ^a	0,33 $\pm$ 0,52 ^a	0,10 $\pm$ 0,32 ^a	0,56 $\pm$ 0,73 ^a	0,00 $\pm$ 0,00 ^a	0,068
Nb hydrophytes	2,25 $\pm$ 1,17 ^a	3,33 $\pm$ 1,21 ^a	3,50 $\pm$ 1,43 ^a	2,89 $\pm$ 1,69 ^a	2,80 $\pm$ 1,10 ^a	0,401
Nb hélophytes	6,63 $\pm$ 1,69 ^a	18,33 $\pm$ 4,32 ^c	15,80 $\pm$ 3,26 ^c	11,11 $\pm$ 4,01 ^b	7,20 $\pm$ 3,19 ^{ab}	< 0,001
Nb sp prairiales	12,00 $\pm$ 3,51 ^a	24,67 $\pm$ 3,08 ^{bc}	26,20 $\pm$ 10,09 ^b	37,78 $\pm$ 9,58 ^c	25,60 $\pm$ 6,47 ^{bc}	< 0,001
Ellenberg - N	6,13 $\pm$ 0,64 ^a	5,67 $\pm$ 0,52 ^a	5,90 $\pm$ 0,32 ^a	5,44 $\pm$ 0,53 ^a	5,80 $\pm$ 0,45 ^a	0,089
pH	7,0 $\pm$ 0,4 ^a	7,3 $\pm$ 0,2 ^{ab}	7,1 $\pm$ 0,4 ^a	7,9 $\pm$ 0,9 ^b	7,2 $\pm$ 0,5 ^{ab}	0,011
Oxygène	0,276 $\pm$ 0,243 ^a	0,670 $\pm$ 0,122 ^{ab}	0,474 $\pm$ 0,265 ^{ab}	0,731 $\pm$ 0,173 ^b	0,715 $\pm$ 0,513 ^b	0,009
Conductivité	532,4 $\pm$ 358,0 ^b	409,0 $\pm$ 328,0 ^{ab}	307,9 $\pm$ 113,3 ^{ab}	194,6 $\pm$ 102,5 ^a	469,6 $\pm$ 296,0 ^{ab}	0,038
Nitrates	5,66 $\pm$ 10,50 ^{bc}	0,65 $\pm$ 0,00 ^a	1,10 $\pm$ 0,92 ^{ab}	0,65 $\pm$ 0,00 ^a	7,49 $\pm$ 7,35 ^c	0,000
Phosphates	1,46 $\pm$ 1,97 ^a	0,25 $\pm$ 0,00 ^a	0,72 $\pm$ 1,34 ^a	0,25 $\pm$ 0,00 ^a	0,52 $\pm$ 0,60 ^a	0,179
Superficie	92,9 $\pm$ 41,5 ^a	128,0 $\pm$ 47,2 ^a	167,3 $\pm$ 91,2 ^a	143,1 $\pm$ 54,6 ^a	143,8 $\pm$ 97,2 ^a	0,314
Profondeur	0,40 $\pm$ 0,19 ^{ab}	0,85 $\pm$ 0,38 ^c	0,54 $\pm$ 0,9 ^{bc}	0,76 $\pm$ 0,37 ^c	0,22 $\pm$ 0,09 ^a	< 0,001

Il apparaît que le groupe 1 présente une moyenne de richesse spécifique significativement plus faible que les autres groupes tandis que celle du groupe 4 est significativement plus élevée que celle du groupe 5. Le groupe 4 présente un nombre moyen d'espèces protégées qui tend à être plus élevé que celui du groupe 1 bien que cette différence ne soit pas significative ($p = 0,072$). Les nombres moyens d'espèces d'hélophytes des groupes 1, 4 et 5 sont significativement plus faibles que ceux des groupes 2 et 3 tandis que celui du groupe 4 tend à être plus élevé que celui du groupe 5 bien que cette dernière différence ne soit pas significative ($p = 0,116$). Le nombre moyen d'espèces prairiales du groupe 1 est significativement plus faible que ceux des autres groupes tandis que celui du groupe 4 est significativement plus élevé que celui du groupe 3 et tend à être plus élevé que celui du groupe 2 bien que cette dernière différence ne soit pas strictement significative ($p = 0,059$). La moyenne de pH du groupe 4 est significativement plus élevée que celle des groupes 1 et 3. La moyenne de pourcentage de saturation en oxygène du groupe 1 est significativement plus faible que celles des groupes 4 et 5 et tend à être plus faible que celle du groupe 2, bien que cette dernière différence ne soit pas significative au sens strict ($p = 0,054$). La conductivité moyenne du groupe 4 est significativement plus faible que celle du groupe 1 et tend à être plus faible que celle du groupe 5, bien que cette dernière différence ne soit pas significative ($p = 0,082$). La concentration moyenne en nitrates du groupe 1 est significativement plus élevée que celle du groupe 4 et tend à être plus élevée que celle du groupe 2, bien que cette dernière différence ne soit pas tout à fait significative ($p = 0,062$), tandis que celle du groupe 5 est significativement plus élevée que celles des groupes 2, 3 et 4. Enfin, la profondeur moyenne du groupe 1 est significativement plus faible que celles des groupes 2 et 4 tandis que celle du groupe 5 est significativement plus faible que celles des groupes 2, 3 et 4.

4.3 Analyses du jeu de données reprenant seulement les espèces de plantes hydrophytes

4.3.1 Structure du jeu de données floristiques

Cinq groupements ont été retenus suite à la méthode de classification de Ward.

La position des stations en fonction de la flore hydrophyte, les regroupements opérés et la répartition des types de régime MAE entre les groupes peuvent être visualisés grâce à une deuxième PCoA illustrée à la Figure 10a. La Figure 10b présente la corrélation des espèces aux axes de la PCoA. Les deux premiers axes de la PCoA expliquent 23,86% de la variance totale (13,61% pour le premier axe et 10,25% pour le second).

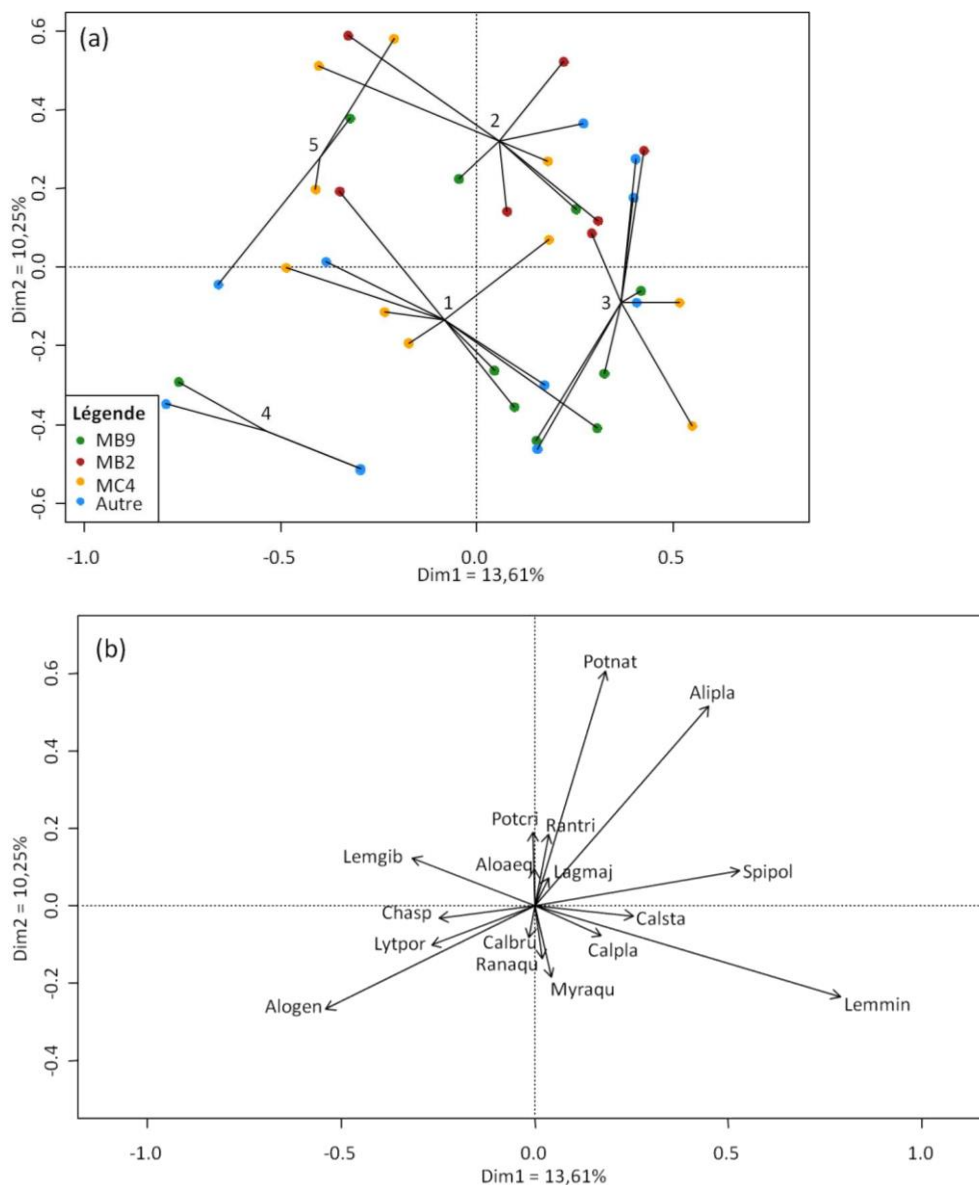


Figure 10a et 10b. Plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hydrophytes. (a) Les points représentent la position des stations dans le plan. Les couleurs des points sont représentatives de l'appartenance des stations aux différents type de régime MAE. Les chiffres de 1 à 5 renvoient aux numéros des groupements de Ward. Les structures en toile d'araignée relient les stations appartenant au même groupe. (b) Les flèches représentent la corrélation des espèces aux axes de la PCoA. La longueur des flèches est proportionnelle à l'information apportée par les espèces dans le plan.

