Les anciennes cressonnières de l'Essonne : Effets de la recolonisation des zones humides artificielles sur la dynamique de l'azote

Jérémy Pulou

▶ **To cite this version:**

Jérémy Pulou. Les anciennes cressonnières de l'Essonne : Effets de la recolonisation des zones humides artificielles sur la dynamique de l'azote. Autre. AgroParisTech, 2011. Français. NNT : 2011AGPT0078 . pastel-00910075

HAL Id: pastel-00910075
https://pastel.hal.science/pastel-00910075

Submitted on 27 Nov 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

AgroParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET INDUSTRIES DU VIVANT ET DE L'ENVIRONNEMENT
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY FOR LIFE, FOOD AND ENVIRONMENTAL SCIENCES

SIARCE

IRN

INRA

Cemagref
Sciences, eaux & territoires

AGRO CAMPUS OUEST

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

(AgroParisTech)

Spécialité : Sciences de l'eau

présentée et soutenue publiquement par

Jérémy Pulou

Le 19 décembre 2011

Les anciennes cressonnières de l'Essonne:

Effets de la recolonisation des zones humides artificielles sur la dynamique de l'azote

Directeur de thèse : **Pr. Jacques Haury**
Co-encadrement de la thèse : **Dr. Julien Tournebize, Annabelle Rosel**

Jury

Mme Catherine GRIMALDI, Dr, UMR SAS, INRA Agrocampus Ouest	Rapporteur
Mme Gabrielle THIEBAUT, Pr, UMR ECOBIO, CNRS Université Rennes 1	Rapporteur
Mme Michèle TREMOLIERES, Pr, UMR LHyGeS CNRS Université de Strasbourg	Examinateur
M. Michel BOTINEAU, Pr, Faculté de Pharmacie de Limoges	Examinateur
M. Cyril KAO, Dr, AgroParisTech	Président du jury
M. Jacques HAURY, Pr, UMR ESE, INRA Agrocampus Ouest	Directeur de thèse
M. Julien TOURNEBIZE, Dr, CEMAGREF	Co-directeur de thèse
Mme Annabelle ROSEL, SIARCE	Co-directeur de thèse
M. Yann RAGUENES, Conseil Général de l'Essonne	Membre invité

SIARCE
37, Quai de l'Apport-Paris
91813 Corbeil-Essonnes Cedex

CEMAGREF
1 Rue Pierre-Gilles de Gennes
92761 Antony cedex

Résumé

La rivière Essonne est influencée quantitativement et qualitativement par la nappe de Beauce. L'eau de cette nappe possède des concentrations en nitrates élevées et qui continuent d'augmenter, représentant ainsi une menace croissante pour la qualité du cours d'eau. Des cressonnières (zones humides artificielles où le cresson de fontaine [*Nasturtium officinale* R. Br.] est cultivé) étaient autrefois très nombreuses entre ces deux masses d'eau, mais sont aujourd'hui massivement abandonnées. Or, ces zones humides jouent potentiellement un rôle épurateur vis-à-vis des nitrates, et pourraient contribuer au bon état du cours d'eau en limitant les transferts de ces nutriments (zones tampons) de la nappe vers la rivière. Ce travail a donc pour objectif d'étudier l'élimination des nitrates dans les cressonnières, mais également l'évolution de ces zones humides après l'abandon de la culture du cresson, et ses conséquences sur l'épuration. Pour cela, nous nous sommes basés sur l'étude d'un site expérimental (Maisse, 91, France) comprenant plusieurs stades d'abandon et sur des expérimentations en laboratoire (bioréacteurs). Les successions de macrophytes après l'abandon de la culture ont été étudiées sur le site expérimental et dans 14 autres sites de la vallée de l'Essonne.

Après l'abandon de la culture, le cresson ne se maintient pas dans les fosses. On observe alors une évolution progressive vers un milieu terrestre, avec la colonisation successive par des hydrophytes pionnières ou invasives (*Lemna minuta* Kunth.), puis par des hélophytes pionnières (*Epilobium hirsutum* L., *Typha latifolia* L., *Phragmites australis* (Cav.) Steud.). Enfin, il s'établit une roselière avec l'apparition d'espèces arbustives et ligneuses (*Salix* sp), qui s'accompagne d'un comblement des fosses et qui semble constituer une transition vers une forêt alluviale.

Au cours du passage de l'eau dans les fosses du site expérimental, une partie des nitrates a été éliminée. Les fosses cultivées ont été les plus efficaces avec un taux moyen de 1770 mg NO_3^-/m^2/jour au cours des trois années de suivi. En comparaison, les fosses abandonnées ont montré des taux d'élimination largement inférieurs allant de 550 à 750 mg NO_3^-/m^2/jour. Toutefois, ces taux n'ont permis qu'une faible diminution des concentrations (approximativement 44 mg/L en entrée à 42 mg/L en sortie) à cause de temps de séjour trop courts de l'eau dans les fosses. Les taux d'élimination des nitrates ont varié de façon saisonnière, avec un maximum en été et un minimum en hiver. L'ampleur des variations saisonnières a cependant été beaucoup plus forte dans les fosses cultivées que dans les fosses abandonnées. L'estimation des prélèvements par les macrophytes a montré que la dénitrification est la voie majoritaire de l'élimination des nitrates (70 à 85% de l'élimination totale). Des mesures de dénitrification potentielle en bioréacteurs ont montré que ce processus était limité par la disponibilité du carbone organique. Or, le cresson des fosses cultivées représente une source de carbone très disponible, par rapport aux hélophytes (*Phragmites australis*) qui dominent les cressonnières abandonnées.

L'effet des cressonnières sur les concentrations en nitrates de la rivière Essonne est actuellement limité, mais peut être amélioré par la gestion des sources de carbone et des temps de séjour de l'eau dans ces zones humides.

Mots-clés : nitrates, zones humides, dénitrification, macrophytes, cresson

Abstract

River Essonne is quantitatively and qualitatively influenced by groundwater. Nitrate concentrations of this groundwater are high and are still increasing, threatening the quality of the watercourse. In the past, watercress farms (artificial wetlands where watercress [*Nasturtium officinale* R. Br.] is cultivated) were numerous between this groundwater and the river, but they are nowadays massively abandoned. These wetlands potentially play the role of buffer zones, and could contribute to maintain the quality of surface water with respect to nitrate.

This study aims to assess nitrate mitigation in watercress farms, but also the changes occurring in these wetlands after watercress cropping has been abandoned and their consequences on nitrate removal. This work is based upon the study of an experimental site (Maisse, France) including several stages of abandon, and on laboratory experiments (bioreactors). Macrophytes succession after the abandonment of watercress farms has been assessed at the experimental site and in 14 other abandoned sites of the Essonne valley.

After the abandonment of the crop, watercress do not maintain in the beds. The wetlands progressively evolve towards a terrestrial ecosystem, being successively colonized by pioneer or invasives hydrophytes (*Lemna minuta* Kunth.) and by pioneer helophytes (*Epilobium hirsutum* L., *Typha latifolia* L., *Phragmites australis* (Cav.) Steud.). To finish with, the vegetation consists in reed beds, with the appearance of shrubby and woody species (*Salix* sp) which seems to indicate an evolution towards an alluvial forest.

Nitrates were partially removed from the water between the inflow and the outflow of our experimental site. Cultivated beds were the most efficient with a mean removal rate of 1770 mg NO_3^-/m²/day during this 3-years survey. In comparison, abandoned beds exhibited lower removal rates ranging from 550 to 750 mg/m²/day. In spite of these rates, the effects on nitrate concentrations in water were limited (approximately 44 mg/L at the inflow and 42 mg/L at the outflow), because the residence times were short. Nitrate removal rates varied seasonally, and were highest in summer and lowest in winter. The amplitude of these variations was higher in cultivated beds than in abandoned beds. The estimate of nitrate uptake by macrophytes revealed that denitrification could account for 70 to 85% of nitrate removal. Measurement of potential denitrification in bioreactors showed that organic carbon availability limited denitrification in watercress farm sediments. Watercress is a readily available source of carbon, in contrast with helophytes which dominate abandoned beds such as *Phragmites australis*.

The effects of nitrate mitigation in watercress farms on nitrate concentrations in the river Essonne are very limited, but can be improved with the management of carbon sources and hydraulic residence time in these wetlands.

Keywords: nitrate, wetlands, denitrification, macrophytes, watercress

Remerciements

Ce travail a été mené à l'initiative du SIARCE (Syndicat Intercommunal d'Assainissement, de Réseaux et de Cours d'Eau de l'Essonne ; basé à Corbeil-Essonnes, 91), grâce à une convention CIFRE réalisée avec ce syndicat intercommunal, en partenariat avec le CEMAGREF (Antony, 92) et l'INRA/Agrocampus Ouest (Rennes, 35). Il a notamment bénéficié de financements du Conseil Général de l'Essonne, du PIREN Seine, et du projet INGEZHA (INGénierie Ecologique des Zones Humides Artificielles, réponse à l'appel à projets « Ingénierie Ecologique » lancé conjointement par le CEMAGREF et le CNRS). Je tiens à remercier l'ensemble de ces organismes pour leurs contributions essentielles à cette thèse.

Je souhaite remercier les membres du jury : Dr Catherine Grimaldi, Pr Gabrielle Thiébaut, Pr Michèle Trémolières, Pr Michel Botineau, Dr Cyril Kao et Yann Raguenes. Votre présence dans ce jury est pour moi un grand honneur.

Je voudrais également remercier les personnes qui ont contribué à l'encadrement de ce travail, et en premier lieu Dr Julien Tournebize, Pr Jacques Haury et Annabelle Rosel. Tout au long de ces trois années, vous m'avez prodigué de précieux conseils, et j'ai appris énormément à vos côtés. Chacun(e) à votre manière, vous avez fait le nécessaire afin que ce travail puisse se dérouler dans les meilleures conditions possibles.

D'autres personnes, même si elles ne font pas partie de l'encadrement officiel de cette thèse, ont dans ce projet dépensé sans compter leur temps et leur énergie, et contribué à la au bon déroulement de ces trois années : Cédric Chaumont, qui a notamment fait preuve de génie pour résoudre les problèmes délicats auxquels nous avons été confrontés sur le terrain ou au laboratoire. Dr Anniet Laverman, avec qui la collaboration a été particulièrement agréable, enrichissante et efficace, que ce soit pour la partie expérimentale ou la rédaction. Enfin Xavier Grillo, qui depuis le SIARCE a toujours su veiller à ce que ce travail se passe bien.

J'adresse un grand merci aux différents stagiaires qui ont travaillé sur ce projet (Cécile Meigné, Nicolas Pointu, Grégoire Alabergère et Alexandra Crème), qui ont été d'une aide précieuse et avec qui il a été très agréable de travailler.

Je remercie l'ensemble des cressiculteurs que j'ai pu rencontrer au cours de ce travail, qui ont été une véritable mine d'informations et de qui j'ai beaucoup appris. En particulier, je remercie Michel Dauphin qui nous a permis de travailler sur sa cressonnière.

Je remercie également l'intégralité de l'équipe TAPAHS du CEMAGREF (Yves Nédélec, Hocine Henine, Elodie Passeport, Bernard Vincent, Gaëlle Tallec, Irina Ginzburg, Alain Guerin, en plus de Julien et Cédric cités plus-haut), mais aussi Angeline Guenne, Nina Pourette, Sophie Morin, Valérie Dansin et Laurence Tanton. Merci également à Josette Garnier, Gilles Billen, Guillaume Vilain (UMR Sysiphe) et Maryse Rouelle-Castrec (Bioemco). De même, j'adresse tous mes remerciements à mes collègues du SIARCE, en particulier ceux de la Direction « Rivière et Milieu Naturel » (En plus de Xavier et Annabelle ; Julien Ruhlmann, Olivier Mélart, Thierry Fuhrer, Damien Simonnet et Dominique Chaussedoux), mais également à Olivier Caudy, Nikolas Aubourg, Bruno Pillias et Pascal Lopes.

Je remercie mon instituteur de CP (M. Salomon) qui m'a fait aimer l'école, ainsi que tous mes amis Appaméo-Toulousains (ainsi que les exilés à Paris, dans le Gers, en Alsace ou en Bourgogne), qui m'ont accompagné dans la plupart de mes années d'études, pour certains même depuis l'époque de M. Salomon.

Je garde mes plus gros remerciements pour la fin. Ils s'adressent à ma famille, et en premier lieu à ma mère qui s'est toujours sacrifiée pour le bonheur de ses enfants. Je remercie également ma sœur Gaëllou ainsi que mon frère Petit-Flo et leurs conjoints respectifs, le petit Antonin, ma grand-mère Irène Pulou, mes grand-parents Jacques et Maryse Delpech, et tout le reste des familles Delpech et Pulou. Je n'oublie pas l'ensemble de la famille Moratille et surtout Céline qui a réussi à me supporter avant ma thèse, pendant ma thèse, et j'espère réussira aussi longtemps après.

MERCI

Sommaire

Introduction – Nappe de Beauce, nitrates et cressonnières

1) Nitrates et pollutions 2
2) Nappe, rivière et résurgences 2
3) Histoire de la cressiculture en France et dans l'Essonne 3

Chapitre 1 – Eléments de bibliographie et état de l'art

1) Les zones humides et l'ingénierie écologique 8
1.1) Définitions et services rendus 8
1.2) Les zones humides tampons 9
1.3) Le cycle de l'azote dans les zones humides 9
1.3.1) Les formes de l'azote (Reddy et Patrick, 1984) 9
1.3.2) Présence dans l'environnement 11
1.3.3) Les processus de transformation de l'azote 11
2) Les zones humides tampon pour éliminer les nitrates 15
2.1) Facteurs de contrôle 15
2.1.1) Les macrophytes 15
2.1.2) Gestion hydraulique 17
2.2) Exemples d'ingénierie pour éliminer les nitrates 18
2.3) Performances d'élimination des nitrates 19
2.3.1) Ordres de grandeur 19
2.3.2) Saisonnalité 20
3) Cresson, cressonnières et qualité de l'eau 21
3.1) Présentation du cresson de fontaine 21
3.2) La cressiculture 22
3.2.1) Pratiques culturales 22
3.2.2) Engrais et phytosanitaires 26
3.3) Cresson et nutriments 27
4) Les successions de macrophytes dans les zones humides 29
4.1) Les communautés végétales 29
4.2) Forces sélectives et traits des végétaux 30
4.2.1) Environnement abiotique 30
4.2.2) Environnement biotique 30
4.3) Modèles et théories 31
4.3.1) Facilitation, Inhibition, Tolérance 31
4.3.2) Les stratégies CSR 31
4.3.3) La disponibilité des ressources 32
4.4) Tendances généralement observées 32
4.5) Biodiversité et fonctions des zones humides 32
5) Contexte Essonnien et problématique 33
5.1) Cressonnières, nitrates et transferts nappe-rivière 33
5.2) Questions soulevées 35

Chapitre 2 – Site, matériel et méthodes

1) Le site expérimental : la cressonnière du Moulin Neuf 39
1.1) Situation géographique 39
1.2) Hydrogéologie 40
2) Etude générale du site expérimental 41
2.1) Vues aériennes 41
2.2) Hydrologie : Débits et traçages 42
2.2.1) Débits des puits artésiens 42
2.2.2) Traçages et débits des canaux de décharge 43
2.2.3) Capteurs de pression 44
3) Etude des macrophytes 45
3.1) Relevés botaniques 45
3.2) Etude des successions 46
3.2.1) Fuzzy coding 46
3.2.2) Classification ascendante hiérarchique 46
3.3) Biomasses et analyses de végétaux (Crème, 2011) 46
3.4) Décomposition en litter-bags (Crème, 2011) 47
3.5) Analyse de la matière organique Van Soest (Crème, 2011) 48
4) Elimination des nitrates 48
4.1) Mesures sur le site expérimental 48
4.1.1) Mesure des concentrations en nitrates 48
4.1.2) Taux d'élimination moyen par fosse 49
4.1.3) Mesures de dénitrification et production de N_2O *in situ* 50
4.2) Dénitrification potentielle en bioréacteurs 51
4.2.1) Principe général 51
4.2.2) Dénitrification potentielle des sédiments 52
4.2.3) Effet de différentes sources de carbone 53
5) Microbiologie (Crème, 2011) 53
5.1) Estimation de la biomasse microbienne par fumigation-extraction 53
5.2) Electrophorèse sur gel en gradient dénaturant 54
6) Autres expérimentations 55
6.1) Rétablissement de l'écoulement dans des roselières 55
6.2) Diminution de la hauteur d'eau 57
6.3) Changement d'échelle (Alabergère, 2010) 58

Chapitre 3 – Etude et suivi du site expérimental

1) Fonctionnement du système nappe-cressonnière-rivière 60
1.1) Aspects quantitatifs 60
1.1.1) La nappe de Beauce 60
1.1.2) Cressonnière 61
1.1.3) Rivière 67
1.2) Qualité de l'eau 68
1.2.1) Nappe, rivière et nutriments 68
1.2.2) Alimentation des cressonnières 69
1.3) A l'intérieur des fosses 73

1.3.1) Des différences amont/aval 73
2) Macrophytes 77
2.1) Biodiversité 77
2.2) Conséquences sur l'hydraulique 78
2.3) Classification des espèces 80
2.4) Successions de macrophytes après l'abandon de la culture 82
2.4.1) Approche par espèces principales 83
2.4.2) Approche par groupes d'espèces 87
2.5) Discussion sur les successions 89
2.6) Nettoyage des fosses et colonisation alternative 93

Chapitre 4 – Cressonnières et élimination des nitrates

1) Boîtes noires : entrées et sorties de nitrates 98
1.1) Variations saisonnières 99
1.2) Différences entre groupes de fosses/stades d'abandon 100
1.3) Groupes de fosses et saisonnalité 101
2) Azote assimilé par les macrophytes 101
2.1) Monocultures 101
2.2) Estimation en fonction des différents stades d'abandon 103
3) Dénitrification 105
3.1) Organic carbon availability limits potential denitrification in watercress farm sediments (article soumis à "Ecological Engineering" le 13/10/2011) 105
3.2) Apports de carbone et décomposition des macrophytes 121
3.2.1) Cinétique de décomposition et qualité du carbone 121
3.2.2) Aspects quantitatifs 123
3.3) Microbiologie 125
3.4) Dénitrification *in situ* et production d'oxyde nitreux 128
4) Synthèse : Cressonnières, nitrates et macrophytes 130
4.1) Bilan sur l'élimination des nitrates 130
4.2) Stades d'abandon et processus d'élimination 132

Chapitre 5 – Valorisation : changement d'échelle et scénarii de gestion

1) Du site expérimental à la vallée de l'Essonne 136
1.1) Successions de macrophytes et validité du site expérimental 136
1.1.1) Classification des macrophytes 136
1.1.2) Successions de macrophytes 139
1.1.3) Stades d'abandon caractéristiques et élimination des nitrates 140
1.2) Cressonnières et nitrates de la rivière : différents scenarii 142
2) Manipulations des cressonnières 145
2.1) Changement de la hauteur d'eau 145
2.2) Remise en eau des roselières 146
2.3) Pistes d'amélioration 148
2.3.1) Temps de séjour 148
2.3.2) Température 150

2.3.3) Gestion du carbone organique 151
3) Conclusion 151

Conclusion et perspectives

1) Synthèse 154
2) Quel avenir pour les cressonnières de la vallée de l'Essonne ?..... 157

Références bibliographiques... 159

Annexes..... 180

Liste des tableaux

Chapitre 1 – Eléments de bibliographie et état de l'art

Tableau I-1 : Comparaison des cycles de développement du cresson à l'état naturel et en culture 25
Tableau I-2 : Teneurs en Azote (en vert) et Phosphore (en bleu) de différents organes de *N.officinale*, en % de masse sèche 27

Chapitre 2 – Site, matériel et méthodes

Tableau II-1 : Synthèse sur les forages géotechniques réalisés à Maisse, à proximité immédiate du site expérimental. D'après Fondasol (1998). 41
Tableau II-2 : Types de réacteurs utilisés lors des expérimentations avec différentes sources de carbone 53

Chapitre 3 – Etude et suivi du site expérimental

Tableau III-1 : Valeurs moyennes des concentrations en divers éléments et des températures relevées dans les puits artésiens de la cressonnière du Moulin Neuf le 21/01/09 (Température extérieure : 1°C ; Phosphates, Fluorures et Bromures inférieurs aux limites de détection). COT : Carbone organique total ; CIT : Carbone Inorganique total. 70
Tableau III-2 : Couverture végétale et caractéristiques hydrauliques de 3 fosses à différents niveaux de colonisation par les macrophytes. La hauteur d'eau moyenne est calculée à partir du débit, de la surface de la fosse et du temps de séjour, ce dernier étant déterminé par des traçages. 78
Tableau III-3 et Figure III-27 : Description comparative des groupes de macrophytes de la cressonnière du Moulin Neuf. HE : Humidité édaphique, HA : Humidité atmosphérique, Tx : Texture du sol, MO : Matière organique et type d'humus. Notes moyennes et écarts-types par groupe (sans unités), d'après Julve (1998). 82
Tableau III-4 : Abondances relatives pour les différents stades d'abandon et abréviations des taxons observés sur le site du Moulin Neuf pour lesquels le pourcentage de couverture moyen est supérieur à 5% à au moins un stade d'abandon. Légende : (.) : <1% ; (+) : ≥1% et <5% ; (++) : ≥5% et <25% ; (+++) : >25% 84
Tableau III-5 : Espèces principales et typologie des stades caractéristiques des successions de macrophytes des cressonnières. 92
Tableau III-6 : Abondances relatives des espèces pour lesquelles le pourcentage de couverture moyen est supérieur à 1% pour au moins un stade d'abandon dans la zone C (nettoyée) de la cressonnière du Moulin Neuf. Légende : (.) : <1% ; (+) : ≥1% et <5% ; (++) : ≥5% et <25% ; (+++) : >25% 94

Chapitre 4 – Cressonnières et élimination des nitrates

Tableau IV-1 : Estimation de l'élimination des nitrates dus aux prélèvements par les macrophytes pendant leur période de croissance pour des fosses cultivées et à différents stades d'abandon. 104
Tableau IV-2 : Résultats des mesures de production de N_20 et de dénitrification réalisées à divers emplacements du site expérimental. 129

Article « Organic carbon availability limits denitrification potential in watercress farm sediments »

Table 1: Overview of experiments S1 (determination of spatial and temporal variation of potential denitrification) and S2 (effects of carbon sources on potential denitrification). Up= Upstream, Down= Downstream, Cult=Cultivated bed, ^{C} beds cleaned up before abandonment (plants and part of the sediment removed). 108
Table 2: Characteristics of watercress farm sediment on a dry weight basis (LFS: Lactate, fumarate, and succinate; ^{C} Beds cleaned up before abandonment; nd: values excluded from the data). *P*-values correspond to the differences between upstream and downstream tested by Kruskal-Wallis (KW) ANOVAs. 111
Table 3: Organic C and N in watercress, reed, and in the matrices of the reactors in the S2 experiment (origin of the sediment: Up=Upstream, Down=Downstream). Percentages between brackets are expressed on a dry weight basis. 115
Table 4: Nitrate removal rates (NRR) and ammonium production rates (APR) in the S1 and S2 experiments in µmol N /cm3/day. ^{MAX} Reactors with removal rates were very close to the maximum rate (18 µmol N/cm^3/day). 119

Chapitre 5 – Valorisation : changement d'échelle et scénarii de gestion

Tableau V-1 : Carbone organique dissous et concentration en nitrates de l'eau prélevée dans les piézomètres à l'amont et à l'aval de deux fosses comblées. Zone E : abandonnée en 1994 ; Zone F : abandonnée en 1992. Des tests de Wilcoxon ont été réalisés pour comparer l'amont et l'aval des fosses. 146

Liste des figures

Introduction – Nappe de Beauce, nitrates et cressonnières

Figure 1 : Panneau à l'entrée de la commune de Vayres sur Essonne et blason de cette commune. Tous deux portent des bottes de cresson, témoignant de l'importance historique de la cressiculture dans la vallée de l'Essonne. Source : A gauche, J. Pulou ; à droite, « La cressiculture à Vayres sur Essonne » (Commune de Vayres sur Essonne, 1993). 4
Figure 2 : Evolution de la longueur totale des fosses cultivées sur la commune de Vayres-sur Essonne de 1930 à 1997, d'après Bailly (1997). 4

Chapitre 1 – Eléments de bibliographie et état de l'art

Figure I-1 : Représentation schématique du cycle de l'azote dans les zones humides. 1 : Ammonification, 2 : Volatilisation, 3 : Nitrification, 4 : DNRA, 5 : Anammox, 6 : Dénitrification, 7 : Assimilation, 8 : Fixation 10
Figure I-2 : Valeurs citées dans la littérature scientifique pour les taux d'élimination des nitrates dans des zones humides artificielles (cadre rouge), cours d'eau (cadre vert), et valeurs issues de revues de la littérature scientifique (cadre noir). 20
Figure I-3 : Photographies de cresson (*N. officinale*) à la fin de l'hiver (a), au printemps peu avant la floraison (b) et à la fin de l'été (c). Photos : J. Pulou 22
Figure I-4 : Récolte du cresson. La récolte « traditionnelle» se fait équipé de genouillères et à genoux sur une planche (a et b), alors que la technique dite « moderne » se fait debout directement dans la fosse (c). Dans tous les cas, la récolte n'est pas mécanisée et se fait au couteau. Sources photos : (a) Détail d'une carte postale du début du vingtième siècle; (b) Pat. & Trad., « Les cent ans du cresson de Méréville » ; (c) J. Pulou 23
Figure I-5 : Les bâches « P17 » empêchent le cresson de souffrir du froid, et permettent de produire en plein hiver. Photo : J. Pulou 24
Figure I-6 : Fosses asséchées, juste après le semis (Septembre 2009). Photo : J. Pulou 26
Figure I-7 : Description du triangle CSR de Grime (1979), issu de Vile (2005) 32
Figure I-8 : Un puits artésien, dans une fosse de la cressonnière du Moulin Neuf. Photo : .J Pulou 33
Figure I-9 : Evolution des livraisons de fertilisants azotés en France depuis 1930. Source : UNIFA 34
Figure I-10 : Evolution des concentrations en nitrates dans l'eau de la nappe de Beauce sur deux communes de la vallée de l'Essonne (Maisse et Courdimanche sur Essonne). Source : portail ADES, données téléchargées en Mars 2011. 34
Figure I-11 : Evolution des nitrates dans les eaux souterraines et de surface dans le département de l'Essonne de 1992 à 2004. Modifié d'après OIEau, données DIREN et DRASS, 2006 35

Chapitre 2 – Site, matériel et méthodes

Figure II-1 : Questions soulevées lors de ce travail, stratégie et méthodologie adoptées pour y répondre. 38
Figure II-2 : La cressonnière du Moulin Neuf et ses différentes zones. D'après photographies prises par B. N. Chagny le 12 mai 2009. 39
Figure II-3 : Bloc-diagramme explicatif du fonctionnement de la nappe de la Beauce au niveau du bassin de l'Essonne (BRGM, 2001). 40
Figure II-4 : Dispositif de prises de vue aériennes par ballon captif. A gauche, nacelle orientable commandée à distance contenant l'appareil photographique. A droite, ballon captif d'hélium auquel la nacelle a été fixée. Photos : C. Meigné 41
Figure II-5 : Mesure de débit par jaugeage chimique. Photos : J. Pulou 42
Figure II-6 : Suivi de la conductivité en aval d'une fosse au cours d'un traçage. Photo : C. Meigné 43
Figure II-7 : A gauche, capteur de pression «Madofil II» utilisé pour suivre les variations de niveau d'eau (Source : http://odelco.com/Old_files/iris%20instruments/Monitoring/madofil%202.htm). A droite, installation du capteur dans un puits condamné pour suivre les variations du niveau piézométrique de la nappe. Photo : J. Haury. 44
Figure II-8 : « Litter bags » contenant des morceaux de Phragmites australis, disposés à l'aval d'une fosse abandonnée depuis 2005. Photo : J. Haury. 47
Figure II-9 : La sonde S::CAN «Spectro::Lyser» utilisée in situ, en sortie de fosse. Photo : J. Pulou 49
Figure II-10 : Cylindre de PVC utilisé pour la mesure de la dénitrification *in situ*. Durant l'expérimentation, un couvercle opaque était posé sur le cylindre de façon à empêcher la lumière de passer et la photosynthèse d'avoir lieu. Photo : A. Crème. 50
Figure II-11 : Chambre utilisée par G. Vilain pour la mesure de la production de N2O. Sur le couvercle, des septa permettent de prélever des gaz avec une seringue. Photo : A. Crème. 51
Figure II-12 : Schéma (à gauche, d'après Laverman *et al.*, 2006) et photographie (à droite, photo : J. Pulou) du type de réacteurs utilisés 52
Figure II-13 : L'intégralité du dispositif expérimental pour les bioréacteurs. De gauche à droite : La solution nutritive, la pompe péristaltique, les réacteurs enveloppés d'aluminium et le distributeur programmable au dessus des tubes de 15mL. Photo : J. Pulou. 52
Figure II-14 : Principe de l'électrophorèse sur gel en gradient dénaturant (DGGE). D'après Crème (2011). 55
Figure II-15 : Remise en service des puits : Le tuyau PVC qui avait été placé autour du puits a été ôté (photo de gauche). A cause de l'accumulation de matière organique au cours des années, la pression au niveau des puits n'était pas suffisante pour causer une circulation d'eau(photo du milieu) et il a fallu creuser un petit canal pour faciliter le passage de l'eau sur quelques mètres (photo de droite). Photos : J. Haury. 56
Figure II-16 : Dispositif expérimental de la rémise en eau des roselières. Les cadres rouges représentent les deux zones E (à droite) et F (à gauche). Les fosses en bleu ont été remises

en eau, les puits de celles en jaune sont restés bouchés. Les cercles rouge représentent les points de prélèvement. Modifié d'après photos prises par B. N. Chagny. 56
Figure II-17 : L'un des piézomètres installés dans la roselière, avant installation (à gauche) et une fois posé (à droite). Photos : J. Haury. 57
Figure II-18 : Expérimentations sur l'effet de la hauteur d'eau. A : Ouvrage abaissé ; B : ouvrage rajouté. Modifié d'après photos prises par B. N. Chagny et J. Pulou 57
Figure II-19 : Découpage d'un site en unités homogènes (parcelles), choix de 3 fosses par unité et positionnement de 3 quadrats par fosse étudiée. D'après Alabergère (2010)..... 58

Chapitre 3 – Etude et suivi du site expérimental

Figure III-1 : Représentation schématique des cressonnières et de leur environnement (nappe et rivière). Les points d'interrogation représentent les questions auxquelles ce chapitre doit répondre : Comment sont reliés les différents éléments du système nappe-cressonnière-rivière ? Quels sont les effets de l'abandon de la cressiculture ? Quels sont les facteurs qui influencent les transferts aux différentes interfaces, et l'évolution du système après l'abandon ? 60
Figure III-2 : Niveau piézométrique (côte NGF) de la nappe de la Beauce à Orveau (en bleu, données ADES, téléchargées en mai 2011) et précipitations mensuelles à Brétigny sur Orge (en orange, données Météo France) de janvier 2001 à mai 2011. 61
Figure III-3 : Débit moyen des puits de la cressonnière du Moulin Neuf à différentes dates (± écart-type). 62
Figure III-4 : Evolution du niveau piézométrique de la nappe de Beauce à Orveau (trait bleu, données ADES téléchargées en mai 2011) et du niveau de l'eau dans un puits artésien condamné (trait rouge, données mesurées sur le site expérimental)..... 62
Figure III-5 : Evolution du niveau de l'eau dans un puits artésien condamné (trait rouge, données mesurées sur le site expérimental) et précipitations à Courdimanche sur Essonne (bâtons bleus, données SIARCE)..... 63
Figure III-6 : Plan du site expérimental de la cressonnière du Moulin Neuf. Les zones A à F correspondent à différents stades d'abandon. Les zones 1 et 2 correspondent à des groupes de puits qui ne sont pas directement situés dans des fosses de culture, et dont l'eau est ensuite canalisée vers certaines fosses..... 63
Figure III-7 : Débit moyen des puits par zone à différentes dates et moyenne toutes dates confondues (± écarts types). Il n'y a pas de valeur pour la zone B le 25/08/2010 car les puits étaient temporairement bouchés pour le semis. 64
Figure III-8 : Débit moyen toutes dates confondues pour les puits de la zone 1, rangés dans l'ordre du plus proche au plus éloigné de la rivière (barres d'erreur : écarts-types). 64
Figure III-9 : Les différences de débits des puits les plus proches de la rivière pourraient provenir d'une diminution du niveau piézométrique de la nappe due à son drainage par la rivière. 65

Figure III-10 : Evolution des débits du canal de décharge (trait orange) et des puits artésiens (croix rouges) de la cressonnière du Moulin Neuf, et du niveau de la nappe de Beauce à Orveau (trait bleu). 66
Figure III-11 : Evolution du débit du canal de décharge de la cressonnière du Moulin Neuf, températures et précipitations à Courdimanche sur Essonne. Source des données météorologiques : SIARCE. 66
Figure III-12 : Débits de l'Essonne à Boulancourt (amont), Guigneville sur Essonne (intermédiaire, en aval de Maisse), différence de débit entre ces deux points, et précipitations journalières à Courdimanche sur Essonne de janvier 2009 à mai 2011. Données SIARCE. 67
Figure III-13 : Variations du niveau piézométrique (côte NGF) de la nappe de Beauce dans sa partie amont (Yèvre-le-châtel) et à proximité du site expérimental de Maisse (Orveau). Données ADES, téléchargées en mai 2011. 68
Figure III-14 : Concentrations en nitrates de l'Essonne (Moulin Neuf, Maisse, données SIARCE) et de la nappe de Beauce (Courdimanche sur Essonne, données ADES téléchargées en mai 2011). 68
Figure III-15 : Evolution des concentrations en phosphore total et orthophosphates dans l'Essonne (Moulin Neuf, Maisse, données SIARCE) de 1995 à 2009. 69
Figure III-16 : Evolution dans le temps de la concentration moyenne en nitrates des puits de la cressonnière du Moulin Neuf (Valeurs mesurées : croix rouges ; Droite de tendance : trait pointillés rouges) et (a) du niveau piézométrique de la nappe de Beauce à Orveau (trait bleu, données ADES téléchargées en mai 2011) et (b) des précipitations journalières à Courdimanche sur Essonne (données SIARCE). 70
Figure III-17 : Concentrations en carbone inorganique total (CIT) carbone et organique total (COT) dans les puits artésiens en fonction de leur distance à la rivière. 71
Figure III-18 : Concentrations en nitrates (cercles rouges), chlorures (losanges bleus) et sulfates (triangles verts) dans les puits artésiens en fonction de leur distance à la rivière. ... 72
Figure III-19 : Profils de conductivité électrique (a) et de concentration en nitrates (b) en fonction de la profondeur à l'intérieur des puits artésiens. Les puits G et H sont situés dans la zone 1 du site expérimental, les puits 5 et 9 dans la zone A, le puits 21 dans la zone C et le puits B5 dans la zone D. 72
Figure III-20 : Evolution des températures de l'air à Courdimanche sur Essonne (trait violet, données SIARCE), de l'eau d'un puits artésien (trait vert) et du canal de décharge de la cressonnière du Moulin Neuf (trait orange). 74
Figure III-21 : Teneurs en oxygène dissous dans l'eau à l'amont et à l'aval des fosses de cressonnières. 74
Figure III- 22 : pH de l'eau à l'amont et à l'aval des fosses de cressonnières. 75
Figure III-23 : Pourcentage en masse d'azote (N) et de carbone (C) dans les sédiments de cressonnières à l'amont (bleu) et à l'aval (rouge) des fosses. Données issues de 3 fosses pour chacune des zones A, B, C, D du site expérimental en février, mai, septembre et décembre 2009. 76

Figure III-24 : Pourcentages en masse de carbonates (bleu) et du carbone organique (rouge) dans le sédiment à l'amont et à l'aval des fosses de cressonnières. Données de décembre 2009. 76
Figure III-25 : Biodiversité (Richesse spécifique et indice de Shannon) dans les cressonnières cultivées et à différents stades d'abandon. 78
Figure III- 26 : Dendrogramme issu de la classification ascendante hiérarchique des espèces du site expérimental. Les groupes apparaissent dans les cadres rouges et sont numérotés de 1 à 8. 81
Tableau III-3 et Figure III-27 : Description comparative des groupes de macrophytes de la cressonnière du Moulin Neuf. HE : Humidité édaphique, HA : Humidité atmosphérique, Tx : Texture du sol, MO : Matière organique et type d'humus. Notes moyennes et écarts-types par groupe (sans unités), d'après Julve (1998). 82
Figure III-28 : Représentation des variables sur les plans 1-2 (a) et 1-3 (b) de l'ACP réalisée à partir des espèces principales (>5% de couverture à au moins un stade d'abandon). Nof : *Nasturtium officinale* ; Afi : *Azolla filiculoides* ; Cst : *Callitriche stagnalis* ; Epa : *Equisetum palustre* ; Lor : *Lemna minor* ; Lta : *Lemna minuta* ; Epi : *Epilobium* sp ; Ast : *Agrostis stolonifera* ; Pau : *Phragmites australis* ; Tla : *Typha latifolia* ; Udi : *Urtica dioïca* ; Fes : *Festuca* sp ; Sal : *Salix* sp ; Alg : Algues ; Bry : Bryophytes ; Av : Position dans la fosse (vers l'aval) ; Tps : Temps après l'abandon ; Em : Zones émergées ; Sol : Sol nu. 86
Figure III-29 : Abondances relatives des groupes issus de la CAH, des algues, des bryophytes, du cresson et du sol nu sur la cressonnière du Moulin Neuf en culture et à différentes dates d'abandon. En hachuré : Extrapolation (pas de données). 87
Figure III-30 : Représentation des variables de l'ACP réalisée à partir des groupes d'espèces sur les plans 1-2 (a) et 3-4 (b). Nof : *Nasturtium officinale* ; Em : Zones émergées ; Tps : Temps après l'abandon ; Av : Position dans la fosse (vers l'aval) ; Sol : Sol nu. 88
Figure III-31 : Biodiversité (Richesse spécifique et indice de Shannon) dans des fosses de la zone C en fonction du temps après l'abandon. Les flèches noires indiquent que les relevés ont été effectués en hiver. 93
Figure III-32 : Abondances relatives des groupes issus de la CAH, des algues, des bryophytes, du cresson et du sol nu dans la zone C (nettoyée) de la cressonnière du Moulin Neuf à différents stades d'abandon. En hachuré : Extrapolation (pas de données). 94

Chapitre 4 – Cressonnières et élimination des nitrates

Figure IV-1 : Concentration moyenne en nitrates des puits artésiens (amont) et de l'aval des fosses de la cressonnière du Moulin Neuf (Barres d'erreur : écarts types). Les concentrations à l'amont et à l'aval sont différentes (Wilcoxon, *p<0,001*) 98
Figure IV-2 : Evolution du taux moyen d'élimination des nitrates de la cressonnière du Moulin Neuf et de la température de l'air à Courdimanche sur Essonne (Données météorologiques SIARCE). 99