Un test Chi-carré permet de savoir si la répartition des différents régime MAE varie significativement entre les groupes. La p-valeur obtenue à l'issue de ce test ($p = 0,394$) accepte l'hypothèse nulle et indique qu'il n'y a pas de différence significative dans la répartition des types de régime MAE entre les différents groupes. En effet, l'observation de la Figure 3a ne permet pas de déceler clairement une tendance générale.

4.3.2 Espèces dominantes et indicatrices

Le Tableau 12 présente les trois espèces les plus dominantes de chaque groupe. Il apparaît que les espèces dominantes les plus fréquentes sont *Lemna minor*, présente dans 4 groupes et *Alisma plantago-aquatica*, présente dans 3 groupes.

Tableau 12. Liste des espèces dominantes pour chaque groupement de Ward à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hydrophytes.

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5
<i>Chara sp.</i>	<i>Potamogeton natans</i> L.	<i>Lemna minor</i> L.	<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	<i>Lemna gibba</i> L.
<i>Callitriche platycarpa</i> Kütz	<i>Lemna minor</i> L.	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid	<i>Lemna minor</i> L.	<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix
<i>Lemna minor</i> L.	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	<i>Lythrum portula</i> (L.) D.A. Webb	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.

L'utilisation de la méthode Indval a permis d'identifier les espèces indicatrices de chacun des groupes retenus (Tableau 13). Comme précédemment, seules les espèces significativement associées à l'un de ces groupes ($p < 0,05$) ont été reprises dans cette liste. Le groupe 1 ne présente pas d'espèce indicatrice. Le groupe 2 présente 1 espèce indicatrice, *Potamogeton natans*. Le groupe 3 présente 3 espèces indicatrices qui sont *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* et *Callitriche stagnalis*. Le groupe 4 présente 1 espèce indicatrice, *Alopecurus geniculatus*. Le groupe 5 présente 1 espèce indicatrice, *Lemna gibba*.

Tableau 13. Liste des espèces indicatrices des groupements de Ward sur base du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hydrophytes. Pour chaque espèce sont spécifiés le groupe auquel elle est significativement associée, sa fréquence relative dans le groupe (Fréq. rel.), son abondance relative dans le groupe par rapport aux autres groupes (Abond. rel.), sa valeur d'Indval et sa p-valeur.

Espèces indicatrices	Groupe	Fréq. rel.	Abond. rel.	Indval	p
<i>Potamogeton natans</i> L.	2	0,78	0,67	0,52	0,007
<i>Lemna minor</i> L.	3	1,00	0,61	0,61	0,001
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid	3	0,73	0,79	0,57	0,003
<i>Callitriche stagnalis</i> Scop.	3	0,45	0,77	0,35	0,045
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	4	1,00	0,60	0,59	0,005
<i>Lemna gibba</i> L.	5	0,50	1,00	0,50	0,015

4.3.3 Comparaison des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques entre les communautés floristiques

Afin de révéler des différences entre les communautés identifiées, des analyses de la variance ont été réalisées sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction du facteur groupe. Les résultats de ces analyses peuvent être visualisés au Tableau 14.

Tableau 14. Anovas sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des groupes à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hydrophytes. Chaque variable est décrite par groupe par sa moyenne±écart-type. Les lettres en exposant renvoient aux structurations des moyennes, les moyennes n'ayant aucune lettre en commun sont significativement différentes. Pour chaque variable, la p-valeur du test est donnée (p-valeur anova).

Variables	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5	p-valeur anova
Richesse sp	36,60±18,82 ^a	44,78±14,39 ^a	43,27±9,00 ^a	26,00±5,42 ^a	48,75±11,24 ^a	0,111
Nb sp prot	0,20±0,63 ^a	0,44±0,53 ^a	0,00±0,00 ^a	0,00±0,00 ^a	0,50±0,58 ^a	0,082
Ellenberg - N	5,90±0,57 ^{ab}	5,33±0,50 ^a	6,00±0,00 ^b	6,00±0,82 ^{ab}	5,75±0,50 ^{ab}	0,038
pH	7,2±0,5 ^a	7,7±0,9 ^a	7,0±0,3 ^a	7,5±0,4 ^a	7,4±0,8 ^a	0,203
Oxygène	0,585±0,282 ^a	0,655±0,162 ^a	0,539±0,326 ^a	0,435±0,467 ^a	0,426±0,480 ^a	0,696
Conductivité	382,1±296,7 ^{ab}	219,9±94,6 ^a	301,9±99,8 ^{ab}	796,0±403,0 ^b	397,0±213,0 ^{ab}	0,028
Nitrates	4,11±9,66 ^a	0,65±0,00 ^a	3,10±5,59 ^a	2,16±1,37 ^a	3,48±3,98 ^a	0,309
Phosphates	0,80±1,72 ^a	0,25±0,00 ^a	0,64±0,80 ^a	0,69±0,88 ^a	1,31±2,13 ^a	0,647
Superficie	110,6±60,6 ^a	124,2±49,3 ^a	164,2±83,5 ^a	100,6±52,3 ^a	189,5±86,1 ^a	0,210
Profondeur	0,51±0,31 ^a	0,78±0,38 ^a	0,51±0,25 ^a	0,31±0,17 ^a	0,67±0,44 ^a	0,110

Il apparaît que la moyenne de l'indice d'Ellenberg de niveau trophique du groupe 2 est significativement plus faible que celle du groupe 3 et qu'elle tend à être plus faible que celles des groupes 1 et 4 bien que ces deux dernières différences ne soient pas significatives (respectivement $p = 0,075$ et $p = 0,139$). La moyenne de conductivité du groupe 4 est significativement plus élevée que celle du groupe 2 et tend à être plus élevée que celle des groupes 1 et 3 bien que ces deux dernières différences ne soient pas significatives (respectivement $p = 0,104$ et $p = 0,077$). Enfin, la profondeur moyenne du groupe 2 tend à être supérieure à celle du groupe 4 bien que cette différence ne soit pas significative non plus ($p = 0,064$).

4.4 Analyses du jeu de données reprenant seulement les espèces de plantes hélophytes et de plantes de berges

4.4.1 Structure du jeu de données floristiques

Cinq groupements ont été retenus suite à la méthode de classification de Ward.

La position des stations en fonction de la flore hélophyte et de bords des eaux, les regroupements opérés et la répartition des types de régime MAE entre les groupes peuvent être visualisés grâce à une troisième PCoA illustrée à la Figure 11a. La Figure 11b présente la corrélation des espèces aux axes de la PCoA. Les deux premiers axes de la PCoA expliquent 30,13% de la variance totale (18,02% pour le premier axe et 12,11% pour le second).