Figure IV-3 : Taux d'élimination des nitrates moyen du site expérimental en fonction de la température (*p<0,01, r²=0,36*). 100
Figure IV-4 : Elimination moyenne des nitrates de différentes zones du site expérimental de Janvier 2009 à Janvier 2011. Zone A : abandon en 2006 ; Zone B : Culture ; Zone C : Nettoyage et abandon en 2005 ; Zone C : Abandon en 2005. 100
Figure IV-5 : Evolution des taux d'éliminations moyens par zone au cours du temps. Pour la zone B, les données manquantes correspondent aux mises à sec pour les semis. Zone A : abandon en 2006 ; Zone B : Culture ; Zone C : Nettoyage et abandon en 2005 ; Zone C : Abandon en 2005. 101
Figure IV-6 : Stocks d'azote par unité de surface pour un recouvrement maximal des 8 espèces les plus abondantes sur le site expérimental. 102
Figure IV-7 : Evolution au cours du temps de la masse sèche de *Phragmites australis* et de *Nasturtium officinale* en « litter-bags ». 121
Figure IV-8 : Evolution de la quantité de carbone et d'azote au cours de la dégradation de *Phragmites australis* et *Nasturtium officinale* en « litter-bags ». 122
Figure IV-9 : Evolution des différentes fractions de la matière organique de Nasturtium officinale (cresson) et de Phragmites australis (roseau) au cours de la dégradation en « litter-bags ». 123
Figure IV-10 : Estimation des stocks de carbone constitués par les 8 espèces les plus représentées sur le site expérimental pour un recouvrement maximal. 124
Figure IV-11 : Carbone issu des micro-organismes du sédiment en fonction du stade d'abandon et de la position dans la fosse, mesuré par fumigation-extraction au chloroforme. 126
Figure IV-12 : Profils DGGE du sédiment pour différents stades d'abandon et positions dans les fosses. Aam : Amont de la zone A (abandonnée en 2006) ; Aav : Aval de la zone A ; Bam : Amont de la zone B (cultivée) ; Bav : Aval de la zone B ; Cam : Amont de la zone C (nettoyée et abandonnée en 2006) ; Cav : Aval de la zone C ; Dam : Amont de la zone D (abandonnée en 2006) ; Dav : Aval de la zone D ; T- : Témoin négatif. 127
Figure IV-13 : Estimation de la part de l'assimilation par les végétaux dans l'élimination moyenne annuelle des nitrates pour différents stades d'abandon du site expérimental. ... 130
Figure IV-14 : Différence entre l'élimination des nitrates mesurée sur le site expérimental et l'estimation des prélèvements par les végétaux à différentes dates. 131

Article « Organic carbon availability limits denitrification in watercress farm sediments »

Figure A-1: Example of the results of a bioreactor in the September 2009 experiment (S1), which contained sediments upstream of a bed cleaned and abandoned for 4 years. Grey rectangle illustrates the semi-steady-state, with a mean nitrate removal of 2.64 µmol/cm^3/day. 110
Figure A-2: a) Nitrate reduction, b) Nitrite and c) Ammonium production rates during S1 as a function of the position in the bed (Upstream, Downstream) and the stage of abandonment

([C]Beds cleaned when abandoned, Cult: Cultivated beds). Letters *a* to *e* indicate significantly different treatments (p<0.05). 113
Figure A-3: Fractions of organic matter (water-soluble and neutral detergent soluble organic matter, hemicellulose, cellulose and lignin) of watercress and reed determined by Van Soest analysis. 115
Figure A-4: Nitrate removal rates obtained with no carbon source in the nutritive solution (mean ±SD). Horizontal dotted line represents the highest removal rate measurable with the experimental design (18 µmol/cm^3/day). Percentages correspond to the proportion of nitrogen lost with nitrate recovered under the form of N_2O and NO_2^-. Stars indicate significantly different rates (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001). 116
Figure A-5: Nitrate removal rates in S2 for the different carbon treatments (mean ±SD). Horizontal dotted line represents the highest removal rate measurable with the experimental design (18 µmol/cm^3/day). NCS: No carbon source; LFS: Lactate, Fumarate, Succinate. Stars indicate significantly different rates (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001)... 117
Figure A-6: Ammonium production rates as a function of nitrate removal rates for reactors that did not reach maximum rates, and theoretical values (dotted lines) for different C:N ratios for denitrification. NCS: No carbon source in the input solution; LFS: Lactate, Fumarate, Succinate. 120

Chapitre 5 – Valorisation : changement d'échelle et scénarii de gestion

Figure V-1 : Dendrogramme issu de la CAH des espèces végétales réalisée à partir des relevés effectués sur 14 cressonnières abandonnées de la vallée de l'Essonne. En rouge représentent les groupes retenus et leur numérotation. D'après Alabergère (2010). 137
Figure V-2 : Positionnement moyen vis-à-vis de 4 paramètres écologiques de 11 des 12 groupes obtenus avec la CAH réalisée à partir des relevés botaniques effectués sur 14 cressonnières abandonnées de la vallée de l'Essonne. Le groupe 12 n'apparaît pas, à cause d'un manque de données. D'après Alabergère (2010). 138
Figure V-3 : Abondances relatives des groupes de macrophytes dans les cressonnières de la vallée de l'Essonne en fonction du temps après l'abandon de la culture. D'après Alabergère (2010). 139
Figure V-4 : Taux moyens d'élimination des nitrates mesurés sur la cressonnière du Moulin Neuf pour 4 stades caractéristiques des cressonnières et de leur abandon. 141
Figure V-5 : Estimation des flux annuels de nitrates entre la nappe de Beauce, les cressonnières et la rivière en l'état actuel. 142
Figure V-6 : Estimation des flux de nitrates entre la nappe de Beauce, les cressonnières et la rivière si toutes les cressonnières étaient toujours cultivées. 143
Figure V-7 : Taux d'élimination des nitrates mesurés sur le site expérimental pour des hauteurs d'eau de 5 et de 15 centimètres. 145
Figure V-8 : Evolution des taux d'élimination des nitrates et des teneurs en carbone organique dissous à l'amont et à l'aval des fosses comblées après la remise en eau. 147

Figure V- 9 : Evolution au cours du temps des concentrations en nitrates dans les cylindres de PVC lors des mesures de la dénitrification *in situ*. 150

INTRODUCTION
Nappe de Beauce, nitrates et cressonnières

1) Nitrates et pollutions

Les pressions de l'homme sur son environnement se sont accrues au cours du XXème siècle, avec des conséquences à l'échelle de la planète (Vitousek *et al.*, 1997b). En particulier, la généralisation des pratiques agricoles intensives et l'utilisation d'engrais minéraux azotés ont profondément modifié le cycle de l'azote (Vitousek *et al.*, 1997a; Seitzinger, 2008). L'une des conséquences directes de ces modifications est l'augmentation des concentrations en ions nitrates dans les eaux de surface et les eaux souterraines. En France, la situation s'est récemment améliorée dans les zones qui avaient été les plus impactées par les pollutions agricoles, notamment grâce à d'importantes mesures agro-environnementales. Toutefois, les concentrations en nitrates augmentent toujours dans de nombreux bassins versants (Commissariat général au développement durable, 2009). C'est en particulier le cas dans le département de l'Essonne, où les nitrates représentent le premier critère déclassant de la qualité des cours d'eau (SIARCE, 2005; DIREN IDF, 2006).

Dans les milieux aquatiques, l'excès pour les organismes photosynthétiques d'éléments nutritifs tels que les nitrates et les phosphates peut causer des proliférations anormales de cyanobactéries, d'algues ou de macrophytes (eutrophisation), avec pour conséquences une baisse des teneurs en oxygène dissous (Parr et Mason, 2004), ainsi que des conditions hostiles pour la faune aquatique (Camargo et Alonso, 2006). Pour l'homme, la consommation d'une eau trop riche en nitrates par les femmes enceintes et les enfants pourrait être indirectement la cause de méthémoglobinémie (« syndrome du bébé bleu »), trouble du transport de l'oxygène par le sang. La valeur seuil de potabilité est fixée à 50 mg NO_3^-/L en France et en Europe, et l'Organisation Mondiale de la Santé préconise de ne pas dépasser cette valeur pour l'eau de boisson (WHO, 2007).

L'excès de nitrates représente donc à la fois une menace pour les écosystèmes aquatiques et pour la ressource en eau potable. C'est la raison pour laquelle on assiste ces dernières décennies à la mise en place de nombreuses mesures visant à limiter les apports de nitrates, et diminuer leur concentration dans les eaux de surface comme dans les eaux souterraines. La directive de l'Union Européenne 91/676/CEE du 12 Décembre 1991 (Communauté Economique Européenne, 1991), dite « directive nitrates » impose de limiter les apports azotés dans les zones vulnérables. Depuis 2005 en France, les agriculteurs doivent obligatoirement aménager 3% de leur Surface Agricole Utile (SAU) en bandes enherbées de 5m de large le long des cours d'eau. De plus, la Directive Cadre européenne sur l'Eau (Directive 2000/60/CE) impose des teneurs inférieures à 50 mg NO_3^-/L dans les masses d'eau de surface et souterraines (Union Européenne, 2000) pour l'atteinte du bon état chimique en 2015.

2) Nappe, rivière et résurgences

La rivière Essonne (Cartes en annexe 1) a la particularité d'être une rivière de nappe, son alimentation provenant principalement du drainage de la nappe de la Beauce qui représente

l'une des plus importantes réserves d'eau de France. D'un point de vue hydrogéologique, au niveau de la vallée de l'Essonne cette nappe est captive : Elle est surmontée d'une formation géologique peu ou pas perméable. Par conséquent, l'eau « piégée » sous cette couche peut être mise sous pression lorsque le niveau du sol est inférieur au niveau piézométrique de la nappe : le creusement d'un puits au travers de la formation imperméable donne alors lieu à un phénomène d'artésianisme, c'est-à-dire le jaillissement spontané d'eau de nappe, sans pompage.

Ce phénomène a favorisé l'installation d'un grand nombre de cressiculteurs, qui ont tiré profit de cette situation hydrogéologique pour alimenter en eau leurs cressonnières (zones humides où l'on cultive le cresson de fontaine, *Nasturtium officinale* R. Br.), soit en utilisant des sources et résurgences naturelles, soit en installant de nouveaux puits artésiens. Ainsi, la majeure partie de l'eau de la rivière Essonne provient de la nappe de Beauce, au travers de nombreuses sources, résurgences, et cressonnières qui se situent en amont de la confluence avec la Juine (Ballancourt sur Essonne). Le débit et la qualité de l'eau de la rivière sont directement influencés par le niveau et la qualité de la nappe, et de l'eau ayant transité par les cressonnières. Or, la qualité de l'eau est fortement dégradée par les pollutions diffuses agricoles, en particulier par les nitrates. Les transferts d'eau de la nappe vers la rivière génèrent des flux de nitrates importants, qui dégradent la qualité du cours d'eau et peuvent représenter des risques pour les écosystèmes et la ressource en eau.

3) Histoire de la cressiculture en France et dans l'Essonne

C'est à Joseph Cardon, directeur des hôpitaux de la Grande Armée Napoléonienne, que nous devons l'arrivée de la culture du cresson en France. En 1811, lors de la retraite de Russie, il découvre près d'Erfurt (Allemagne) la culture du cresson de fontaine dans des fosses alimentées en eau par des sources. A son retour en France, il décide d'implanter une cressonnière à Avilly-Saint-Léonard (Oise). En 1856, un ancien ouvrier de Cardon du nom de Jean-Baptiste Lefèvre crée la première cressonnière de la vallée de l'Essonne (la cressonnière Sainte Anne à Vayres-sur-Essonne). Dans cette vallée, les nombreuses sources et résurgences dues à l'artésianisme de la nappe de la Beauce, ainsi que la proximité des grands marchés de Paris (notamment « Les Halles ») ont été des éléments déterminants pour l'implantation et le succès de cette culture. Les exploitations cressicoles apparurent alors en nombre très important et prospérèrent dans les vallées de l'Essonne, de la Juine et de l'Ecole (figure 1) : c'est « la ruée vers l'or vert » (Bailly, 1997).

Malgré l'ampleur de son succès passé, la cressiculture tend aujourd'hui à disparaître et la longueur de fosses cultivées s'est considérablement réduite (figure 2). Les cressonnières, qui jusqu'à présent se transmettaient de génération en génération, trouvent difficilement des repreneurs. La cressiculture, qui n'a que peu évolué depuis ses débuts, représente un travail très pénible qui n'est plus aussi rémunérateur qu'autrefois. Le renouvellement des générations est difficile : en 2006, la moyenne d'âge de la profession dans le département de

l'Essonne était de 49 ans, avec une médiane à 52 ans, et seulement 22% des exploitants avaient moins de 40 ans (ARASEA IDF et Conseil Général de l'Essonne, 2006). De plus, à la fin du XXème siècle, une crise sanitaire liée à la douve du foie (*Fasciola hepatica*), un parasite dont les larves peuvent se fixer sur les plantes des zones humides, est venue frapper le secteur cressicole. Depuis lors, le spectre de la douve du foie a hanté les producteurs de cresson et les autorités sanitaires qui leur imposent des règles et des contrôles stricts.

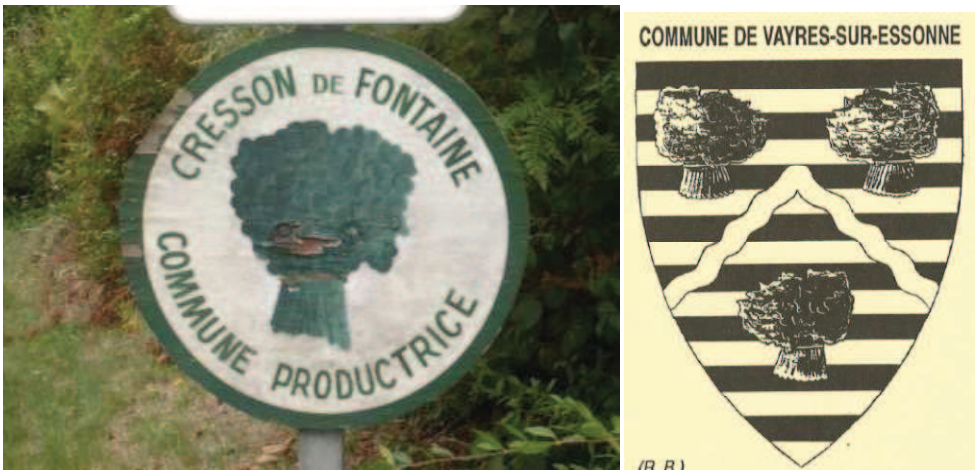


Figure 1 : Panneau à l'entrée de la commune de Vayres sur Essonne et blason de cette commune. Tous deux portent des bottes de cresson, témoignant de l'importance historique de la cressiculture dans la vallée de l'Essonne. Source : A gauche, J. Pulou ; à droite, « La cressiculture à Vayres sur Essonne » (Commune de Vayres sur Essonne, 1993).

Désormais, la plupart des cressonnières sont abandonnées lors du départ à la retraite des exploitants. Il ne reste de nos jours qu'une très faible proportion (environ un tiers) de cressonnières en activité dans la vallée de l'Essonne (annexe 9). La plupart des anciennes cressonnières ont ainsi été transformées en plans d'eau, comblées, ou simplement laissées à l'abandon (Alabergère, 2010).

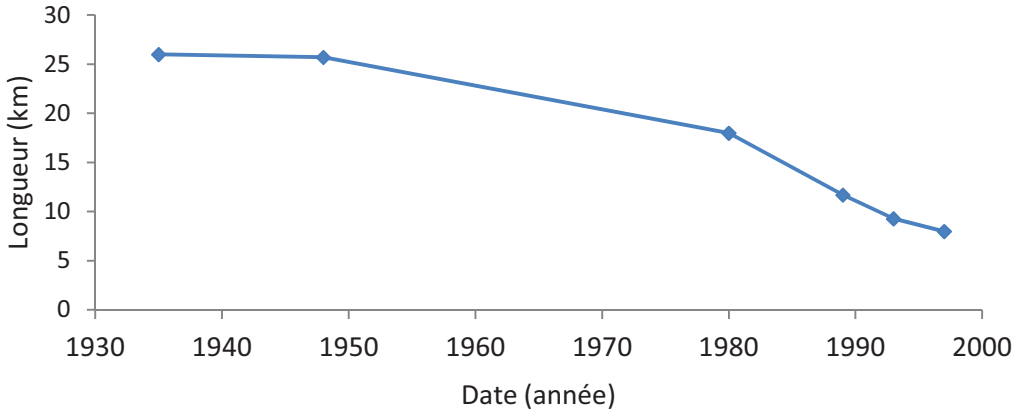


Figure 2 : Evolution de la longueur totale des fosses cultivées sur la commune de Vayres-sur Essonne de 1930 à 1997, d'après Bailly (1997).

Etant donnée l'importance de la cressiculture dans la vallée par le passé, les conséquences de son abandon pourraient s'avérer significatives. Au-delà des aspects patrimoniaux, socio-économiques et culturels, certains services écologiques rendus par ces zones humides

comme les capacités auto-épuratrices vis-à-vis des nitrates, risquent d'être impactés par leur disparition. Les nitrates représentent l'une des menaces les plus importantes envers la ressource en eau potable et la qualité du milieu naturel dans la vallée de l'Essonne, et de grandes quantités de cette eau chargée en nitrates transitent par les cressonnières, cultivées ou abandonnées. Pour l'atteinte d'un bon état des eaux dans la rivière, des modifications des capacités de ces zones humides à éliminer ces polluants pourraient se révéler capitales, et la gestion des anciennes cressonnières s'avérer d'importance stratégique.

Cette thèse vise à améliorer la connaissance des capacités d'élimination des nitrates des zones humides particulières que sont les cressonnières, qu'elles soient cultivées ou abandonnées. Les cressonnières sont-elles ou peuvent-elles être des zones tampons efficaces ? Quelles conséquences ont-elles sur la qualité de l'eau de la rivière Essonne ? Leur gestion peut-elle permettre d'améliorer de façon significative la qualité de l'eau de cette rivière ? Ce sont autant de questions qui nous sont posées par le contexte de la qualité de l'eau de la nappe de la Beauce et ses conséquences sur la rivière, l'abandon en masse des cressonnières dans la vallée de l'Essonne et ses conséquences éventuelles sur les transferts de nitrates de la nappe vers la rivière.

Pour répondre à ces questions, les processus d'élimination des nitrates ont été étudiés, afin de déterminer leur efficacité, leurs limites et les facteurs qui les influencent. L'étude de la végétation des cressonnières et de son évolution après leur abandon nous a permis de déterminer les successions végétales, de les mettre en lien avec l'abattement des nitrates et de mieux cerner les conséquences du déclin de la cressiculture sur les transferts de nitrates. De plus, elle nous a fourni de précieuses informations pour le développement d'une éventuelle gestion par ingénierie écologique de ces zones humides en vue d'améliorer leurs performances épuratoires. Toutefois, pour gérer de façon responsable et durable des zones humides telles que les cressonnières, l'idéal serait de concilier les bénéfices que peuvent en tirer à la fois les hommes et les écosystèmes.

Chapitre 1

Eléments de bibliographie et état de l'art

1) Les zones humides et l'ingénierie écologique

1.1) Définitions et services rendus

Il existe de nombreuses définitions des zones humides, dont quelques-unes sont citées dans l'annexe 2. Parmi celles-ci, la plus couramment utilisée, issue de la convention de Ramsar (Convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat, 1971), met l'accent sur la présence temporaire ou permanente d'eau. La présence d'une végétation particulière, dominée par des plantes adaptées aux conditions humides est aussi mise en avant, comme dans les définitions du Programme Biologique International (MAB UNESCO, 1974), de l' « US Army Corps of Engineers », ou celle de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992. L'hydromorphie des sols est parfois introduite comme troisième caractéristique (en plus de l'eau et de la végétation) pour définir les zones humides *(Barnaud, 1991; Fustec, Lefeuvre et al.*, 2000). Enfin, les définitions les plus complètes précisent leur rôle d'interface (écotone) entre les systèmes terrestres et aquatiques, ainsi que leur forte diversité biologique (Barnaud, 1991; Fustec, Lefeuvre *et al.*, 2000; Mitsch et Gosselink, 2000; Kadlec et Wallace, 2009).

Le nombre de définitions proposées pour le terme « zone humide » reflète bien la diversité de ces milieux, mais aussi celle des enjeux autour de leur gestion et celle des différents acteurs concernés. Il semble donc assez difficile de faire émerger une définition des zones humides qui fasse l'unanimité. Plutôt que de proposer une définition supplémentaire qui pourrait s'avérer incomplète ou insatisfaisante, les auteurs préfèrent parfois discuter les définitions déjà existantes (Fustec, Lefeuvre *et al.*, 2000; Mitsch et Gosselink, 2000).

Les zones humides ont été fortement impactées par les pressions anthropiques croissantes. La destruction ou la transformation des zones humides a causé une réduction dramatique de leur surface, en particulier depuis le début du XX^{ème} siècle (Vitousek *et al.*, 1997b; Fustec, Lefeuvre *et al.*, 2000; Gibbs, 2000; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Or, il est maintenant reconnu que les zones humides sont à l'origine de divers services écosystémiques, c'est-à-dire que certaines de leurs fonctions ont une importance économique ou vitale pour l'homme. De plus, des travaux relativement récents ont montré l'importance du poids économique que ces services peuvent avoir (Costanza *et al.*, 1997; Commissariat général au développement durable, 2010; Meral, 2010; TEEB, 2010), et des mesures visant à mieux les connaître ont été prises au niveau international (Union Européenne, 2000; Millenium Ecosystem Assessment, 2005) ou national (MEEDDM, 2009).

Cette récente prise de conscience de l'importance des services écosystémiques rendus par les zones humides les place au cœur du concept relativement nouveau d'ingénierie écologique. Il s'agit de la manipulation *in situ* ou en conditions contrôlées de populations, de communautés ou d'écosystèmes, dans le but de rétablir des espèces, restaurer des écosystèmes dégradés ou d'optimiser les services écologiques. Mitsch et Jørgensen (2003) la définissent comme « la conception d'écosystèmes durables visant à réconcilier la société humaine avec son environnement naturel, pour que les deux en tirent profit ». L'ingénierie

écologique des zones humides pour améliorer la qualité de l'eau est un domaine qui suscite de plus en plus d'intérêt, étant données les législations de plus en plus strictes sur la qualité de l'eau et les menaces croissantes sur cette ressource.

1.2) Les zones humides tampons

Les zones humides tampons, placées entre une source de pollution et un milieu récepteur à protéger, ont pour principale « vocation » d'atténuer les pollutions en les interceptant ou en les éliminant.

Les zones humides tampon peuvent être naturelles ou artificielles. Dans ce dernier cas, elles sont différenciées en fonction du type de végétation (espèces submergées, flottantes ou émergentes) ou suivant le type d'écoulement (horizontal ou vertical, sous ou au dessus de la surface) qui est utilisé (Kadlec, 2009; Lee *et al.*, 2009). Le cas le plus répandu de leur utilisation est celui du traitement des eaux usées domestiques (Peterson et Teal, 1996; Andersson *et al.*, 2005; Zimmels *et al.*, 2009; Kadlec *et al.*, 2010; Yousefi et Mohseni-Bandpei, 2010), notamment par lagunage (Liénard *et al.*, 2004; Racault et Boutin, 2004). Dans certains cas, elles peuvent traiter des eaux industrielles (Calheiros *et al.*, 2009a; Calheiros *et al.*, 2009b; Vymazal, 2009; Venkata Mohan *et al.*, 2010), des effluents d'élevage (Vymazal, 2009) ou d'aquaculture (Lesel et Ifergan, 1975; Redding *et al.*, 1997). Enfin, elles sont aussi de plus en plus utilisées pour le traitement des pollutions d'origine agricole, pour éliminer les pesticides (Aslan et Turkman, 2006; Gregoire *et al.*, 2009; Passeport *et al.*, 2010) et surtout les nitrates (Comín *et al.*, 1997; Birgand *et al.*, 2007; Beutel *et al.*, 2009; Zhao *et al.*, 2009; Matheson et Sukias, 2010).

1.3) Le cycle de l'azote dans les zones humides

1.3.1) Les formes de l'azote (Reddy et Patrick, 1984)

L'azote est présent dans tous les compartiments des zones humides (figure I-1) : l'eau, le sédiment, les êtres vivants, et l'atmosphère. Les différentes formes du cycle de l'azote représentent différents degrés d'oxydation. Elles peuvent être liquides (solubles), solides ou gazeuses.

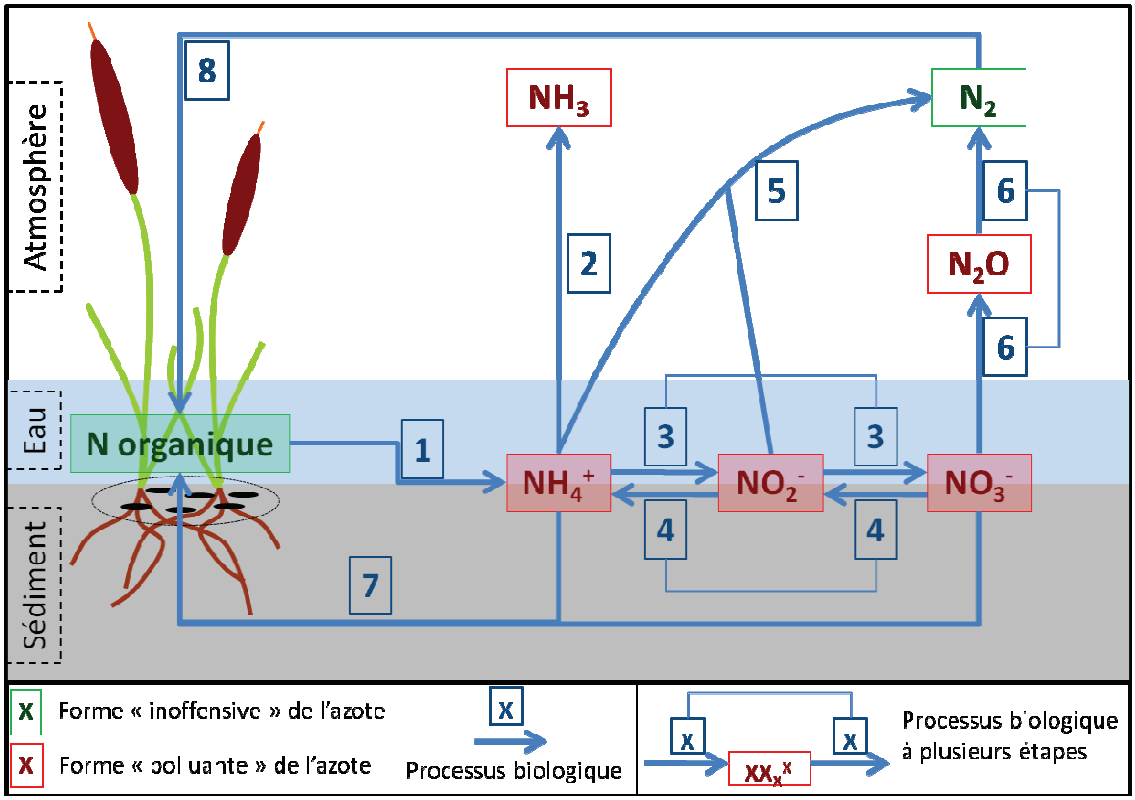


Figure I-1 : Représentation schématique du cycle de l'azote dans les zones humides. 1 : Ammonification, 2 : Volatilisation, 3 : Nitrification, 4 : DNRA, 5 : Anammox, 6 : Dénitrification, 7 : Assimilation, 8 : Fixation

L'azote organique

L'azote organique correspond à l'azote incorporé dans les molécules qui constituent les êtres vivants (biomasse) ou leurs cadavres (nécromasse dont l'humus et la tourbe), en particulier les protéines et les acides nucléiques. Dans les zones humides, les macrophytes, les bactéries et le plancton constituent les principaux stocks d'azote organique (Kadlec et Wallace, 2009). Cette forme de l'azote n'est pas considérée comme polluante. Cependant, lorsque la quantité d'azote assimilable (ammonium et nitrates) par les organismes photosynthétiques est excessive, des productions anormalement élevées de biomasse peuvent avoir lieu, et peuvent s'avérer nuisibles à la biodiversité et à la qualité de l'eau, comme lors des blooms algaux et de l'eutrophisation.

L'azote ammoniacal

Ammonium (NH_4^+)

Il s'agit de l'une des formes de l'azote assimilable par les organismes photosynthétiques. Les ions ammonium proviennent majoritairement de la dégradation de la matière organique. Sous cette forme, l'azote peut représenter un danger pour les écosystèmes car il s'agit d'un nutriment pour les organismes photosynthétiques. Il peut donc être l'un des facteurs responsables des proliférations excessives. De plus, lorsque le pH est élevé, il peut se transformer en ammoniaque qui est toxique.

Ammoniac (NH_3)

Il est majoritairement gazeux. Lorsqu'il est présent sous forme soluble dans l'eau (on parle alors d'ammoniaque), il est en équilibre peu dissocié avec les ions ammonium. L'ammoniaque comme l'ammoniac sont toxiques, et la forme gazeuse dans l'atmosphère contribue à la formation de pluies acides.

Les oxydes d'azote

Nitrites (NO_2^-)

Les nitrites représentent une forme de l'azote à un état d'oxydation intermédiaire entre l'ammonium et les nitrates, peu stable dans des conditions naturelles. En milieu acide, les nitrites peuvent réagir avec des amines secondaires pour former des nitrosamines qui sont cancérigènes.

Nitrates (NO_3^-)

Comme les ions ammonium, les ions nitrate sont assimilables par les organismes photosynthétiques, et leur présence en quantité trop importante peut causer une production excessive de biomasse et favoriser l'eutrophisation.

L'azote gazeux

Oxyde nitreux (N_2O)

Cette forme, qui a été utilisée comme anesthésique et comme hallucinogène, est un puissant gaz à effet de serre. C'est un intermédiaire entre les nitrates et le diazote dans les réactions de dénitrification.

Diazote (N_2)

Le diazote est un gaz qui compose environ 78% de notre atmosphère. C'est une forme très stable du fait d'une triple liaison covalente entre ses deux atomes d'azote.

1.3.2) Présence dans l'environnement

La plus grande partie de l'azote de la planète se trouve sous les formes « inoffensives » atmosphériques (N_2) et organiques. Il est essentiellement présent sous forme organique dans les sols (Turpin *et al.*, 1997), ainsi que dans les zones humides (Reddy et Patrick, 1984; Kadlec et Wallace, 2009). Dans ces dernières, l'ammonium et les nitrates peuvent également être présents en quantité importante (Fustec, Lefeuvre *et al.*, 2000). C'est par l'apport de ces deux dernières formes que les activités humaines interfèrent principalement dans le cycle de l'azote. Puisque les nitrates et l'ammonium sont assimilables par les végétaux et que l'azote est généralement un élément limitant la croissance des plantes, ils sont utilisés par les agriculteurs pour la fertilisation des cultures, généralement sous la forme de nitrate d'ammonium. Ils sont aussi présents en grande quantité dans les eaux usées urbaines et les effluents d'élevage (ammonium surtout).

1.3.3) Les processus de transformation de l'azote

Les passages d'une forme à l'autre se font principalement sous l'action de micro-organismes, à l'exception de l'assimilation par les macrophytes et de la volatilisation.

Décomposition, ammonification et minéralisation

Lorsqu'un organisme meurt, il se décompose sous l'effet conjugué de macro et de micro-organismes. Le processus de décomposition peut se résumer à un découpage des tissus en particules, des macromolécules qui composent les particules en micromolécules solubles, puis la métabolisation de ces micromolécules solubles (Kadlec et Wallace, 2009) par les micro-organismes menant à la formation d'ammonium. Cette transformation de l'azote organique en ammonium est l'étape ultime de la décomposition (vis-à-vis de l'azote). Elle est appelée ammonification ou minéralisation de l'azote organique suivant si l'on fait référence à la formation d'ammonium ou au passage de l'état organique (intégré à des molécules du vivant) à l'état minéral.

Volatilisation, libération d'ammoniac dans l'atmosphère

Il s'agit du passage sous forme gazeuse et de la libération dans l'atmosphère de l'ammoniac dissous en équilibre peu dissocié avec les ions ammonium.

Nitrification

La nitrification correspond à l'oxydation des ions ammonium pour former des nitrates. Celle-ci se fait en deux étapes. La première, appelée nitritation, mène à la formation de nitrites. La deuxième étape, la nitratation, correspond à la transformation des nitrites en nitrates. Ces deux réactions issues du métabolisme bactérien se font en milieu aérobie. Il est généralement admis que des bactéries du genre *Nitrosomonas* sp sont à l'origine de la nitritation, et que la nitratation est effectuée par des bactéries du genre *Nitrobacter* sp. Toutefois, d'autres genres de bactéries comme *Nitrospira* sp peuvent réaliser ces réactions (Kim et Kim, 2006; Lee *et al.*, 2009; Terada *et al.*, 2010).

DNRA (« Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium »)

La réduction dissimilative ou DNRA est la réduction en anaérobiose des nitrates en ammonium, par l'intermédiaire de métabolismes bactériens hétérotrophes (qui utilisent des molécules carbonées organiques dans leurs réactions métaboliques, contrairement aux bactéries autotrophes qui utilisent du dioxyde de carbone CO_2).

Dans les sédiments estuariens, la DNRA peut être quantitativement très importante (Sørensen, 1978) et même représenter la voie prépondérante d'élimination des nitrates (Dong *et al.*, 2011). Toutefois, c'est un processus mineur dans les systèmes d'eaux douces (Scott *et al.*, 2008; Sgouridis *et al.*, 2009; Matheson et Sukias, 2010). La DNRA a besoin de conditions d'oxydoréduction particulières avec un sédiment extrêmement réduit

(Christensen *et al.*, 2000; Scott *et al.*, 2008; Sgouridis *et al.*, 2009), et elle est favorisée par de faibles concentrations en nitrates (Sørensen, 1978; Scott *et al.*, 2008; Sgouridis *et al.*, 2009).

Enfin, bien que permettant une réduction des concentrations en nitrates, la réduction des nitrates par la DNRA ne constitue pas une exportation d'azote du système. Les ions ammonium formés restent disponibles pour les organismes photosynthétiques, et peuvent encore contribuer à une éventuelle eutrophisation (Christensen *et al.*, 2000).

Anammox (« ANaerobic AMMonium Oxydation »)

L'oxydation anaérobie de l'ammonium est un processus bactérien au cours duquel des ammonium et des nitrites sont transformés en diazote. Cette réaction est réalisée par des bactéries possédant une structure cytoplasmique particulière appelée « anammoxosome » (Jetten *et al.*, 2001).

Dénitrification

La dénitrification est issue du métabolisme hétérotrophe de bactéries anaérobies facultatives. Lorsqu'il n'y a pas d'oxygène disponible pour la respiration de ces bactéries, celles-ci sont capables d'utiliser les nitrates à la place de l'oxygène comme accepteur d'électron en fin de chaîne respiratoire. Cette réduction des nitrates est couplée à l'oxydation de matière organique (donneur d'électron). Elle a pour produit intermédiaire l'oxyde nitreux, et comme produit final le diazote. La réaction globale est résumée dans l'équation suivante :

$$5\ CH_2O + 4\ NO_3^- + 4\ H^+ \rightarrow 5\ CO_2 + 2\ N_2 + 7\ H_2O$$

Pour que la dénitrification ait lieu, il faut que des bactéries dénitrifiantes soient en présence de nitrates et de carbone organique dans des conditions anoxiques (Beutel *et al.*, 2009) et réduites (Brettar *et al.*, 2002).

De meilleurs taux de dénitrification sont obtenus lorsque les concentrations en nitrates sont plus élevées (Gumbricht, 1993a; Phipps et Crumpton, 1994; Sirivedhin et Gray, 2006; Böhlke *et al.*, 2009). La dénitrification est souvent limitée par le carbone organique (Pfenning et McMahon, 1997; Brettar *et al.*, 2002; Burchell *et al.*, 2007; Hernandez et Mitsch, 2007; Abell *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2009). De nombreux travaux ont montré qu'au-delà de sa quantité, c'est la disponibilité du carbone organique pour les bactéries dénitrifiantes qui se révèle déterminante. En effet, Burford et Bremner (1975) ont obtenu une corrélation plus forte entre la quantité de carbone organique soluble dans l'eau (donc biodisponible) et le potentiel de dénitrification des sols qu'entre ce dernier et la quantité totale de carbone organique. De plus, Starr et Gillham (1993) ont montré que la présence et la disponibilité du carbone organique étaient les facteurs limitant la dénitrification dans les aquifères. Dans les travaux de Sirivedhin et Gray (2006), la forte disponibilité du carbone organique issu du périphyton est ainsi une raison proposée pour expliquer les meilleurs taux de dénitrification obtenus avec celui-ci par rapport à des macrophytes. Par ailleurs, les espèces végétales dont

le rapport C/N est très faible comportent une plus grande proportion de carbone disponible sous forme de carbohydrates par rapport aux espèces à C/N élevé riches en fibres peu biodisponibles (Bachand et Horne, 2000b; Hume *et al.*, 2002), ce qui leur permet d'alimenter la dénitrification de façon plus efficace que ces dernières (Bastviken *et al.*, 2005).

Enfin, la température influence aussi de façon positive la dénitrification (Lewandoswki, 1982; Gumbricht, 1993b; Phipps et Crumpton, 1994; Pfenning et McMahon, 1997; Bachand et Horne, 2000b; Picard *et al.*, 2005; Sirivedhin et Gray, 2006; Beutel *et al.*, 2009; Saleh-Lakha *et al.*, 2009). En général, il est estimé qu'une augmentation de température de 10°C provoque un doublement de l'activité dénitrifiante (Lalisse-Grundmann *et al.*, 1983).

Lorsque l'azote dans la colonne d'eau est principalement sous forme de nitrates, c'est généralement à la dénitrification que l'on doit la majeure partie des nitrates éliminés (Gumbricht, 1993a; Bachand et Horne, 2000a; Lin *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2009; Matheson et Sukias, 2010). Ce processus possède l'avantage de transformer l'azote vers une forme gazeuse et donc de l'exporter vers l'atmosphère, ce qui en fait le moyen le plus intéressant pour diminuer les quantités d'azote contenues dans les zones humides (Martin *et al.*, 1999). Toutefois l'oxyde nitreux N_2O, qui est l'une des deux formes gazeuses pouvant être produites par la dénitrification, est un puissant gaz à effet de serre (Søvik et Kløve, 2007; Wu *et al.*, 2009; De Simone *et al.*, 2010; Laverman *et al.*, 2010). Ce composé est libéré lorsque la dénitrification s'effectue de manière incomplète (Hénault et Germon, 1995), et il peut être émis dans des proportions extrêmement variables (Reddy et Patrick, 1984). En effet, les émissions de N_2O peuvent être influencées par de nombreux facteurs tels que la quantité d'oxygène et la saturation en eau du sol, la disponibilité de l'azote et du carbone, la température et le pH ; mais aussi la texture, la structure et l'utilisation du sol, le relief, le climat et la météorologie (Vilain, 2010).

Dans les zones humides, la dénitrification a principalement lieu dans les sédiments (Nielsen, 1992), et en particulier au niveau de la couche superficielle (Hernandez et Mitsch, 2007; Zhao *et al.*, 2009), qui est pauvre en oxygène et riche en matière organique (Grimaldi et Chaplot, 2000).

Assimilation

L'assimilation est le processus au cours duquel les ions ammonium et nitrates sont utilisés et transformés par les êtres vivants, pour fournir l'azote qui sera intégré aux molécules qui les constituent, comme les protéines et les acides nucléiques.

On lui attribue souvent une part moindre des nitrates éliminés dans les zones humides par rapport à la dénitrification, mais cela reste une voie quantitativement importante (Gumbricht, 1993b; Lin *et al.*, 2002; Desmet *et al.*, 2008; Matheson et Sukias, 2010). Dans certains cas, l'élimination des nitrates a même été principalement attribuée à l'assimilation par les végétaux. Par exemple, dans des ruisseaux de Nouvelle Zélande, Bryce Cooper et Cooke (1984) ont estimé l'assimilation par des tapis de *Glyceria fluitans* à 75% des nitrates

éliminés, et Vincent et Downes (1980) ont attribué à l'assimilation par le cresson (*Nasturtium officinale* R. Br.) la majorité de l'élimination des nitrates. Enfin, Comín *et al.* (1997) ont montré que les macrophytes étaient responsables de la disparition de 66% à 100% de l'azote inorganique dissous entrant dans une zone humide, mais leur étude a été réalisée uniquement pendant la période de croissance des végétaux.

Or, le stockage de l'azote sous forme organique dans les macrophytes n'est que temporaire, puisque celui-ci est restitué au système lors du processus de décomposition (Bryce Cooper et Cooke, 1984; Fustec, Lefeuvre *et al.*, 2000; Birgand *et al.*, 2007). Cependant, les nutriments assimilés par les végétaux peuvent être exportés du système si les macrophytes sont récoltés (Hammer, 1992; Biget, 1995). Dans le cas de végétaux submergés, Gumbricht (1993b) a estimé que la quantité d'azote exportée par assimilation puis récolte serait équivalente à celle éliminée par dénitrification.

Fixation

La fixation est le processus qui permet de transformer du diazote atmosphérique en azote ammoniacal disponible pour les êtres vivants. Seules des bactéries et des cyanobactéries sont capables de réaliser cette fixation d'azote. Toutefois, des organismes photosynthétiques comme *Azolla filiculoides* (Moore, 1969; Wagner, 1997) ou de nombreuses espèces de la famille des *Fabaceae* peuvent en bénéficier par le biais de symbioses avec des micro-organismes.

Les nitrates peuvent, lorsqu'ils sont trop abondants dans les milieux aquatiques, contribuer à la dégradation des écosystèmes en favorisant la croissance excessive d'organismes photosynthétiques, mais aussi nuire à la ressource en eau potable. Il ne s'agit cependant que d'une seule des nombreuses formes du cycle de l'azote, reliées entre elles par des réactions souvent issues des métabolismes microbiens. Ces réactions peuvent permettre de limiter la quantité de nitrates dans l'eau au profit d'autres formes inoffensives comme l'azote atmosphérique N_2. Ces voies naturelles d'élimination des nitrates, en particulier la dénitrification et l'assimilation par les macrophytes, et leur utilisation dans des zones humides à vocation épuratoire suscitent un intérêt croissant pour atténuer les pollutions dans les milieux aquatiques. Ainsi, c'est sur la maîtrise de ces processus naturels que s'appuie l'ingénierie écologique des zones humides visant à limiter la quantité de nitrates dans les eaux.

2) Les zones humides tampon pour éliminer les nitrates

2.1) Facteurs de contrôle

2.1.1) Les macrophytes

Les phénomènes d'élimination de l'azote dans les zones humides sont favorisés par la présence de macrophytes (Lin *et al.*, 2002; Picard *et al.*, 2005; Srivastava *et al.*, 2008; Bastviken *et al.*, 2009). Ceux-ci sont généralement classés en fonction de leur forme de croissance par rapport à la surface de l'eau (Srivastava *et al.*, 2008) : immergés, flottants, émergés, ou encore émergés rampants (Rejmánková, 1992). En plus de l'assimilation des nutriments qui a été évoquée dans le paragraphe précédent, les macrophytes peuvent favoriser de façon indirecte d'autres processus d'élimination de l'azote.

A proximité des racines des macrophytes, il se crée des micro-sites aérobies qui favorisent l'enchaînement des réactions de nitrification-dénitrification et donc l'élimination de l'azote dans les zones humides où les ions ammonium sont abondants (Reddy et Patrick, 1984; Hammer, 1992). Ainsi, les macrophytes avec une structure racinaire fibreuse sont plus efficaces que les rhizomateux car la surface concernée par ces micro-sites aérobies est bien plus importante (Cheng *et al.*, 2009).

Les macrophytes peuvent aussi influencer de façon importante l'élimination des nitrates en apportant la matière organique nécessaire à la dénitrification. Des exsudats racinaires peuvent constituer un apport important de carbone organique directement assimilable (Heffernan et Cohen, 2010). Toutefois, Karjalainen *et al.* (2001) ont montré que même si des exsudats étaient émis par les trois espèces immergées qui ont fait l'objet de leur étude, seuls ceux issus d'une espèce seulement (*Lobelia dortmanna* L.) ont causé une augmentation de l'activité microbienne dans le sédiment. Les parties immergées des macrophytes agissent comme support pour du périphyton (Bastviken *et al.*, 2003) qui peut constituer lors de sa décomposition un apport de carbone organique très biodisponible pour les bactéries dénitrifiantes (Sirivedhin et Gray, 2006).

La décomposition des macrophytes représente souvent le principal apport de matière organique (Webster et Benfield, 1986). Qualitativement, il existe de grandes disparités quant à la disponibilité du carbone organique apporté au système par la dégradation des macrophytes (Hume *et al.*, 2002; Lin *et al.*, 2002; Bastviken *et al.*, 2005; Hernandez et Mitsch, 2007). D'un côté, des espèces qualifiées de labiles ont un rapport C/N faible, se décomposent rapidement (Godshalk et Wetzel, 1978a; 1978b) et apportent du carbone facilement disponible pour les bactéries (Rejmánková, 1992; Hume *et al.*, 2002; Chimney et Pietro, 2006). Elles s'opposent aux espèces dites récalcitrantes avec un C/N élevé, et dont la majorité du stock de carbone se trouve sous forme de macromolécules polymérisées qui ne sont rendues disponibles que de façon progressive au cours d'une dégradation lente (Dinka *et al.*, 2004; Chimney et Pietro, 2006).

Bastviken *et al.* (2005) ont obtenu de meilleurs taux d'élimination des nitrates avec des sédiments issus de l'espèce submergée *Elodea canadensis* dont le C/N est inférieur à 10, et de 40% plus faible que pour des espèces érigées telles que *Typha latifolia* et *Phragmites australis*. De plus, Hume *et al.* (2002) ont trouvé que pour des espèces avec un rapport C/N élevé et un fort taux de lignine (respectivement 21,75 g/g et 192 g/kg MS pour *Typha latifolia* ; 29,59 g/g et 412 g/kg MS pour *Scirpus acutus*), il était nécessaire de fournir plus de phytomasse au système pour obtenir des taux d'élimination équivalents à ceux d'espèces avec un C/N et des quantités de lignine plus faibles (respectivement 8,61 g/g et 4 g/kg MS pour *Hydrocotyle umbellata* ; 8,25 g/g et 73 g/kg MS pour *Lemna minor*). Enfin, dans une étude menée par Bachand et Horne (2000b), une végétation composée d'un mélange d'espèces labiles et récalcitrantes a permis d'obtenir de meilleurs taux de dénitrification que des monocultures d'espèces récalcitrantes (de *Typha* sp et de *Scirpus* sp). Bastviken *et al.* (2005;2007) suggèrent que ces liens entre la structure biochimique des macrophytes, la cinétique de décomposition et la disponibilité du carbone pourraient donner lieu à des variations saisonnières de la dénitrification différentes suivant les caractéristiques des macrophytes et leur cycle biologique.

Enfin, la présence de macrophytes dans les eaux courantes modifie également les écoulements et crée localement des conditions plus favorables à la sédimentation des particules organiques (Sand-Jensen et Mebus, 1996; Sand-Jensen, 1998; Kleeberg *et al.*, 2010).

2.1.2) Gestion hydraulique

Le débit entrant dans la zone humide peut être exprimé en tant que flux par unité de surface, comme s'il était apporté sous forme de précipitations (Kadlec et Wallace, 2009), par le calcul du HLR (« Hydraulic Loading Rate », ou charge hydraulique) :

$$\boldsymbol{HLR = \frac{Q}{A} = \frac{h}{t}}$$

HLR en m/jour

Q=Débit (m^3/jour)

A=Surface de la zone humide (m^2)

h=Profondeur moyenne (m)

t=Temps de rétention (« Hydraulic Retention Time » HRT, jours)

Comme l'indique l'équation précédente, pour des surfaces de zones humides identiques, le HLR varie avec le débit. Il influence alors le temps de rétention de l'eau dans la zone humide

et la hauteur de la colonne d'eau, donc le volume d'eau contenu dans la zone humide à un instant donné.

L'augmentation du temps de rétention de l'eau permet d'obtenir de meilleurs abattements en nitrates (Gumbricht, 1993a), car l'eau reste plus longtemps en contact avec les sites de dénitrification. Les chances que les nitrates qu'elle contient soient éliminés sont ainsi plus importantes. L'augmentation du temps de rétention implique cependant soit une augmentation de la surface de la zone humide, soit une augmentation de la hauteur d'eau au dessus du sédiment, ou encore une diminution du débit. Comme les zones humides sont en général établies sur une surface donnée fixe, seules les deux dernières possibilités peuvent être conservées. Or, même si une colonne d'eau plus haute peut permettre d'obtenir des taux d'oxygène plus faibles à proximité du sédiment, elle limite les chances de contact entre les nitrates de la colonne d'eau et le sédiment (Birgand *et al.*, 2007). Enfin, une diminution du débit diminue la quantité d'eau traitée par la zone humide et donc son efficacité.

De la même façon que pour le HLR, il est possible de calculer les charges en azote (« Nitrogen loading ») et en nitrates (« Nitrate loading »), en remplaçant le débit respectivement par les flux entrants d'azote et de nitrates.

Ces deux grandeurs représentent mieux les quantités d'azote et de nitrates reçues par le système que les concentrations, car elles intègrent le débit et donc la notion de flux. Même si de nombreux travaux ont montré que de plus grandes concentrations en nitrates donnaient lieu à de plus forts taux de dénitrification (Gumbricht, 1993a; Phipps et Crumpton, 1994; Sirivedhin et Gray, 2006; Böhlke *et al.*, 2009), cela ne semble pas être le cas lorsque les flux sont pris en compte. Certes, Phipps et Crumpton (1994), de même que Bastviken *et al.* (2009), en comparant les taux d'élimination des nitrates pour deux charges différentes (approximativement 13,5 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha/jour et 35 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha/jour) ont obtenu de meilleurs taux d'élimination avec la charge en nitrates la plus élevée. Toutefois, Hammer et Knight (1994) indiquent que la quantité d'azote éliminée peut augmenter jusqu'à des charges de 30 kg N/ha/jour, et en général décline au-delà de cette valeur. En outre, Mander *et al.* (1997) ont mis en évidence une relation linéaire très forte entre les logarithmes de la charge en azote et de la rétention de cet élément dans des zones tampon ripariennes (en bordure de cours d'eau).

Pour les nitrates uniquement, Kim *et al.* (2003) et Lin *et al.* (2008) ont montré, respectivement en laboratoire et dans plusieurs zones humides, qu'il existait aussi une valeur optimale de la charge en nitrates qui maximisait leur élimination. Cependant, Kim *et al.* (2003) ont également montré qu'une augmentation de la charge en nitrates causait une diminution de l'abattement (proportion des nitrates entrants qui sont éliminés).

2.2) Exemples d'ingénierie pour éliminer les nitrates

Afin de maximiser l'efficacité de l'élimination des nitrates, il faut augmenter la capacité métabolique des bactéries dénitrifiantes à traiter l'azote et maximiser le contact entre les nitrates à éliminer et les sites de dénitrification (Birgand *et al.*, 2007).

Le principal facteur de contrôle utilisé pour maximiser le métabolisme bactérien est la source de carbone organique. Comme vu précédemment, les macrophytes qui se décomposent dans la zone humide peuvent constituer la seule source de carbone. Dans ce cas, les caractéristiques des végétaux envers la quantité de phytomasse et la biodisponibilité du carbone se révèlent primordiales pour déterminer la quantité de carbone qui pourra être métabolisée par les bactéries (Hume *et al.*, 2002; Lin *et al.*, 2002; Bastviken *et al.*, 2007). Dans certains cas, des sources de carbone externes ont été apportées dans le but d'augmenter les taux de dénitrification. Ces sources peuvent être fournies sous forme solide dans le substrat de la zone humide. Ainsi, Soares et Abeliovich (1998) ont testé l'ajout de paille de blé et montré que des apports réguliers étaient nécessaires pour atteindre une efficacité optimale. Dans des microcosmes, Ingersoll et Baker (1998) ont obtenu des taux d'élimination des nitrates croissants avec la quantité de débris de *Typha* sp apportée au système. De même, Burchell *et al.* (2007) ont montré en mésocosmes que l'ajout de paille et de résidus de *Phragmites australis* améliorait les taux d'élimination. Le carbone peut aussi être apporté sous des formes organiques dissoutes, qui possèdent l'avantage d'être généralement plus facilement utilisables pour les bactéries. Par exemple, Lin *et al.* (2002) ont augmenté l'élimination des nitrates de microcosmes (sans végétaux ou plantés avec différentes espèces végétales) en y ajoutant du fructose. Lu *et al.* (2009), avec l'ajout de glucose, ont également obtenu une amélioration de l'élimination des nitrates d'une zone humide artificielle. Enfin, Lewandoswki (1982) a montré que l'acide acétique était plus performant que le méthanol, mais que l'acétone était inefficace pour augmenter les taux de dénitrification.

Afin d'obtenir un meilleur contrôle de toutes ces conditions pouvant influencer les réactions des nitrates, la solution la plus radicale consiste à utiliser des systèmes totalement artificialisés et fermés : des bioréacteurs. De telles structures permettent notamment de maximiser les contacts entre la colonne d'eau, les bactéries dénitrifiantes, et une source de carbone. De telles structures se révèlent être simples, peu onéreuses à construire et à faire fonctionner (Blowes *et al.*, 1994; Schipper *et al.*, 2010), mais elles peuvent produire des gaz à effets de serre (Warneke *et al.*, 2011). L'intérieur des réacteurs est constitué d'un milieu au travers duquel l'eau circule, qui sert de support aux bactéries dénitrifiantes, et qui peut aussi être une source de carbone, comme des copeaux de bois ou des épis de maïs (Cameron et Schipper, 2010). Le milieu peut aussi être un support inerte comme du plastique, et dans ce cas cela nécessite l'apport du carbone sous forme soluble (Aslan et Turkman, 2006).

De nombreux paramètres peuvent donc influencer les performances d'élimination des nitrates des zones humides. Ces paramètres varient suivant les systèmes considérés, et les conditions d'élimination peuvent ainsi être plus ou moins favorables. Dans certains cas les conditions sont contrôlées et peuvent être optimisées pour une efficacité maximale.

2.3) Performances d'élimination des nitrates

2.3.1) Ordres de grandeur

Les performances épuratoires des zones humides et des cours d'eau sont variées (figure I-2). Différents auteurs ont rapporté les taux d'élimination qu'ils ont trouvés dans la littérature scientifique (Bachand et Horne, 2000a; Birgand *et al.*, 2007; Vymazal, 2007), allant de presque nuls jusqu'à plusieurs grammes NO_3^- N/m²/jour (Figure I-2, encadré noir). Concernant les rivières (figure I-2, encadré vert), Desmet *et al.* (2008) rapportent une valeur relativement faible de 160 mg NO_3^--N/m²/jour, bien que House *et al.* (2001), Bowes *et al.* (2005) et Howard-Williams *et al.* (1982) aient obtenu des valeurs plus élevées (respectivement 336 à 1246, 806 et 1140 mg NO_3^--N/m²/jour) dans différents cours d'eau.

Ces taux d'élimination sont comparables à ceux rapportés par Bachand et Horne (2000b), Pei *et al.* (2010), Matheson et Sukias (2010), Gumbricht (1993a) ainsi que Leverenz *et al.* (2010) pour des zones humides naturelles ou artificielles (de 138 à 835 mg NO_3^--N/m²/jour), même si Bachand et Horne (2000a) ont obtenu une très forte élimination de 2800 mg NO_3^--N/m²/jour. De plus, même si dans la synthèse bibliographique de Birgand *et al.* (2007) se trouvent des valeurs jusqu'à 2900 mg NO_3^--N/m²/jour, les auteurs précisent que 70% des valeurs qu'ils rapportent se situent en dessous de 350 mg NO_3^--N/m²/jour et 86% sont inférieures à 800 mg NO_3^--N/m²/jour.

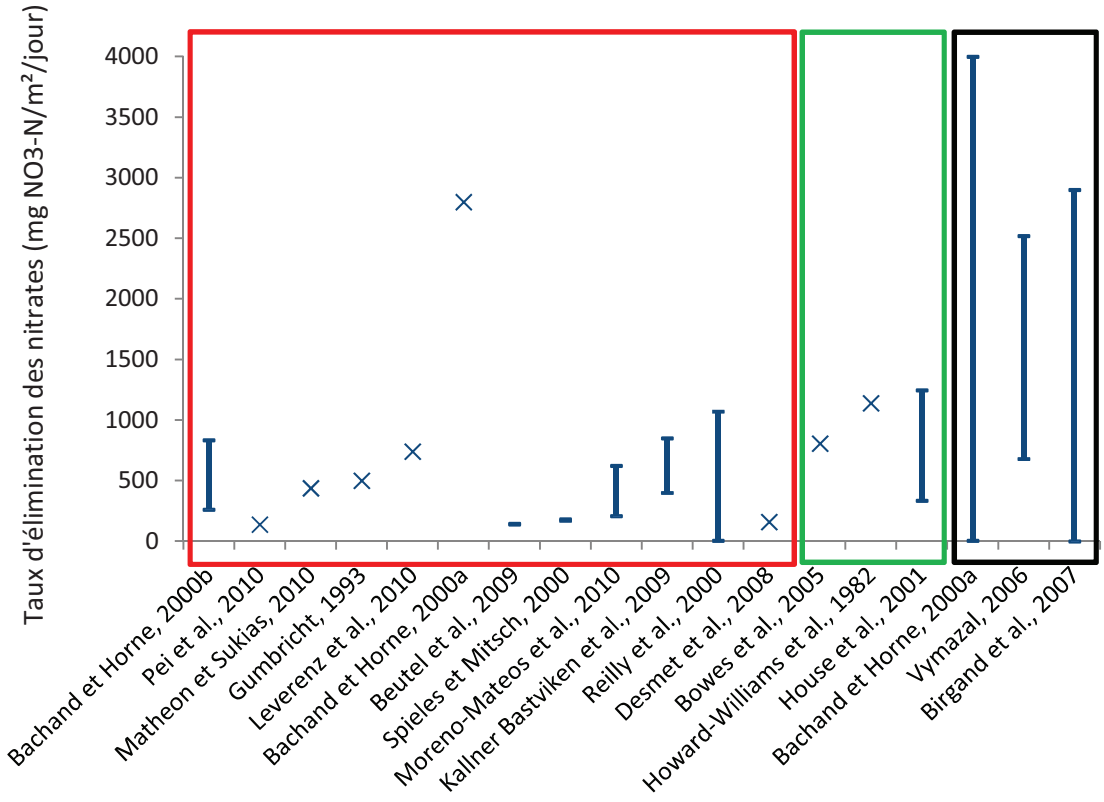


Figure I-2 : Valeurs citées dans la littérature scientifique pour les taux d'élimination des nitrates dans des zones humides artificielles (cadre rouge), cours d'eau (cadre vert), et valeurs issues de revues de la littérature scientifique (cadre noir).

Dans les expérimentations en bioréacteurs, les taux d'élimination sont généralement donnés par unité de volume. Cameron et Schipper (2010) ont mesuré des éliminations de 3,0 à 19,8 g N/m^3/jour en faisant varier la température (14°C ou 23,5°C) et surtout la source de carbone (bois dur, bois tendre, paille de blé, déchets verts ou épis de maïs) dans des barils de 0,2 m^3. Schipper *et al.* (2010) rapportent des valeurs allant de 2 à 22 g N/m^3/jour dans des bioréacteurs de grande taille (83 à 1320 m^3) appelés « denitrification beds », contenant des copeaux de bois. Dans une structure similaire (1320 m^3) contenant un mélange de sciure et de copeaux de bois de pin, Warneke *et al.* (2011) ont mesuré une élimination de 7,6 g N/m^3/jour.

2.3.2) Saisonnalité

Des variations saisonnières de l'élimination des nitrates ont été observées par de nombreux auteurs dans des cours d'eau et des zones humides naturelles ou artificielles, avec des valeurs plus élevées en été qu'en hiver (Howard-Williams *et al.*, 1982; Phipps et Crumpton, 1994; Spieles et Mitsch, 1999; Bowes *et al.*, 2005; Picard *et al.*, 2005; Desmet *et al.*, 2008; Bastviken *et al.*, 2009; Beutel *et al.*, 2009; Böhlke *et al.*, 2009). Dans certains cas, les zones étudiées se sont même révélées être successivement des puits et des sources d'azote, respectivement en été et en hiver (Phipps et Crumpton, 1994; Bowes *et al.*, 2005). Plusieurs

auteurs montrent ainsi que ces variations des taux d'élimination des nitrates sont liées aux variations saisonnières de température (Spieles et Mitsch, 1999; Bachand et Horne, 2000b; Bastviken *et al.*, 2009; Beutel *et al.*, 2009). Ainsi, Picard *et al.* (2005) démontrent que l'on peut limiter l'ampleur des variations saisonnières avec une isolation thermique des zones humides artificielles.

Quelques travaux indiquent que des variations de la charge hydraulique (HLR) peuvent avoir une influence importante sur la rétention des nitrates (Spieles et Mitsch, 1999; Böhlke *et al.*, 2009). Par exemple, Phipps et Crumpton (1994) rapportent que des zones humides se comportent comme des puits de nitrates en été lorsque le HLR est bas, et comme des sources en hiver alors que le HLR est élevé.

D'autres auteurs expliquent plutôt ces variations saisonnières par des effets directs ou indirects des macrophytes. Howard-Williams *et al.* (1982) ont observé que la période d'élimination maximale des nitrates (été) correspondait aussi à la période de croissance maximale des macrophytes dominants. Desmet *et al.* (2008) ont montré que des macrophytes enracinés flottants (*Callitriche platycarpa* Kütz. et *Potamogeton natans* L.) pouvaient augmenter la concentration en oxygène dissous de l'eau lorsque la photosynthèse a lieu (dans la journée), et considèrent que les plantes influencent également l'élimination des nitrates en allongeant le temps de rétention (HRT) et en favorisant la sédimentation des particules organiques. De plus, Bowes *et al.* (2005) expliquent en partie la production de nitrates en hiver par la décomposition de la phytomasse. Enfin, Bastviken *et al.* (2005) soulignent qu'étant donnée l'importance du carbone organique pour la dénitrification et les différences de libération de ce carbone (décomposition) entre les différentes espèces, le « turnover » des macrophytes en décomposition est susceptible de jouer un rôle important pour les variations saisonnières d'élimination des nitrates dans les zones humides.

3) Cresson, cressonnières et qualité de l'eau

3.1) Présentation du cresson de fontaine

Le cresson de fontaine (*Nasturtium officinale* R.Br. ou *Rorippa nasturtium-aquaticum* (L.) Hayek, figure I-3), est une espèce aquatique rampante pérenne, de la famille des *Brassicaceae* (Crucifères), dont la biologie a fait l'objet de plusieurs travaux (Howard et Lyon, 1952; Kaskey et Tindall, 1979). Cette espèce est répandue mondialement, bien que considérée comme introduite aux Etats-Unis, en Afrique du sud, en Australie et en Nouvelle-Zélande. Les feuilles du cresson sont pennées, avec des folioles rondes ou ovales. La floraison a lieu de Mai à Septembre et les fleurs, en grappes terminales, sont petites et blanches. Ses tiges creuses sont très ramifiées. A l'aisselle des feuilles, la plante possède des racines adventives qui lui permettent de prélever des nutriments directement dans la colonne d'eau peu profonde qui constitue son habitat.

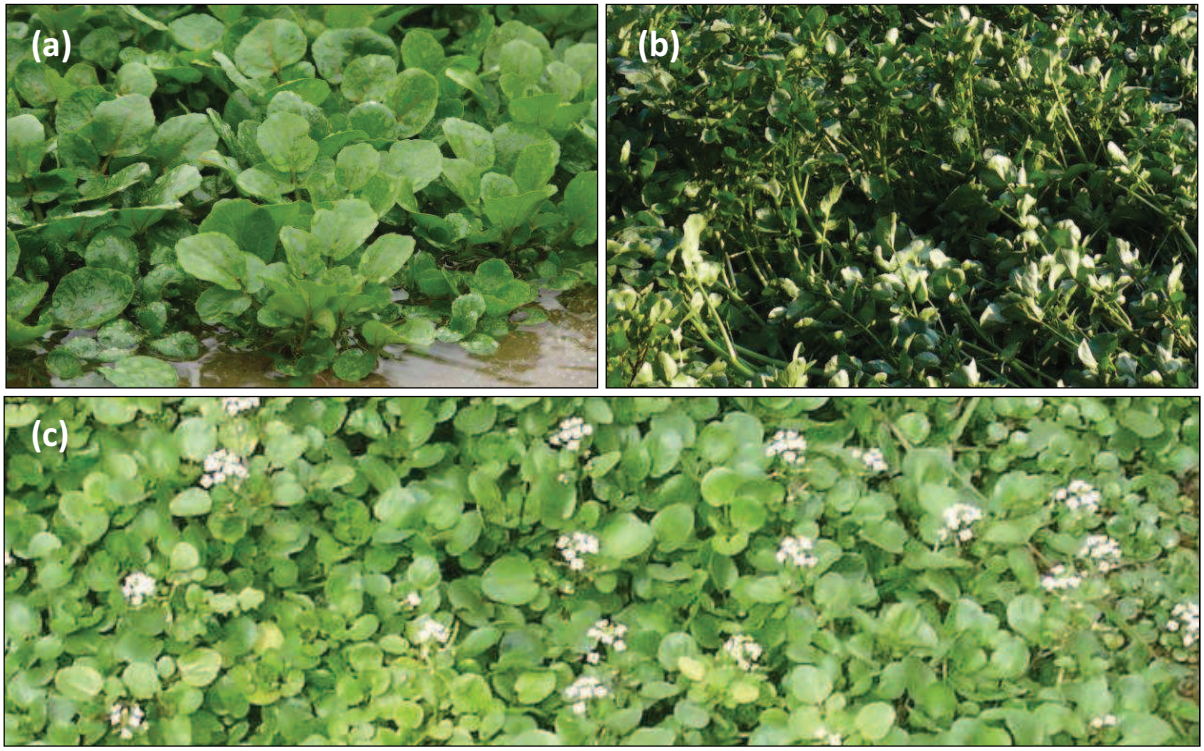


Figure I-3 : Photographies de cresson (*N. officinale*) à la fin de l'hiver (a), au printemps peu avant la floraison (b) et à la fin de l'été (c). Photos : J. Pulou

Le cresson de fontaine peut se reproduire de façon sexuée (graines) ou végétative (tiges rampantes). Sensible au gel, il passe l'hiver sous forme de rosette faiblement émergée. Cette rosette croît au printemps, les tiges s'allongent (elles peuvent atteindre jusqu'à 2m) et s'épaississent, alors que le nombre de folioles augmente. Les racines adventives poussent également de manière très importante. La floraison commence autour du mois de Mai, et une seconde floraison peut avoir lieu au cours de l'été. La croissance de la plante est maximale au printemps et au début de l'été (Howard-Williams *et al.*, 1982).

Certaines caractéristiques du cresson comme sa croissance rapide, l'accumulation importante d'azote, sa décomposition rapide ont incité Rejmánková (1992) à classer cette espèce parmi les « creeping emergents » (émergents rampants), au même titre que la Jussie (*Ludwigia peploides* (H.B.K.) Raven), car ces amphiphytes (plantes amphibies) possèdent en commun une croissance sous une forme rampante, l'accumulation importante d'azote, des vitesses de croissance et de décomposition rapides.

3.2) La cressiculture

3.2.1) Pratiques culturales

En Angleterre, le cresson se cultive à une échelle industrielle, avec notamment la présence sur les sites de production d'installations de nettoyage et de conditionnement « en sachets » (Natural England, 2009). Ce n'est pas le cas dans la vallée de l'Essonne, où les pratiques n'ont que peu évolué depuis le XIXème siècle (figure I-4).

Le cresson de fontaine est cultivé dans des fosses de 2 à 3m de large sur quelques dizaines de mètres de long, alimentées en eau par des sources, forages ou puits artésiens. Une cressonnière peut regrouper un nombre variable de fosses, souvent plusieurs dizaines. Le débit couramment utilisé en pleine saison est de 1L/s/are (Biget, 1995). Après son passage dans les fosses, l'eau peut être réutilisée pour alimenter une deuxième série de fosses, mais elle est le plus souvent recueillie dans des canaux dits « de décharge », puis est rejetée à la rivière.

Les semis se font « à la volée » au mois d'Août, sur les fosses asséchées. Au préalable, les graines doivent avoir été mises à tremper pendant 48h dans de l'eau. Après la germination, l'alimentation en eau est progressivement rétablie au fur et à mesure que les plantules s'ancrent dans le substrat, suffisamment lentement pour éviter qu'elles ne soient emportées vers les canaux de décharge. Les premières coupes (récoltes) peuvent avoir lieu au mois d'Octobre, et des « recoupes » (récoltes suivantes) peuvent alors avoir lieu toutes les 4 ou 5 semaines environ. La récolte n'est pas mécanisée : elle est effectuée au couteau par une personne soit à genoux sur une planche (technique dite « ancienne »), soit directement dans la fosse (technique « moderne »). Seules les tiges feuillées émergées sont récoltées, ce qui permet la régénération de la plante après chaque coupe. De plus, l'ablation des bourgeons apicaux à chaque récolte stimule la production de nouvelles tiges, et densifie la culture. Ainsi, pour favoriser le maintien d'une culture dense en hiver et éviter de laisser de la place aux adventices, il est important que plusieurs récoltes (au moins deux) aient déjà été effectuées avant les premières gelées.

Figure I-4 : Récolte du cresson. La récolte « traditionnelle» se fait équipé de genouillères et à genoux sur une planche (a et b), alors que la technique dite « moderne » se fait debout directement dans la fosse (c). Dans tous les cas, la récolte n'est pas mécanisée et se fait au couteau. Sources photos : (a) Détail d'une carte postale du début du vingtième siècle; (b) Pat. & Trad., « Les cent ans du cresson de Méréville » ; (c) J. Pulou

Les bottes sont réalisées sur place, au fur et à mesure de la récolte. Les liens qui maintiennent les bottes doivent comporter obligatoirement les coordonnées de l'exploitant ainsi que le numéro d'agrément sanitaire de la cressonnière fourni suite au contrôle par les services vétérinaires.

L'hiver, les fosses sont recouvertes de voiles polyester « P17 » (figure I-5), qui permettent au cresson de croître sans souffrir des températures négatives. De plus, la température de l'eau délivrée par les puits artésiens est constante toute l'année (environ 12°C) ce qui contribue au maintien de conditions favorables en hiver.

Figure I-5 : Les bâches « P17 » empêchent le cresson de souffrir du froid, et permettent de produire en plein hiver. Photo : J. Pulou

La saison classique de production s'arrête lorsque le cresson commence à fleurir (au mois de Mai). Le cresson restant dans les fosses est ensuite exporté, soit en arrachant directement (exploitations en agriculture biologique), soit après un traitement défanant (herbicide). Les fosses sont alors remises à sec et le substrat retravaillé en vue du prochain semis : Les sédiments déposés au fond des fosses lors de l'année de production précédente sont en partie retirés, et le fond homogénéisé (figure I-6).

Il existe des systèmes de production décalés dans le temps, avec un semis au printemps, permettant de produire du cresson pendant l'été. Toutefois, cette production estivale est très marginale.

Tableau I-1 : Comparaison des cycles de développement du cresson à l'état naturel et en culture

Mois		Aout	Sept	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet
Stade du cresson	**Etat naturel (Kaskey et Tindal, 1979)**	Croissance		Retrait sous forme de rosette	Rosette				Croissance à partir de la rosette	Très forte croissance	Floraison	Floraison et fructification	Fructification et nouvelle croissance
	En culture	Semis	Germination et croissance	Croissance et récoltes toutes les 4 semaines							Floraison et début de fructification	Défanage	-

Figure I-6 : Fosses asséchées, juste après le semis (Septembre 2009). Photo : J. Pulou

Le cycle du cresson dans une culture classique est donc décalé par rapport au cycle biologique de la plante à l'état sauvage (tableau I-1). En particulier, dans les systèmes cultivés le cresson croît en hiver, alors qu'il se replie sous forme de rosette sous la surface de l'eau dans les milieux naturels. En été, alors que dans la nature la croissance du cresson est maximale, il n'y a pas de cresson vivant dans les fosses cultivées (en cycle de production classique). En effet, soit les végétaux sont tués par le traitement défanant en Mai puis se décomposent, soit ils sont éliminés directement (cas de la production en « Agriculture biologique »).

3.2.2) Engrais et phytosanitaires

Il n'existe à ce jour aucun produit homologué pour la culture du cresson, bien que la FREDON IDF travaille actuellement sur le sujet, en collaboration avec les cressiculteurs. Pour l'instant, différents traitements sont appliqués (avec le suivi des organismes de contrôle compétents). Plusieurs familles de produits sont utilisées : engrais, fongicides, insecticides, désinfectants, défanants ou défoliants.

Fertilisants

Les nitrates contenus dans l'eau qui alimente les cressonnières suffisent amplement pour couvrir les besoins en azote de la culture, et la fertilisation azotée n'est donc pas nécessaire. En revanche, à notre connaissance des engrais phosphatés sont apportés par tous les cressiculteurs. Dans le cas de culture « conventionnelle », il s'agit de Superphosphate 18, à raison de 3 à 4 t/ha/an, appliqué après chaque coupe. Pour les cultures en agriculture biologique, il s'agit de phosphates naturels.

Du sulfate de fer est parfois apporté pour éviter les chloroses, à raison de 1 à 2 t/ha/an en applications hebdomadaires.

Insecticides

Les altises sont les principaux ravageurs du cresson, dont elles consomment les feuilles en y formant des trous. Pour lutter contre ces insectes, les produits les plus utilisés sont le Décis (deltaméthrine), le Karaté (lambda-cyhalothrine). Ils sont appliqués à des doses très variables suivant les cressiculteurs (Biget, 1995).

Fongicides

Les fongicides ont pour but d'empêcher la « tache jaune » et la « racine tordue », maladies transmises par des champignons du genre *Spongospora*. Des dithiocarbamates comme le Thirame peuvent être utilisés (Belamie *et al.*, 1977), ou encore du sulfate de zinc à raison de 1t/ha/an.

Défanants

Lorsque la production est terminée (mai), les cressiculteurs « en conventionnel » utilisent des herbicides (défanants) afin de faciliter le retrait des fosses du cresson issu de la saison de culture passée. Les produits utilisés sont le Réglon (diquat) ou le glyphosate.

Désinfectant

La « désinfection » des fosses se fait une fois par an, avant les semis. La molécule appliquée est du formaldéhyde, a des doses variables suivant les cressiculteurs. L'utilisation du formol permet d'éliminer des fosses les parasites et vecteurs de maladies entre deux saisons de culture, mais aussi un moyen de lutter contre certaines adventices du cresson, notamment *Callitriche stagnalis* (Scop.) et *Lemna minor* L..

3.3) Cresson et nutriments

Tableau I-2 : Teneurs en Azote (en vert) et Phosphore (en bleu) de différents organes de *N.officinale*, en % de masse sèche

Référence	Plante entière	Tiges + Feuilles	Feuilles	Tiges	Racines
Crisp, 1970		**6,09** / **0,75**			**3,99** / **0,66**
Cumbus *et al.*, 1980		**6,6** / **0,7**			**4,73** / **0,67**
Howard-Williams *et al.*, 1982			**4,462**	**2,668**	**2,843**
Rejmankova, 1992			**4,5**		
Biget, 1995	**2,27** / **0,291**	**4,6** / **0,456**			

Le cresson possède une forte teneur en azote dans ses parties aériennes, particulièrement dans les feuilles et les tiges feuillées (tableau I-2). Son ratio C/N, proche de 10, est relativement faible (Rejmánková, 1992). Kopsell *et al.* (2007) a montré que la teneur en

azote des feuilles de cresson augmentait avec la quantité d'azote dans la solution nutritive, en même temps que le ratio C/N diminuait. Ces propriétés en font une espèce à haut potentiel pour le traitement de l'eau (Rejmánková, 1992). Divers travaux ont démontré que le cresson avait la capacité d'éliminer de grandes quantités d'azote d'eaux issues de l'aquaculture (Redding *et al.*, 1997) ou du milieu naturel (Vincent et Downes, 1980; Howard-Williams *et al.*, 1982). Dans ce dernier cas, l'élimination des nitrates est attribuée entièrement à l'assimilation par le végétal. *Nasturtium officinale* assimile les nutriments par deux moyens (Howard et Lyon, 1952). D'une part, ses racines adventives lui permettent de puiser directement certains éléments dans la colonne d'eau. D'autre part, en plus de lui procurer un ancrage dans le sédiment, ses autres racines lui permettent d'y puiser les phosphates et autres éléments qui sont présents en quantité limitante dans l'eau d'alimentation des cressonnières, comme le fer.

La cressiculture a pour effet une diminution des concentrations en nitrates (Crisp, 1970; Casey et Smith, 1994; Biget, 1995) au cours du passage de l'eau dans les cressonnières. Dans un bilan des entrées et sorties d'azote de fosses cultivées, Crisp (1970) ne retrouve en sortie que 92% de l'azote introduit dans le système, et suggère que les 8% restants pourraient avoir disparu sous forme gazeuse. De même, Biget (1995) a calculé une élimination de 173 mg N /m²/jour dans des cressonnières, soit 17% du flux entrant. Parmi ces 17%, seulement 2% sont imputables à l'assimilation-exportation du cresson, et le devenir des 15% restant n'est pas connu, même si une élimination par dénitrification est une explication probable.