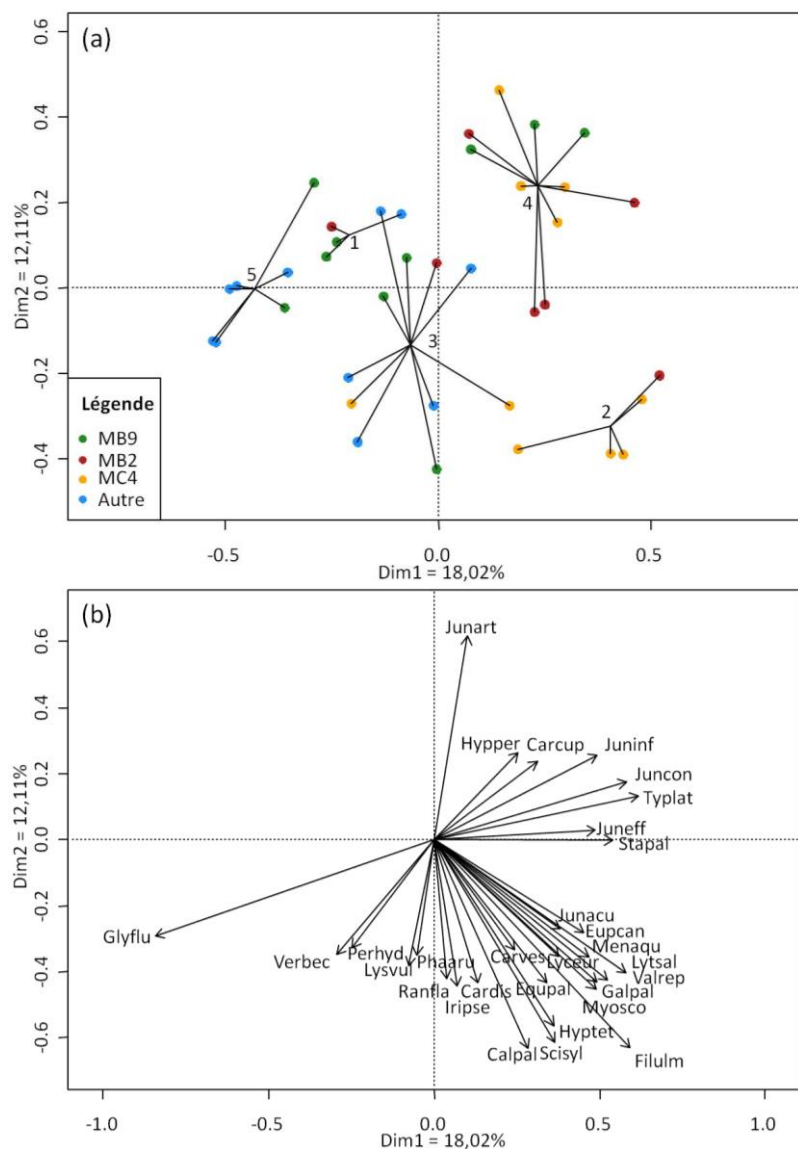


Figure 11a et 11b. Plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les hélophytes. (a) Les points représentent la position des stations dans le plan. Les couleurs des points sont représentatives de l'appartenance des stations aux différents type de régime MAE. Les chiffres de 1 à 5 renvoient aux numéros des groupements de Ward. Les structures en toile d'araignée relient les stations appartenant au même groupe. (b) Les flèches représentent la corrélation des espèces aux axes de la PCoA. La longueur des flèches est proportionnelle à l'information apportée par les espèces dans le plan. Pour des raisons de lisibilité, seules les espèces présentant une corrélation aux axes supérieure à 0,35 ont été représentées.

Il apparaît que l'axe 1 de la PCoA a tendance à séparer les stations sous régime Autre et MB9 des stations sous régime MB2 et MC4. Un test Chi-carré a été réalisé, la p-valeur obtenue à l'issue de ce test ($p = 0,014$) indique qu'il y a des différences significatives dans la répartition des types de régime MAE entre les différents groupes. En effet, les groupes 1, 3 et 5 sont majoritairement composés de stations sous régime Autre et MB9 tandis que les groupes 2 et 4 sont principalement composés de stations sous régime MB2 et MC4.

La PCoA présentant la corrélation des espèces aux axes montre que deux groupes plutôt généralistes, les groupes 1 et 5, se distinguent de deux groupes plus caractéristiques, les groupes 2 et 4. Les stations du groupe 2 présentent un grand nombre d'espèces de mégaphorbiaie.

4.4.2 Espèces dominantes et indicatrices

Le Tableau 15 présente les trois espèces les plus dominantes de chaque groupe. Il apparaît que les espèces dominantes les plus fréquentes sont *Juncus effusus*, présente dans les 5 groupes et *Glyceria fluitans*, présente dans 3 groupes.

Tableau 15. Liste des espèces dominantes pour chaque groupement de Ward à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les héliophytes.

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5
<i>Juncus effusus</i> L.	<i>Juncus effusus</i> L.	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Brown	<i>Juncus effusus</i> L.	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Brown
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Brown	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	<i>Juncus effusus</i> L.	<i>Juncus inflexus</i> L.	<i>Epilobium ciliatum</i> Rafin
<i>Sparganium erectum</i> L.	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	<i>Ranunculus flammula</i> L.	<i>Typha latifolia</i> L.	<i>Juncus effusus</i> L.

L'utilisation de la méthode Indval a permis d'identifier les espèces indicatrices de chacun des groupes retenus (Tableau 16). Comme précédemment, seules les espèces significativement associées à l'un de ces groupes ($p < 0,05$) ont été reprises dans cette liste.

Tableau 16. Liste des espèces indicatrices des groupements de Ward sur base du jeu de données reprenant uniquement les héliophytes. Pour chaque espèce sont spécifiés le groupe auquel elle est significativement associée, sa fréquence relative dans le groupe (Fréq. rel.), son abondance relative dans le groupe par rapport aux autres groupes (Abond. rel.), sa valeur d'Indval et sa p-valeur.

Espèces indicatrices	Groupe	Fréq. rel.	Abond. rel.	Indval	p
<i>Juncus effusus</i> L.	1	1,00	0,31	0,31	0,008
<i>Valeriana repens</i> Host	2	1,00	0,94	0,94	0,001
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	2	1,00	0,83	0,83	0,001
<i>Hypericum tetrapterum</i> Fries	2	1,00	0,81	0,81	0,001
<i>Myosotis scorpioides</i> L.	2	1,00	0,75	0,75	0,001
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	2	1,00	0,73	0,73	0,001
<i>Galium palustre</i> L.	2	1,00	0,51	0,51	0,001
<i>Lythrum salicaria</i> L.	2	0,80	0,63	0,50	0,004
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	2	0,60	0,81	0,49	0,008
<i>Equisetum palustre</i> L.	2	0,80	0,57	0,45	0,016
<i>Caltha palustris</i> L.	2	0,60	0,69	0,41	0,019
<i>Ranunculus flammula</i> L.	2	1,00	0,39	0,39	0,023
<i>Mentha aquatica</i> L.	2	0,60	0,63	0,38	0,036
<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. ex Hoffmann	2	0,40	0,92	0,37	0,038
<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Spach	3	0,73	0,53	0,38	0,016
<i>Juncus inflexus</i> L.	4	0,73	0,54	0,39	0,022
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	4	0,91	0,39	0,35	0,015
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Brown	5	1,00	0,35	0,35	0,003

Le groupe 1 présente 1 espèce indicatrice, *Juncus effusus*. Le groupe 2 présente 13 espèces indicatrices, les 3 espèces aux Indval les plus élevés sont *Valeriana repens*, *Scirpus sylvaticus* et *Hypericum tetrapterum*. Le groupe 3 présente 1 espèce indicatrice, *Persicaria hydropiper*. Le groupe 4 présente 2 espèces indicatrices, *Juncus inflexus* et *Epilobium parviflorum*. Le groupe 5 présente 1 espèce indicatrice, *Glyceria fluitans*. Les espèces indicatrices des groupes 1 et 5 sont des espèces dominantes retrouvées dans la plupart des groupes.

4.4.3 Comparaison des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques entre les communautés floristiques

Afin de révéler des différences entre les communautés identifiées, des analyses de la variance ont été réalisées sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction du facteur groupe. Les résultats de ces analyses peuvent être visualisés au Tableau 17.

Tableau 17. Anovas sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des groupes à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les héliophytes. Chaque variable est décrite par groupe par sa moyenne±écart-type. Les lettres en exposant renvoient aux structururations des moyennes, les moyennes n'ayant aucune lettre en commun sont significativement différentes. Pour chaque variable, la p-valeur du test est donnée (p-valeur anova).

Variables	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5	p-valeur anova
Richesse sp	25,50±10,60 ^a	47,80±2,17 ^b	41,55±12,34 ^{ab}	49,45±13,90 ^b	28,86±11,65 ^a	0,002
Nb sp prot	0,00±0,00 ^a	0,40±0,55 ^a	0,09±0,30 ^a	0,46±0,69 ^a	0,00±0,00 ^a	0,141
Ellenberg - N	6,00±0,00 ^{ab}	5,60±0,55 ^{ab}	5,82±0,41 ^{ab}	5,46±0,52 ^a	6,29±0,49 ^b	0,010
pH	6,8±0,3 ^a	7,2±0,1 ^{ab}	7,2±0,4 ^{ab}	7,7±0,9 ^b	7,2±0,5 ^{ab}	0,056
Oxygène	0,352±0,236 ^a	0,661±0,134 ^a	0,500±0,293 ^a	0,684±0,196 ^a	0,485±0,522 ^a	0,310
Conductivité	305,0±299,0 ^{ab}	283,1±127,1 ^{ab}	329,4±94,8 ^{ab}	313,0±299,6 ^a	598,0±360,0 ^b	0,090
Nitrates	1,68±1,39 ^a	0,65±0,00 ^a	1,14±0,97 ^a	0,98±0,80 ^a	10,05±11,43 ^b	0,0002
Phosphates	0,69±0,88 ^a	0,25±0,00 ^a	0,90±1,40 ^a	0,25±0,00 ^a	1,22±2,04 ^a	0,374
Superficie	87,2±33,6 ^a	141,0±39,0 ^a	150,0±94,3 ^a	136,3±59,2 ^a	141,1±81,7 ^a	0,704
Profondeur	0,49±0,40 ^{ab}	0,90±0,40 ^b	0,53±0,19 ^{ab}	0,65±0,35 ^{ab}	0,32±0,22 ^a	0,020

Il apparaît que les richesses spécifiques moyennes des groupes 1 et 5 sont significativement plus faibles que celles des groupes 2 et 4 et tendent à être plus faibles que celle du groupe 3 bien que ces différences ne soient pas significatives (respectivement $p = 0,135$ et $p = 0,169$). Le groupe 5 présente des moyennes de conductivité et d'indice d'Ellenberg de niveau trophique significativement plus élevées que celles du groupe 4. Sa moyenne d'indice d'Ellenberg de niveau trophique tend aussi à être plus élevée que celle du groupe 2 bien que cette différence ne soit pas significative ($p = 0,079$). Le groupe 1 affiche une moyenne de pH significativement plus basse que celle du groupe 4. Le groupe 5 présente une moyenne de concentration en nitrates significativement plus élevée que celles des autres groupes. Pour finir, la profondeur moyenne du groupe 5 est significativement plus basse que celle du groupe 2 et tend à être plus basse que celle du groupe 4 bien que cette différence ne soit pas strictement significative ($p = 0,066$).