L'utilisation d'engrais phosphatés donne lieu, quant à elle, à une augmentation des concentrations en phosphates en aval des cressonnières car seulement une très faible partie de cet apport est assimilée par la culture (Crisp, 1970; Cumbus *et al.*, 1980; Casey et Smith, 1994; Biget, 1995).

Les cressonnières cultivées sont donc potentiellement des zones tampons où des quantités relativement importantes de nitrates pourraient être éliminées par assimilation puis exportation lors des récoltes, mais également par dénitrification. Cette deuxième voie pourrait s'avérer encore plus efficace, même si aucune mesure directe n'a encore été effectuée dans ce type de zones humides. En revanche, il faut noter que des engrais phosphatés et divers produits phytosanitaires sont utilisés dans les itinéraires techniques conventionnels pour cette culture, et pourraient être néfastes à la qualité de l'eau et du milieu aquatique.

Cette culture est aujourd'hui en déclin et de nombreuses cressonnières sont abandonnées. En l'absence de gestion par les cressiculteurs, les propriétés de ces zones humides pourraient évoluer, en particulier au cours des successions de macrophytes.

4) Les successions de macrophytes dans les zones humides

Les successions végétales désignent les changements de la composition de la végétation d'un milieu au cours du temps (Gleason, 1927). Les successions qui ont lieu à partir d'habitats nouvellement formés sont dites primaires. On les distingue des successions secondaires, qui interviennent après qu'une perturbation a détruit les communautés initialement présentes, ou suite à l'arrêt d'une perturbation cyclique comme des pratiques agricoles (Vile, 2005). A la suite de Clements (1916), Mitsch et Gosselink (2000) évoquent trois concepts auxquels renvoie la notion de successions : (1) des communautés végétales reconnaissables et caractéristiques peuvent être distinguées, (2) ce sont des phénomènes autogéniques qui dirigent les changements de communautés, (3) les changements sont linéaires et dirigés vers un écosystème stable et mature (climax).

4.1) Les communautés végétales

Il existe une approche des communautés végétales dite « holistique », développée par Clements (1916). Selon ce point de vue, les communautés végétales constituent un « super-organisme » : les espèces qui les constituent doivent être appréhendées dans leur globalité, et leurs fonctions servent la communauté dans son ensemble. Odum (1969) élargira plus tard cette notion à l'échelle des écosystèmes. Cependant, il s'est développé à partir des théories de Gleason (1926) une vision individualiste des communautés (Van der Valk, 1981), radicalement différente de celle de Clements. L'opposition entre ces deux théories est toujours d'actualité, et aucune ne fait l'unanimité (Scheiner et Willig, 2008; Roughgarden, 2009). Keddy (1992) énonce trois facteurs qui définissent la composition spécifique d'une communauté végétale : (1) les espèces qui peuvent potentiellement atteindre un milieu donné, (2) les conditions environnementales de ce milieu, et (3) les traits biologiques des espèces et leur réponse à ces conditions environnementales. Il est alors possible de distinguer deux phases des successions : la phase d'arrivée et d'établissement des espèces (facteur 1 ci-dessus), et la phase autogénique déterminée par les interactions (facteurs 2 et 3) entre les espèces et leur environnement (Noon, 1996). La liste des espèces qui peuvent s'établir en un lieu dépend des propagules présents et de leur capacité à donner une nouvelle plante dans les conditions qui prévalent sur le site (Barrat-Segretain, 1996; Combroux *et al.*, 2002; Mitsch *et al.*, 2005; Gutrich *et al.*, 2009). Pour suivre les changements intervenant dans les communautés au cours de la phase autogénique des successions, il semble pertinent de regrouper les espèces selon des classifications fonctionnelles, c'est-à-dire en fonction d'un certain nombre de traits biologiques qu'elles présentent en commun. L'un des problèmes majeurs pour l'établissement de telles classifications réside dans la difficulté du choix des traits à prendre en compte, en particulier dans les classifications dites « déductives », où un certain nombre de traits est choisi *a priori* en fonction des processus qui sont supposés les plus déterminants (Vile, 2005). En effet, alors que pour Barrat-Segretain (1996), selon notamment l'approche de Grime (1979), les traits biologiques liés à la reproduction, la dispersion et la compétition sont de première importance pour expliquer la présence et l'abondance d'une espèce, Reich *et al.* (2003) mettent uniquement l'accent

sur les capacités à acquérir, utiliser et conserver des ressources, suivant l'approche de Tilman (1985).

4.2) Forces sélectives et traits des végétaux

Les successions résultent des interactions entre les espèces qui constituent les communautés avec leur environnement physique ou biotique (Connell et Slatyer, 1977). Elles sont déterminées par les réponses des espèces végétales aux forces sélectives qui s'exercent sur elles, en fonction de certains traits fonctionnels. L'ensemble de ces traits définit une stratégie, qui confère à l'espèce la capacité de survivre, ou au contraire l'impossibilité de se maintenir, en fonction des forces sélectives exercées.

4.2.1) Environnement abiotique

De nombreux travaux rapportent des exemples où des caractéristiques du milieu opèrent une sélection des espèces selon leurs traits d'histoire de vie dans les milieux aquatiques. En particulier, les caractéristiques hydrauliques semblent représenter une force sélective d'importance dans ces milieux (Fennessy *et al.*, 1994; Biggs, 1996; Riis et Biggs, 2003; Sand-Jensen, 2003; Puijalon et Bornette, 2004; Asaeda *et al.*, 2005; Franklin *et al.*, 2008; Riis *et al.*, 2008). Demars et Harper (1998) ont notamment mis en évidence que la taille du cours d'eau avait un effet plus important sur les communautés de macrophytes que la quantité de nutriments. D'autres travaux ont également montré que la quantité de nutriment dans le milieu n'était qu'une force sélective parmi d'autres, et qu'il était par conséquent difficile de séparer ses effets sur la composition des communautés végétales de ceux d'autres facteurs (Clarke et Wharton, 2001; Demars et Edwards, 2009). Certains auteurs (Kocic *et al.*, 2008) ont toutefois réussi à utiliser certaines espèces de macrophytes comme estimateurs de la quantité de nutriments ou de niveau trophique aboutissant à des indices macrophytiques (Dawson *et al.*, 1999; Holmes *et al.*, 1999; Haury *et al.*, 2006). Portielje et Roijackers (1995) ont également montré qu'une forte quantité de nutriments dans la colonne d'eau favorisait la colonisation par des pleustophytes (espèces flottant librement à la surface de l'eau comme *Lemna minor* L.) plutôt que par des espèces submergées (*Elodea nuttallii* Planch.), parce que les premières sont les mieux placées pour à la fois puiser leurs nutriments directement dans la colonne d'eau et intercepter l'énergie lumineuse nécessaire à la photosynthèse.

4.2.2) Environnement biotique

Les interactions entre les différentes espèces de macrophytes peuvent aussi jouer un rôle important au sein d'une communauté végétale. Pendant longtemps la compétition a été la seule explication proposée pour expliquer la structure des communautés végétales et les successions (Connell et Slatyer, 1977), en particulier la compétition pour les nutriments ou la lumière (Tilman, 1985). Dans certains cas (allélopathie), des phénomènes de compétition interspécifique peuvent aussi avoir lieu indirectement *via* des composés chimiques présents dans la litière (Farrer et Goldberg, 2009). Bien que l'étude des interactions entre les plantes et leur environnement biotique se soit souvent résumée à l'étude des interactions entre

espèces végétales, Connell et Slatyer (1977) précisent que les interactions avec d'autres types d'organismes tels que les prédateurs ou les pathogènes ne doivent pas être négligées. Ainsi, plusieurs études ont montré qu'une intense consommation par des herbivores pouvait modifier la structure des communautés végétales en milieu naturel (Sand-Jensen et Jacobsen, 2002; Lenssen *et al.*, 2004; Kadlec *et al.*, 2007; Gedan *et al.*, 2009).

4.3) Modèles et théories

Il n'existe pas de théorie générale des successions végétales. Cependant, plusieurs modèles ont été proposés pour tenter de les expliquer.

4.3.1) Facilitation, Inhibition, Tolérance

Connell et Slatyer (1977) ont proposé trois modèles permettant d'expliquer les successions (facilitation, tolérance et inhibition). Dans le premier (Facilitation), les espèces des premiers stades modifient le milieu à leurs dépends et favorisent l'installation des espèces du stade suivant. Dans le deuxième modèle (Tolérance), les espèces des premiers stades modifient le milieu à leurs dépends, mais n'influencent pas l'installation des espèces du ou des stade(s) suivants. Enfin, les modifications du milieu par les espèces des premiers stades se font à leurs dépends, mais aussi au détriment des autres espèces dans le dernier modèle (Inhibition). Alors que dans les deux premiers cas, il existe une phase de cohabitation plus ou moins longue entre les espèces du premier stade et du (des) suivant(s), cela n'est pas le cas pour le troisième (Inhibition), où aucune espèce ne peut s'établir tant que celles du premier stade sont en place.

4.3.2) Les stratégies CSR

Le modèle CSR (Compétition, Stress, Rudéralisation) de Grime (1979) prédit une évolution de la végétation à partir d'espèces aux stratégies rudérales, à durée de vie courte et une production abondante de graines (stratégie « R ») qui sont associées à des milieux perturbés (figure I-7). Lorsque les perturbations sont moins fréquentes, la végétation évolue soit vers des espèces avec des stratégies de résistance au stress (longue durée de vie et faible vitesse de croissance, stratégie « S ») dans des milieux peu productifs, soit vers des espèces aux stratégies de compétition (forte acquisition de ressources et vitesse de croissance élevée, stratégie « C ») quand le milieu est très productif. Dans des cas intermédiaires, la végétation devrait aussi être constituée d'espèces aux stratégies intermédiaires « CS », « CR », « SR » ou « CRS ».

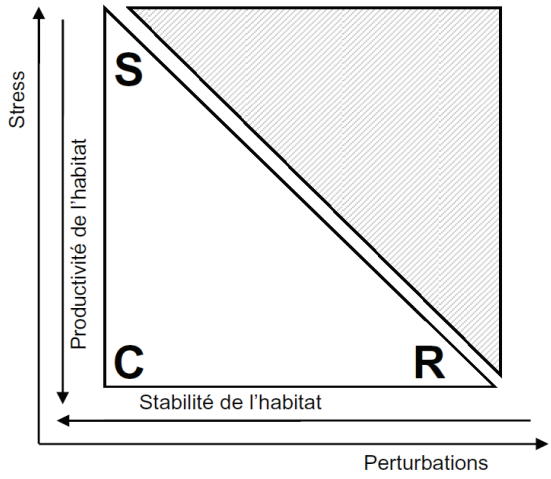


Figure I-7 : Description du triangle CSR de Grime (1979), issu de Vile (2005)

4.3.3) La disponibilité des ressources

Tilman (1985) a développé une approche centrée sur les ressources. Selon cet auteur, les successions seraient la conséquence des variations de la disponibilité des ressources dans le temps et des différences de compétitivité des espèces vis-à-vis de leur acquisition.

4.4) Tendances généralement observées

Mitsch et Gosselink (2000) expliquent que les successions dans les zones humides peuvent être assimilées à une transformation d'un milieu aquatique vers un milieu terrestre. Ainsi, une analogie peut être faite entre les changements de communautés observés au cours du temps et ceux qui peuvent être observés le long d'un transect qui partirait du centre d'un plan d'eau vers les terres. La séquence attendue est alors le passage d'espèces submergées à des espèces flottantes, puis à des hélophytes de plus en plus adaptés aux milieux terrestres, en terminant par des arbustes et des arbres. De telles successions liées à une « terrestrialisation » du milieu au cours du temps ont été décrites par Amoros *et al.* (1987) dans des bras morts du Rhône, avec pour stade ultime une forêt alluviale. Noon (1996) rapporte également que dans les zones humides, les premiers stades des successions sont généralement dominés par des espèces annuelles, auxquelles succèdent des espèces pérennes puis ligneuses (arbres et arbustes) au fur et à mesure que le temps passe.

4.5) Biodiversité et fonctions des zones humides

En plus de la contribution à l'élimination des pollutions azotées d'origine agricole décrite précédemment, les macrophytes des zones humides peuvent présenter d'autres intérêts pour les écosystèmes, qui sont susceptibles d'évoluer au cours des successions végétales (Weisner et Thiere, 2010). Alors que la biodiversité a été largement impactée par les activités humaines (Chapin *et al.*, 2000), les zones humides constituent des milieux particulièrement riches qu'il est important de préserver (Gibbs, 2000). Ainsi, Thiere *et al.* (2009) ont montré que la biodiversité dans les paysages agricoles pouvait être améliorée par la création de nouvelles zones humides.

De nombreux travaux ont cherché à élucider les liens entre la diversité et les fonctions des écosystèmes, en particulier vis-à-vis des fonctions de production et d'élimination des nutriments (Hooper et Vitousek, 1997; Chabrerie *et al.*, 2001; Bouchard *et al.*, 2007; Weisner et Thiere, 2010), avec des résultats variables d'une étude à l'autre. Par conséquent, les liens entre la biodiversité et les fonctions des écosystèmes ne sont toujours pas éclaircis (Cameron, 2002).

5) Contexte Essonnien et problématique

5.1) Cressonnières, nitrates et transferts nappe-rivière

Dans l'Essonne, toutes les cressonnières sont alimentées avec de l'eau provenant de la nappe de Beauce, que cela soit par le biais de sources ou de puits artésiens (figure I-8).

Figure I-8 : Un puits artésien, dans une fosse de la cressonnière du Moulin Neuf. Photo : .J Pulou

Après avoir circulé dans les fosses de culture, l'eau est recueillie dans des canaux dits « de décharge » qui rejoignent la rivière. Par conséquent, les cressonnières représentent des interfaces où s'effectuent des transferts de la nappe vers la rivière.

Or, la nappe de la Beauce est fortement touchée par les pollutions agricoles. Malgré la tendance à une diminution du niveau de fertilisation azotée constatée en France depuis les années 1990 (figure I-9), la concentration en nitrates de la nappe de Beauce est toujours en augmentation (figure I-10). Elle atteint aujourd'hui des valeurs élevées et, bien qu'étant inférieure au seuil de potabilité fixé à 50 mg/L, commence à s'en approcher dangereusement dans la vallée de l'Essonne, comme à Maisse (où se trouve notre site expérimental, voir l'annexe 1) et à Courdimanche sur Essonne (commune voisine de Maisse).

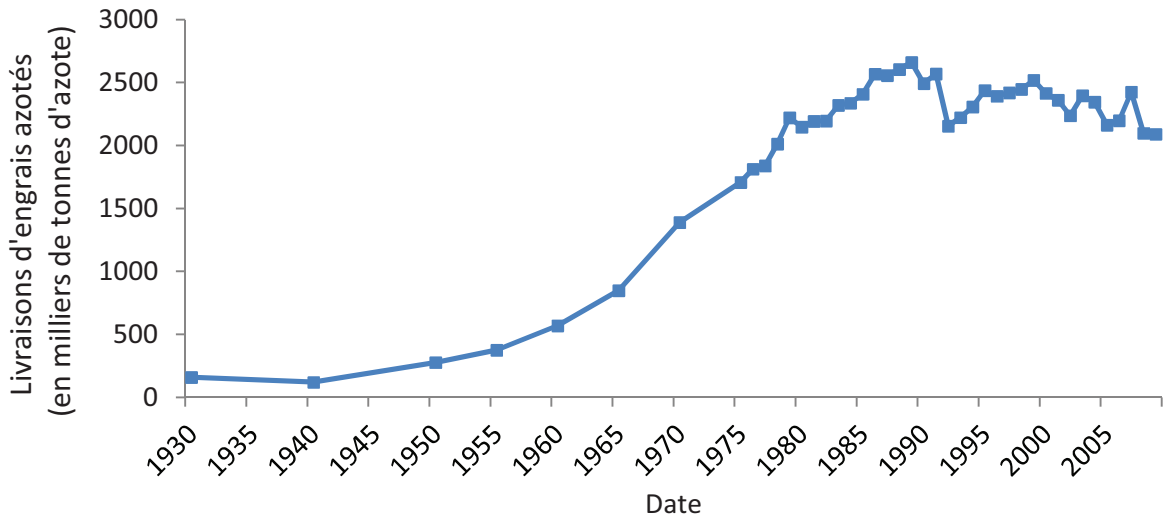


Figure I-9 : Evolution des livraisons de fertilisants azotés en France depuis 1930. Source : UNIFA

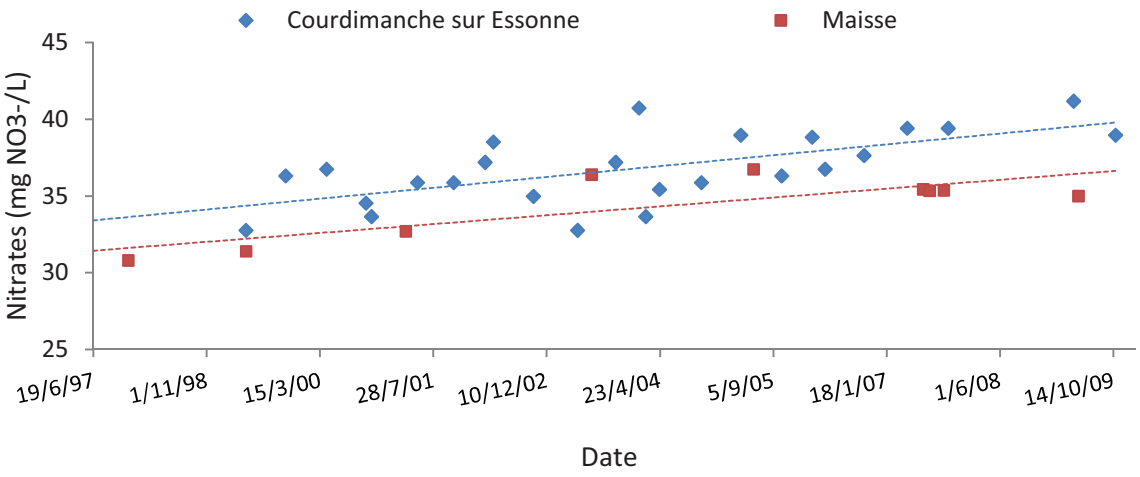


Figure I-10 : Evolution des concentrations en nitrates dans l'eau de la nappe de Beauce sur deux communes de la vallée de l'Essonne (Maisse et Courdimanche sur Essonne). Source : portail ADES, données téléchargées en Mars 2011.

Comme la plus grande partie de l'eau de la rivière Essonne est issue de l'aquifère de Beauce (SIARCE, 2005), cette mauvaise qualité de l'eau concernant les nitrates de la nappe se retrouve aussi dans la rivière (figure I-11). Ainsi, les concentrations en nitrates des eaux de la rivière ont aussi augmenté depuis les années 1990. Même si les eaux de l'Essonne sont classées comme étant en « bon état » vis-à-vis de la DCE (seuil fixé à 50 mg/L), elles sont classées en « mauvaise qualité » avec les critères de SEQ-Eau (MEDD et Agences de l'Eau, 2003) et restent le critère le plus préoccupant concernant la qualité de l'eau de l'Essonne (SIARCE, 2005).

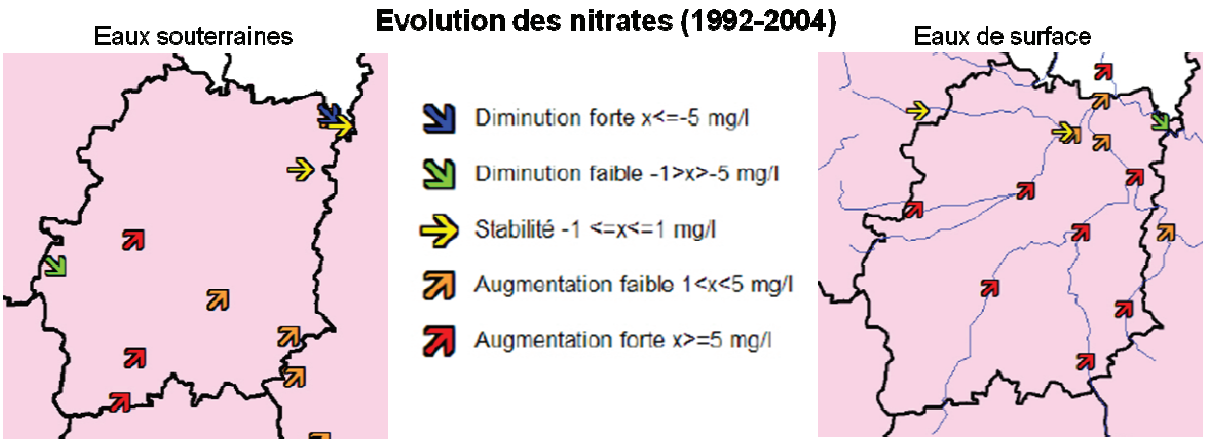


Figure I-11 : Evolution des nitrates dans les eaux souterraines et de surface dans le département de l'Essonne de 1992 à 2004. Modifié d'après OIEau, données DIREN et DRASS, 2006

Or, par leur position d'interface les cressonnières jouent un rôle important dans les flux de nitrates de la nappe vers la rivière.

5.2) Questions soulevées

Les capacités des zones humides à éliminer les nitrates ne sont plus à démontrer, et sont de plus en plus utilisées pour traiter des pollutions d'origine anthropique. Dans ces systèmes, les deux processus identifiés comme étant majoritaires dans l'élimination des nitrates sont l'assimilation par les macrophytes et la dénitrification par les bactéries hétérotrophes, les conditions pouvant être plus ou moins contrôlées (notamment dans les zones humides artificielles) pour les optimiser. En particulier, les macrophytes peuvent avoir une grande influence sur l'efficacité de ces processus, car la quantité de nitrates prélevés par l'assimilation dépend de façon directe de la teneur en azote des plantes et de leur abondance (biomasse), mais aussi parce que la dégradation de cette biomasse constitue des apports de molécules carbonées organiques dont la quantité peut s'avérer limitante dans ce processus microbien. Dans ce contexte, les cressonnières suscitent beaucoup d'intérêt car potentiellement de grandes quantités de nitrates peuvent y être prélevées par le cresson et éliminées par dénitrification. Or, avec le déclin de l'activité cressicole dans la vallée de l'Essonne, de nombreuses cressonnières sont abandonnées, dont les communautés de macrophytes sont susceptibles d'être modifiées au cours des successions écologiques. Comme il n'existe pas de théorie générale des successions écologiques et que celle-ci n'ont jamais été étudiées dans les cressonnières abandonnées, le devenir des communautés végétales dans ces zones humides reste inconnu, de même que les éventuelles conséquences sur les processus d'élimination des nitrates.

Par conséquent, l'utilisation potentielle des cressonnières de la vallée de l'Essonne comme zones tampons pour limiter les transferts de nitrates vers la rivière soulève un certain nombre de questions jusqu'ici non résolues : (1) Les cressonnières sont-elles des zones tampons efficaces vis à vis des nitrates ? (2) Après l'abandon de la culture, quels changements sont observables au niveau de ces zones humides et de leurs capacités à

éliminer les nitrates ? (3) Quels sont les processus qui interviennent dans cette élimination, et dans quelles proportions ? (4) Comment peut-on agir sur ces processus pour les influencer ? (5) Quelles conséquences les cressonnières ont-elles sur les concentrations en nitrates de l'Essonne, et quels effets pourrait-on attendre d'une gestion de ces zones humides à l'échelle de la vallée pour optimiser l'élimination des nitrates ?

Les nitrates représentent le paramètre le plus inquiétant vis à vis de la qualité de l'eau de la rivière Essonne, et la législation européenne impose un retour au bon état écologique et chimique des eaux. Alors que les apports d'engrais azotés aux cultures restent très élevés et que les concentrations en nitrates dans la nappe de Beauce continuent d'augmenter, le rôle de « filtre à nitrates » des cressonnières entre la nappe et la rivière prend toute son importance. C'est pourquoi ce document, réalisé grâce au partenariat entre le SIARCE, l'ANRT, le CEMAGREF et Agrocampus Ouest dans le cadre d'une convention CIFRE, avec l'aide financière du Conseil Général de l'Essonne, du PIREN-SEINE et du projet INGEZHA (INgénierie des Zones Humides Artificielles, mis en place grâce à un appel à projet « Ingénierie écologique » du CNRS et du CEMAGREF) vise à répondre aux interrogations citées ci-dessus. Ce travail est largement basé sur l'étude d'un site expérimental décrit dans la chapitre suivant (chapitre 2), de même que les différentes études et expérimentations qui ont été menées sur ce site, mais aussi dans d'autres cressonnières de la vallée de l'Essonne ou au laboratoire. Dans le chapitre 3, nous présenterons le fonctionnement des cressonnières en lien avec leur environnement direct (la nappe et la rivière), mais aussi l'effet du temps après l'abandon de la culture sur la végétation de ces zones humides (succession de macrophytes). Le chapitre 4 sera consacré à l'étude de l'élimination des nitrates dans les cressonnières. En particulier, ce chapitre visera à estimer l'ampleur de l'assimilation par les végétaux et de la dénitrification, et l'effet de changements de macrophytes liés à l'abandon de la culture sur chacun de ces processus. Enfin, le dernier chapitre (chapitre 5) élargira l'étude à l'échelle de la vallée de l'Essonne : nous y présenterons une estimation des effets des cressonnières sur la qualité de l'eau de la rivière et les résultats de différents scenarii de gestion de ces zones humides. Une partie de ce dernier chapitre présentera également les effets de certaines manipulations des cressonnières sur l'élimination des nitrates (ingénierie écologique).

Chapitre 2

Site, matériel et méthodes

Afin de statuer sur la possibilité de limiter la pollution par les nitrates dans la rivière Essonne en éliminant une partie des flux de nitrates provenant de la nappe de Beauce au niveau des cressonnières, mais aussi de fournir des éléments de gestion pour optimiser l'épuration dans ces zones humides, l'objectif de ce travail est de répondre aux questions scientifiques énumérées à la fin du chapitre précédent. Le travail effectué pour cela peut être divisé en trois phases (figure II-1) : (1) Le fonctionnement hydrologique, les macrophytes, et l'élimination des nitrates en fonction de l'état d'abandon des cressonnières ont été étudiés en parallèle au sein d'un site expérimental comportant des fosses en cultures et à divers stades d'abandon. (2) Ceci fut complété par des expérimentations de terrain et de laboratoire visant à étudier les différents processus d'élimination des nitrates qui interviennent dans les cressonnières et déterminer les paramètres qui les influencent, ainsi que les effets de quelques manipulations de ces systèmes. (3) Enfin, l'échelle de travail a été élargie au niveau de la vallée de l'Essonne, ce qui a permis de valider les résultats issus du site expérimental, de les extrapoler pour estimer l'impact des cressonnières sur les concentrations en nitrates de la rivière, et de simuler les effets de différents scenarii de gestion des cressonnières cultivées et abandonnées.

(1) Les cressonnières sont elles des zones tampons efficaces vis à vis des nitrates ?
(2) Après l'abandon de la culture, quels changements sont observables au niveau de ces zones humides et de leurs capacités à éliminer les nitrates ?
(3) Quels sont les processus qui interviennent dans cette élimination, et dans quelles proportions ?
(4) Comment peut-on agir sur ces processus pour les influencer ?
(5) Quelles conséquences les cressonnières ont-elles sur les concentrations en nitrates de l'Essonne, et quels effets pourrait-on attendre d'une gestion de ces zones humides à l'échelle de la vallée pour optimiser l'élimination des nitrates ?

	Vallée de l'Essonne	Site expérimental	Laboratoire
Phase 1 Questions (1) et (2) Chapitres 3-4		Débits, traçages Successions de macrophytes Elimination de nitrates en fonction des stades d'abandon	Analyse élémentaire des sédiments
Phase 2 Questions (3) et (4) Chapitre 4		Biomasses Décomposition en litter-bags Dénitrification et production de N_2O *in situ*	Microbiologie Analyses de végétaux Dénitrification potentielle en bioréacteurs
Phase 3 Questions (1), (2), (4) et (5) Chapitre 5	Recensement des sites Successions de macrophytes (validation site expérimental) Calcul d'impact sur la rivière	Manipulations cressonnière (hauteur d'eau, remise en eau)	

Figure II-1 : Questions soulevées lors de ce travail, stratégie et méthodologie adoptées pour y répondre.

1) Le site expérimental : la cressonnière du Moulin Neuf

1.1) Situation géographique

L'Essonne (cartes en annexe 1) est un cours d'eau qui naît de la confluence de l'Oeuf et de la Rimarde, à l'aval de Pithiviers (X=602967 ; Y=2354710 ; Lambert II étendu) et qui rejoint la Seine à Corbeil-Essonnes (X=610701 ; Y=2401774 ; Lambert II étendu). Dans la vallée de l'Essonne, le cœur historique de la cressiculture se situe en amont de La Ferté Alais, en particulier au niveau des communes de Boutigny sur Essonne, Vayres sur Essonne et Maisse (Annexe 9). C'est dans cette dernière, à une soixantaine de kilomètres au sud de Paris, que se situe notre site expérimental, la «Cressonnière du Moulin Neuf» (X=603995 ; Y=2378760 ; Lambert II étendu).

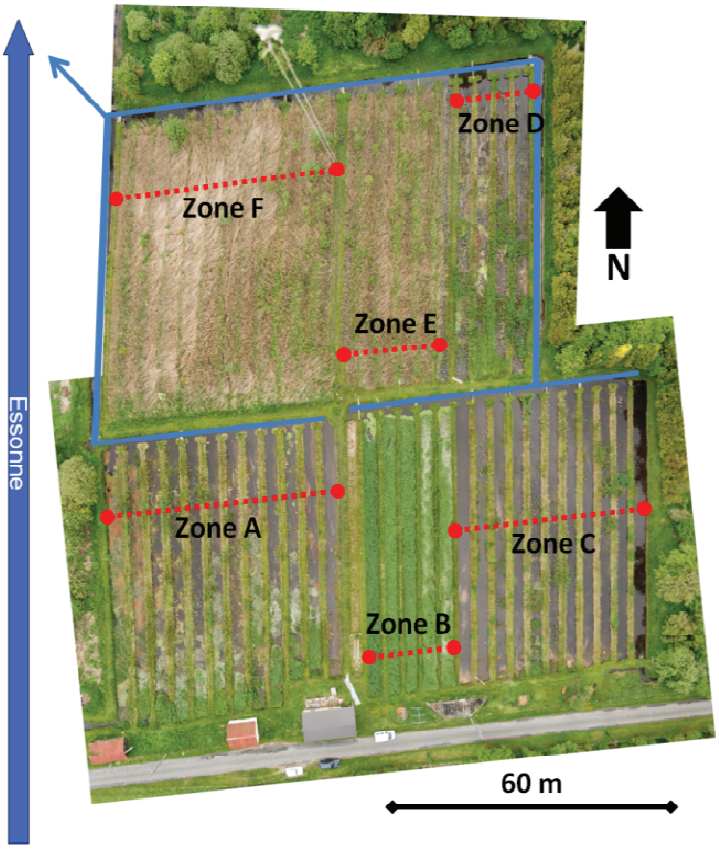


Figure II-2 : La cressonnière du Moulin Neuf et ses différentes zones. D'après photographies prises par B. N. Chagny le 12 mai 2009.

Avec le départ en retraite de l'exploitant de ce site, l'activité cressicole s'y est arrêtée progressivement. Par conséquent, parmi les 50 fosses d'environ 3m x 60m qu'inclut le site (environ 9000m², figure II-2), 12 ont été abandonnées en 1992 (Zone F), 6 en 1994 (Zone E), 15 en 2005 (Zones C et D) et 12 en 2006 (Zone A). Enfin, 5 fosses sont toujours cultivées, bien que de façon peu intensive (Zone B). Les puits artésiens des zones E et F ont été bouchés au moment de l'abandon. Les 11 fosses de la zone C ont été nettoyées après la dernière culture en 2005, comme pour préparer un nouveau semis. Elles ont notamment été

«ébergées» (pratique qui consiste à raboter les bords des fosses, pour éviter que les berges ne s'effondrent et que leur végétation ne « déborde » dans les fosses).

1.2) Hydrogéologie

La nappe de Beauce, qui alimente les cressonnières et la rivière Essonne, constitue un système multicouche qui inclut les formations Oligocène (Calcaires de Brie) et Eocène (Calcaires de Champigny). Dans la partie Nord du système, la nappe se divise en deux parties : les formations Oligocène et Eocène sont séparées par les Marnes vertes supragypseuses du Sannoisien (figure II-3). Celles-ci représentent le substratum de la nappe de l'Oligocène, dont l'aquifère est constitué par les calcaires de Brie. L'aquifère de la nappe de l'Eocène est constitué des calcaires de Champigny.

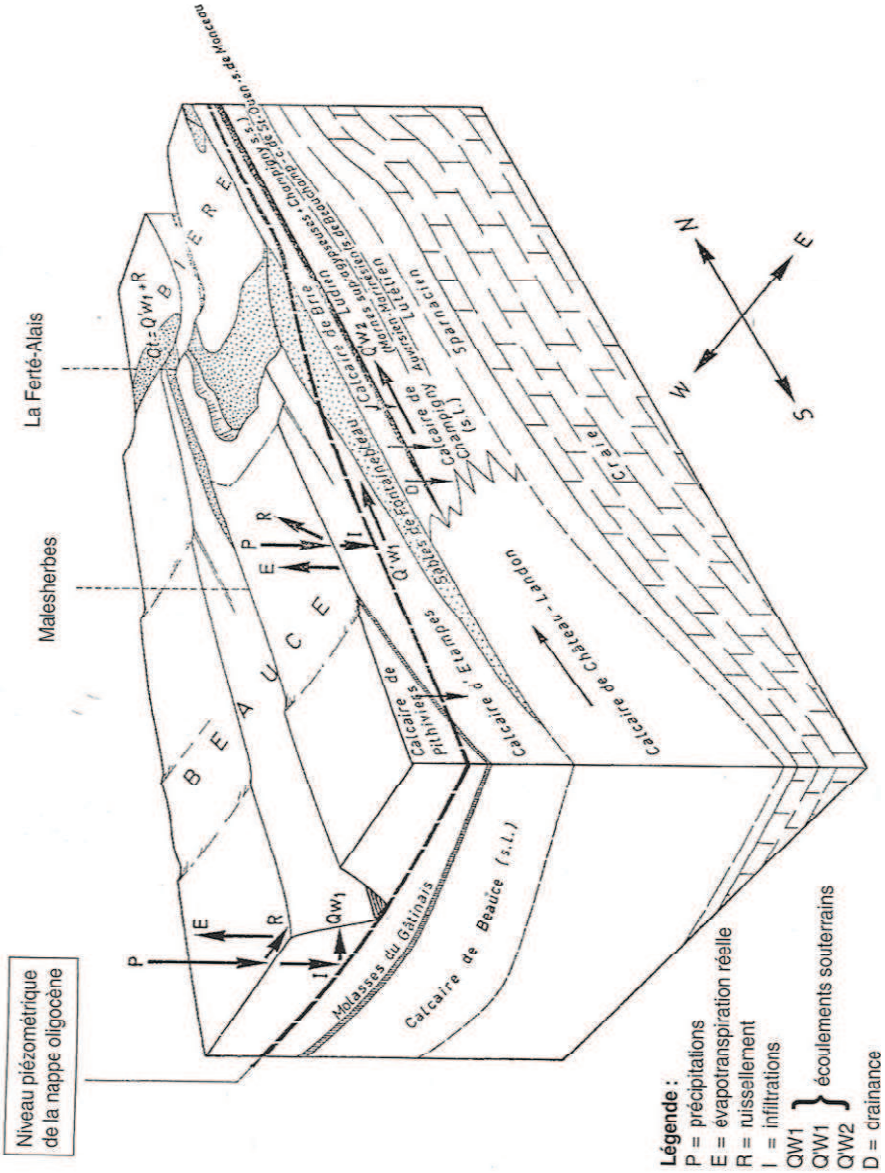


Figure II-3 : Bloc-diagramme explicatif du fonctionnement de la nappe de la Beauce au niveau du bassin de l'Essonne (BRGM, 2001).

A Maisse, la nappe est mise en charge par une couche d'argile mélangée à des alluvions tourbeuses (tableau II-1). Les puits artésiens, de 7 mètres de profondeur, atteignent les calcaires de Brie et donc la nappe de l'Oligocène. Ils permettent à l'eau d'atteindre la surface et d'alimenter les fosses de culture.

Tableau II-1 : Synthèse sur les forages géotechniques réalisés à Maisse, à proximité immédiate du site expérimental. D'après Fondasol (1998).

Profondeur	Formation géologique
Jusqu'à 4-7 m	Alluvions tourbeuses et argiles
4-7 m à 13,5-15,5 m	Substrat Marno-calcaires beige (Calcaires de Brie)
13,5-15,5 m à 19,5-20,5 m	Argiles vertes
A partir de 19,5-20,5 m	Substrat Marno-calcaires gris (Calcaires de Champigny)

Dans la majorité des cas, les puits sont situés directement dans les fosses (un ou deux puits en tête, *i.e.* à l'extrémité amont, avec parfois un puits au milieu). Toutefois, certaines têtes de fosses reçoivent aussi de l'eau provenant de puits situés légèrement à l'écart, au moyen de buses.

2) Etude générale du site expérimental

2.1) Vues aériennes

Figure II-4 : Dispositif de prises de vue aériennes par ballon captif. A gauche, nacelle orientable commandée à distance contenant l'appareil photographique. A droite, ballon captif d'hélium auquel la nacelle a été fixée. Photos : C. Meigné

Une campagne de prises de vue aériennes de la cressonnière du Moulin Neuf a été réalisée le 12 mai 2009 par Bernard Noël Chagny (http://kap-chagny.pagesperso-orange.fr/page4.html) dans le cadre de l'étude. Le matériel utilisé pour ces photographies était constitué d'un ballon captif rempli d'hélium, soulevant une nacelle télécommandée permettant la fixation et l'utilisation à distance d'un appareil numérique Canon EOS 400D

(figure II-4). Les vues aériennes ainsi obtenues ont été utilisées pour cartographier le site, pour étudier l'organisation spatiale des macrophytes, mais aussi pour fournir des illustrations des stades de succession.

2.2) Hydrologie : Débits et traçages

2.2.1) Débits des puits artésiens

Les débits des puits ont été mesurés à 7 reprises et à différentes périodes de l'année au cours de cette thèse (14/05/1009, 01/10/2009, 19/01/2010, 12/04/2010, 25/08/2010, 21/02/2011). La technique utilisée est une méthode de jaugeage chimique, qui consiste à mesurer la conductivité de l'eau, puis à injecter avec un débit connu une solution de NaCl (de conductivité connue de l'ordre de 15000 µS/cm, donc très supérieure à celle de l'eau du site) à l'intérieur du puits (figure II-5). La conductivité du mélange sortant du puits est alors mesurée. Le débit est ensuite calculé à partir de ces données, suivant la formule suivante :

$$Q_{Puits} = \frac{Q_{SM} \times (\sigma_{SM} - \sigma_{RES})}{(\sigma_{RES} - \sigma_I)}$$

Q_{Puits} = Débit du puits (L/s)

Q_{SM} = Débit d'injection de la solution de NaCl (L/s)

σ_{SM} = Conductivité électrique de la solution de NaCl (µS/cm)

σ_{RES} = Conductivité électrique du mélange de la solution de NaCl et de l'eau du puits (µS/cm)

σ_I = Conductivité électrique initiale de l'eau du puits (µS/cm)

Figure II-5 : Mesure de débit par jaugeage chimique. Photos : J. Pulou

Nous émettons l'hypothèse simplificatrice que le débit en sortie de fosse est égal à la somme des débits des puits de la fosse, c'est-à-dire que les éventuels autres échanges entre la nappe et la surface à l'intérieur des fosses sont inexistants ou négligeables, de même que

l'évaporation et l'évapotranspiration. Les éventuels échanges entre les fosses sont également supposés nuls.

2.2.2) Traçages et débits des canaux de décharge

Des traçages ont été effectués pour mesurer les temps de séjour de l'eau dans les fosses, mais aussi pour calculer les débits dans les canaux de décharge. Ils ont été réalisés au moyen de 20L d'une solution de NaCl de conductivité connue et élevée (environ 10 mS/cm). Après l'introduction de la solution de traçage, la conductivité a été suivie automatiquement à raison d'une valeur toutes les 5 minutes, à l'aval de la fosse (à la confluence avec le canal de décharge) pour les traçages réalisés dans les fosses de culture (annexe 3), ou à 15 m à l'aval du point d'introduction de la solution salée pour les canaux de décharge (figure II-6).

Figure II-6 : Suivi de la conductivité en aval d'une fosse au cours d'un traçage. Photo : C. Meigné

Les débits ont ensuite été calculés de la façon suivante :

$$\boldsymbol{Q = \left(V_S \times (\sigma_S - \sigma_0)\right) / \left(t \times \left(\frac{\sum_1^n (\sigma_n - \sigma_0)}{n}\right)\right)}$$

Q = Débit (L/s)

V_S = Volume de solution de traçage (L)

σ_S = Conductivité de la solution de traçage (µS/cm)

σ_0 = Conductivité électrique initiale à l'aval (µS/cm)

σ_n= Conductivité électrique à l'aval à la nième mesure depuis la première détection du traceur (µS/cm)

n = Nombre de mesures effectuées entre la première et la dernière détection du traceur

t = temps écoulé entre la première et la dernière détection du traceur (s)

Pour déterminer les temps de séjour de l'eau dans les fosses, les deux formules suivantes ont été utilisées :

$$HRT = \int_0^\infty tE(t)\mathrm{d}t$$

$$E(t) = \frac{Q\sigma(t)}{\int_0^\infty Q\sigma(t)\mathrm{d}t}$$

HRT= Temps de séjour moyen («Hydraulic Residence Time», s)

E(t)= Fonction de densité de probabilité du temps de séjour ou «Residence Time Distribution» (Kadlec et Knight, 1996)

Q=Débit (L/s)

σ(t)=Conductivité (µS/cm)

2.2.3) Capteurs de pression

Deux capteurs de pression MADOFIL II (IRIS Instruments), permettant de suivre en continu les hauteurs d'eau, ont été placés sur le site. Le premier a été mis en place dans un puits artésien bouché pour suivre l'évolution du niveau piézométrique de la nappe (figure II-7). Le deuxième a été installé au niveau du canal recueillant toute l'eau du site expérimental, avec l'objectif de mesurer les variations du débit issu de la cressonnière du Moulin Neuf.

Figure II-7 : A gauche, capteur de pression «Madofil II» utilisé pour suivre les variations de niveau d'eau (Source : http://odelco.com/Old_files/iris%20instruments/Monitoring/madofil%202.htm). A droite, installation du capteur dans un puits condamné pour suivre les variations du niveau piézométrique de la nappe. Photo : J. Haury.

3) Etude des macrophytes

3.1) Relevés botaniques

La réalisation de deux campagnes d'étude des macrophytes par an, en automne et au printemps, nous a permis d'obtenir des données tous les 6 mois, à des saisons où l'identification des macrophytes reste relativement aisée. Six campagnes ont donc été menées sur le site expérimental à la fin du mois d'octobre en 2008, 2009 et 2010, ainsi qu'au début du mois de Mai en 2009, 2010 et 2011 (liste des espèces rencontrées en annexe 4). Quatre quadrats de 3mx3m (donc couvrant toute la largeur des fosses) ont été placés respectivement de 3 à 6m, de 17 à 20m, de 37 à 40m et de 52 à 55m de l'extrémité amont de chacune des fosses. Ce plan d'échantillonnage systématique permet ainsi la comparaison des quadrats en fonction des différents niveaux de variabilité du site expérimental : entre les groupes de fosses (zones correspondants aux stades d'abandon), entre les fosses pour un stade d'abandon, et au sein des fosses avec un gradient de l'amont vers l'aval. Pour certaines fosses, dont la longueur totale n'était que de 55m, les deux derniers quadrats ont été placés de 32 à 35m et de 47 à 50m à partir de l'amont. Dans chaque quadrat, les espèces de macrophytes ont été répertoriées. De plus, les pourcentages de sol nu (immergé et émergé), d'eau libre (*i.e.* non couverte par de la végétation), de sol émergé ainsi que les pourcentages de recouvrement de chaque espèce de macrophyte ont été estimés visuellement. Certaines espèces, en particulier au mois de Novembre, n'ont pu être déterminées avec certitude (*Epilobium, Galium, Festuca, Carex*) : dans ce cas, l'identification s'est arrêtée au genre.

La richesse spécifique (S) en fonction de l'abandon a été calculée comme le nombre de taxons différents observés sur l'ensemble des quadrats à un stade d'abandon donné. De plus, l'indice de biodiversité de Shannon (H') a également été calculé pour chacun des stades d'abandon au moyen des formules suivantes :

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} pi \ln pi$$

$$pi = ni/N$$

H' : Indice de Shannon

i : Un taxon

S : Richesse spécifique

pi : Proportion relative du taxon i par rapport à la totalité des taxons

ni : Recouvrement moyen du taxon i

N : Somme des recouvrements moyens de tous les taxons

3.2) Etude des successions

Le grand nombre d'espèces trouvées impose de réduire le nombre de variables à suivre afin d'étudier les successions de macrophytes. Pour cela, deux méthodes ont été utilisées. La première méthode, utilisée pour l'étude du site expérimental du Moulin Neuf, consiste à étudier les successions au niveau des espèces, mais en gardant uniquement les plus représentatives. Pour cela, nous avons utilisé des critères de significativité dans le temps et l'espace, en ne gardant que les taxons dont la proportion moyenne dans les quadrats a été supérieure à 5% pour au moins un stade d'abandon. La deuxième méthode (« Fuzzy coding »), décrite ci-dessous, a consisté à grouper les espèces selon leurs caractéristiques biologiques et écologiques et à suivre l'évolution de ces groupes après l'abandon des cressonnières. Elle a été utilisée pour le site du Moulin Neuf, ainsi que pour l'étude à l'échelle de la vallée.

3.2.1) Fuzzy coding

Les attributs de chacune des espèces correspondant à des traits biologiques, des caractéristiques d'habitat et de phytosociologie ont été obtenus grâce à la base de données «Baseflor» (Julve, 1998). Une matrice rassemblant toutes ces caractéristiques a été réalisée, en utilisant la technique du «fuzzy coding» (Chevenet *et al.*, 1994; Willby *et al.*, 2000). L'information a été traitée au niveau des attributs (Willby *et al.*, 2000), pour chacun desquels une valeur a été donnée : «0» indique l'absence de cet attribut pour l'espèce considérée, et «2» sa présence. La valeur «1» a été attribuée lorsque l'information n'était pas présente dans la base de données, afin que l'espèce soit considérée comme neutre pour l'attribut considéré (et non pas avec absence de cet attribut). 196 attributs correspondant à 22 traits issus de « Baseflor » (Julve, 1998) ont été utilisés, et sont détaillés dans l'Annexe 10.

3.2.2) Classification ascendante hiérarchique

Une classification ascendante hiérarchique a été réalisée à partir de la matrice obtenue par fuzzy coding, en utilisant la méthode d'agrégation de Ward. La classification a été réalisée grâce au logiciel R (version 2.8.1), avec la fonction «hclust» du package «ade4». Le dendrogramme a ensuite été coupé au niveau du plus grand écart des indices de dissimilarité pour déterminer des groupes de macrophytes.

3.3) Biomasses et analyses de végétaux (Crème, 2011)

Les huit espèces de macrophytes les plus représentées sur le site expérimental (*Nasturtium officinale, Agrostis stolonifera, Lemna minuta, Azolla filiculoides, Epilobium hirsutum, Carex riparia, Typha latifolia, Phragmites australis*) ont fait l'objet de mesures de biomasse et d'analyses. Chacune de ces espèces a été entièrement récoltée à la fin du mois de mai 2011 dans trois quadrats de 50 cm x 50 cm où l'espèce en question avait un pourcentage de couverture de 100 %, puis la masse fraîche correspondante a été pesée. Dans certains cas, le pourcentage de couverture de l'espèce était de 90 ou 95% : les valeurs de biomasse obtenues ont alors été modifiées proportionnellement pour obtenir une valeur correspondant à une couverture de 100% (résultats en annexe 7). Dans les cas de

Phragmites australis et de *Typha latifolia*, seule la biomasse aérienne a été récoltée, car le prélèvement de l'importante et profonde biomasse souterraine aurait causé une destruction irréversible du milieu au niveau de ces quadrats. Au même moment, 3 échantillons de 500g (masse fraîche) de chacune des 8 espèces ont été prélevés, puis sous-traités à un laboratoire pour être analysés pour les paramètres suivants : azote, carbone, C:N, phosphore, potassium, magnésium, calcium, cuivre, zinc, manganèse, sodium, humidité à 80°C. Les résultats de ces analyses sont visibles dans l'annexe 8.

3.4) Décomposition en litter-bags (Crème, 2011)

La cinétique de dégradation des tissus végétaux a été étudiée pour deux espèces respectivement caractéristiques des fosses cultivées et abandonnées, *Nasturtium officinale* et *Phragmites australis*, au cours d'expérimentations en « litter bags » réalisées *in situ* dans la cressonnière du Moulin Neuf au cours du mois de mai 2011 (figure II-8). Pour *Phragmites australis*, le matériel végétal qui a été utilisé correspondait aux parties aériennes encore dressées issues de l'année 2010, qui étaient en train d'enrichir peu à peu la litière au moment de l'expérience. Le cresson a été prélevé frais dans les fosses cultivées. Des « litter bags » (12,5 x 17 cm) de maille 241 µm déterminée suivant la norme européenne ISO 12956:2010 ont été remplis avec 10g de tissus végétal frais de *Nasturtium officinale* et *Phragmites australis*. Ceux contenant du cresson ont été placés sur le sédiment dans la partie aval d'une fosse cultivée, alors que ceux contenant des roseaux ont été placés à l'aval d'une fosse abandonnée depuis 2005 (zone D). Pour chacune des espèces, trois « litter bags » ont été prélevés après 0, 2, 6, 10, 14, 21 et 28 jours, afin de déterminer la masse sèche, le carbone et l'azote total (ainsi que le ratio C:N) par analyse élémentaire au moyen d'un analyseur élémentaire Elementar «Vario EL III». Enfin, les différentes fractions biochimiques de la matière organique ont été déterminées par la méthode Van Soest.

Figure II-8 : « Litter bags » contenant des morceaux de Phragmites australis, disposés à l'aval d'une fosse abandonnée depuis 2005. Photo : J. Haury.

3.5) Analyse de la matière organique Van Soest (Crème, 2011)

Les différentes fractions biochimiques de la matière organique végétale ont été suivies au cours des 14 premiers jours des expérimentations en litter-bags. Ces fractions ont été analysées à AgroParisTech, en partenariat avec Sabine Houot (UMR EGC sol), par la méthode de fractionnement biochimique Van Soest selon la norme française XP U 44-162 (AFNOR, 2009 ; voir « Analyses » p.110). Cette méthode normalisée permet d'obtenir les proportions de matière organique des végétaux insolubles dans l'eau, dans un détergent neutre, dans un détergent acide, et enfin dans l'acide sulfurique, correspondant aux différentes fractions biochimiques, exprimées en pourcentage de la quantité de matière organique initiale de l'échantillon :

- SOL, correspondant aux composés organiques solubles dans l'eau et les détergents neutres (100 – NDF_{org}).
- NDF_{org} (Neutral Detergent Fiber), les composés organiques insolubles dans le détergent neutre après traitement à l'eau bouillante. Cette fraction correspond à la cellulose, aux hémicelluloses, à une partie des pectines, à la lignine et la cutine.
- ADF_{org} (Acid Detergent Fiber), la fraction contenant les composés insolubles dans le détergent acide, soit la somme de la lignine et de la cellulose. Les hémicelluloses correspondent donc approximativement à la différence entre NDForg et ADForg.
- ADL_{org} (Acid Detergent Lignin), rassemblant les composés insolubles dans l'acide sulfurique à 72%, qui correspondent à la lignine et la cutine. La cellulose est donc estimée en calculant la différence entre ADF_{org} et ADL_{org}.

Pour chacune des espèces qui ont fait l'objet de l'expérience de dégradation en litter-bags (cresson et roseau), l'analyse Van Soest a été réalisée en dupliquats au moment du lancement de l'expérimentation. Aux autres dates (après 2, 6, 10 et 14 jours de dégradation), l'analyse n'a été effectuée qu'une seule fois pour chaque espèce.

4) Elimination des nitrates

4.1) Mesures sur le site expérimental

4.1.1) Mesure des concentrations en nitrates

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour mesurer les concentrations en nitrates en entrée et sortie de fosse. Pour Janvier et Février 2009, les échantillons prélevés sur le site expérimental ont été analyses au CEMAGREF par chromatographie ionique au moyen d'un Dionex DX120. En Mai 2009 et Mars 2010, la mesure a été faite *in situ* avec une sonde spectrophotométrique multiparamètres S::CAN «Spectro::Lyser» (figure II-9). Aux autres dates, les échantillons prélevés sur le site ont été analysés au laboratoire au moyen du Spectro::Lyser.

Figure II-9 : La sonde S::CAN «Spectro::Lyser» utilisée in situ, en sortie de fosse. Photo : J. Pulou

4.1.2) Taux d'élimination moyen par fosse

Il s'agit de la différence entre les flux de nitrates entrant et sortant de la fosse. Ces taux d'élimination (RR, « Removal Rates ») sont calculés de la façon suivante, à partir de mesures réalisées *in situ* :

$$RR = (\varphi_{IN} - \varphi_{OUT})/A$$

$$\varphi_{IN} = \sum (Q_{PUITS} \times C_{PUITS})$$

$$\varphi_{OUT} = \left(\sum Q_{PUITS}\right) \times C_{SORTIE}$$

φ_{IN} = Flux de nitrates entrant dans la fosse (mg NO_3^-/s)
φ_{OUT} = Flux de nitrates à l'aval de la fosse (mg NO_3^-/s)
A = Surface de la fosse (m²)
C_i = Concentration en nitrates au lieu i (mg NO_3^-/L)
Q_{PUITS} = Débit d'un puits (L/s)

Comme les concentrations en nitrates ont été mesurées plus souvent que les débits, le débit utilisé pour le calcul du taux d'élimination à une date donnée est celui de la date la plus proche.

Quelques approximations sont réalisées pour ce calcul des taux d'élimination. Comme pour les débits, ces taux ne tiennent pas compte d'éventuels échanges nappe-surface à l'intérieur même de la fosse, ni de l'évapotranspiration. De plus, ce calcul suppose que tous les puits se situent en tête de fosse, ce qui n'est pas toujours le cas (quelquefois des puits se trouvent au milieu). Les taux d'élimination pourraient donc être légèrement sous-estimés par rapport à la réalité. Enfin, ce sont des taux moyens par fosse, et une éventuelle hétérogénéité au sein d'une fosse (gradient amont-aval par exemple) n'est pas visible de cette manière.

L'expression des capacités d'épuration des nitrates au moyen de ces taux d'élimination, et donc en termes de flux exporté par unité de surface, nous permet de comparer les performances :

- entre les fosses ou groupes de fosses. Comme les puits alimentant les fosses se situent directement à l'intérieur de celles-ci, et en nombre variable (1, 2 ou 3 puits par fosse), les débits circulant dans les fosses ne sont pas les mêmes, et donc il est nécessaire de raisonner en termes de flux plutôt que de différence de concentrations.

- du site expérimental avec d'autres zones humides à vocation épuratoire, et notamment celles qui sont présentées dans la littérature scientifique à ce sujet.

De plus, l'extrapolation de nos résultats peut donner au(x) gestionnaire(s) des ordres de grandeur pour dimensionner les zones humides tampons, ou encore pour connaître la surface nécessaire pour atteindre un objectif d'élimination des nitrates à l'échelle d'une vallée telle que celle de l'Essonne ou d'un bassin versant, le foncier étant l'un des enjeux majeurs en termes de gestion et d'aménagement du territoire.

4.1.3) Mesures de dénitrification et production de N_2O *in situ*

La dénitrification a été mesurée par le suivi des concentrations en nitrates dans des réacteurs placés dans les fosses de cressonnières ou des canaux de décharge. Des cylindres de PVC de diamètre intérieur 31,5 cm ont été placés dans le sédiment de façon à isoler une partie de la colonne d'eau (de volume variable entre 1,6 et 8,2L suivant la hauteur d'eau), dans laquelle la conductivité, la température et les concentrations en nitrates ont été suivis (figure II-10). Les cylindres ont été maintenus à l'obscurité au moyen d'un couvercle opaque pendant l'expérimentation, de façon à empêcher la photosynthèse d'avoir lieu.

Figure II-10 : Cylindre de PVC utilisé pour la mesure de la dénitrification *in situ*. Durant l'expérimentation, un couvercle opaque était posé sur le cylindre de façon à empêcher la lumière de passer et la photosynthèse d'avoir lieu. Photo : A. Crème.

Les expérimentations du 02/05/2011 ont été complétées par des mesures de la production d'oxyde nitreux réalisées par Guillaume Vilain (UMR Sysiphe, CNRS/UPMC) au moyen de chambres destinées à isoler à la fois une partie du sédiment, de la colonne d'eau et l'atmosphère située immédiatement au dessus (figure II-11). Les gaz ont été prélevés régulièrement dans cette atmosphère et analysés pour l'oxyde nitreux par chromatographie en phase gazeuse. La méthode utilisée pour ces mesures de production de N_2O est décrite dans Vilain (2010).

Figure II-11 : Chambre utilisée par G. Vilain pour la mesure de la production de N2O. Sur le couvercle, des septa permettent de prélever des gaz avec une seringue. Photo : A. Crème.

4.2) Dénitrification potentielle en bioréacteurs

Les expérimentations en bioréacteurs permettent de mesurer la dénitrification potentielle dans une matrice donnée (dans la plupart des cas, il s'agit de sédiments). Le principe de base

consiste à faire circuler au travers de la matrice une solution avec une concentration en nitrates connue et élevée, et à mesurer les nitrates restants à la sortie du réacteur. Ces expérimentations ont été menées dans le cadre d'un partenariat avec Anniet Laverman (UMR Sysiphe, CNRS/UPMC) dans les locaux de l'Université Pierre et Marie Curie.

4.2.1) Principe général

Les réacteurs sont des cylindres de Plexiglas de hauteur 2cm et de diamètre 42mm remplis de la matrice pour laquelle nous avons mesuré la dénitrification (figure II-12). Ils ont été alimentés en continu par une solution nutritive contenant 5mM de NaNO3 et 1mM de KBr, au moyen d'une pompe péristaltique Gilson «minipuls» avec un débit de 4,3 mL/h (figure II-13). La solution nutritive a été préalablement saturée en N_2 afin de créer des conditions anoxiques. Les réacteurs ont été enveloppés d'aluminium afin d'empêcher la lumière d'atteindre la matrice, et donc d'empêcher la photosynthèse d'avoir lieu dans le réacteur.

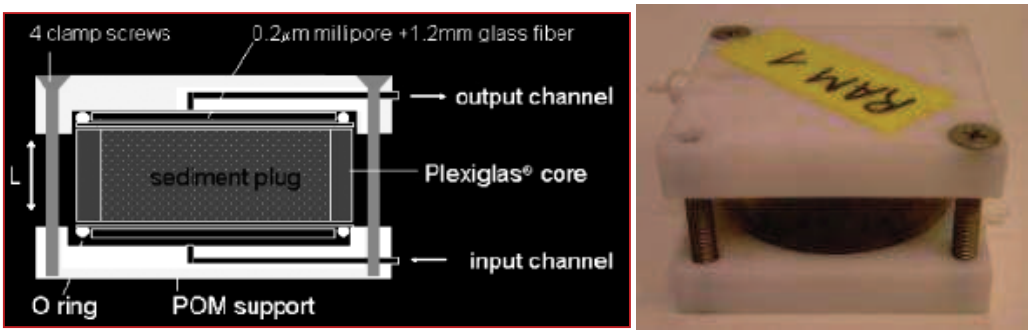


Figure II-12 : Schéma (à gauche, d'après Laverman *et al.*, 2006) et photographie (à droite, photo : J. Pulou) du type de réacteurs utilisés

La solution sortant des réacteurs a été récupérée dans des tubes de 15mL au moyen d'un échantillonneur programmable. Au niveau de l'entrée et de la sortie du réacteur, des filtres ont permis d'assurer une circulation homogène de la solution et ont empêché tout échange de particules entre l'intérieur et l'extérieur. Ainsi, toute disparition de nitrates entre l'entrée et la sortie du réacteur est attribuée à la dénitrification.

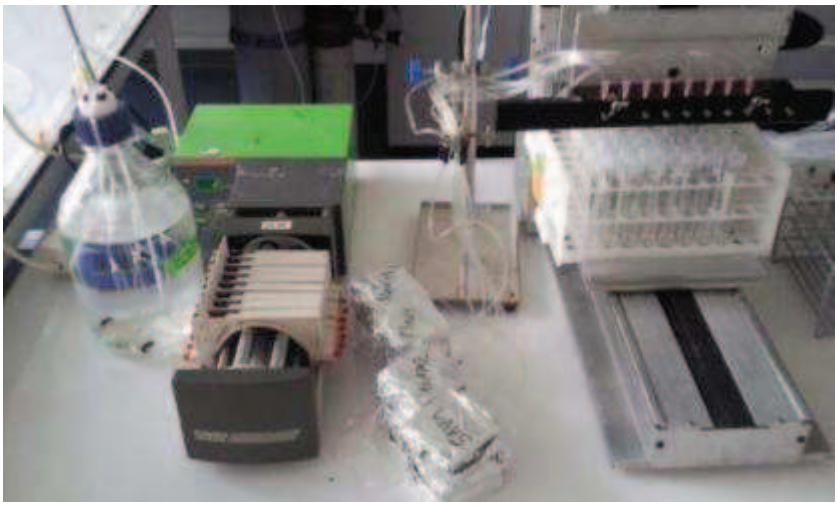


Figure II-13 : L'intégralité du dispositif expérimental pour les bioréacteurs. De gauche à droite : La solution nutritive, la pompe péristaltique, les réacteurs enveloppés d'aluminium et le distributeur programmable au dessus des tubes de 15mL. Photo : J. Pulou.

4.2.2) Dénitrification potentielle des sédiments

La matrice était constituée de sédiment prélevé sur le site expérimental du Moulin Neuf. 16 bioréacteurs ont été confectionnés à partir de 8 points d'échantillonnage (deux réacteurs par point), correspondant à l'amont et à l'aval de deux fosses par zone, pour les quatre zones du site expérimental qui étaient encore en eau (Zone A : 3 ans d'abandon, Zone B : culture, Zone C : Nettoyage et 4 ans d'abandon, Zone D : 4 ans d'abandon). A chaque point, les deux premiers centimètres de sédiment ont été prélevés avec l'anneau qui constitue la paroi du bioréacteur et avec l'aide d'une plaque métallique, et les bioréacteurs ont été confectionnés directement sur le site expérimental. En sortie, un échantillon a été récupéré toutes les 3 heures pendant 48h. Ils ont ensuite été analysés par chromatographie ionique avec un Dionex DX 120 pour les anions (NO_3^-, NO_2^-, PO_4^{2-}, Br^-) et les cations (NH_4^+, K^+, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}).

4.2.3) Effet de différentes sources de carbone

6 types de réacteurs, ont été confectionnés en double pour cette expérience, à partir de matériel végétal et de sédiments prélevés sur le site expérimental du Moulin Neuf en septembre 2010 (tableau II-2).

Tableau II-2 : Types de réacteurs utilisés lors des expérimentations avec différentes sources de carbone.

Végétal / Sédiment	Aucun	Cresson (*Nasturtium officinale*)	Roseau (*Phragmites australis*)
Amont	2 réacteurs	2 réacteurs	2 réacteurs
Aval	2 réacteurs	2 réacteurs	2 réacteurs

Les sédiments ont été centrifugés 15 minutes à 3000 rpm, puis l'eau en excès (surnageant) a été éliminée. Les végétaux ont été séchés à 40°C pendant 48h, puis broyés grossièrement au moyen d'un mixeur. Le matériel végétal a été mélangé au sédiment selon un rapport

volumique sédiment:végétal de 2:1. Les teneurs en azote, carbone total et carbone organique ont été déterminés par analyse élémentaire pour les sédiments, les végétaux ainsi que pour les mélanges selon le protocole décrit ci-après.

10% d'acétylène ont été ajoutés à la solution nutritive afin de bloquer la transformation du N_2O en N_2. Le N_2O dissous a été suivi en direct au moyen de sondes UNISENSE «N2O 100» à la sortie des réacteurs. Des échantillons de la solution sortant des réacteurs ont été prélevés toutes les 8 heures. Ils ont ensuite été analysés par chromatographie ionique avec un Dionex «ICS-3000» pour les anions (F^-, Cl^-, SO_4^{2-}, Br^-, NO_3^-, NO_2^-) et les cations (Li^+, Na^+, NH_4^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}).

5) Microbiologie (Crème, 2011)

Les deux expérimentations présentées ci-après ont été effectuées à partir de sédiments de l'amont et de l'aval des zones A, B, C et D. Pour chaque modalité, un unique prélèvement sur le site expérimental a servi pour les deux expériences. Les sédiments ont été prélevés dans les dix premiers centimètres à partir de la surface. Pour chacune des modalités, deux prélèvements ont été réalisés sur deux fosses différentes, puis mélangés de façon à obtenir un échantillon composite.

5.1) Estimation de la biomasse microbienne par fumigation-extraction

La biomasse microbienne a été évaluée par une méthode biocide couramment utilisée : la technique d'extraction directe par fumigation au chloroforme (fumigation-extraction).

La technique de fumigation-extraction (FE) consiste à exposer un sol par fumigation à du chloroforme (CHCl3) qui va permettre la lyse des cellules microbiennes. Le sol est alors incubé en aérobiose sous conditions contrôlées. De ce fait, le flux d'azote ou de carbone produit par la décomposition, minéralisation des microorganismes morts permet d'estimer la biomasse microbienne (Lavelle et Spain, 2001).Le carbone de la biomasse microbienne (*Cμorg*) est alors proportionnel (Vance *et al.*, 1987) à la différence de carbone entre les échantillons fumigés et non fumigés (*EC*, la fraction extraite au $CHCl_3$) :

$$C_{\mu org} = 2{,}64 \times EC$$

Toutefois, cette méthode évalue la totalité de la biomasse microbienne comprenant les bactéries, les champignons mais aussi la macrofaune tel que les protistes et les nématodes (Lavelle, 2001). C'est malgré tout un bon indicateur permettant d'évaluer l'effet du carbone sur les populations microbiennes du sol.

Trois sous-échantillons de 2g ont été traités pour chaque modalité (un pour la détermination de l'humidité du sol et l'analyse élémentaire, un pour la fumigation et l'extraction, un pour l'extraction seule). L'humidité du sol a été déterminée avant et après séchage à 100°C pendant 48h, puis les échantillons ont été broyés et ont subi analyse élémentaire pour le carbone et l'azote.

La fumigation s'est déroulée dans un dessicateur placé sous hotte, dans des béchers de 50mL contenant chacun 20mL de chloroforme sans éthanol et un sous-échantillon. L'air a été pompé au sein du dessicateur jusqu'à obtenir l'ébullition du chloroforme, puis le dessicateur contenant les béchers a été laissé pendant 24 heures à l'obscurité, empêchant ainsi la photodégradation du chloroforme. Le chloroforme restant a ensuite été éliminé.

Pour chaque échantillon, l'extraction a été réalisée dans des béchers contenant 10mL de K_2SO_4 (0,5M), sous agitation pendant 1 heure. Après centrifugation pendant 15 minutes à 3000 tours par minute, le surnageant a été récupéré et analysé pour le carbone organique total (COT) et carbone inorganique total (CIT).

5.2) Electrophorèse sur gel en gradient dénaturant

Dans l'objectif d'évaluer la biodiversité des communautés bactériennes, ainsi que les différences pouvant survenir au sein du site expérimental, une électrophorèse sur gel en gradient dénaturant (DGGE) a été réalisée.

Cette méthode basée sur la PCR (Polymerase Chain Reaction) et l'électrophorèse, la DGGE permet de séparer les fragments d'ADN selon leur séquence. Après extraction de l'ADN, la PCR permet d'amplifier une séquence cible correspondant à la région V3 de l'ADNr 16S présente chez tous les procaryotes.

La PCR est une technique d'amplification d'ADN. Le fragment d'ADN à amplifier est ciblé par des amorces (« primers ») qui sont de petites séquences d'ADN, et est « copié » par des enzymes (Taq polimerase) à partir du brin initial et de dNTP (Adénine, Thymine, Guanine, Cytosine). Cette PCR visant la DGGE, une des amorces possède un fragment riche en bases G et C, appelé GC clamp, qui empêche la dénaturation complète des brins lors de la migration.

En effet la DGGE est une technique d'électrophorèse basée sur la mobilité d'acides nucléiques de séquences nucléotidiques différentes (figure II-14). La migration sur un gel de polyacrylamide sépare le double brin d'ADN par un gradient de dénaturant de formamide et d'urée. Le dénaturant sépare plus facilement les deux liaisons hydrogène entre les bases A et T, que les trois liaisons d'hydrogènes entre les bases G et C. La migration du fragment d'ADN à 60°C dans le gel de plus en plus concentré en dénaturants permet la séparation des deux brins d'ADN selon leur composition en bases azotés et ce jusqu'au GC clamp; dés lors, le fragment ne migrera plus.

Ainsi cette migration sépare les fragments d'ADN selon leur séquence. Elle permet l'estimation de la biodiversité d'un échantillon, en fonction du nombre de bandes observées sur le gel.

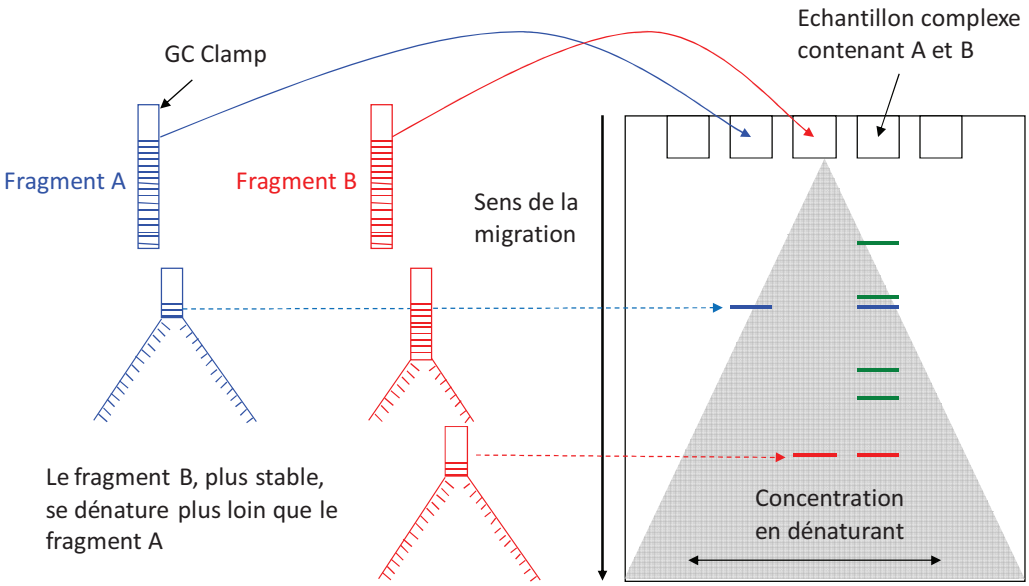


Figure II-14 : Principe de l'électrophorèse sur gel en gradient dénaturant (DGGE). D'après Crème (2011).

L'ADN a été extrait au moyen d'un kit d'extraction « mobio Powersoil DNA isolation » (mobio). La DGGE a été réalisée en utilisant grâce à un système « INGENY PhorU » (Ingeny).

6) Autres expérimentations

6.1) Rétablissement de l'écoulement dans des roselières

Pour la moitié des fosses de chacune des deux zones E et F (soit 6 des 12 fosses de la zone F et 3 des 6 fosses de la zone E), les puits artésiens condamnés lors de l'abandon ont été remis en service le 12/04/2010, afin d'avoir la possibilité d'estimer les performances d'élimination des nitrates dans ces fosses, où la matière organique s'est accumulée au cours du temps (figure II-15).

Figure II-15 : Remise en service des puits : Le tuyau PVC qui avait été placé autour du puits a été ôté (photo de gauche). A cause de l'accumulation de matière organique au cours des années, la pression au niveau des puits n'était pas suffisante pour causer une circulation d'eau(photo du milieu) et il a fallu creuser un petit canal pour faciliter le passage de l'eau sur quelques mètres (photo de droite). Photos : J. Haury.

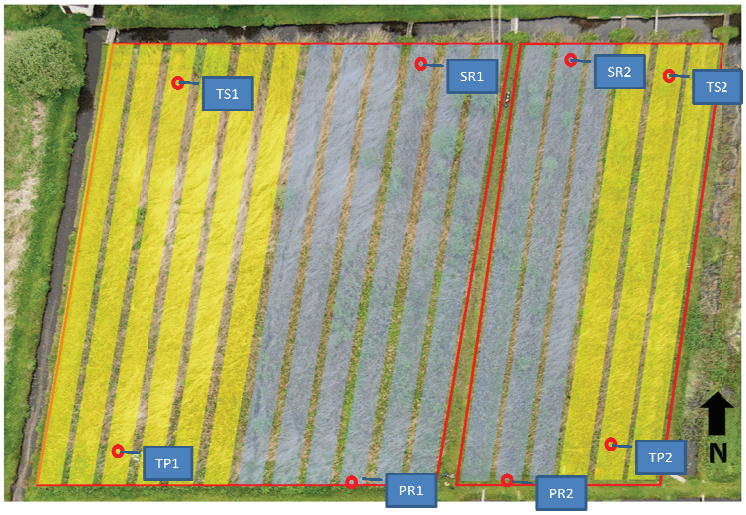


Figure II-16 : Dispositif expérimental de la rémise en eau des roselières. Les cadres rouges représentent les deux zones E (à droite) et F (à gauche). Les fosses en bleu ont été remises en eau, les puits de celles en jaune sont restés bouchés. Les cercles rouge représentent les points de prélèvement. Modifié d'après photos prises par B. N. Chagny.

Dans chacune des deux zones concernées, une fosse a été suivie au niveau du puits artésien (figure II-16, PR1 et PR2) et de la sortie (SR1 et SR2). Dans les parties témoins (restées à sec), des piézomètres (figure II-17) ont été placés dans la zone amont et la zone aval (TP1 et TP2 pour l'amont et TS1 et TS2 pour l'aval) jusqu'à 25 cm de profondeur. Des échantillons ont été prélevés à des intervalles différents suivant les points :

-Pour les puits et les piézomètres : Toutes les 6 h pendant 42h, puis au bout de 3, 7, 9, 11 et 14 jours.

-Pour les sorties de fosse, des échantillons d'eau ont été prélevés toutes les heures pendant 24h, puis toutes les 2h pendant 48h, et enfin toutes les 6h jusqu'au 14^{ième} jour après la réouverture.

Figure II-17 : L'un des piézomètres installés dans la roselière, avant installation (à gauche) et une fois posé (à droite). Photos : J. Haury.

Les teneurs en nitrates et en carbone organique dissous des échantillons ont été déterminées au laboratoire avec une sonde multiparamètres S::CAN.

6.2) Diminution de la hauteur d'eau

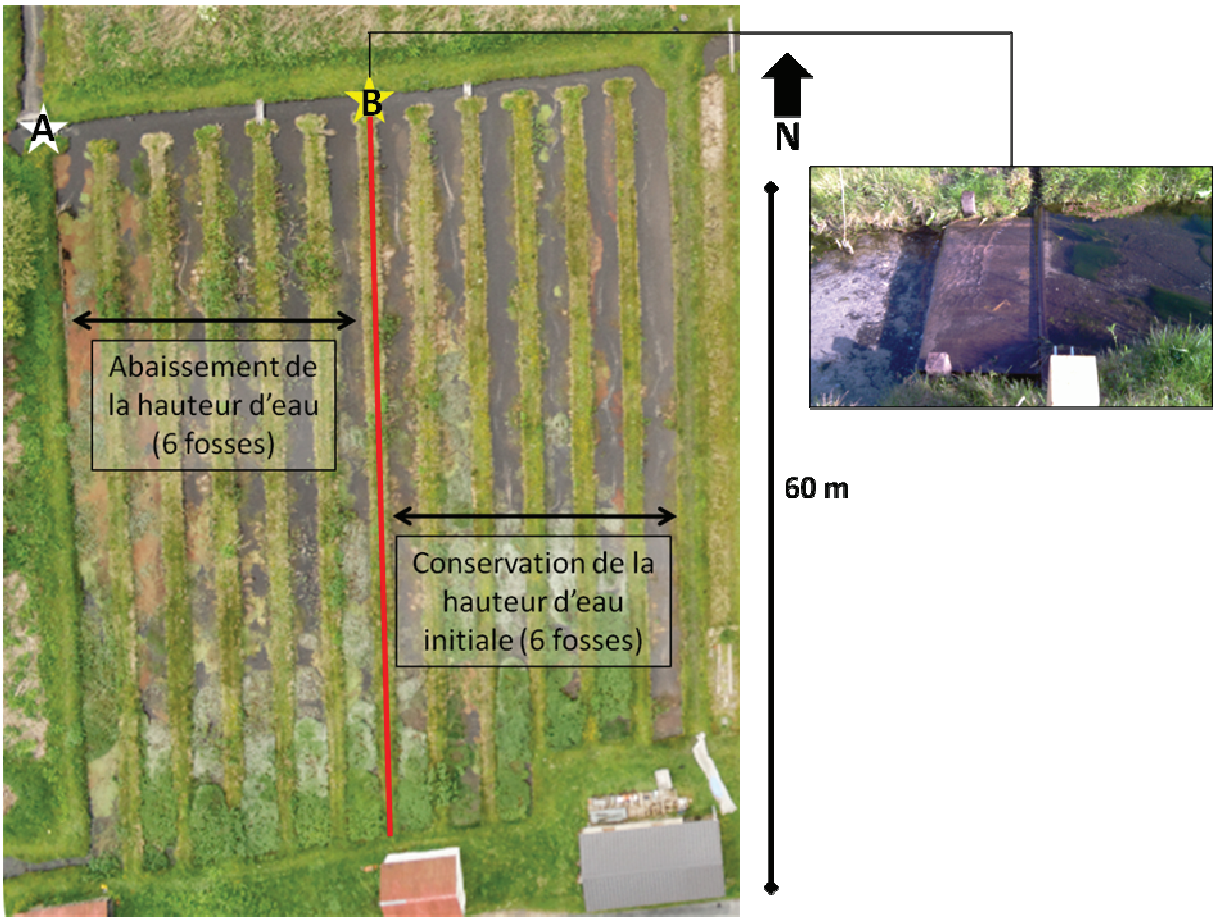


Figure II-18 : Expérimentations sur l'effet de la hauteur d'eau. A : Ouvrage abaissé ; B : ouvrage rajouté. Modifié d'après photos prises par B. N. Chagny et J. Pulou

La hauteur de la colonne d'eau dans les fosses est contrôlée par un batardeau situé à l'aval, au niveau des canaux de décharge. Dans le canal de décharge recueillant les eaux de la zone A, un ouvrage existant a été abaissé, et un autre a été installé le 21/02/2011 afin de

diminuer la hauteur d'eau dans la moitié de la zone (6 fosses), en gardant la hauteur d'eau initiale dans l'autre moitié (figure II-18). Les taux d'élimination des nitrates ont été calculés de façon hebdomadaire pour toutes les fosses de cette zone entre le 09/03/2011 et le 06/04/2011 ainsi que le 11/05/2011.