4.5 Analyses du jeu de données reprenant seulement les espèces prairiales et de lisière forestière

4.5.1 Structure du jeu de données floristiques

Cinq groupements ont été retenus suite à la méthode de classification de Ward.

La position des stations en fonction de la flore prairiale et de lisière forestière, les regroupements opérés et la répartition des types de régime MAE entre les groupes peuvent être visualisés grâce à une quatrième PCoA illustrée à la Figure 12a. La Figure 12b présente la corrélation des espèces aux axes de la PCoA. Les deux premiers axes de la PCoA expliquent 30,13% de la variance totale (18,02% pour le premier axe et 12,11% pour le second).

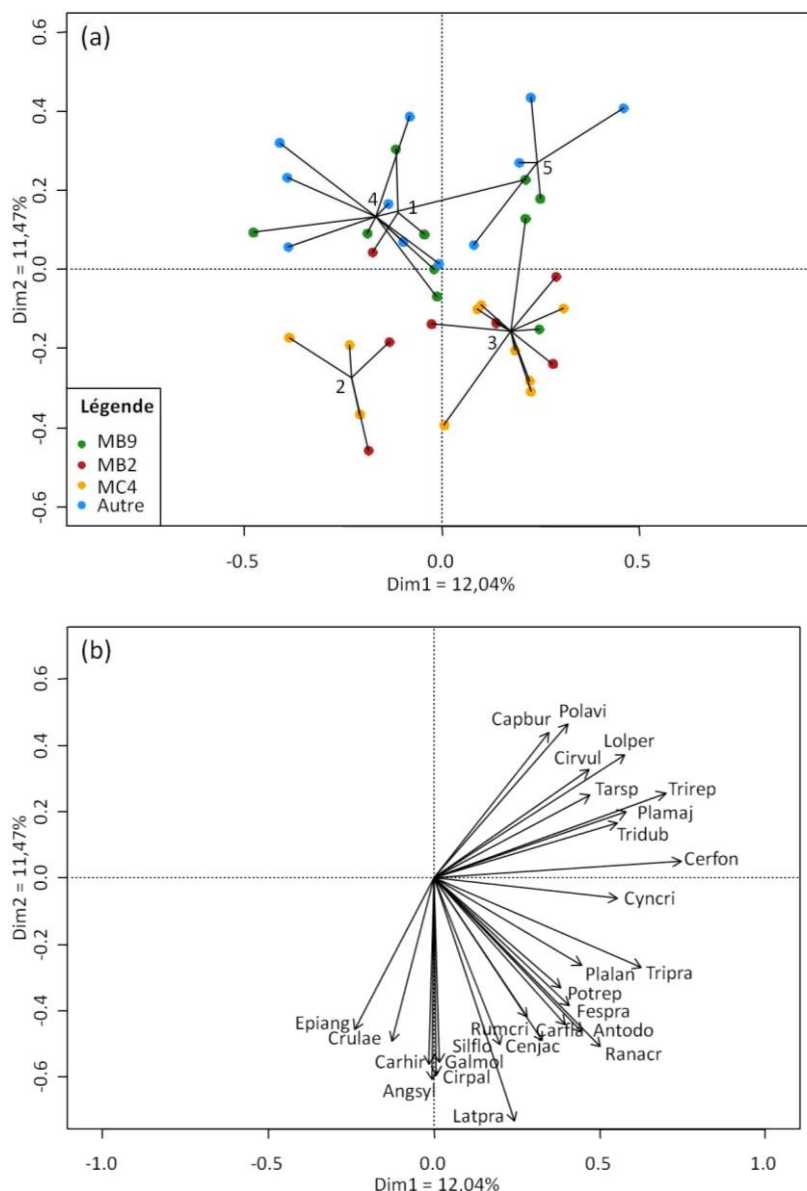


Figure 12a et 12b. Plan factoriel formé par les deux premiers axes de la PCoA à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les espèces prairiales et de lisière forestière. (a) Les points représentent la position des stations dans le plan. Les couleurs des points sont représentatives de l'appartenance des stations aux différents type de régime MAE. Les chiffres de 1 à 5 renvoient aux numéros des groupements de Ward. Les structures en toile d'araignée relient les stations appartenant au même groupe. (b) Les flèches représentent la corrélation des espèces aux axes de la PCoA. La longueur des flèches est proportionnelle à l'information apportée par les espèces dans le plan. Pour des raisons de lisibilité, seules les espèces présentant une corrélation aux axes supérieure à 0,35 ont été représentées.

Il apparaît clairement que l'axe 2 de la PCoA sépare les stations sous régime Autre et MB9 des stations sous régime MB2 et MC4. Un test Chi-carré a été réalisé pour savoir si ces répartitions varient significativement entre les groupes. La p-valeur obtenue à l'issue de ce test ($p < 0,001$) rejette l'hypothèse nulle et indique donc qu'il y a des différences significatives dans la répartition des types de régime MAE entre les différents groupes. En effet, les groupes 1, 4 et 5 sont majoritairement composés de stations sous régime Autre et MB9 tandis que les groupes 2 et 3 sont principalement composés de stations sous régime MB2 et MC4.

Les espèces les plus corrélées aux axes de la PCoA se retrouvent dans les groupes 2, 3 et 5. Les groupes 1 et 4 sont plus généralistes. Le groupe 2 se compose d'espèces plutôt de lisière forestière, le groupe 3 d'espèces de prairies de fauche et le groupe 5 d'espèces typiques de pâtures.

4.5.2 Espèces dominantes et indicatrices

Le Tableau 18 présente les trois espèces les plus dominantes de chaque groupe. Il apparaît que les espèces dominantes les plus fréquentes sont *Poa trivialis*, présente dans 4 groupes, *Ranunculus repens*, présente dans 3 groupes et *Trifolium repens* et *Holcus lanatus*, présente dans 2 groupes.

Tableau 18. Liste des espèces dominantes pour chaque groupement de Ward sur base du jeu de données reprenant uniquement les espèces de prairies et de lisière forestière.

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5
<i>Holcus lanatus</i> L.	<i>Angelica sylvestris</i> L.	<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	<i>Holcus lanatus</i> L.	<i>Trifolium repens</i> L.
<i>Ranunculus repens</i> L.	<i>Cirsium palustre</i> L.	<i>Ranunculus repens</i> L.	<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Ranunculus repens</i> L.
<i>Trifolium repens</i> L.	<i>Poa trivialis</i> L.	<i>Poa trivialis</i> L.	<i>Poa trivialis</i> L.	<i>Poa trivialis</i> L.

L'utilisation de la méthode Indval a permis d'identifier les espèces indicatrices de chacun des groupes retenus (Tableau 19). Comme précédemment, seules les espèces significativement associées à l'un de ces groupes ($p < 0,05$) ont été reprises dans cette liste. Le groupe 1 ne présente pas d'espèce indicatrice. Le groupe 2 présente 6 espèces indicatrices, les 3 espèces aux Indval les plus élevés sont *Scrophularia nodosa*, *Angelica sylvestris* et *Epilobium angustifolium*. Le groupe 3 présente 10 espèces indicatrices, les 3 espèces aux Indval les plus élevés sont *Anthoxanthum odoratum*, *Festuca pratensis*, *Lathyrus pratensis*. Le groupe 4 présente 2 espèces indicatrices, *Urtica dioica* et *Holcus lanatus*. Il s'agit d'espèces fréquemment retrouvées dans l'ensemble des stations, comme en témoignent leurs valeurs de spécificité. Le groupe 5 présente 6 espèces indicatrices, les 3 espèces aux Indval les plus élevés sont *Polygonum aviculare*, *Plantago major* et *Lolium perenne*.

Tableau 19. Liste des espèces indicatrices des groupements de Ward sur base du jeu de données reprenant uniquement les espèces de prairies et de lisière forestière. Pour chaque espèce sont spécifiés le groupe auquel elle est significativement associée, sa fréquence relative dans le groupe (Fréq. rel.), son abondance relative dans le groupe par rapport aux autres groupes (Abond. rel.), sa valeur d'Indval et sa p-valeur.