6.3) Changement d'échelle (Alabergère, 2010)

Les cressonnières et anciennes cressonnières de la vallée de l'Essonne ont été répertoriées. Les macrophytes ont été étudiés dans 14 anciennes cressonnières présentant des stades d'abandon de 5 à 250 mois. Chaque site a été découpé visuellement en unités de végétation homogènes aux vues des formations végétales présentes. Sur chacune de ces unités, les macrophytes ont été étudiés dans des quadrats de 3mx3m de façon systématique à l'amont, à l'aval et au milieu de 3 fosses (figure II-19) : les macrophytes ont été déterminés, et leur pourcentage de recouvrement dans le quadrat estimé visuellement (liste des espèces rencontrées en annexe 4).

Figure II-19 : Découpage d'un site en unités homogènes (parcelles), choix de 3 fosses par unité et positionnement de 3 quadrats par fosse étudiée. D'après Alabergère (2010).

Les successions végétales ont été étudiées en regroupant les espèces par classification ascendante hiérarchique après « fuzzy coding » à partir de la base de données « Baseflor » (Julve, 1998), comme cela a été effectué pour la cressonnière du Moulin Neuf.

Toutes les cressonnières en culture ou abandonnées de la vallée de l'Essonne ont été répertoriées dans un Système d'Information Géographique (logiciel gratuit QGIS) comprenant notamment les informations relatives à leur abandon éventuel (date d'abandon) et leur surface. Un Système d'Information Géographique (SIG) recensant toutes les cressonnières en culture ou abandonnées de la vallée de l'Essonne a été réalisé à l'aide du logiciel gratuit QGIS. Celui-ci, comprenant notamment les surfaces et les informations relatives à l'état d'abandon de chacun des sites, nous a permis de faire un véritable « état des lieux » des cressonnières de la vallée.

Chapitre 3
Etude et suivi du site expérimental

Les cressonnières sont situées à l'interface entre la nappe phréatique et les eaux de surfaces, mais peu d'informations sont disponibles sur le fonctionnement du système « nappe-cressonnière-rivière ». De plus, les évolutions de ce système après l'abandon de la cressiculture restent méconnues. Pourtant, une meilleure connaissance des cressonnières et de leurs liens avec leurs « compartiments voisins » est un pré-requis indispensable avant d'envisager une utilisation possible de ces zones humides pour limiter les transferts de nitrates. C'est pourquoi ce chapitre, basé sur l'étude du site expérimental du Moulin Neuf, a pour objectif d'étudier les cressonnières et leurs relations avec leur environnement direct (figure III-1) : la nappe qui les alimente, les macrophytes qu'elles contiennent et la rivière qui reçoit leurs effluents directs. En particulier, il vise à identifier les principaux facteurs de variations dans le fonctionnement de ces zones humides, que cela soit au niveau des transferts d'eau et de nutriments, ou au niveau de macrophytes contenus dans les fosses.

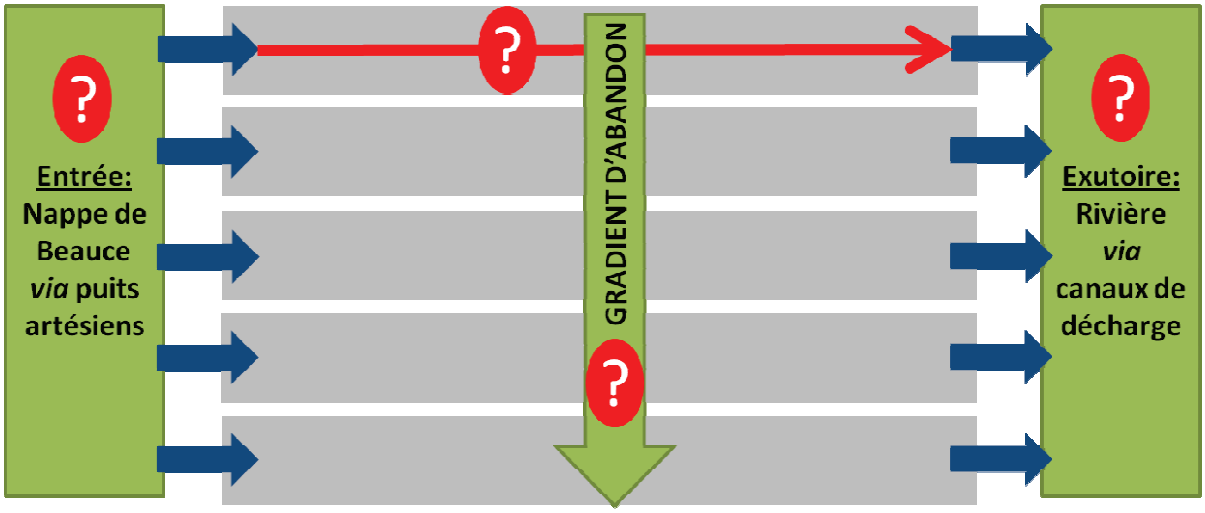


Figure III-1 : Représentation schématique des cressonnières et de leur environnement (nappe et rivière). Les points d'interrogation représentent les questions auxquelles ce chapitre doit répondre : Comment sont reliés les différents éléments du système nappe-cressonnière-rivière ? Quels sont les effets de l'abandon de la cressiculture ? Quels sont les facteurs qui influencent les transferts aux différentes interfaces, et l'évolution du système après l'abandon ?

1) Fonctionnement du système nappe-cressonnière-rivière

1.1) Aspects quantitatifs

1.1.1) La nappe de Beauce

La nappe de Beauce, qui s'étend sur 9000 km² environ, est une des plus grandes réserves d'eau souterraine de France. Elle est exploitée pour l'irrigation des cultures mais aussi pour fournir de l'eau potable, et alimente plusieurs cours d'eau comme l'Essonne et la Juine.

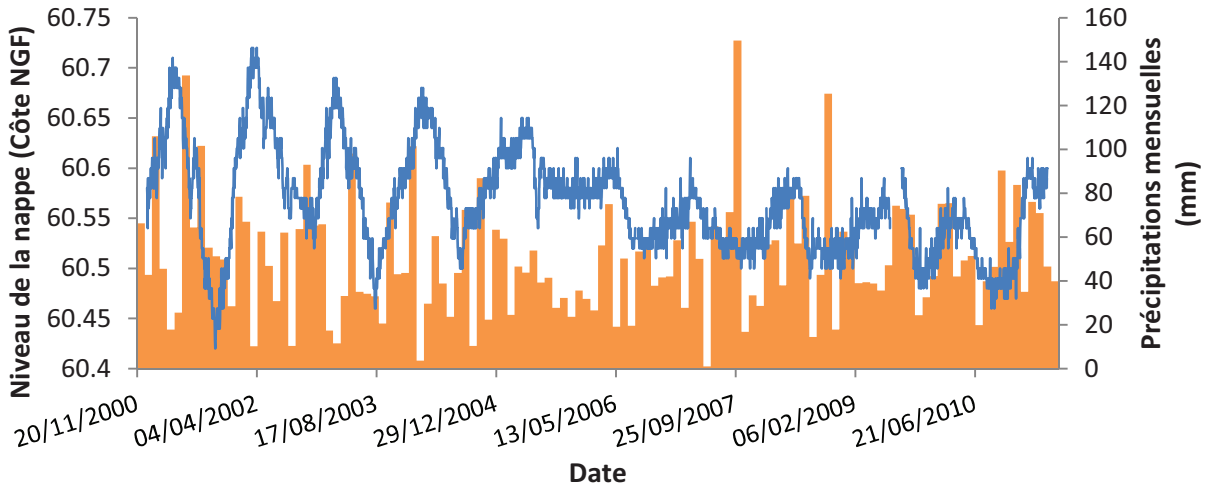


Figure III-2 : Niveau piézométrique (côte NGF) de la nappe de la Beauce à Orveau (en bleu, données ADES, téléchargées en mai 2011) et précipitations mensuelles à Brétigny sur Orge (en orange, données Météo France) de janvier 2001 à mai 2011.

Le niveau de la nappe de Beauce varie de façon saisonnière (figure III-2). Il est plus élevé en hiver et au printemps (test de comparaisons multiples de Kruskal Wallis, *p<0,001*) par rapport à l'automne et surtout à l'été où il est minimal (test de comparaisons multiples de Kruskal Wallis, *p<0,001*). En effet, la nappe est rechargée par les précipitations au cours de l'automne et de l'hiver, et son niveau diminue fortement à la fin du printemps et en été du fait de précipitations plus faibles et de prélèvements pour l'irrigation des cultures, mais aussi à cause du drainage par les cours d'eau comme l'Essonne, la Juine ou l'Ecole.

Depuis 2001, le niveau piézométrique global a diminué. Cette baisse est à relativiser car le niveau de 2001 était assez élevé (DIREN IDF, 2006). Aujourd'hui, malgré une recharge relativement importante de la nappe au cours de l'hiver 2010-2011, son faible niveau piézométrique est inquiétant et nécessite la mise en place de nombreuses restrictions d'usage de l'eau.

1.1.2) Cressonnière

1.1.2.1) Puits artésiens

Variations dans le temps

Les puits artésiens qui alimentent les cressonnières amènent l'eau directement de la nappe (à 7m de profondeur dans le cas de la cressonnière du Moulin Neuf) jusqu'aux fosses de culture. La nappe est en charge car elle est captive, et c'est uniquement la pression due à cette charge qui procure l'énergie nécessaire à l'eau pour remonter dans les puits artésiens jusqu'à la surface. C'est pourquoi le débit de ces puits (et donc le débit global de la cressonnière) devrait théoriquement varier en fonction du niveau piézométrique de la nappe.

Les puits artésiens de la cressonnière du Moulin Neuf ont fourni en moyenne chacun 0,528 L/s (écart type : 0,214 L/s) au système. Les différences de débit moyen entre les dates ont été faibles par rapport aux variations observées à une date donnée, montrant qu'au sein du site il existe une grande hétérogénéité spatiale des débits des puits (figure III-3). Contrairement à ce qui était attendu, il n'y a pas de corrélation entre les variations de débit au cours du temps et le niveau piézométrique de la nappe de Beauce (*p>0,05*).

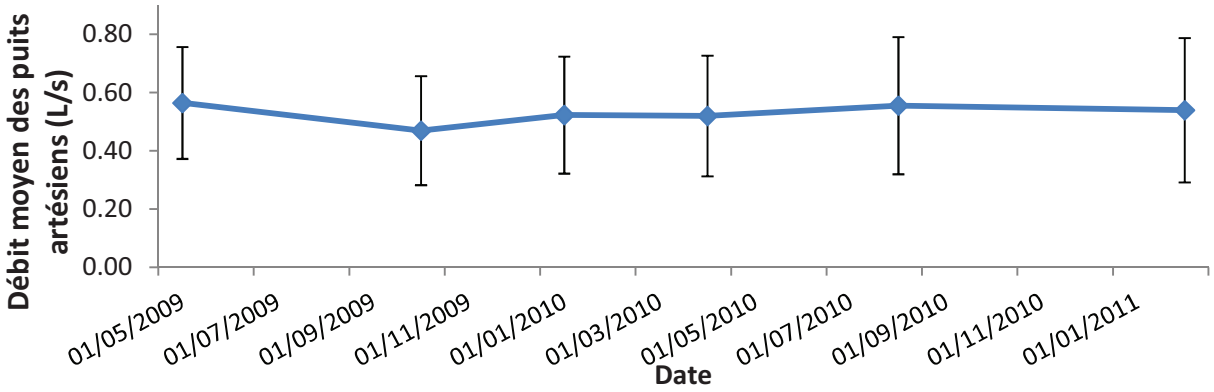


Figure III-3 : Débit moyen des puits de la cressonnière du Moulin Neuf à différentes dates (± écart-type).

De même, les variations de niveau mesurées dans un puits artésien condamné ne dépendent pas du niveau piézométrique de la nappe (*p>0,05*, figure III-4), mais répondent fortement aux précipitations mensuelles (*p<0,001*, figure III-5). En effet, de fortes pluies induisent une montée rapide du niveau d'eau dans le puits condamné, qui a alors tendance à diminuer lentement pour s'équilibrer avec celui de la nappe, jusqu'à ce que les précipitations suivantes le fassent remonter.

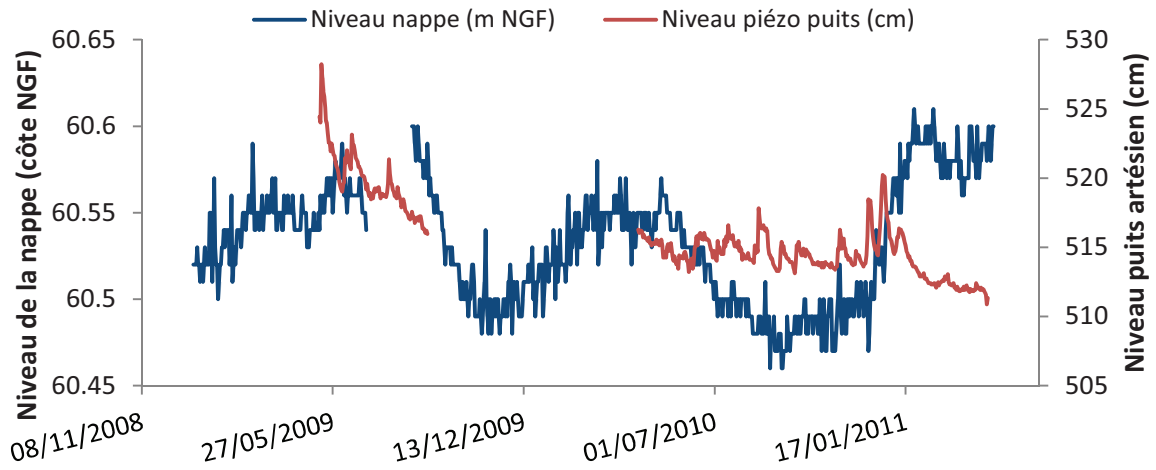


Figure III-4 : Evolution du niveau piézométrique de la nappe de Beauce à Orveau (trait bleu, données ADES téléchargées en mai 2011) et du niveau de l'eau dans un puits artésien condamné (trait rouge, données mesurées sur le site expérimental).

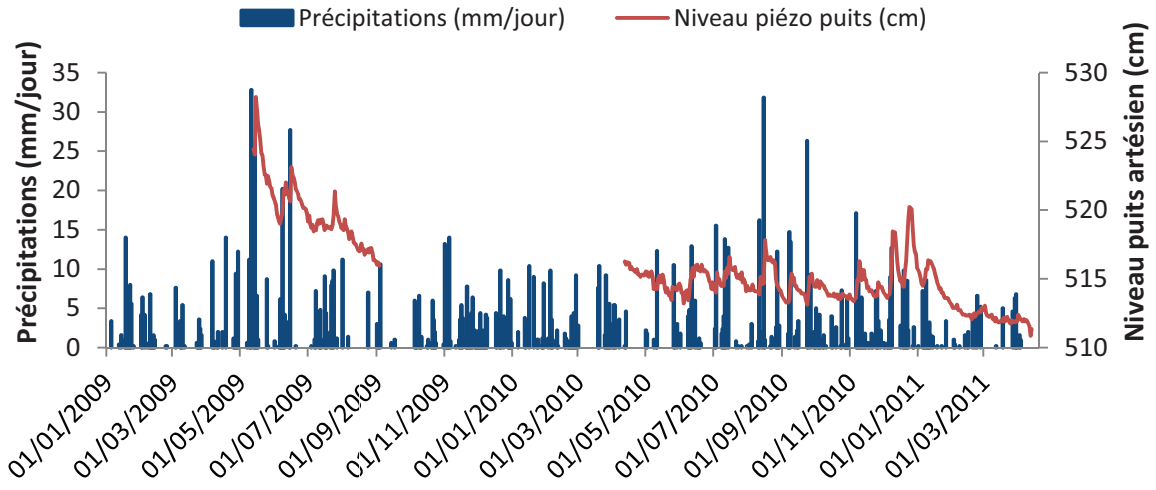


Figure III-5 : Evolution du niveau de l'eau dans un puits artésien condamné (trait rouge, données mesurées sur le site expérimental) et précipitations à Courdimanche sur Essonne (bâtons bleus, données SIARCE).

De façon surprenante, les débits des puits artésiens du site expérimental semblent donc plus influencés par des conditions locales que par les variations saisonnières du niveau piézométrique de la nappe de la Beauce. La grande variabilité des débits observés pour une date donnée pourrait provenir de différences liées aux caractéristiques locales des puits comme leur emplacement sur le site

Variations dans l'espace

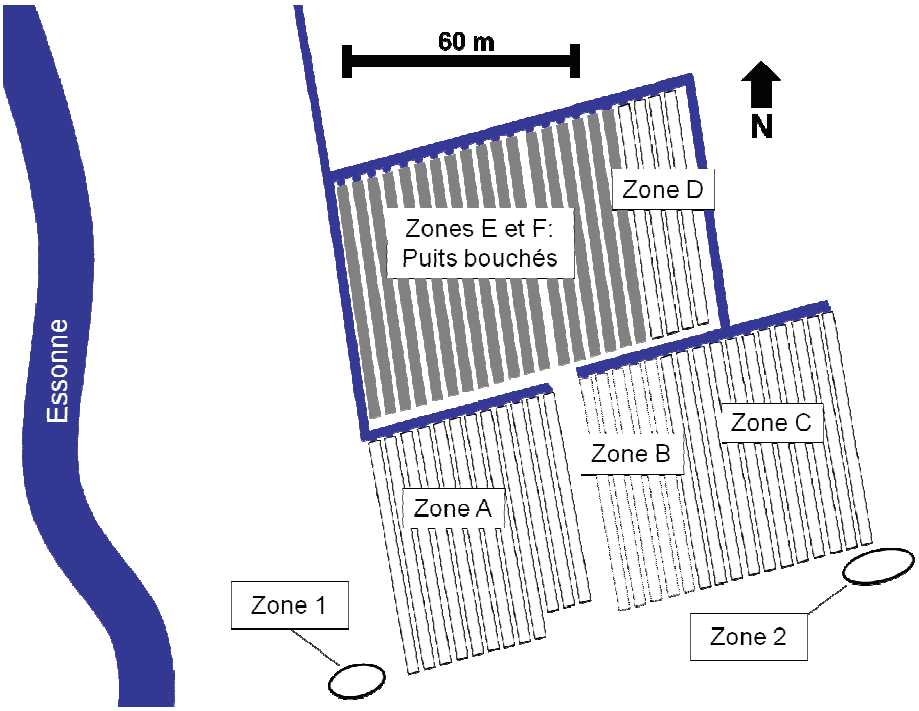


Figure III-6 : Plan du site expérimental de la cressonnière du Moulin Neuf. Les zones A à F correspondent à différents stades d'abandon. Les zones 1 et 2 correspondent à des groupes de puits qui ne sont pas directement situés dans des fosses de culture, et dont l'eau est ensuite canalisée vers certaines fosses.

Les débits ont aussi été très différents d'un puits à l'autre. Aucune tendance liée à l'emplacement sur le site n'a été observée, à l'exception d'un petit groupe de puits situé à l'écart des fosses dans l'extrémité de la cressonnière la plus proche de la rivière (figure III-6, Zone 1), pour lesquels les débits sont plus faibles, et diminuent à mesure que l'on se rapproche de cette dernière.

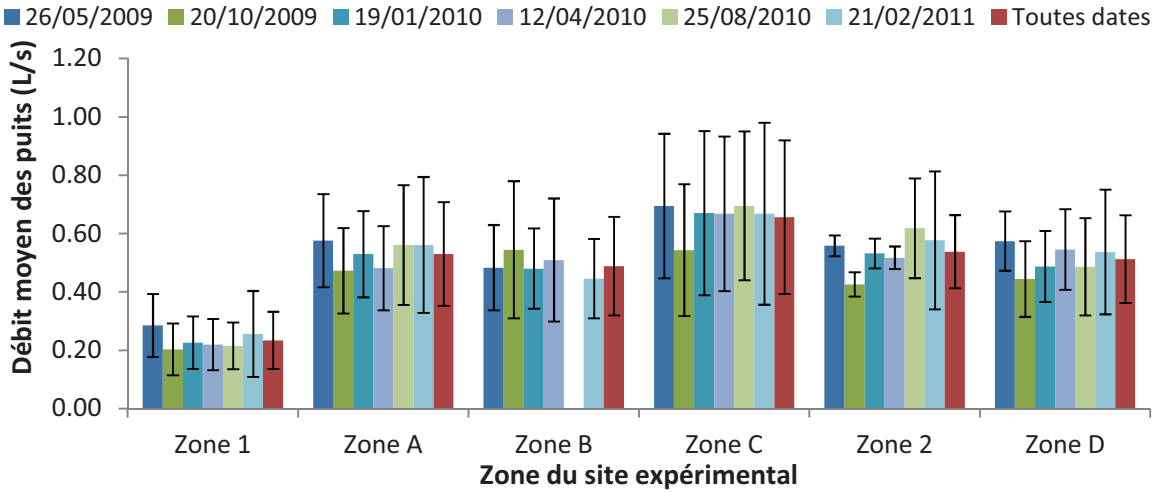


Figure III-7 : Débit moyen des puits par zone à différentes dates et moyenne toutes dates confondues (± écarts types). Il n'y a pas de valeur pour la zone B le 25/08/2010 car les puits étaient temporairement bouchés pour le semis.

Les débits des puits artésiens ont été plus faibles dans la zone 1 (la plus proche de la rivière) que dans les autres zones du site expérimental (figure III-7 ; Test de comparaisons multiples de Kruskal-Wallis, *p<0,01*). Les débits des puits artésiens ont fortement varié au sein de chacune des zones, ce qui donne lieu à des écarts-types relativement importants. Toutefois, ces variations au sein des zones semblent aléatoires, à l'exception de la zone 1 où les débits sont plus importants à mesure que l'on s'éloigne de la rivière (figure III-8, *p<0,001* et r^2*=0,5911*).

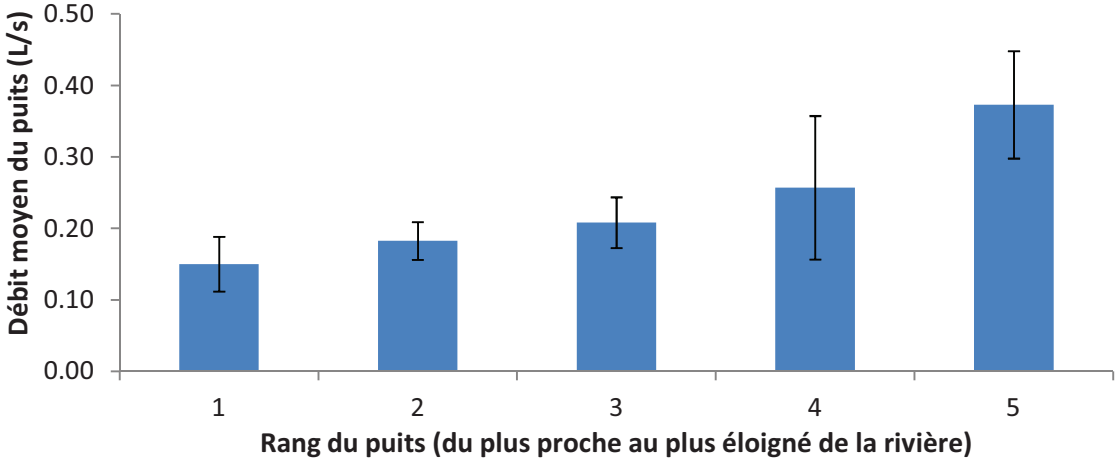


Figure III-8 : Débit moyen toutes dates confondues pour les puits de la zone 1, rangés dans l'ordre du plus proche au plus éloigné de la rivière (barres d'erreur : écarts-types).

Cette relation observée uniquement dans cette zone du site expérimental, qui est aussi la plus proche de la rivière, pourrait être causée par un abaissement local du niveau piézométrique de la nappe, sous l'effet de son drainage par la rivière (figure III-9).

Figure III-9 : Les différences de débits des puits les plus proches de la rivière pourraient provenir d'une diminution du niveau piézométrique de la nappe due à son drainage par la rivière.

Dans les autres zones, la variabilité des débits pourrait provenir du bouchage partiel de certains puits par du sédiment ou des débris, phénomène couramment observé par les cressiculteurs en cas de manque d'entretien. De plus, les exutoires des puits ne se situent pas tous à la même hauteur. Dans certains cas, ils sont immergés, et le débit peut être limité par le poids de la colonne d'eau qui se trouve au dessus du puits. Enfin, la hauteur de cette colonne d'eau peut varier de façon saisonnière en fonction de l'abondance des macrophytes présents dans les fosses.

1.1.2.1) Canal de décharge

Le débit du canal de décharge qui recueille toutes les eaux issues de la cressonnière (interface cressonnière/rivière), a varié de 45,14 à 101,76 L/s sur la période du 22/10/2009 au 13/04/2011, avec une moyenne de 65,81 ±9,82 L/s (figure III-10). Ce débit, toujours largement supérieur à la somme des débits des puits artésiens, témoigne de la présence d'apports d'eau importants par d'autres moyens que les puits artésiens, en premier lieu les résurgences « sauvages » dans les fosses ou les canaux, mais également les précipitations. Bien qu'une corrélation linéaire significative soit observée entre le niveau de la nappe et le débit du canal de décharge ($p<0,001$), le coefficient de corrélation linéaire très faible ($r^2=0,1791$) révèle une grande dispersion des données.

Les variations du débit du canal de décharge semblent également influencées par la météorologie (figure III-11). En effet, ce débit est négativement corrélé à la température ($p<0,001$, $r^2=0,3037$), et il augmente ponctuellement après des épisodes pluvieux. Toutefois, il n'y a pas de relation significative entre les précipitations journalières et ce débit ($p>0,05$). Une relation significative existe avec les précipitations mensuelles ($p<0,001$), mais le coefficient de corrélation linéaire est extrêmement faible ($r^2=0,0244$).

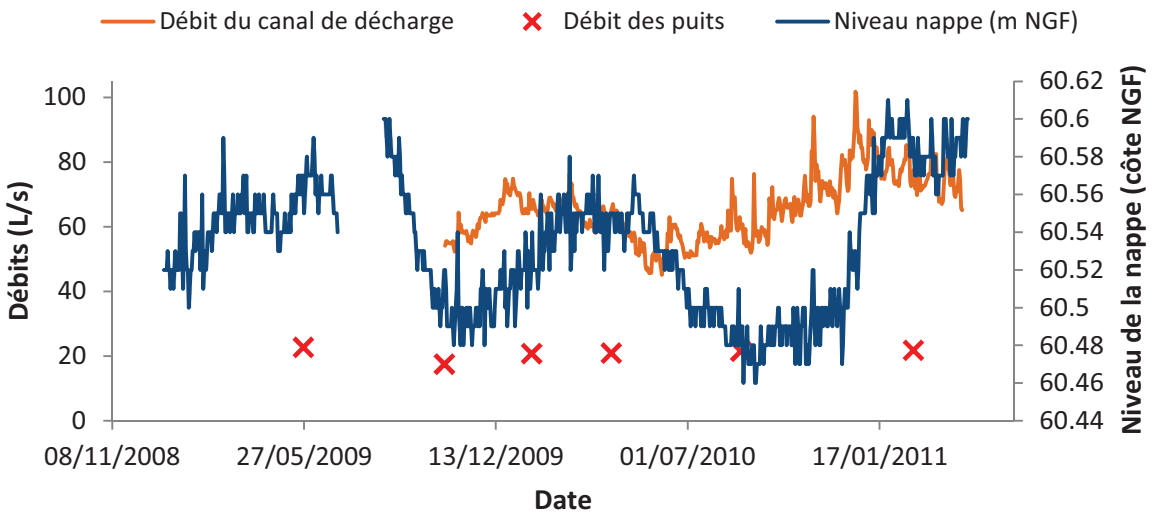


Figure III-10 : Evolution des débits du canal de décharge (trait orange) et des puits artésiens (croix rouges) de la cressonnière du Moulin Neuf, et du niveau de la nappe de Beauce à Orveau (trait bleu).

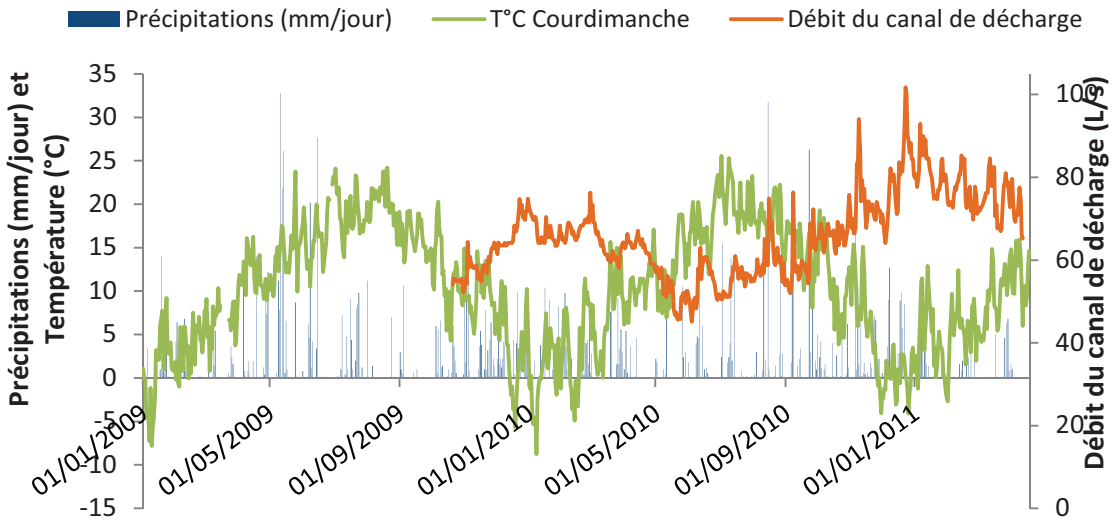


Figure III-11 : Evolution du débit du canal de décharge de la cressonnière du Moulin Neuf, températures et précipitations à Courdimanche sur Essonne. Source des données météorologiques : SIARCE.

Le débit total de la cressonnière est donc la résultante complexe des apports par les puits artésiens, des apports diffus au sein des fosses ou des canaux de décharge intermédiaires, mais pourrait bien également être fortement influencé par la météorologie (précipitations et températures). De plus, il se pourrait également que l'évaporation (liée à la température de l'air) et l'évapotranspiration jouent aussi un rôle important dans les variations de ces débits. Enfin, les pratiques de cressiculture imposent une gestion des niveaux d'eau et des mises à sec des fosses, au moyen de batardeaux situées dans des canaux de décharge intermédiaires, ce qui peut avoir pour conséquence une augmentation soudaine de débit lors de l'abaissement de ces ouvrages, et une réduction importante lors de leur remise en place.

1.1.3) Rivière

La rivière Essonne est alimentée par les précipitations et le ruissellement, mais surtout par la nappe de Beauce, soit directement (drainage de la nappe, résurgences dans le lit de la rivière), soit indirectement par le biais de petits affluents issus de résurgences comme la Velvette ou par les cressonnières. Comme le niveau piézométrique de la nappe, le débit de l'Essonne varie de façon saisonnière (figure III-12) : à Boulancourt et à Guigneville sur Essonne, le débit est le plus élevé en hiver (test de comparaisons multiples de Kruskal Wallis, *p<0,001*) et le plus faible en été (test de comparaisons multiples de Kruskal Wallis, *p<0,001*).

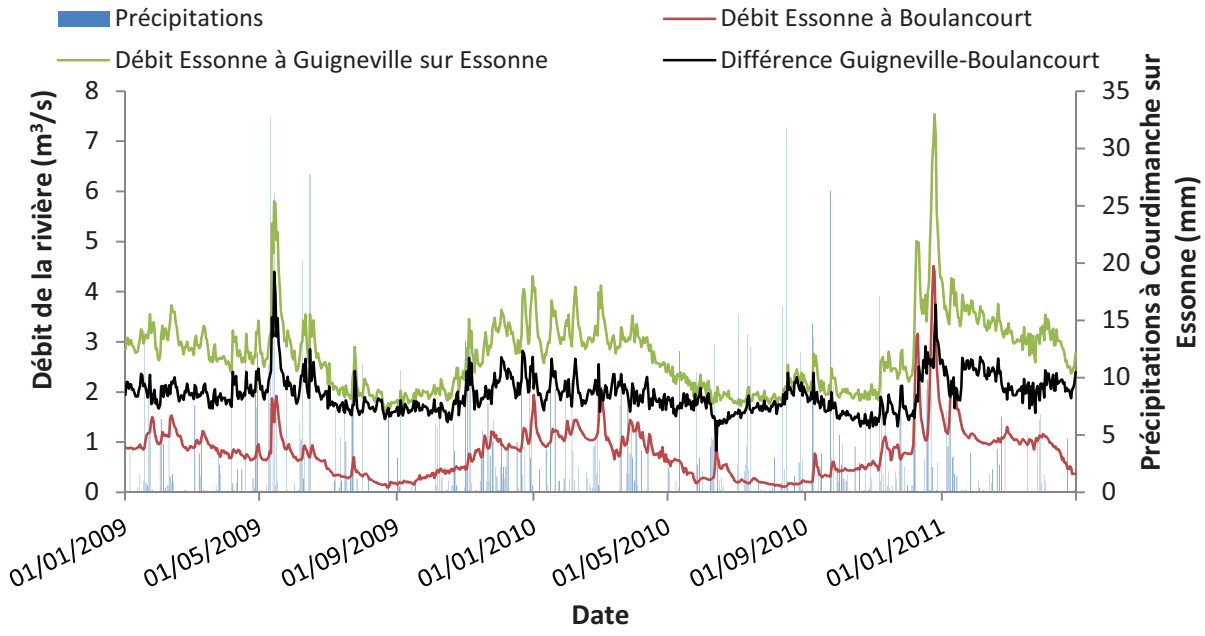


Figure III-12 : Débits de l'Essonne à Boulancourt (amont), Guigneville sur Essonne (intermédiaire, en aval de Maisse), différence de débit entre ces deux points, et précipitations journalières à Courdimanche sur Essonne de janvier 2009 à mai 2011. Données SIARCE.

Ces variations saisonnières peuvent être expliquées par l'évolution du niveau piézométrique de la nappe, avec lequel le débit de la rivière est corrélé dans la partie amont du cours d'eau (Boulancourt, *p<0,001*) comme dans sa partie intermédiaire (Guigneville, *p<0,001*). Cependant, l'ampleur des variations de débit change relativement peu selon que l'on se trouve dans la partie amont ou dans la partie intermédiaire : Entre Boulancourt et Guigneville sur Essonne, le débit de la rivière gagne environ 2m^3/s (par rapport à un débit moyen de 0,78 m^3/s à l'amont et de 2,74 m^3/s à l'aval) de façon relativement stable toute l'année, bien qu'après de fortes précipitations des pics imputables au ruissellement sont visibles. Or, le niveau piézométrique varie plus fortement dans la partie amont de la nappe (qui correspond aussi à la partie amont du cours d'eau) que vers l'aval (figure III-13).

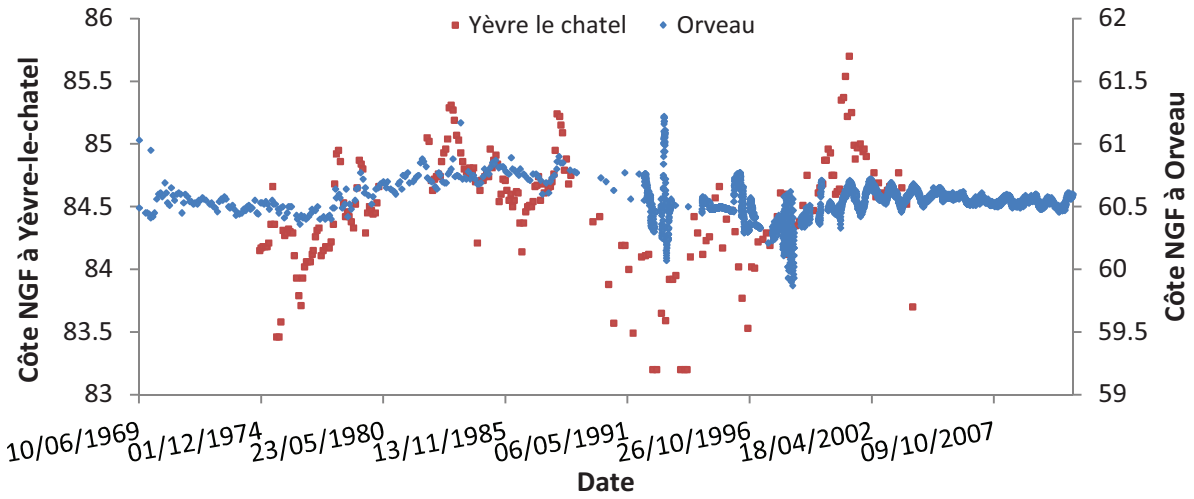


Figure III-13 : Variations du niveau piézométrique (côte NGF) de la nappe de Beauce dans sa partie amont (Yèvre-le-châtel) et à proximité du site expérimental de Maisse (Orveau). Données ADES, téléchargées en mai 2011.

Par conséquent, étant donnée l'influence du niveau de la nappe sur le débit de la rivière, il est normal que les débits ne varient pas beaucoup plus au cours de la saison à l'aval par rapport à l'amont.

1.2) Qualité de l'eau

1.2.1) Nappe, rivière et nutriments

La situation de la qualité de l'eau de la nappe de Beauce et de l'Essonne vis-à-vis des nutriments est contrastée. Elles sont fortement marquées par les pollutions agricoles, comme en témoignent leurs concentrations en nitrates élevées (figure III-14Figure III-1), qui peuvent être imputées aux apports de fertilisants azotés (chapitre 1).

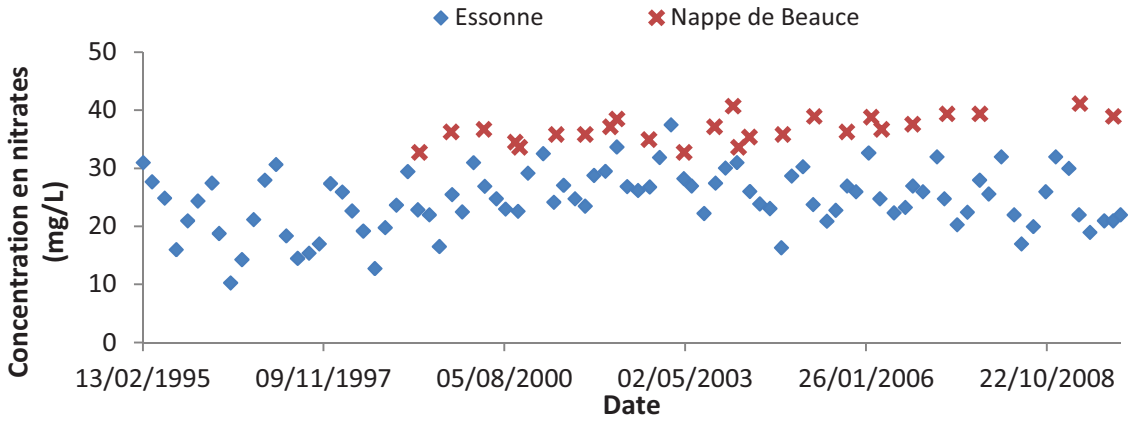


Figure III-14 : Concentrations en nitrates de l'Essonne (Moulin Neuf, Maisse, données SIARCE) et de la nappe de Beauce (Courdimanche sur Essonne, données ADES téléchargées en mai 2011).

Les nitrates représentent aujourd'hui un problème vis-à-vis de la qualité de l'eau de la nappe de Beauce et de l'Essonne, et une menace envers la ressource en eau potable, mais également pour l'écosystème de la rivière.

Au contraire, le phosphore n'est problématique ni pour la nappe, ni pour la rivière. En effet, les résultats de plusieurs analyses effectuées sur des captages au niveau de Courdimanche sur Essonne et de Maisse depuis 1997 montrent que les teneurs en phosphore total et en orthophosphates ont toujours été inférieures aux seuils de détection (respectivement 0,5 mg P /L et 0,03 mg PO_4^- /L ; Source : portail ADES, données téléchargées en mai 2011).

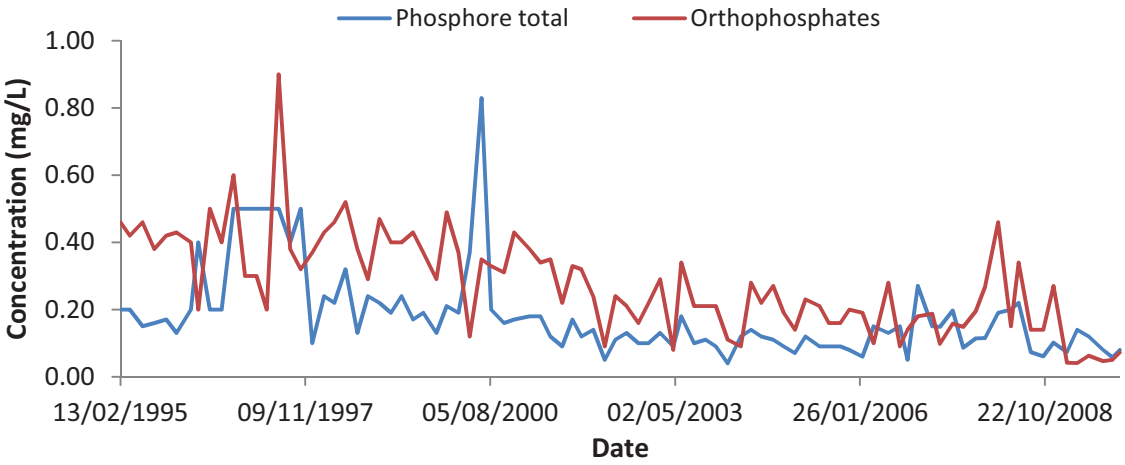


Figure III-15 : Evolution des concentrations en phosphore total et orthophosphates dans l'Essonne (Moulin Neuf, Maisse, données SIARCE) de 1995 à 2009.

Dans la rivière Essonne, on observe une diminution des concentrations en éléments phosphorés depuis 1995 (figure III-15). Cette amélioration, particulièrement marquée pour les orthophosphates, peut être raisonnablement attribuée à une amélioration des installations de collecte et de traitement des eaux usées. Les concentrations actuelles du phosphore total et des orthophosphates sont à des niveaux satisfaisants vis-à-vis de la qualité de l'eau.

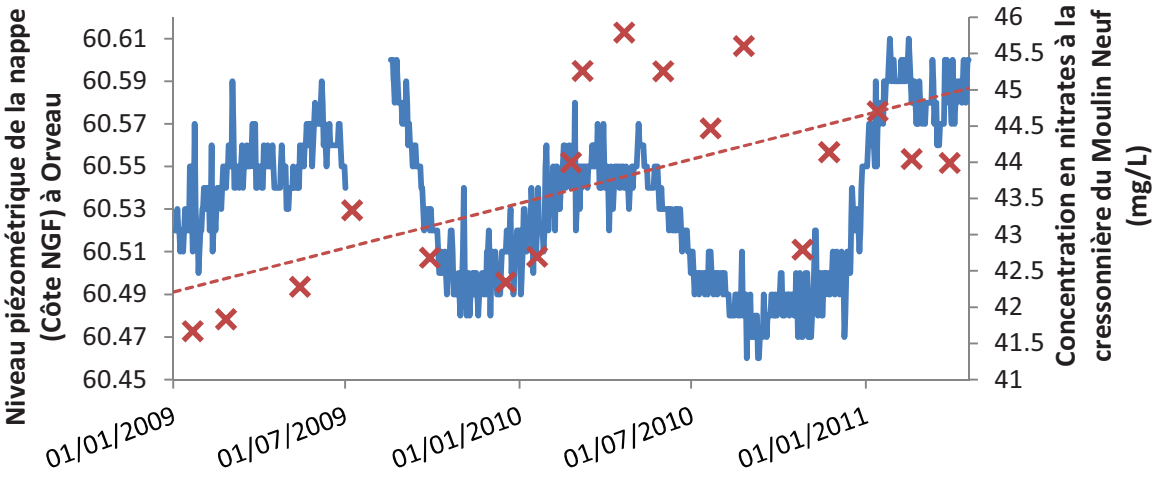
1.2.2) Alimentation des cressonnières

L'eau provenant des puits artésiens de la cressonnière du Moulin Neuf (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) est très riche en carbone inorganique (carbonates), faiblement chargée en carbone organique, avec une température de 12,2°C (malgré la température de l'air de 1°C le jour de la mesure) et des teneurs en nitrates et en phosphates du même ordre que celles de la nappe. Ceci semble confirmer que cette eau provient bien des calcaires de l'Oligocène qui se trouvent à quelques mètres de la surface au niveau de ce site.

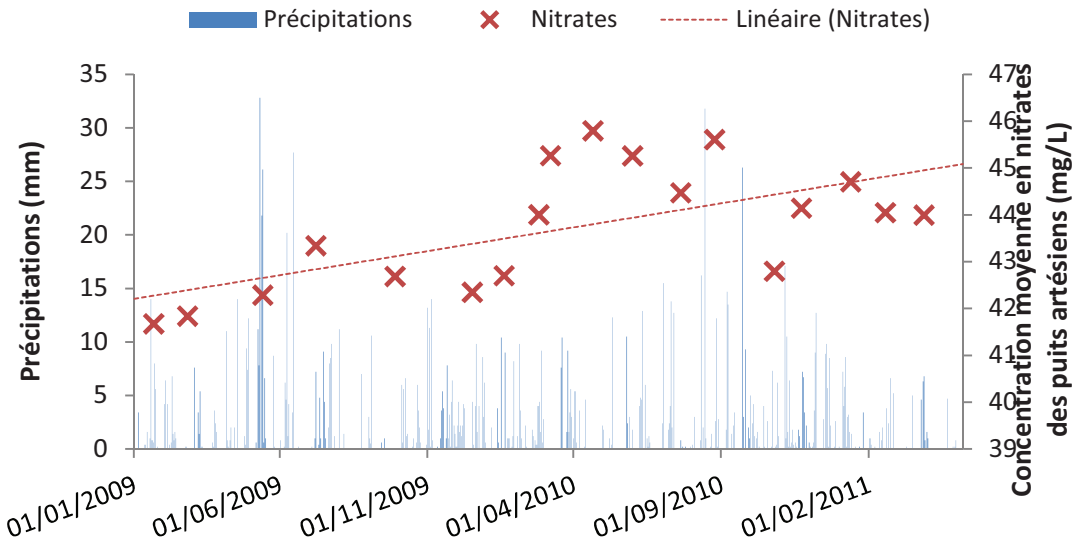
Tableau III-1 : Valeurs moyennes des concentrations en divers éléments et des températures relevées dans

Tableau III-1 : Valeurs moyennes des concentrations en divers éléments et des températures relevées dans les puits artésiens de la cressonnière du Moulin Neuf le 21/01/09 (Température extérieure : 1°C ; Phosphates, Fluorures et Bromures inférieurs aux limites de détection). COT : Carbone organique total ; CIT : Carbone Inorganique total.

Paramètre	COT	CIT	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Température
Moyenne	1,45 mg/L	47,16 mg/L	14,19 mg/L	41,12 mg/L	10,80 mg/L	12,18°C
Ecart type	0,34	1,68	0,84	2,56	1,34	0,06



(a)



(b)

Figure III-16 : Evolution dans le temps de la concentration moyenne en nitrates des puits de la cressonnière du Moulin Neuf (Valeurs mesurées : croix rouges ; Droite de tendance : trait pointillés rouges) et (a) du niveau piézométrique de la nappe de Beauce à Orveau (trait bleu, données ADES téléchargées en mai 2011) et (b) des précipitations journalières à Courdimanche sur Essonne (données SIARCE).

La concentration moyenne en nitrates mesurée à la sortie des puits artésiens de la cressonnière du Moulin Neuf a été de 43,74 mg NO_3^-/L (±2,33 mg/L), toutes dates confondues. Toutefois, ces concentrations ont évolué au cours du temps, puisque sur la période du 21/01/2009 au 31/03/2011 il est possible d'observer une tendance à la hausse (figure III-16) qui est cohérente avec l'augmentation régulière des nitrates dans la nappe de Beauce décrite dans la section 5.1 du chapitre 1. Les autres variations des concentrations en nitrates (hausse à l'été 2009 et au printemps 2010, diminution à l'hiver 2009-2010 et à l'automne 2010) restent inexpliquées. Nous ne disposons pas de données sur la qualité de la nappe à un pas de temps suffisamment fin pour vérifier si ces variations y sont également observables.

Aucun lien n'a pu être démontré entre les concentrations en nitrates au niveau des puits et le niveau piézométrique de la nappe ou les précipitations. Toutefois, d'éventuelles relations pourraient avoir été masquées par la tendance à la hausse de ces concentrations dans la nappe.

La qualité de l'eau a aussi varié d'un puits à l'autre. Si pour le carbone (inorganique et organique), cette variation semble aléatoire et n'est pas liée à la distance à la rivière (figure III-17), il en va différemment pour les chlorures, les sulfates, et surtout les nitrates.

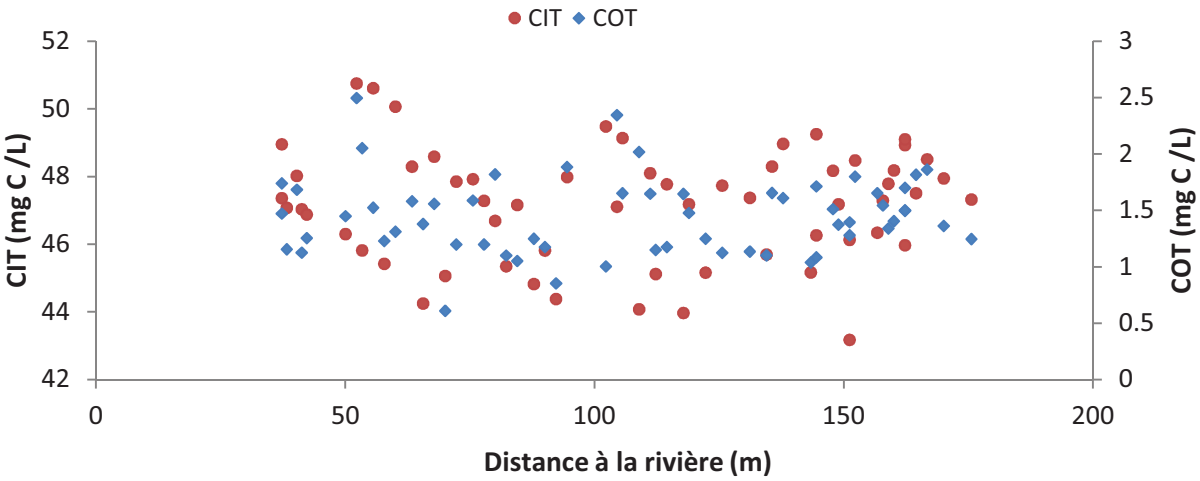


Figure III-17 : Concentrations en carbone inorganique total (CIT) carbone et organique total (COT) dans les puits artésiens en fonction de leur distance à la rivière.

Dans les 100 premiers mètres en partant de la rivière, la concentration en nitrates de l'eau des puits augmente fortement avec la distance au cours d'eau, alors que les sulfates diminuent et les chlorures restent stables (figure III-18). Au-delà de 100 m, les nitrates évoluent peu en fonction de la distance à la rivière, mais chlorures et sulfates augmentent.

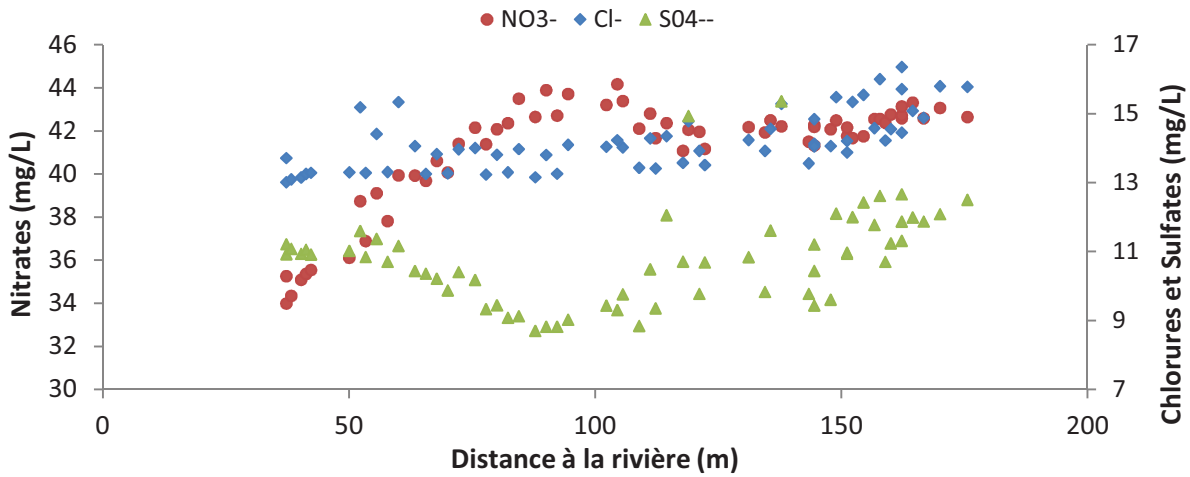
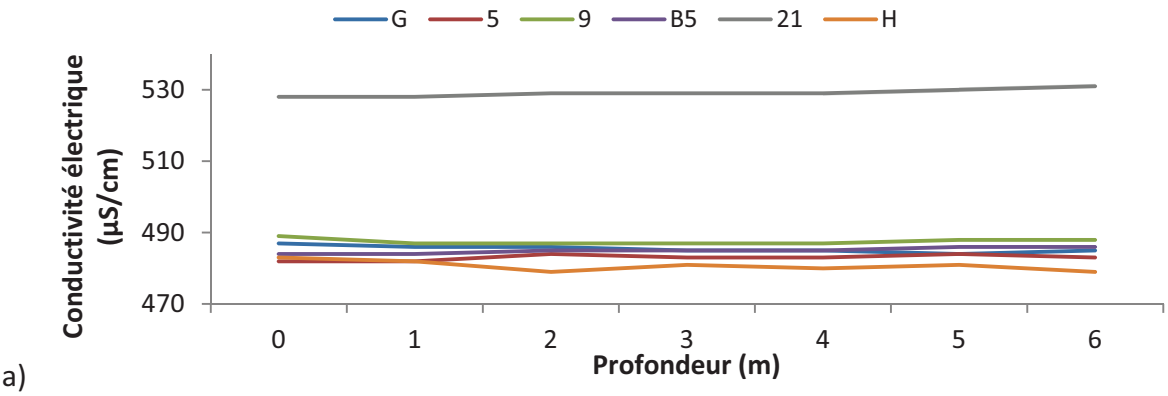
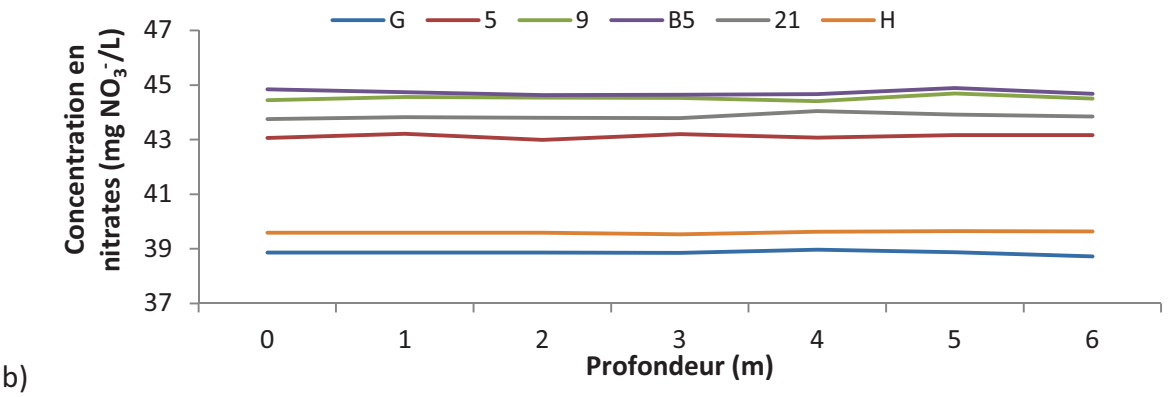


Figure III-18 : Concentrations en nitrates (cercles rouges), chlorures (losanges bleus) et sulfates (triangles verts) dans les puits artésiens en fonction de leur distance à la rivière.

Les résultats de profils de concentrations en nitrates et de conductivité à l'intérieur des puits artésiens montrent que ces variations spatiales ne sont pas liées à des phénomènes ayant lieu dans les puits (figure III-19), mais à des variations spatiales à 7 m de profondeur, là où ces derniers prélèvent l'eau de la nappe.



a)



b)

Figure III-19 : Profils de conductivité électrique (a) et de concentration en nitrates (b) en fonction de la profondeur à l'intérieur des puits artésiens. Les puits G et H sont situés dans la zone 1 du site expérimental, les puits 5 et 9 dans la zone A, le puits 21 dans la zone C et le puits B5 dans la zone D.

Comme précédemment pour les débits, cet effet de la proximité de la rivière pourrait être dû à un abaissement du niveau piézométrique à cause du drainage par le cours d'eau. Or, il a été montré que la dénitrification pouvait avoir lieu dans les parties les plus superficielles des nappes phréatiques car celles-ci sont celles qui sont le plus en contact avec la matière organique du sol, dont la disponibilité est le facteur limitant de ce processus dans les nappes. Ainsi, dans les zones les plus proches de la rivière, l'eau prélevée à 7m de profondeur par les puits artésiens proviendrait des parties plus superficielles de la nappe, où de la dénitrification aurait pu déjà avoir lieu.

Le débit et la qualité de l'eau de la rivière Essonne dépendent de la nappe de Beauce, que ce soit directement (drainage de la nappe par la rivière, résurgences situées dans le lit du cours d'eau) ou indirectement au travers des apports issus des cressonnières. La relation directe entre la nappe et la rivière semble simple puisque ces deux masses d'eau évoluent de façon synchrone, au niveau de la qualité comme de la quantité.

Or, alors que la qualité de l'eau de la nappe est fortement impactée par des concentrations en nitrates élevées, avec des conséquences préoccupantes sur les teneurs en nitrates de la rivière, la gestion des apports d'eau issus des cressonnières pourrait atténuer cet impact sur les eaux de surface. Toutefois, les transferts nappe-rivière *via* les cressonnières sont complexes. En effet, la quantité et la qualité de l'eau délivrée par les puits artésiens qui alimentent ces zones humides artificielles présentent une hétérogénéité importante, au niveau spatial en particulier. A cet égard, l'exemple le plus visible est l'effet de la proximité de la rivière sur le débit des puits et les concentrations en nitrates, probablement dues à un abaissement local de la nappe, lui-même causé par le drainage de cette dernière par la rivière. En dehors de cet effet de la distance au cours d'eau, les débits semblent également varier en fonction de facteurs intrinsèques aux puits ou aux fosses dans lesquelles ils se situent. La quantité d'eau délivrée par les cressonnières à la rivière (débit du canal de décharge), variant fortement de façon saisonnière, ne semble quant à elle pas uniquement influencée par les puits artésiens, mais pourrait également être la résultante de nombreux facteurs, notamment liés à la météorologie comme l'évaporation et l'évapotranspiration. Au niveau des nitrates, avant d'étudier les différences éventuelles entre l'entrée et la sortie des cressonnières (chapitre 4), il semble important de présenter les structures qui composent le cœur de ces zones humides : les fosses de culture. En particulier, dans ces fosses se trouvent des macrophytes qui pourraient être l'un des éléments-clé influençant les processus d'élimination des nitrates dans les cressonnières.

1.3) A l'intérieur des fosses

1.3.1) Des différences amont/aval

Température de l'eau

L'eau est amenée directement de la nappe de Beauce à l'amont des fosses par les puits artésiens. Du fait de son origine souterraine, l'eau y a une température constante en toutes

saisons, de l'ordre de 12°C, contrairement à l'aval des fosses où celle-ci varie beaucoup (figure III-20). La variation de température entre l'amont et l'aval est due au réchauffement (ou refroidissement) au contact de l'atmosphère, et est fortement corrélée à la température de l'air (*p<0,001*).

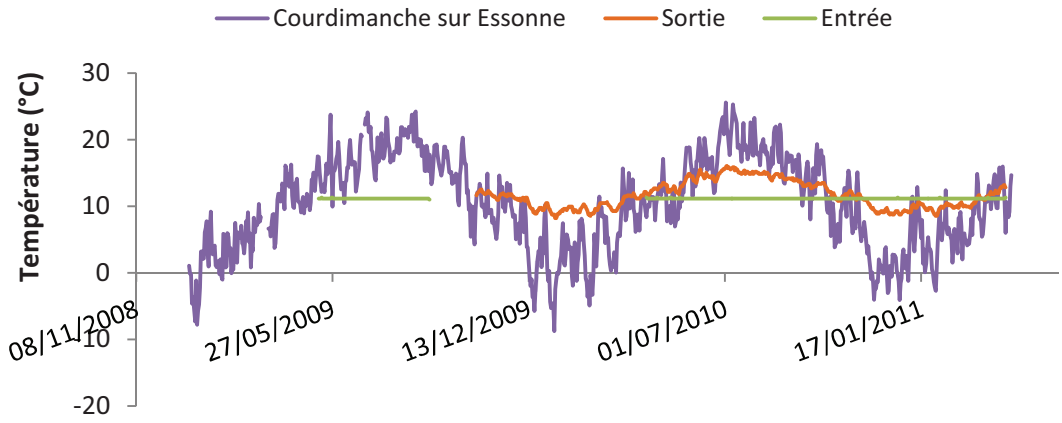


Figure III-20 : Evolution des températures de l'air à Courdimanche sur Essonne (trait violet, données SIARCE), de l'eau d'un puits artésien (trait vert) et du canal de décharge de la cressonnière du Moulin Neuf (trait orange).

Oxygène dissous

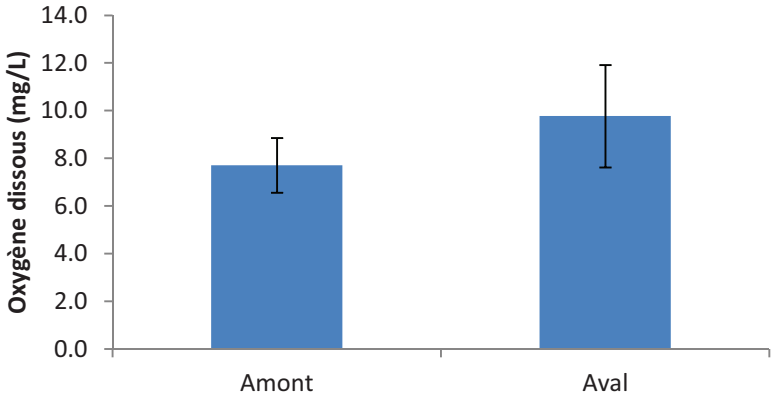


Figure III-21 : Teneurs en oxygène dissous dans l'eau à l'amont et à l'aval des fosses de cressonnières.

Les teneurs en oxygène dissous dans l'eau (7,7±1,2 mg/L à l'amont des fosses), augmentent de façon significative (Wilcoxon, *p<0,01*) après que l'eau a traversé les fosses pour atteindre 9,8±1,2 mg/L à l'aval (figure III-21). Cet enrichissement peut être expliqué par le contact avec l'atmosphère (l'eau provient de la nappe, où les échanges avec l'atmosphère sont inexistants) et par une forte activité photosynthétique. L'enrichissement de l'eau en oxygène par ces deux moyens est donc supérieur au bilan des éventuels processus qui consomment l'oxygène, tels que la respiration des macrophytes et certains métabolismes microbiens, notamment en lien avec la décomposition des végétaux.

Lorsque l'oxygène est abondant, les bactéries hétérotrophes anaérobies facultatives qui sont capables de réaliser la dénitrification l'utilisent préférentiellement (plutôt que les nitrates) comme accepteur d'électron en fin de chaîne respiratoire. La présence d'oxygène inhibe donc la dénitrification. Par conséquent, les teneurs non négligeables en oxygène dissous de l'eau des cressonnières pourraient ne pas être favorables à l'élimination des nitrates par dénitrification. Cependant, ce processus microbien a principalement lieu dans le sédiment, où l'oxygène est moins abondant, et très peu dans la colonne d'eau. La concentration en oxygène dissous dans la colonne d'eau n'est donc pas un bon indicateur de l'activité dénitrifiante d'une zone humide. Pour cela, l'idéal serait de pouvoir mesurer la quantité d'oxygène directement dans le sédiment à l'aide de microcapteurs, ce qui n'a pas pu être réalisé dans le cadre de ce travail.

Potentiel d'oxydoréduction

Malgré de nombreuses tentatives pour mesurer le potentiel d'oxydoréduction de l'eau et des sédiments de la cressonnière du Moulin Neuf, nous ne sommes capables de fournir ni valeur, ni ordre de grandeur pour ce paramètre dans les cressonnières. En effet, à chaque tentative de mesure, nous avons été confrontés à une variabilité du signal si rapide et extrême qu'elle nous a empêchés de relever une donnée fiable.

pH

Des mesures réalisées en février 2009 montrent que le pH de l'eau délivrée par les puits artésiens (figure III- 22) est proche de la neutralité (7,17 ±0,07). Il est légèrement plus élevé (7,72 ±0,13) après que l'eau a traversé les fosses (test des rangs de Wilcoxon, *p<0,01*).

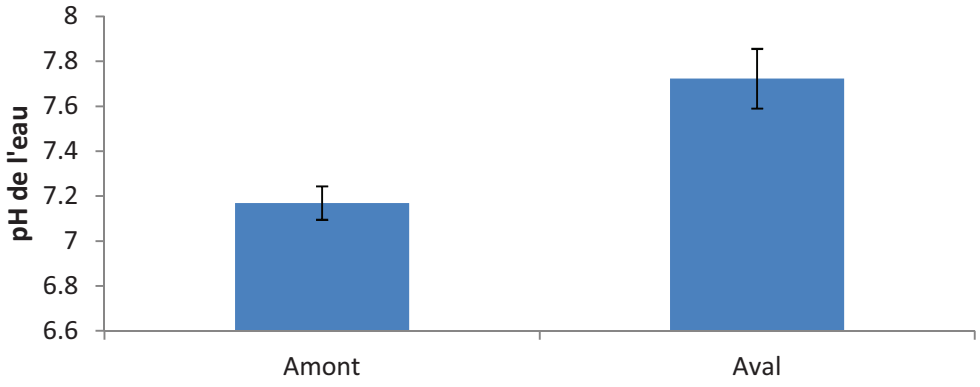


Figure III- 22 : pH de l'eau à l'amont et à l'aval des fosses de cressonnières.

Cette augmentation du pH peut être une conséquence de la libération d'ammonium au cours de la dégradation des macrophytes, mais aussi de la dénitrification qui consomme des protons H^+.

Sédiment

Le sédiment est plus riche en azote et en carbone à l'aval par rapport à l'amont (figure III-23 ; Anova de Kruskal-Wallis, dans les deux cas *p<0,001*).

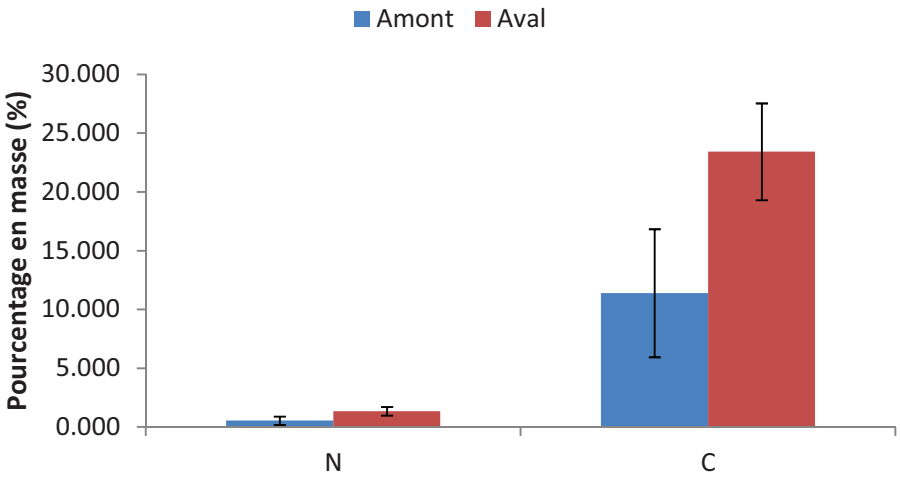


Figure III-23 : Pourcentage en masse d'azote (N) et de carbone (C) dans les sédiments de cressonnières à l'amont (bleu) et à l'aval (rouge) des fosses. Données issues de 3 fosses pour chacune des zones A, B, C, D du site expérimental en février, mai, septembre et décembre 2009.

Ces différences pourraient provenir de l'enrichissement du sédiment à l'aval par le dépôt des particules organiques issues de la décomposition des macrophytes dans les fosses, ce qui semble être confirmé par des analyses montrant que la teneur en carbone organique varie plus que celle des carbonates entre l'amont et l'aval des fosses (test des rangs de Wilcoxon, *p<0,001* ; figure III-24).

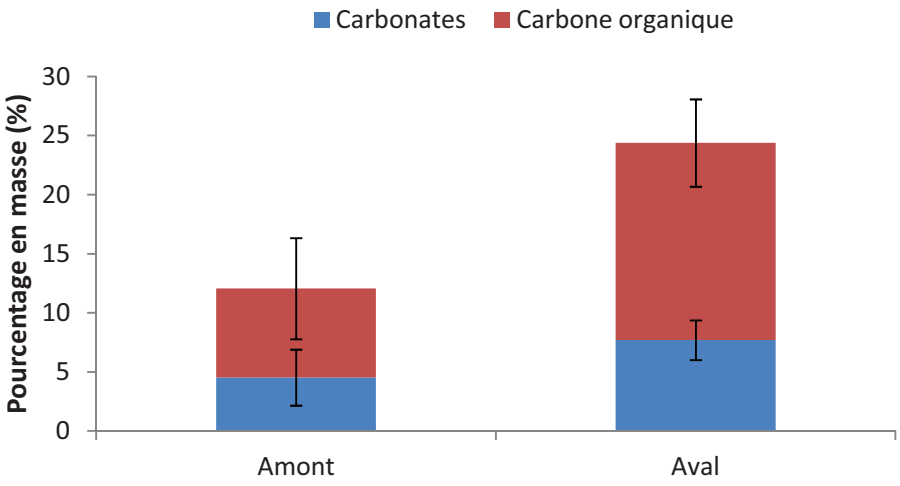


Figure III-24 : Pourcentages en masse de carbonates (bleu) et du carbone organique (rouge) dans le sédiment à l'amont et à l'aval des fosses de cressonnières. Données de décembre 2009.

A l'inverse, comme les seuls apports de matière organique à l'amont des fosses sont ceux issus du COT de l'eau de la nappe, la quantité de matière organique reste faible dans le sédiment de ces zones.

Les conditions environnementales au sein des fosses sont contrastées, entre l'amont où la température est constante et le sédiment est peu organique, et l'aval où la matière organique est abondante et où la température fluctue de façon importante en fonction des conditions météorologiques. Au sein des fosses, les macrophytes sont des acteurs importants de ces changements, notamment pour la matière organique.

2) Macrophytes

Au cours des 6 campagnes de relevés botaniques effectuées entre octobre 2008 et mai 2011 sur la cressonnière du Moulin Neuf, 70 espèces de macrophytes ont été observées, auxquelles il reste à ajouter les bryophytes et les algues (liste en annexe 4). Ces six campagnes réalisées à six mois d'intervalle sur des fosses abandonnées à différentes dates nous ont permis d'obtenir des informations sur l'état de la végétation des fosses d'anciennes cressonnières pour des stades d'abandon allant de 30 mois (2 ans et demi) à 72 mois (6 ans) et de 174 mois (14 ans et demi) à 228 mois (19 ans). Pour les fosses abandonnées depuis plus de 174 mois, les puits artésiens ont été bouchés lors de l'abandon, ce qui aurait pu altérer la dynamique de la végétation. Toutefois, une étude similaire réalisée dans le cadre de ce projet sur de nombreuses autres cressonnières (Alabergère, 2010) indique que la végétation que l'on trouve dans ces fosses est comparable à celle d'autres cressonnières aux mêmes stades d'abandon et dont les puits n'ont pas été bouchés. Par conséquent, si l'obstruction des puits lors de l'abandon a eu un effet sur les successions de macrophytes, celui-ci n'est plus visible au delà de 174 mois d'abandon.

2.1) Biodiversité

La biodiversité (figure III-25) est minimale dans les fosses cultivées (à la fois pour la richesse spécifique et l'indice de Shannon), ce qui semble être le résultat des pratiques culturales visant à privilégier la croissance du cresson aux dépens des autres espèces de macrophytes, et à limiter les adventices. Après l'abandon, les deux indices augmentent jusqu'à 72 mois. Toutefois, alors que la richesse spécifique a augmenté entre 72 et 174 mois et continue son évolution à la hausse par la suite, mais ceci n'est pas le cas pour l'indice de Shannon (sensible à l'abondance relative des espèces) qui diminue entre 72 et 174 mois et reste relativement stable par la suite. Ceci révèle donc qu'au delà de 174 mois, il y a un plus grand nombre d'espèces dans les anciennes cressonnières, mais il y a également une grande partie de ces espèces qui est peu représentée, et donc au contraire une ou quelques espèces largement dominantes, ce qui témoigne d'un peuplement fortement structuré.

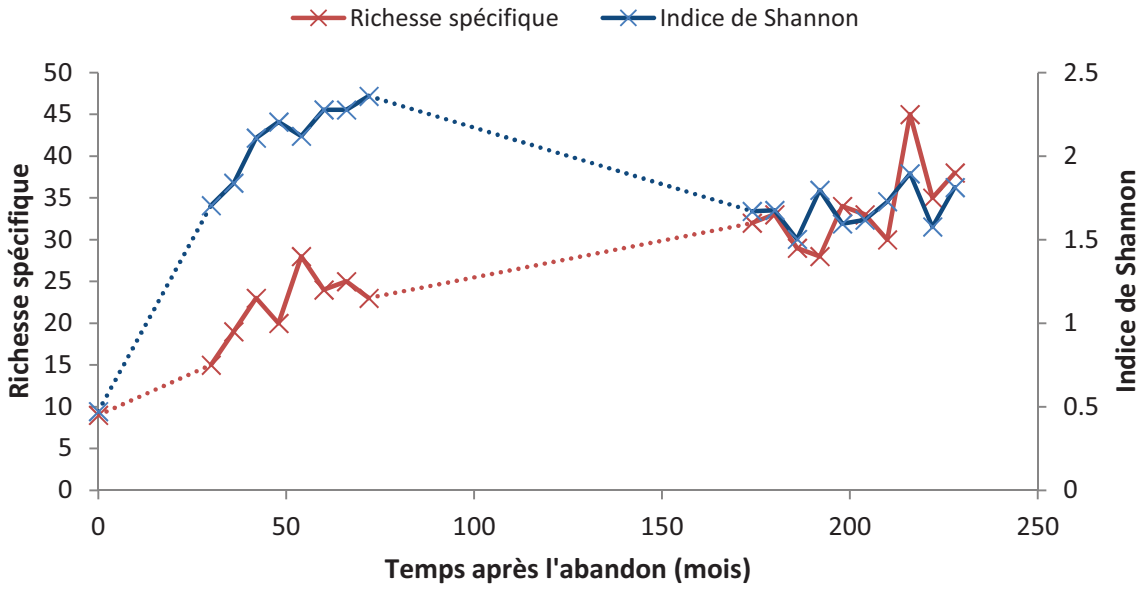


Figure III-25 : Biodiversité (Richesse spécifique et indice de Shannon) dans les cressonnières cultivées et à différents stades d'abandon.