Espèces indicatrices	Groupe	Fréq. rel.	Abond. rel.	Indval	p
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	2	0,80	0,91	0,73	0,003
<i>Angelica sylvestris</i> L.	2	1,00	0,56	0,56	0,003
<i>Epilobium angustifolium</i> L.	2	0,60	0,90	0,54	0,009
<i>Glechoma hederacea</i> L.	2	0,80	0,59	0,47	0,018
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	2	1,00	0,41	0,41	0,021
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	2	0,40	1,00	0,40	0,038
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	3	0,85	0,72	0,61	0,001
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	3	0,77	0,77	0,59	0,001
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	3	0,92	0,54	0,49	0,003
<i>Ranunculus acris</i> L.	3	0,77	0,61	0,47	0,025
<i>Centaurea jacea</i> L.	3	0,46	1,00	0,46	0,012
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	3	0,46	1,00	0,46	0,004
<i>Potentilla reptans</i> L.	3	0,77	0,60	0,46	0,018
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	3	0,92	0,49	0,46	0,003
<i>Carex flacca</i> Schreb.	3	0,54	0,78	0,42	0,036
<i>Plantago lanceolata</i> L.	3	0,62	0,67	0,41	0,037
<i>Urtica dioica</i> L.	4	0,92	0,47	0,43	0,024
<i>Holcus lanatus</i> L.	4	1,00	0,23	0,36	0,007
<i>Polygonum aviculare</i> L.	5	1,00	1,00	1,00	0,001
<i>Plantago major</i> L.	5	1,00	0,60	0,60	0,001
<i>Lolium perenne</i> L.	5	1,00	0,51	0,51	0,001
<i>Taraxacum</i> sp.	5	0,80	0,59	0,47	0,020
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Med.	5	0,40	1,00	0,40	0,033
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	5	1,00	0,39	0,39	0,001

4.5.3 Comparaison des variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques entre les communautés floristiques

Afin de révéler des différences entre les communautés identifiées, des analyses de la variance ont été réalisées sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction du facteur groupe. Les résultats de ces analyses peuvent être visualisés au Tableau 20.

Tableau 20. Anovas sur les variables floristiques, physico-chimiques et morphométriques en fonction des groupes à partir du jeu de données floristiques reprenant uniquement les espèces prairiales et de lisière forestière. Chaque variable est décrite par groupe par sa moyenne±écart-type. Les lettres en exposant renvoient aux structurations des moyennes, les moyennes n'ayant aucune lettre en commun sont significativement différentes. Pour chaque variable, la p-valeur du test est donnée (p-valeur anova).

Variables	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5	p-valeur anova
Richesse sp	19,67±2,52 ^a	45,80±4,32 ^{bc}	51,38±10,39 ^c	33,00±14,11 ^{ab}	38,20±9,91 ^{ac}	<0,001
Nb sp prot	0,00±0,00 ^a	0,40±0,55 ^a	0,46±0,66 ^a	0,00±0,00 ^a	0,00±0,00 ^a	0,053
Ellenberg	5,67±0,58 ^{ab}	5,60±0,55 ^{ab}	5,54±0,52 ^a	6,08±0,52 ^b	6,00±0,00 ^{ab}	0,073
pH	6,7±0,4 ^a	7,2±0,2 ^a	7,7±0,8 ^a	7,2±0,4 ^a	7,0±0,5 ^a	0,045
Oxygène	0,508±0,281 ^a	0,704±0,099 ^a	0,698±0,193 ^a	0,403±0,412 ^a	0,431±0,290 ^a	0,098
Conductivité	172,7±53,8 ^{ab}	403,0±367,0 ^{ab}	227,7±113,2 ^a	507,7±277,5 ^b	461,0±305,0 ^{ab}	0,007
Nitrates	1,03±0,66 ^{ab}	0,65±0,00 ^{ab}	0,73±0,29 ^a	5,75±9,62 ^b	3,74±3,56 ^{ab}	0,020
Phosphates	0,25±0,00 ^a	0,25±0,00 ^a	0,25±0,00 ^a	1,41±1,92 ^a	0,61±0,59 ^a	0,087
Superficie	87,7±42,9 ^a	131,6±51,9 ^a	126,2±54,9 ^a	139,1±79,0 ^a	191,9±102,7 ^a	0,532
Profondeur	0,37±0,18 ^{ab}	0,88±0,42 ^b	0,67±0,34 ^{ab}	0,49±0,25 ^{ab}	0,31±0,18 ^a	0,024

Il apparaît que la moyenne de richesse spécifique du groupe 1 est significativement plus basse que celles des groupes 2 et 3 et tend à être plus basse que celle du groupe 5, bien que cette différence ne soit pas significative ($p = 0,134$), tandis que celle du groupe 3 est significativement plus élevée que celle du groupe 4 et tend à être plus élevée que celle du groupe 5 bien que cette dernière différence ne soit pas significative non plus ($p = 0,143$). En moyenne, le pH du groupe 3 tend à être plus haut que celui du groupe 1, cette différence étant presque significative ($p = 0,057$). Le pourcentage moyen de saturation en oxygène du groupe 3 tend à être plus élevé que celui du groupe 4 bien que cette différence ne soit pas significative ($p = 0,085$). La profondeur moyenne du groupe 5 est significativement plus basse que celle du groupe 2 et tend à être plus basse que celle du groupe 3 bien que cette différence ne soit pas significative ($p = 0,082$). Le groupe 4 présente des moyennes d'indice d'Ellenberg de niveau trophique, de concentration en nitrates et de conductivité significativement plus hautes que celles du groupe 3. La conductivité moyenne du groupe 4 tend aussi à être plus élevée que celle du groupe 1, cette différence se trouve à la limite de la significativité ($p = 0,050$). Enfin, la concentration moyenne en nitrates du groupe 4 tend à être plus élevée que celle du groupe 2, bien que cette différence ne soit pas significative ($p = 0,109$) tandis que sa concentration moyenne en phosphate tend à être plus élevée que celle du groupe 3, cette différence étant presque significative ($p = 0,053$).

4.6 Facteurs explicatifs

Des facteurs pouvant participer à la variation des variables floristiques et physico-chimiques, tels que le régime d'exploitation de la prairie entourant une mare, sa fertilisation et l'accès du bétail à la mare, ont été testés par analyses de la variance. Leurs résultats sont présentés aux Tableaux 21, 22 et 23.

Tableau 21. Anovas sur les variables floristiques et physico-chimiques en fonction de la fertilisation. Chaque variable est décrite par modalité par sa moyenne±écart-type. Les lettres en exposant renvoient aux structururations des moyennes, les moyennes n'ayant aucune lettre en commun sont significativement différentes. Pour chaque variable, la p-valeur du test est donnée (p-valeur anova).

Variables	Fertilisation	Pas de fertilisation	p-valeur anova
Richesse sp	33,50±13,01 ^a	48,56±11,55 ^b	< 0,001
Nombre sp protégées	0,05±0,22 ^a	0,39±0,61 ^b	0,023
Nb hydrophytes	3,10±1,55 ^a	2,83±1,20 ^a	0,561
Nb héliophytes	9,70±5,22 ^a	14,61±4,67 ^b	0,003
Nb sp prairiales	20,70±9,15 ^a	31,11±11,26 ^b	0,006
Ellenberg - N	6,00±0,46 ^b	5,56±0,52 ^a	0,008
pH	7,2±0,8 ^a	7,5±0,5 ^a	0,162
Oxygène	0,399±0,253 ^a	0,730±0,281 ^b	< 0,001
Conductivité	417,5±292,2 ^a	307,8±221,5 ^a	0,165
Nitrates	3,51±6,91 ^a	1,85±4,43 ^a	0,110
Phosphates	0,82±1,34 ^a	0,49±1,00 ^a	0,275
Superficie	128,7±71,8 ^a	145,3±70,7 ^a	0,425
Profondeur	0,48±0,26 ^a	0,67±0,37 ^a	0,075

Il apparaît que la moyenne de l'indice d'Ellenberg de niveau trophique est significativement plus élevée dans les sites se trouvant dans des prairies fertilisées. En revanche, les moyennes de richesse spécifique, de nombre d'espèces protégées, de nombre d'espèces d'héliophytes, de nombre d'espèces prairiales et de pourcentage de saturation en oxygène sont significativement plus élevées dans les sites se trouvant dans des prairies non fertilisées. La concentration moyenne en nitrates tend à être plus élevée dans les sites de prairies fertilisées, bien que cette différence ne soit pas significative ($p = 0,101$). Enfin, la profondeur moyenne tend à être plus élevée dans les prairies non fertilisées, bien que cette différence ne soit pas strictement significative non plus ($p = 0,067$).

Tableau 22. Anovas sur les variables floristiques et physico-chimiques en fonction du régime d'exploitation des prairies entourant les sites d'études. Chaque variable est décrite par modalité par sa moyenne±écart-type. Les lettres en exposant renvoient aux structururations des moyennes, les moyennes n'ayant aucune lettre en commun sont significativement différentes. Pour chaque variable, la p-valeur du test est donnée (p-valeur anova).

Variables	Fauche	Mixte	Pâturage	p-valeur anova
Richesse sp	46,23±15,43 ^a	36,10±13,22 ^a	38,80±13,47 ^a	0,204
Nombre sp protégées	0,46±0,66 ^b	0,20±0,42 ^{ab}	0,00±0,00 ^a	0,029
Nb hydrophytes	2,77±1,30 ^a	3,10±1,37 ^a	3,07±1,53 ^a	0,813
Nb héliophytes	14,46±4,59 ^a	11,00±5,01 ^a	10,60±6,09 ^a	0,109
Nb sp prairiales	29,00±14,23 ^a	22,00±9,99 ^a	25,13±9,11 ^a	0,347
Ellenberg - N	5,61±0,51 ^a	5,70±0,68 ^a	6,00±0,38 ^a	0,129
pH	7,4±0,6 ^a	7,4±1,0 ^a	7,2±0,4 ^a	0,557
Oxygène	0,654±0,239 ^a	0,489±0,259 ^a	0,515±0,388 ^a	0,375
Conductivité	287,8±250,5 ^a	422,0±323,0 ^a	395,1±232,3 ^a	0,179
Nitrates	0,78±0,33 ^a	1,28±0,93 ^{ab}	5,37±8,80 ^b	0,024
Phosphates	0,25±0,00 ^a	0,50±0,78 ^a	1,13±1,71 ^a	0,093
Superficie	133,3±53,6 ^{ab}	93,0±33,0 ^a	168,5±87,4 ^b	0,075
Profondeur	0,61±0,31 ^a	0,59±0,34 ^a	0,52±0,36 ^a	0,657

Il apparaît que le nombre moyen d'espèces protégées est significativement plus élevé dans les sites de prairies de fauche que dans les sites de pâture. Le nombre moyen d'espèces d'hélophytes tend à être plus élevé dans les sites de prairie de fauche que dans les sites de pâture, bien que cette différence ne soit pas significative ($p = 0,093$). Le Tableau 17 montre aussi que la concentration moyenne en nitrates est significativement plus haute dans les sites de pâture que dans les sites de fauche et qu'elle tend à être plus élevée dans les sites de pâture que dans les sites de prairies mixtes, bien que cette différence ne soit pas significativement plus strictement significative ($p = 0,147$). La concentration en phosphates tend à être plus élevée dans les sites de pâture que dans les sites de prairies de fauche, bien que cette différence ne soit pas non plus strictement significative ($p = 0,070$). Enfin, la superficie moyenne des sites de pâture est significativement plus élevée que celle des sites de prairie mixte.

Tableau 23. Anovas sur les variables floristiques et physico-chimiques en fonction de l'accès du bétail aux mares. Chaque variable est décrite par modalité par sa moyenne±écart-type. Les lettres en exposant renvoient aux structurations des moyennes, les moyennes n'ayant aucune lettre en commun sont significativement différentes. Pour chaque variable, la p-valeur du test est donnée (p-valeur anova).

Variables	Pas d'accès	Accès du bétail	p-valeur anova
Richesse sp	42,32±14,48 ^a	33,14±12,01 ^a	0,128
Nombre sp protégées	0,26±0,51 ^a	0,00±0,00 ^a	0,182
Nb hydrophytes	2,84±1,37 ^a	3,57±1,40 ^a	0,211
Nb hélophytes	12,87±5,38 ^b	8,29±4,61 ^a	0,032
Nb sp prairiales	26,61±11,84 ^a	21,29±8,24 ^a	0,327
Ellenberg - N	5,71±0,53 ^a	6,14±0,38 ^b	0,048
pH	7,4±0,7 ^a	7,1±0,5 ^a	0,240
Oxygène	0,572±0,264 ^a	0,485±0,491 ^a	0,515
Conductivité	324,7±211,3 ^a	546,0±398,0 ^a	0,083
Nitrates	2,18±5,57 ^a	5,14±6,94 ^b	0,051
Phosphates	0,74±1,31 ^a	0,31±0,17 ^a	0,419
Superficie	121,9±59,4 ^a	201,8±84,8 ^b	0,017
Profondeur	0,63±0,33 ^b	0,32±0,17 ^a	0,014

Il apparaît que la richesse spécifique moyenne tend à être plus élevée dans les sites inaccessibles au bétail, bien que cette différence ne soit pas significative ($p = 0,120$). La conductivité moyenne des sites accessibles au bétail tend à être plus élevée bien que cette différence ne soit pas strictement significative non plus ($p = 0,075$). Les moyennes d'indice d'Ellenberg de niveau trophique, de concentration en nitrates et de superficie sont significativement plus élevées dans les sites où le bétail a accès à la mare. En revanche, les sites inaccessibles au bétail présentent une profondeur moyenne et un nombre moyen d'espèces hélophytes significativement plus élevés.

5 Discussion

Depuis le siècle dernier, la perte de milieux humides s'est accélérée (Davidson, 2014), le déclin des espèces d'eaux douces dépasse celui des espèces terrestres (Gardner et al., 2015). Les mares agricoles, remplissant autrefois de nombreux usages, ont perdu une grande partie de leurs utilités et beaucoup ont aujourd'hui disparu (Graitson, 2009). Les mesures agro-environnementales ont pour objectif d'améliorer la biodiversité dépendant de la gestion agricole. Compte tenu du budget conséquent qu'elle représentent pour la conservation de la nature au niveau de l'Union Européenne, il est important d'étudier leur efficacité en termes d'amélioration de la biodiversité (Batáry et al., 2015). À ce jour, peu d'études ont été réalisées pour évaluer l'efficacité des mesures agro-environnementales sur la diversité de la flore des mares.

5.1 État des mares dans la région naturelle de la Fagne-Famenne

En comparaison aux autres types de végétation, le pool d'espèces d'hydrophytes rencontrées est le moins riche des trois, suivi du pool d'espèces d'hélophytes puis de celui des espèces prairiales et de lisière forestière qui constituent le pool d'espèces le plus diversifié. Étant donné que les espèces prairiales et une partie des hélophytes sont généralement déjà présents quand une mare est creusée, leur plus grande richesse spécifique était attendue. Les mares sont dominées par la glycerie (*Glyceria fluitans*) et par la lentille d'eau (*Lemna minor*). La végétation aquatique est fréquemment composée de plantain d'eau (*Alisma plantago-aquatica*), de spirodèle à plusieurs racines (*Spirodela polyrrhiza*), de potamot nageant (*Potamogeton natans*) et de vulpin genouillé (*Alopecurus geniculatus*). Les ceintures végétales sont variées, souvent dominées par des jonchaies (*Juncus effusus*, *Juncus inflexus*, *Juncus conglomeratus* et *Juncus articulatus*) et composées d'épilobes (*Epilobium ciliatum* et *Epilobium parviflorum*), de reine des prés (*Filipendula ulmaria*), de lycoper d'Europe (*Lycopus europaeus*), de petite douve (*Ranunculus flammula*), et plus occasionnellement d'Héléocharis (*Eleocharis palustris*), de salicaire (*Lythrum salicaria*), de rubaniers (*Sparganium erectum* et *Sparganium emersum*) ou de massettes (*Typha latifolia*). Environ trois quarts des mares présentent des concentrations en phosphates inférieures à 0,5 mg/L et des concentrations en nitrates inférieures à 1,3 mg/L. Selon le SEQ-Eau, l'eau des mares de Fagne-Famenne présente donc globalement une bonne à très bonne aptitude à la biologie, permettant l'accueil d'un nombre plus ou moins important de taxons polluo-sensibles avec une diversité satisfaisante (ISSEP, 2012; MEDD, 2003). L'observation de l'indice d'Ellenberg de niveau trophique des espèces inventoriées indique que les mares visitées sont en majorité composées d'espèces mésoeutrophiles.

5.2 Influence des mesures agro-environnementales

Il apparaît que les sites faisant partie de prairies en contrat MC4 sont ceux présentant la plus grande diversité floristique, que ce soit en termes de richesse spécifique ou de nombre d'espèces protégées. L'analyse des données indique aussi que les sites sous régime MC4 présentent une plus grande richesse en hélophytes et en espèces prairiales. Étant donné que les prairies en MC4 sont désignées par un avis d'expert sur base de leur valeur biologique de départ (SPW, 2015), ce constat n'est pas étonnant. Les sites en contrat MB2 présentent des valeurs souvent proches de ceux sous régime MC4, l'influence de ces deux catégories de gestion sur la diversité floristique est plutôt similaire. Les sites sous régime MB2 et MC4 sont d'ailleurs les seuls à présenter des espèces protégées et les sites sous régime MB2 présentent la plus grande diversité en espèces d'hydrophytes. Les analyses de la variance et le calcul des corrélations entre les variables font ressortir des paramètres caractéristiques d'un enrichissement des eaux en nutriments et en matières organiques. Il s'agit, pour des valeurs élevées, de l'indice d'Ellenberg de niveau trophique et des concentrations en nitrates et en phosphates. Pour des valeurs faibles, il s'agit du pourcentage de saturation en oxygène. Les sites en contrat MB9 et les sites sans contrat MAE se caractérisent par une diversité floristique plus faible que

les deux autres catégories de modes de gestion. Ils présentent davantage des caractéristiques de milieux enrichis en nutriments et en matières organiques, ce qui est mis en évidence par les paramètres tels que les concentrations en nitrates et en phosphates ou le pourcentage de saturation en oxygène et par d'autres paramètres qui leur sont corrélés (indice d'Ellenberg de niveau trophique et conductivité essentiellement).

Il est intéressant de constater que la hiérarchie des régimes MAE selon leur degré d'extensivité, établie à partir de leurs contraintes en termes de gestion, se vérifie par l'observation des caractéristiques physico-chimiques et floristiques des mares. En effet, les sites en régimes MB2 et MB9 présentent des valeurs intermédiaires entre celles des sites sans contrat MAE et celles des sites en MC4. Les valeurs du régime MB2 sont souvent plus proches du régime MC4, plus extensif, tandis que celles du régime MB9 se rapprochent de celles des sites sans contrat MAE, moins extensifs. Toutefois, même si ce gradient d'extensivité existe et se justifie, il est bon de rappeler que des différences de pratiques peuvent se présenter au sein même d'un régime MAE, surtout concernant les sites en contrat MB9 et ceux sans contrat MAE. Par exemple, il pouvait arriver que des prairies ne soient fertilisées qu'un an sur deux ou que des prairies mixtes ne soient pas pâturées chaque année. Les agriculteurs peuvent obéir à d'autres contraintes comme celles définies par le cahier des charges de l'agriculture biologique ou encore à des contraintes intrinsèques aux prairies comme une mauvaise accessibilité. Cela pourrait expliquer pourquoi certains sites sous contrat MB9 ou sans contrat MAE ne suivent pas la tendance globale. Cette variabilité des pratiques de gestion est plus probable dans les prairies en contrat MB9 car les contraintes sont définies à l'échelle de l'exploitation, que dans les régimes MB2 et MC4 pour lesquels les contraintes s'appliquent à l'échelle de la parcelle. De plus, les données recueillies auprès des agriculteurs sur les pratiques de gestion des prairies étaient classées de façon qualitative. Ceci explique qu'une partie de l'information recueillie ait parfois été perdue et que des prairies gérées plus ou moins extensivement soient parfois considérées comme semblables concernant leurs pratiques de gestion.

Après l'identification des espèces dominantes sur base du jeu de données floristiques complet, il apparaît que la structure végétale globale des mares échantillonnées est semblable entre les différents groupes et liée aux hydrophytes et aux hélophytes. En revanche, la distinction entre les communautés floristiques identifiées est plutôt liée aux espèces prairiales ou de lisière forestière rencontrées dans les stations. L'analyse du jeu de données floristiques complet montre que les sites sous contrats MC4 et MB2 ont tendance à présenter les mêmes communautés floristiques, plutôt typiques de prairie de fauche ou de mégaphorbiaie. Il en va de même pour les sites sous contrat MB9 et les sites sans contrat MAE qui présentent des communautés d'espèces plutôt généralistes ou d'espèces typiques de pâturage. Cette tendance se maintient lors des analyses des jeux de données reprenant uniquement les espèces d'hélophytes ou uniquement les espèces prairiales. En revanche elle ne se confirme pas lors de l'analyse du jeu de données reprenant uniquement les espèces d'hydrophytes. Ceci suggère que l'influence des régimes MAE porte davantage sur les espèces d'hélophytes et sur les espèces prairiales que sur la flore hydrophyte.

5.3 Influence des facteurs de gestion

Il apparaît que l'influence des régimes MAE se coordonne avec celles des pratiques de gestion qui les caractérisent. Ainsi, l'influence de la fertilisation des prairies, du pâturage et de l'accès du bétail aux mares peut être reliée aux sites sous contrat MB9 et aux sites sans contrat MAE tandis que l'influence de la gestion des prairies par fauche et de l'absence de fertilisation peut être reliée aux régimes MC4 et MB2.

L'analyse de la variance en fonction du régime d'exploitation montre des différences entre les sites de prairies de fauche et les sites de pâtures, tandis que ceux de prairies mixtes présentent des caractéristiques intermédiaires. Les sites de prairies de fauche se caractérisent par une plus grande diversité floristique, notamment en espèces d'hélophytes. L'eau des mares de prairies pâturées présente des valeurs élevées de concentrations en nitrates et en phosphates.

L'analyse de la variance en fonction de l'accès du bétail fait ressortir une tendance des sites inaccessibles au bétail à présenter une richesse spécifique plus élevée, notamment en hélophytes. Ceci montre que la richesse spécifique et la richesse en hélophytes sont négativement corrélées au piétinement des berges. Les sites accessibles au bétail ont tendance à présenter des valeurs élevées de conductivité, d'indice d'Ellenberg de niveau trophique et de concentration en nitrates. Cela s'explique par l'apport d'urine et de déjections dans l'eau par les bêtes (Declerck et al., 2006). Concernant la morphométrie des mares, celles accessibles au bétail ont tendance à être moins profondes et de plus grande superficie. Il est probable que cela soit dû à la dégradation des berges qui augmente la charge en sédiments dans l'eau (Declerck et al., 2006).

Les analyses de la variance en fonction de la fertilisation des prairies indiquent que les sites se trouvant dans des prairies fertilisées présentent des valeurs d'indice d'Ellenberg de niveau trophique et de concentration en nitrates plus élevées et présentent de faibles valeurs de pourcentage de saturation en oxygène. Les mares de prairies fertilisées présentent des profondeurs plus faibles. Ces mares présentent aussi une diversité floristique plus faible, qui est soulignée par la corrélation négative observée entre la richesse spécifique et la concentration en nitrates. Concernant les différents types de végétation, les sites en prairies fertilisées ont tendance à présenter une diversité plus faible en espèces d'hélophytes et en espèces prairiales. Il était déjà connu qu'il existait une corrélation négative entre la diversité floristique en macrophytes et la concentration en nutriments (Akasaka et al., 2010). Cependant, la fertilisation des prairies ne permet pas d'expliquer la diversité des espèces d'hydrophytes.

Il apparaît donc que la richesse en hydrophytes soit mal expliquée par les régimes MAE et par les pratiques de gestion. Les groupes formés à partir du jeu de données reprenant uniquement les espèces d'hydrophytes font ressortir un groupe à *Potamogeton natans*, caractérisé par un indice d'Ellenberg de niveau trophique plus faible que celui des autres groupes et par une profondeur plus importante. Un autre groupe caractérisé par *Alopecurus geniculatus* montre une tendance inverse et une conductivité plus élevée. Mis à part cela, les communautés d'espèces d'hydrophytes sont peu différenciables sur base des variables mesurées et ne présentent pas de différences concernant les variables floristiques comme la richesse spécifique. D'abord, il est probable que les différences entre communautés d'hydrophytes puissent être plus marquées avec un plus grand nombre de sites échantillonnés car les groupes cités ci-dessus présentent une légère tendance dans la répartition des MAE qui pourrait s'accroître. Il est étonnant que les communautés d'hydrophytes ne se différencient pas par rapport à la qualité de l'eau. En effet, il est connu que les macrophytes submergés et à feuilles flottantes sont plus sensibles à la qualité de l'eau que les macrophytes émergés (Akasaka et al., 2010). Ceci est peut-être lié au fait que la limite inférieure des gammes de mesure des kits de dosage des nutriments s'est avérée supérieure aux valeurs de concentrations en nutriments les plus fréquemment rencontrées. Il serait intéressant d'observer les différences entre les communautés d'hydrophytes avec des mesures plus précises de concentrations en phosphates et en nitrates. D'autres paramètres physico-chimiques de l'eau influencent la biodiversité des mares, tels que le pH, la transparence et le taux de matières organiques dans les sédiments (Brönmark et al., 2002; Angélibert et al., 2004; Akasaka et al., 2010; Oertli et al., 2013). Le pH est resté relativement constant dans les sites échantillonnés, sa variation pourrait peut-être permettre de comprendre les différences entre les communautés hydrophytes. Il a été rapporté que les mares ne se groupent pas toujours de la même façon en fonction de la végétation qu'en fonction de la qualité de l'eau car une grande partie des macrophytes aquatiques sont enracinées dans le sol et peuvent dépendre plus de la chimie des sédiments que de celle de l'eau environnante (Linton et al., 2000). Cela suggère que la mesure des paramètres physico-chimiques des sédiments puisse expliquer davantage les groupements floristiques observés que la qualité de l'eau. Le régime hydrique des mares pourrait aussi être intéressant à étudier dans la mesure où il est représentatif des fluctuations du niveau d'eau, celui-ci pouvant atteindre un niveau auquel les plantes nécessitent des adaptations pour survivre ou une bonne capacité de dispersion vers d'autres plans d'eau (Brönmark et al., 2002). Or, les hydrophytes ne peuvent pas survivre en-dehors des plans d'eau c'est pourquoi la connectivité des points d'eau serait un facteur intéressant à étudier car elle est déterminante dans la distribution des macrophytes submergés et à feuilles flottantes (Dahlgren et al., 2005). L'âge de la mare pourrait aussi être un facteur influençant les communautés d'hydrophytes. En effet, le vieillissement d'une mare s'accompagne d'un atterrissement progressif caractérisé par une diminution de la profondeur de la mare et de son volume d'eau libre, ce qui conduit à la perte d'espèces purement aquatiques (Biggs et al., 1994). La variabilité de la superficie des mares a volontairement été limitée dans ce travail mais pourrait être étudiée car la superficie est connue pour être positivement corrélée à la richesse spécifique en plantes aquatiques (Oertli et al., 2002).

6 Conclusion

Ce travail a démontré que les mares de prairies sous contrats MC4 et MB2 présentent une plus grande diversité floristique et une meilleure qualité de l'eau que les sites de prairies sous contrat MB9 ou les sites de prairies sans contrat MAE. Les valeurs de richesse spécifique et de concentration en oxygène dissous évoluent de façon croissante selon un gradient d'extensivité allant des sites de prairies sans contrat MAE aux sites de prairies sous contrat MC4, tandis que les concentrations en nitrates et en phosphates présentent une évolution inverse à ce gradient.

Les mares de prairies sous contrats MC4 et MB2 présentent des communautés floristiques typiques de prairie de fauche ou de mégaphorbiaie tandis que les mares des prairies sous contrat MB9 et des prairies sans contrat MAE présentent des communautés floristiques plutôt composées d'espèces généralistes ou d'espèces typiques de pâturage.

Les mares de prairies sous contrats MC4 et MB2 présentent une plus grande richesse en hélophytes et en espèces prairiales que les sites de prairies sous contrat MB9 ou de prairies sans contrat MAE. Par contre le type de MAE ne permet pas d'expliquer la diversité des espèces d'hydrophytes. Cette diversité pourrait être liée à d'autres facteurs non mesurés dans ce travail ou dont la variabilité a été limitée tels que le pH, les caractéristiques physico-chimiques du substrat, la superficie des mares, leur âge, leur régime hydrique et la connectivité des points d'eau. Des études se focalisant davantage sur ce type de végétation et incluant un plus grand nombre de mares échantillonnées semble nécessaires pour comprendre comment les communautés d'espèces d'hydrophytes sont influencées afin de pouvoir établir des pratiques permettant de favoriser leur diversité.

7 Références

- Akasaka M., Takamura N., Mitsuhashi H. & Kadono Y., 2010. Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. *Freshw. Biol.* **55**(4), 909-922.
- Angélibert S., Marty P., Céréghino R. & Giani N., 2004. Seasonal variations in the physical and chemical characteristics of ponds: implications for biodiversity conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **14**(5), 439-456.
- Batáry P., Dicks L. V., Kleijn D. & Sutherland W.J., 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv. Biol.* **29**(4), 1006-1016.
- Bensettiti F., Gaudillat V. & Haury J. (coord), 2002. « *Cahiers d'habitats* » Natura 2000. *Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 3 - Habitats humides*, MATE/MAP/ MNHN. Éd. La Documentation française, Paris.
- Biggs J. et al., 1994. New approaches to the management of ponds. *Br. Wildl.* **5**(5), 273-287.
- Biggs J. et al., 2005. 15 Years of pond assessment in Britain: Results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **15**(6), 693-714.
- Brönmark C. & Hansson L.-A., 2002. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environ. Conserv.* **29**(3), 290-307.
- CBD, 1992. *Convention on biological diversity*, Rio de Janeiro, Argentina.
- CBD, 2014. Fifth National Report of Belgium to the Convention on Biological Diversity.
- Céréghino R. et al., 2014. The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia* **723**(1), 1-6.
- Commission Européenne, avril-10-2018. Mesures agro-environnementales | Agriculture et développement rural. https://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures_fr, (10/04/2018).
- Conseil des Communautés Européennes, 1992. *DIRECTIVE 92/43/CEE DU CONSEIL du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages*.
- Cristofoli S., 2009. Réponse des espèces à la fragmentation et la restauration des landes humides et habitats associés en haute Ardenne (Belgique) : une approche multi-taxonomique.
- Dahlgren J.P. & Ehrlén J., 2005. Distribution patterns of vascular plants in lakes - the role of metapopulation dynamics. *Ecography (Cop.)*. **28**, 49-58.
- Davidson N.C., 2014. How much wetland has the world lost ? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar. Freshw. Res.* **65**(10), 934-941.
- Declerck S. et al., 2006. Ecological characteristics of small farmland ponds: Associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biol. Conserv.* **131**(4), 523-532.
- Díaz S. et al., 2007. Functional diversity - at the crossroads between ecosystem functioning and environmental filters. In: Canadell, J.G., Pataki, D.E., Pitelka, L.F. éd. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Springer, Berlin, Heidelberg, 81-91.
- Dictionnaire de français Larousse, août-14-2018. Définitions : aphotique. <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/aphotique/4461>, (14/08/2018).
- Dijkstra K.-D.B., 2015. *Guide des Libellules de France et d'Europe*, Delachaux et Niestlé.

- Dufrène M., 2004. Réseau écologique - Structure écologique principale.
- Dufrène M. & Fautsch M., 2008. *Le réseau Natura 2000, une opportunité pour la nature en Wallonie*, Weyrich Édition, Neufchâteau.
- Dufrène M. & Legendre P., 1997. Species Assemblages and Indicator Species : The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecol. Monogr.* **67**(3), 345-366.
- EPCN, 2009. *Manifeste pour les mares et les étangs*.
- Feltz C., Droeven E. & Kummert M., 2004. *Territoires paysagers de Wallonie*, Ministère de la Région wallonne, Namur.
- Gardner R.C. et al., 2015. State of the World's Wetlands and their Services to People : A compilation of recent analyses.
- Graitson E., 2009. *Elaboration d'un référentiel et de documents de vulgarisation sur les mares agricoles - Descriptif et caractérisation des mares agricoles en Région Wallonne*.
- Graitson E. & Jacob J.-P., 2001. La restauration du maillage écologique : une nécessité pour assurer la conservation de l'herpétofaune en Wallonie. *Nat. Mosana* **54**(2), 21-36.
- Hobbs R.J. & Norton D.A., 2004. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T., Halle, S. éd. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Island Press, Washington, D.C., USA, 72-95.
- ISSeP, 2012. Réseau de contrôle des C.E.T. en Région Wallonne - Rapport annuel sur la qualité des eaux autour des C.E.T., Liège.
- Iweps, 2018. Indicateurs statistiques | Densité de population en Wallonie.
<https://www.iweps.be/indicateur-statistique/densite-de-population/>, (11/04/2018).
- Jonsson M. & Malmqvist B., 2000. Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* **89**(3), 519-523.
- Julve P., 1998. Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France.
<http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>, (30/07/2018).
- Keddy P.A., 1992. Assembly and Response Rules: Two Goals for Predictive Community Ecology. *J. Veg. Sci.* **3**(2), 157-164.
- Kwet A., 2016. *Reptiles et amphibiens d'Europe*, Delachaux et Niestlé.
- Linton S. & Goulder R., 2000. Botanical conservation value related to origin and management of ponds. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **10**(2), 77-91.
- McNaughton S.J., 1993. Biodiversity and function of grazing ecosystems. In: Schulze, E.-D., Mooney, H.A. éd. *Biodiversity and ecosystem function*. Springer-Verlag, Berlin, Germany, 361-383.
- MEDD, 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Grilles d'évaluation SEQ-Eau (Version 2).
- Melin E., 1997. La problématique du réseau écologique: Bases théoriques et perspectives d'une stratégie écologique d'occupation et de gestion de l'espace. In: *Colloque international Le Réseau écologique*. 39-56.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being : Synthesis, Island Press, Washington, DC.

- Natagora, avril-13-2018. Life prairies bocagères. Restauration de micro-habitats pour les espèces cibles. <http://www.lifeprairiesbocageres.eu/index.php?id=restaurationdemicro-habitats>, (13/04/2018).
- Natagriwal, août-10-2018. Méthodes Agro-environnementales et Climatiques | Mares. <https://www.natagriwal.be/fr/mesures-agro-environnementales/liste-des-mae/fiches/details/338>, (10/08/2018).
- Natagriwal asbl, 2014. *Guide de gestion Natura 2000*.
- Oertli B. et al., 2000. Diversité biologique et typologie écologique des étangs et petits lacs de Suisse. Rapport OFEFP, LEBA et UNIGE.
- Oertli B. et al., 2002. Does size matter ? The relationship between pond area and biodiversity Does size matter ? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.* **104**(1), 59-70.
- Oertli B. et al., 2005. Conservation and monitoring of pond biodiversity : Introduction. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **15**(6), 535-540.
- Oertli B. & Frossard P.-A., 2013. *Mares et étangs : écologie, gestion, aménagement et valorisation*, Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2000. *Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*, Journal officiel des Communautés européennes.
- SPW, 2015. *Arrêté ministériel exécutant l'arrêté du Gouvernement wallon du 3 septembre 2015 relatif aux aides agro-environnementales et climatiques*.
- SPW, 2018. *Code du Développement territorial*.
- SPW, avril-9-2018. Agrinature. La Fagne-Famenne. <https://www.agrinature.be/index.php?lg=fr&rub=agrinature&pg=paysages-agricoles-wallonie&spg=fagne-famenne>, (09/04/2018).
- SPW - DGO3, 2012. Liste des espèces végétales protégées en Wallonie.
- SPW - DGO3 - DEMNA - DEE, 2017. *Rapport sur l'état de l'environnement wallon 2017 (REEW 2017)*, SPW Éditions, Jambes, Belgique.
- Steffan-Dewenter I. et al., 2002. Scale-Dependent Effects of Landscape Context on Three Pollinator Guilds. *Ecology* **83**(5), 1421-1432.
- Tilman D., 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity : a search for general principles. *Ecology* **80**(5), 1455-1474.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J. & Melillo J.M., 1997. Human Domination of Earth' s Ecosystems. *Science* (80-.). **277**(5325), 494-499.
- Williams P. et al., 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biol. Conserv.* **115**(2), 329-341.