La plupart des macrophytes trouvés sur la cressonnière du Moulin Neuf appartiennent à des espèces communes typiques des zones humides. Toutefois, il est intéressant de noter la présence après quelques années d'abandon de Characées (*Chara contraria*), qui sont des espèces révélatrices d'habitats d'intérêt communautaire, et de milieux où le phosphore est très peu présent. De plus, même si prises une à une les espèces de macrophytes des cressonnières représentent un intérêt patrimonial limité, elles constituent des habitats qui abritent de nombreuses espèces de rongeurs, d'odonates et d'amphibiens, mais aussi une avifaune importante et diversifiée (Pointu, non publié).

2.2) Conséquences sur l'hydraulique

Les macrophytes peuvent modifier les comportements hydrauliques des cours d'eau (Sand-Jensen et Mebus, 1996; Sand-Jensen, 1998; Kleeberg *et al.*, 2010), et peuvent donc potentiellement influencer celui des fosses des cressonnières.

Tableau III-2 : Couverture végétale et caractéristiques hydrauliques de 3 fosses à différents niveaux de colonisation par les macrophytes. La hauteur d'eau moyenne est calculée à partir du débit, de la surface de la fosse et du temps de séjour, ce dernier étant déterminé par des traçages.

Fosse	Couverture végétale (%)	Temps de séjour (min)	Débit total (L/s)	Hauteur d'eau moyenne (cm)
A	0	61,72	1,4	2,9
B	30	106,14	2,2	7,8
C	100	345,64	0,9	10

Les traçages réalisés (Courbes en annexe 3) dans trois fosses à différents niveaux de colonisation par les macrophytes révèlent ainsi de grandes différences au niveau des temps de séjour. Le temps de séjour dans une fosse cultivée entièrement colonisée par du cresson (tableau III-2, fosse C) est plus de cinq fois et demi supérieur à celui d'une fosse sans macrophytes (tableau III-2, fosse A), et représente plus de trois fois celui d'une fosse moyennement colonisée (tableau III-2**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, fosse B). Or, le temps de séjour de l'eau dans les fosses est influencé par le débit et la hauteur d'eau, selon la relation suivante :

$$\boldsymbol{t = (h \times A)/Q} \qquad \boldsymbol{t = (h \times A)/Q}$$

Q=Débit en m^3/s

A=Surface de la fosse (m^2)

h=Profondeur moyenne (m)

t=Temps de séjour (s)

Il serait donc possible que le temps de séjour élevé de la fosse cultivée soit dû à son débit relativement faible (0,87 L/s), et que celui de la fosse moyennement colonisée ait été plus élevé si son débit n'avait pas été si fort. Dans cette relation (où la surface de la fosse est fixe, soit 180 m^2) le terme qui varie le plus dans notre cas, et qui est donc le plus à même d'influencer le temps de rétention est la hauteur d'eau moyenne, qui est de 2,9 cm en l'absence de macrophytes, de 7,8 cm pour la colonisation intermédiaire et de 10,0 cm pour la fosse entièrement végétalisée.

Les macrophytes représentent des obstacles au passage de l'eau. Ainsi, ils peuvent être à l'origine d'une hausse du niveau d'eau dans les fosses de cressonnières où ils sont abondants, avec pour conséquence une augmentation du temps de séjour de l'eau. De plus, il est intéressant de noter que dans la fosse entièrement colonisée, à cause du niveau d'eau élevé les puits artésiens étaient totalement immergés : par conséquent, le poids de la colonne d'eau au dessus du puits s'oppose à la pression de la nappe qui permet la sortie de l'eau, ce qui pourrait expliquer un débit relativement faible pour cette fosse. Par conséquent, les macrophytes causent une hausse du temps de séjour directement en provoquant une augmentation de la hauteur d'eau, mais aussi indirectement *via* les effets de cette hausse du niveau d'eau sur les débits des puits artésiens dont l'exutoire se retrouve immergé.

2.3) Classification des espèces

Les macrophytes du site expérimental ont été rassemblés en 8 groupes, déterminés par « fuzzy coding » suivi d'une classification ascendante hiérarchique, puis en coupant le dendrogramme obtenu au niveau du plus grand saut d'indice de dissimilarité (figure III- 26). Bien qu'aucun critère taxonomique n'ait été utilisé pour établir la classification, l'un des groupes est exclusivement composé de *Poaceae* (Groupe 4) et un autre contient uniquement des *Carex* (Groupe 7). Les espèces d'un même genre ont souvent été rassemblées au sein d'un même groupe (*Mentha* sp et *Ranunculus* sp dans le groupe 1, *Epilobium* sp et *Veronica* sp dans le groupe 2, *Sonchus* sp dans le groupe 3, *Agrostis* sp dans le groupe 5, *Lemna* sp dans le groupe 8). Toutefois, cela n'a pas toujours été le cas, puisque l'on retrouve des *Cirsium* à la fois dans les groupes 2 et 3, des *Galium* dans les groupes 3 et 5 ainsi que des *Festuca* dans les groupes 4 et 5.

Les habitats préférentiels des différents groupes diffèrent relativement peu (tableau III-3 et figure III-27). Les valeurs pour l'humidité édaphique (HE) et l'humidité atmosphérique (HA) indiquent majoritairement des espèces hygrophiles (courtement inondables, en semaines, HE=7) à hydrophiles (longuement inondables, en mois, HE=8), intermédiaires entre aéromésohygrophiles et aérohydrophiles (HA=8). Les caractéristiques liées au sol (Matière organique -MO- et texture -Tx-) témoignent de préférences pour un humus organique (anmoor, gyttja, MO=8) et un sol argileux à limoneux (Tx=2). En particulier, les groupes 1 et 2, très proches et correspondant parfaitement à ces caractéristiques, regroupent une variété d'espèces typiques des zones humides et des mégaphorbiaies. Le groupe 8 (hydrophytes) se distingue particulièrement avec des espèces amphibies permanentes à aquatiques superficielles (de 0 à 50 cm de profondeur, HE=10,5). A l'opposé, les espèces des groupes 3 et 4, et dans une moindre mesure du groupe 6 (composé d'espèces arbustives et ligneuses) ont tendance à préférer une humidité édaphique et atmosphérique plus faible, et un type d'humus moins organique que les autres espèces. Il est intéressant de noter que les groupes 3 et 4 sont extrêmement similaires et semblent correspondre à des espèces prairiales, mais que le groupe 4 se différencie en ne contenant que des graminées. Ces deux groupes se distinguent également par une préférence pour des sols relativement limoneux (Tx=3), de même que le groupe 5.

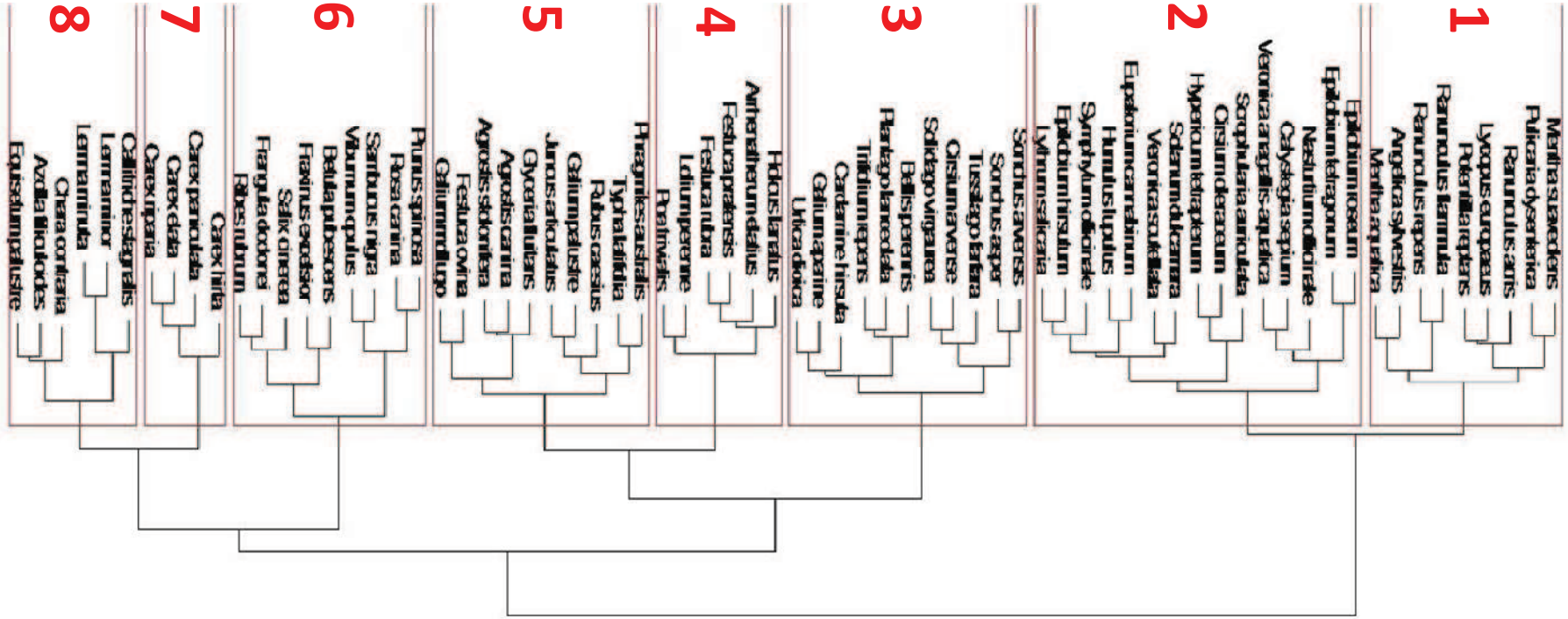
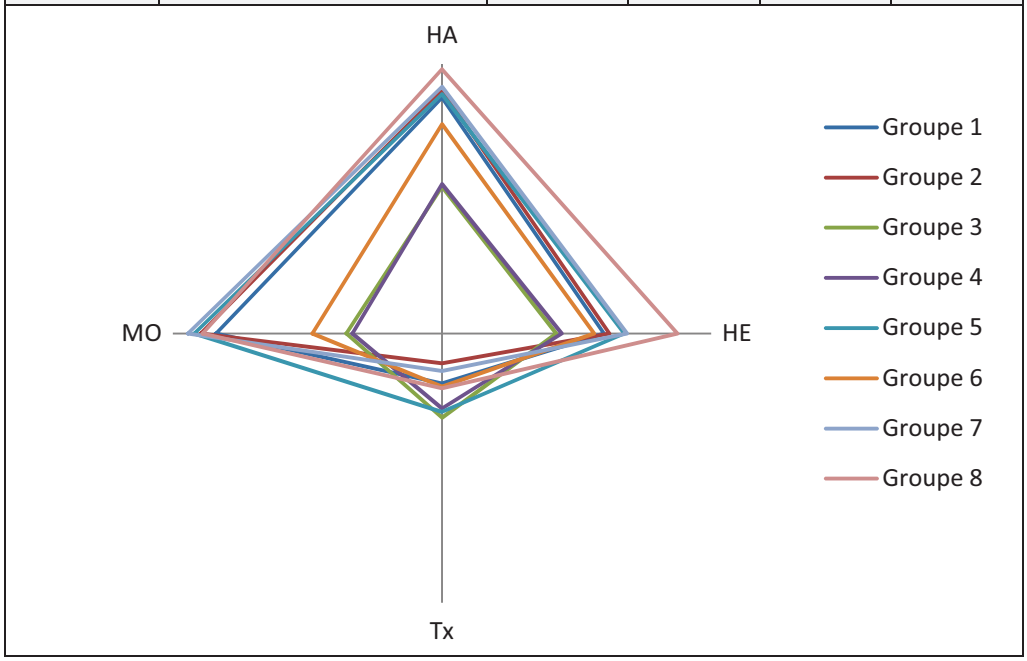


Figure III- 26 : Dendrogramme issu de la classification ascendante hiérarchique des espèces du site expérimental. Les groupes apparaissent dans les cadres rouges et sont numérotés de 1 à 8.

Tableau III-3 et Figure III-27 : Description comparative des groupes de macrophytes de la cressonnière du Moulin Neuf. HE : Humidité édaphique, HA : Humidité atmosphérique, Tx : Texture du sol, MO : Matière organique et type d'humus. Les valeurs sont les moyennes et écarts-types pour chaque par groupe (sans unités), des notes attribuées par Julve (1998) aux espèces de macrophytes pour HA, HE, Tx et Mo.

Groupe	Description succincte	HE	HA	Tx	MO
1	Mégaphorbiaies	7,2 ±0,6	7,9 ±1,3	1,7 ±0,7	7,6 ±1,7
2	Mégaphorbiaies	7,5 ±0,5	8,1 ±0,9	1,0 ±0,0	8,1 ±0,3
3	Prairies humides	5,1 ±0,5	4,9 ±0,3	2,8 ±0,8	3,2 ±0,4
4	Graminées prairiales	5,3 ±1,3	5,0 ±0,8	2,5 ±0,8	3,0 ±0,0
5	Roselières	8,1 ±0,9	8,0 ±1,0	2,6 ±1,1	8,3 ±0,5
6	Arbustes et ligneux	6,8 ±1,6	7,0 ±1,6	1,8 ±0,5	4,3 ±2,5
7	Carex	8,3 ±1,0	8,3 ±1,5	1,3 ±0,5	8,5 ±0,6
8	Hydrophytes	10,5 ±0,4	8,8 ±1,8	1,8 ±1,3	8,0 ±0,0



Etant donnés les traits biologiques pris en compte pour le « fuzzy coding » et la classification ascendante hiérarchique, ces groupes d'espèces ont des caractéristiques biologiques communes ou proches. Elles sont alors susceptibles d'interagir de façon similaire avec leur environnement, et donc de se comporter de manière identique lors des successions végétales après l'abandon de la culture.

2.4) Successions de macrophytes après l'abandon de la culture

Considérant le grand nombre d'espèces observées (70 espèces sans compter les algues et les bryophytes), une simplification des données obtenues lors des relevés botaniques s'avérait nécessaire pour faciliter l'étude des successions végétales. Par conséquent, deux approches complémentaires de simplification des données ont été développées, (1) en ne gardant que

les espèces les plus représentées en termes de pourcentage de couverture et (2) en utilisant les groupes d'espèces déterminés par « fuzzy coding » et classification ascendante hiérarchique (CAH) ci-dessus. Pour la première approche, les couvertures moyennes de chacune des espèces ont été calculées pour chaque stade d'abandon, et seules les espèces dont la couverture est supérieure à 5% pour au moins un stade d'abandon ont été sélectionnées. Cette méthode a l'avantage d'éliminer les espèces qui n'ont été observées qu'à de rares occasions et en très faible quantité (un ou quelques individus) et dont la présence peut être souvent attribuée à des conditions très localisées supposées sans lien avec les successions. Avec cette approche, les espèces les plus abondantes sont ainsi considérées comme représentatives des communautés auxquelles elles sont associées. La deuxième approche suppose qu'au sein des groupes obtenus par la CAH, toutes les espèces interagissent de la même façon avec leur environnement et se comportent de la même manière vis à vis des successions. Toutefois, le cresson *Nasturtium officinale* a été abordé séparément du groupe 2 dans lequel il a été classé, à cause de son statut particulier de plante cultivée avant l'abandon.

2.4.1) Approche par espèces principales

Abondances relatives

Seulement 13 espèces de macrophytes sur les 70 observées lors des relevés botaniques (sans compter les algues et les bryophytes) ont dépassé le seuil de 5% de couverture pour au moins un stade d'abandon. Parmi ces espèces (tableau III-4), les groupes issus de la CAH ne sont pas représentés de façon équitable. Notamment, les groupes 1 et 7 ne sont pas représentés, et le groupe 4 n'apparaît qu'au travers de *Festuca* sp, dont la couverture ne dépasse le seuil de 5% que pour un seul stade d'abandon (210 mois), étant par ailleurs toujours inférieure à 1%. *Urtica dioïca* est la seule espèce restante du groupe 3. Les groupes qui comportent les plus d'espèces « significatives » sont ainsi le groupe 5 (avec *A. stolonifera*, *P. australis* et *T. latifolia*), le groupe 2 avec le cresson cultivé *Nasturtium officinale* mais aussi les *Epilobium* sp (qui regoupent 3 espèces –*E. hirsutum*, *E. roseum* et *E. tetragonum*- même si *E. hirsutum* est largement dominante parmi elles), et enfin le groupe 8, largement le plus présent, avec 5 de ses 6 espèces initiales (*Azolla filiculoides, Callitriche stagnalis, Equisetum palustre, Lemna minor* et *Lemna minuta*), qui font partie des espèces colonisatrices des fosses pendant les premières années d'abandon. Ceci pourrait être dû au faible nombre d'espèces et à la grande quantité de sol nu au début de la colonisation : avec une compétition spatiale plus faible, chacune des espèces présentes peut s'étendre facilement, en particulier les pleustophytes avec une forte croissance horizontale comme *Lemna minor*, *Lemna minuta* et *Azolla filiculoides*, les deux dernières étant considérées comme invasives.

Tableau III-4 : Abondances relatives pour les différents stades d'abandon et abréviations des taxons observés sur le site du Moulin Neuf pour lesquels le pourcentage de couverture moyen est supérieur à 5% à au moins un stade d'abandon. Légende : (.) : <1% ; (+) : ≥1% et <5% ; (++) : ≥5% et <25% ; (+++) : >25%

Temps (mois)		0	30	36	42	48	54	60	66	72	174	180	186	192	198	204	210	216	222	228
Sol nu		++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	++	++		+	+	+	.	++	+	+		+
Nasturtium officinale	Nof	+++	++	+++	++	++	++	++	+	++	.	.		.	.	.		+	.	+
Azolla filiculoides	Afi		+	++	+	+	.	+	.	++										
Callitriche stagnalis	Cst	++	++	++	+	+	.	+	.	+					.			.	.	
Equisetum palustre	Epa		.	+	+	+	+	+			++	.	+	+	+	.	+	+	+	.
Lemna minor	Lor	.	.	.	.	+	.	+	++	+	.	.	.	.	++	+		++	++	+
Lemna minuta	Lta		+	++	++	++	+++	++	+++	++										
Epilobium sp	Epi	.	+	+	++	++	++	++	++	++	++	+	+	.	+	+	++	+	++	+
Agrostis stolonifera	Ast	+	++	++	++	++	++	++	++	+	+	.	+	+	.	.	+	.	.	.
Phragmites australis	Pau		.	.	+	+	+	++	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Typha latifolia	Tla		.	.	+	+	+	+	++	++	+	+	.	.	+	.	+	+	+	+
Urtica dioïca	Udi										.		.	.		+	++	+	+	++
Festuca sp	Fes			.						.			.		.	.	++	.		
Salix sp	Sal						.		.	.	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++
Algues	Alg	.		.	.	.	+	+	++	.	.	+		.				.		
Bryophytes	Bry			.	+	+	+	+	++	++	++	++	++	++	++	++	++	+	++	++

Le cresson reste présent en quantité non négligeable jusqu'à 72 mois au moins après l'abandon de la culture, mais son abondance diminue. Parmi les deux adventices principaux du cresson cultivé, *Callitriche stagnalis* (hydrophyte) régresse rapidement alors *qu'Agrostis stolonifera* s'étend, pour diminuer ensuite à partir de 72 mois d'abandon. Les bryophytes et les hélophytes (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*) ne dépassent les 1% de couverture qu'après 42 mois d'abandon, à l'exception d'*Epilobium* sp, pionnières qui colonisent les fosses beaucoup plus tôt (dépassant les 1% à 30 mois d'abandon), et qui étaient déjà présentes dans les fosses de culture, bien que très peu abondantes à ce stade. Entre 72 et 174 mois, *Phragmites australis* devient l'espèce la plus abondante, alors que les autres hélophytes *Epilobium* sp et *Typha latifolia* régressent. Les stades d'abandon de plus de 174 mois sont donc marqués par la dominance de *P. australis*, mais aussi par la forte présence des ligneux *Salix* sp et des bryophytes. A ce stade, la plupart des premiers colonisateurs ont disparu à l'exception d'*Equisetum palustre* et de *Lemna minor* qui restent cependant relativement peu abondantes. Enfin, c'est à ce moment là que l'on observe *Urtica dioïca* et *Festuca* sp, en particulier après 204 mois.

Il est intéressant de noter que même si les espèces appartenant à un même groupe suivent globalement la même dynamique après l'abandon, cela n'est pas le cas pour le groupe 5. En effet, *A. stolonifera*, est présente lors de la culture et fait partie des premiers colonisateurs

des fosses après l'abandon, alors que *Typha latifolia* et *Phragmites australis* n'apparaissent et ne s'étendent que plus tard. De plus, alors que cette dernière continue de gagner du terrain entre 72 et 174 mois, *T. latifolia* régresse sur la même période, ce qui correspond à son caractère plutôt pionnier.

Analyse en composantes principales (détails en annexe 5)

Les deux premiers axes de l'ACP réalisée sur les principales espèces (figure III-28a ; 20,04% de la variabilité du jeu de données pour l'axe 1 et 9,6% pour l'axe 2) sont fortement influencés par le temps après l'abandon, les surfaces émergées et le roseau *Phragmites australis* (respectivement « Tps », « Em » et « Pau », axe 1) et la position du quadrat (« Av », axe 2). Par conséquent, cela signifie que le plan constitué par ces deux axes témoigne de l'évolution spatio-temporelle des macrophytes après l'abandon de la culture, et indique que les fosses se comblent au cours du temps dans les fosses abandonées, avec une colonisation préférentielle par *Phragmites australis*. De gauche à droite sur l'axe 1 (Temps après l'abandon), nous retrouvons la même séquence d'espèces que ci-dessus, avec dans un premier temps le cresson et ses adventices (*Callitriche stagnalis* et *Agrostis stolonifera*) de même que le sol nu, puis les pleustophytes invasives *Lemna minuta* et *Azolla filiculoides* et l'hélophyte pionnière *Epilobium* sp, opposées aux bryophytes, aux *Salix* sp et à *Phragmites australis*. Seules les variables associées aux stades d'abandon récents (*i.e.* opposées à « Tps », le temps après l'abandon) se distinguent selon l'axe 2 : le cresson, *Lemna minuta* et les *Epilobium* sp sont opposées à l'aval de la fosse et au sol nu, à *Agrostis stolonifera*, *Azolla filiculoïdes* et *Equisetum palustre*. Ceci indique donc que le retrait du cresson et la colonisation des fosses commence par l'aval, et que certaines espèces de macrophytes colonisent de manière préférentielle soit l'amont, soit l'aval des fosses. Comme précédemment, *Agrotis stolonifera*, *Typha latifolia* et *Phragmites australis* sont bien séparées dans le temps (le long de l'axe 1), alors qu'elles font partie du même groupe G5. L'axe 3 de cette ACP (figure III-28b), bien que représentant 8,88% de la variabilité des données (soit presque autant que le deuxième axe), reste plus difficile à interpréter car il n'est ni influencé par le temps après l'abandon, ni par la position dans la fosse ou encore par les surfaces émergées. Cette composante oppose le cresson et son adventice *Callitriche stagnalis* d'une part, à *Lemna minuta*, *Epilobium* sp et *Typha latifolia* d'autre part et donc les espèces des fosses cultivées aux espèces pionnières.

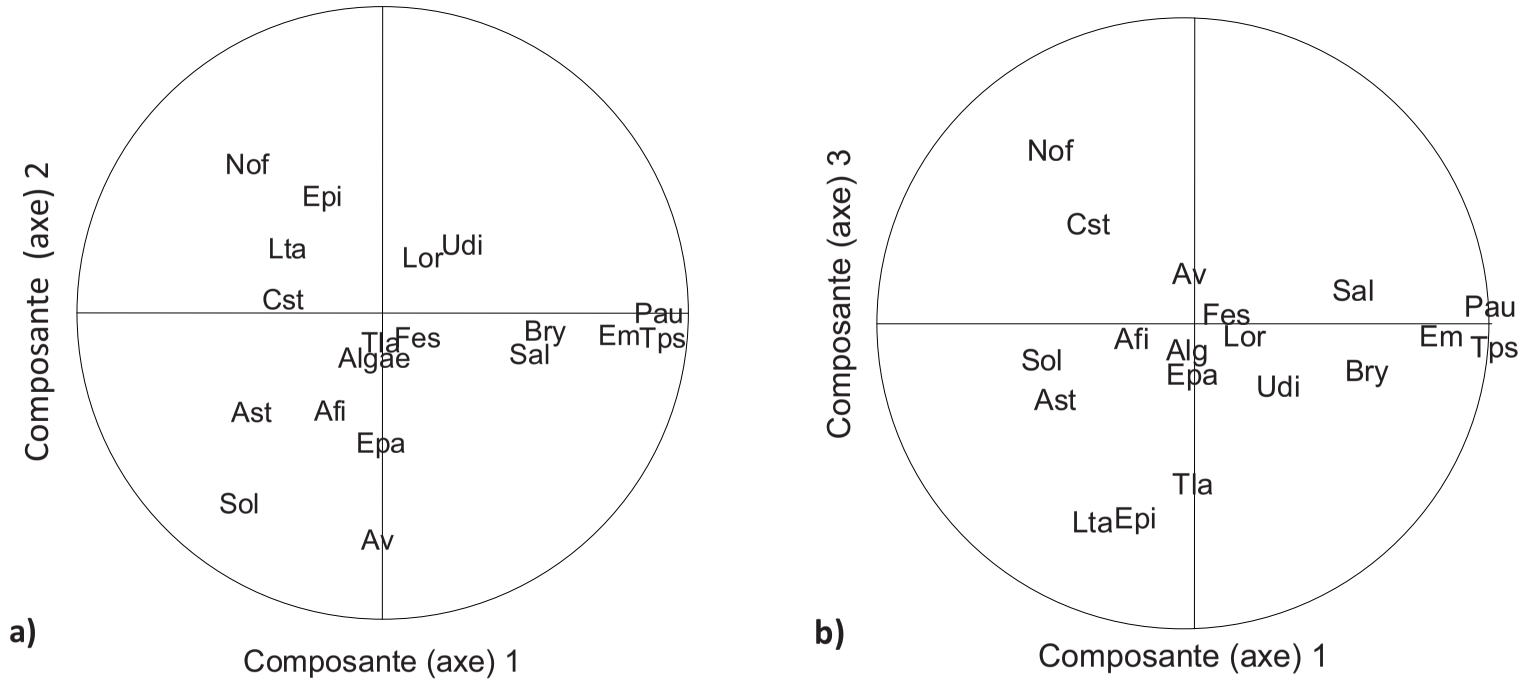


Figure III-28 : Représentation des variables sur les plans 1-2 (a) et 1-3 (b) de l'ACP réalisée à partir des espèces principales (>5% de couverture à au moins un stade d'abandon). Nof : *Nasturtium officinale* ; Afi : *Azolla filiculoides* ; Cst : *Callitriche stagnalis* ; Epa : *Equisetum palustre* ; Lor : *Lemna minor* ; Lta : *Lemna minuta* ; Epi : *Epilobium* sp ; Ast : *Agrostis stolonifera* ; Pau : *Phragmites australis* ; Tla : *Typha latifolia* ; Udi : *Urtica dioïca* ; Fes : *Festuca* sp ; Sal : *Salix* sp ; Alg : Algues ; Bry : Bryophytes ; Av : Position dans la fosse (vers l'aval) ; Tps : Temps après l'abandon ; Em : Zones émergées ; Sol : Sol nu.

2.4.2) Approche par groupes d'espèces

Abondances relatives

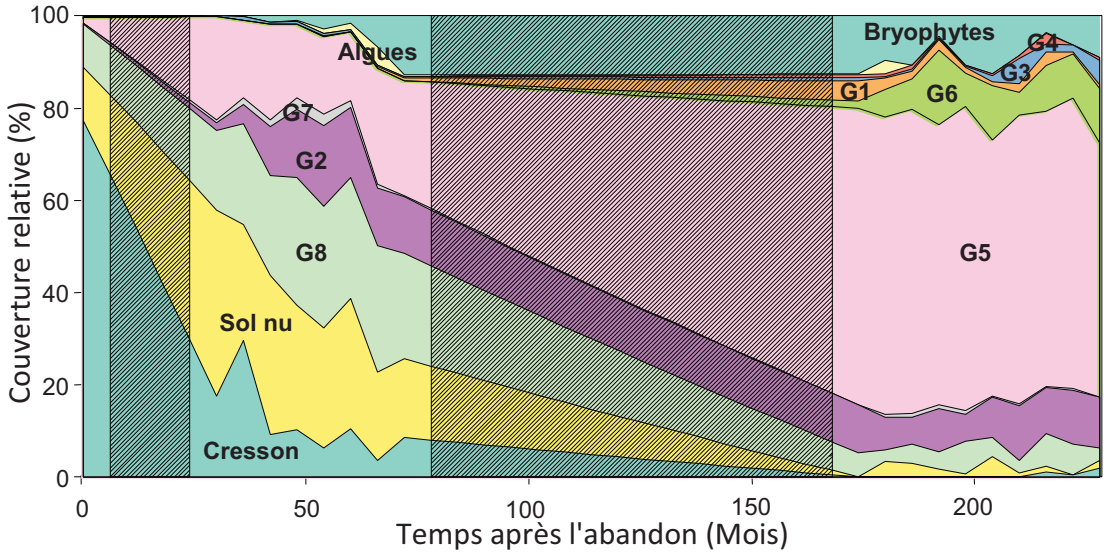


Figure III-29 : Abondances relatives des groupes issus de la CAH, des algues, des bryophytes, du cresson et du sol nu sur la cressonnière du Moulin Neuf en culture et à différentes dates d'abandon. En hachuré : Extrapolation (pas de données).

Le suivi des groupes d'espèces (figure III-29) nous confirme que le cresson régresse rapidement après l'abandon de la culture, libérant ainsi une grande quantité de sol nu dans les fosses. Cet espace libéré est progressivement colonisé par des macrophytes, d'abord plus lentement que le retrait du cresson (jusqu'à 40 mois après l'abandon environ), puis la proportion de sol nu diminue jusqu'après 174 mois où elle est toujours inférieure à 5%, et où les fosses ont presque totalement été colonisées par les macrophytes.

Les premiers colonisateurs de l'espace libre sont des hydrophytes (G8) et le groupe G5, même si pour ce dernier cela n'est dû qu'à une seule espèce (*A. stolonifera*). Les bryophytes, les espèces de mégaphorbiaies (groupe G2, mais surtout à ce stade la pionnière *Epilobium* sp) et les *Carex* (G7) apparaissent et commencent leur expansion simultanément (après 30 mois d'abandon), en même temps qu'au sein du groupe 5, *Agrostis stolonifera* régresse peu à peu au profit des hélophytes *Typha latifolia* et *Phragmites australis*. Après 174 mois d'abandon, la majorité des groupes d'espèces se sont stabilisés, et le cresson n'est plus que rarement présent, de même que les *Carex* (G7) et le sol nu. Le groupe G5 (*P. australis*) est, au contraire, largement dominant. Les groupes G1, G3 et G4, sont apparus entre 72 et 174 mois mais après cela ils restent stables et faiblement représentés. Par contre, le groupe des arbustes et ligneux (G6) apparaît et progresse à partir de 174 mois.

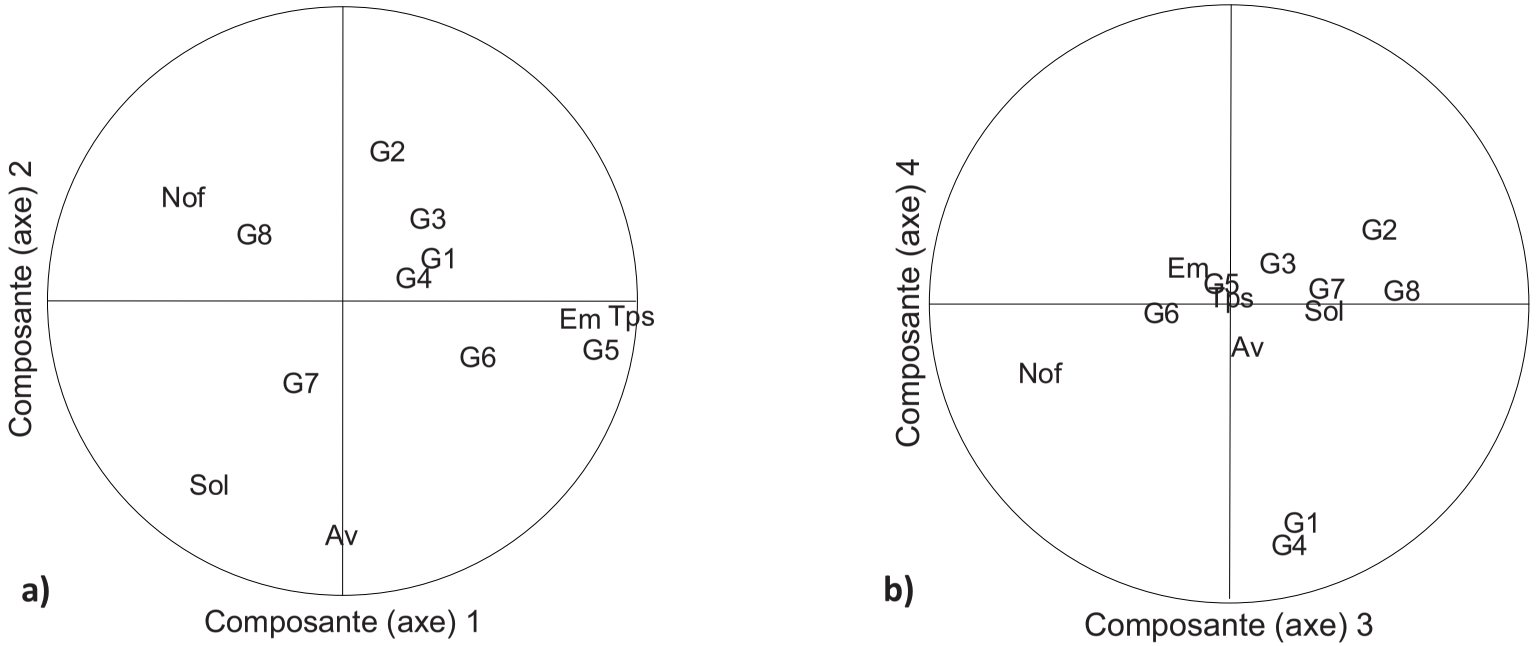


Figure III-30 : Représentation des variables de l'ACP réalisée à partir des groupes d'espèces sur les plans 1-2 (a) et 3-4 (b). Nof : *Nasturtium officinale* ; Em : Zones émergées ; Tps : Temps après l'abandon ; Av : Position dans la fosse (vers l'aval) ; Sol : Sol nu.

Analyse en composantes principales

Ici encore, comme précédemment, les deux premières composantes (figure III-30a, 38,98% de la variabilité du jeu de données) de l'ACP réalisée à partir des groupes d'espèces sont extrêmement influencées par le temps après l'abandon de la culture et les surfaces émergées pour l'axe 1, et la position des quadrats au sein de la fosse (vers l'aval) pour l'axe 2. Ainsi, le premier axe oppose les stades d'abandon jeunes (caractérisés par le cresson, le sol nu, et les groupes des *Carex* et des hydrophytes) aux abandons anciens avec les groupes 5 et 6 et les groupes restants (1, 2, 3 et 4) dans une moindre mesure, et d'importantes surfaces émergées. L'axe 2 permet de faire la distinction entre les groupes associés à l'amont ou à l'aval des fosses (respectivement opposés ou associés à la variable « Av »). Les stades d'abandon jeunes ont des coordonnées particulièrement marquées selon cet axe, notamment le cresson et les hydrophytes (G8) à l'amont, et le sol nu ainsi que les *Carex* (G7) à l'aval.

Le troisième et le quatrième axes de cette ACP (figure III-30b), représentant respectivement 10,6% et 9,97% de la variabilité du jeu de données, ne sont influencés ni par le temps après l'abandon ni par la position dans la fosse. L'axe 3, qui oppose le cresson et le groupe 6 aux groupes 2, 8, 7 et au sol nu, semble distinguer les espèces associés à des stades où les fosses sont complètement colonisées (cresson, groupe des arbustes et ligneux) des stades pionniers (G2, G8, G7 et sol nu). L'axe 4, quant à lui, distingue les espèces prairiales (G1, G4) de toutes les autres variables.

2.5) Discussion sur les successions

Les successions de macrophytes après l'abandon des cressonnières n'interviennent non pas suite à une perturbation unique limitée dans le temps, mais plutôt suite à l'arrêt d'une perturbation cyclique : les pratiques culturales pour la production de cresson. A partir des résultats précédents, les principales étapes caractérisant ces successions sont décrites et décryptées ci-dessous.

Retrait du cresson, espace libre et espèces à croissance horizontale (0-42 mois)

Le cresson n'arrive pas à se maintenir dans les fosses de culture sans l'intervention du cressiculteur. Il se retire préférentiellement de l'aval et se maintient plus longtemps à l'amont des fosses. Il est probable que les fortes variations de température à l'aval soient l'une des raisons du déclin de cette espèce dans cette partie des fosses, alors qu'à proximité des puits les températures constantes ont pu faciliter son maintien et sa survie, en particulier pendant l'hiver en l'empêchant de souffrir du gel. La régression du cresson profite alors aux espèces qui étaient déjà présentes dans les fosses en tant qu'adventices, à savoir *Lemna minor*, *Epilobium* sp et *Agrostis stolonifera*. Pour cette dernière, l'absence d'entretien des berges suite à l'abandon a aussi pu être un facteur favorisant la colonisation.

En effet, il a souvent été observé la formation de tapis d'*Agrostis stolonifera* dans les fosses par le débordement de stolons à partir des berges où cette espèce abonde. Le développement d'espèces flottantes invasives (*Lemna minuta* et *Azolla filiculoides*) initialement absentes des fosses est probablement dû à leur introduction par l'avifaune, qui fréquente assidûment les cressonnières abandonnées. Dans les fosses récemment abandonnées, il y a suite au retrait du cresson suffisamment d'espace libre pour que ces espèces à forte croissance horizontale (formation de tapis) puissent s'épanouir. Comme pour les fosses cultivées, dans cette phase le système est toujours à dominance aquatique, comme en témoigne la suprématie des hydrophytes.

Colonisation par les hélophytes et compétition (de 42 à plus de 72 mois)

Les premières hélophytes à se développer, notamment *Epilobium* sp, étaient déjà présentes dans les fosses cultivées. A partir de là, elles ont pu s'étendre de proche en proche grâce à leurs rhizomes et former des amas denses dans des zones où il ne pouvait initialement y avoir qu'un seul individu. Plus tardivement (à partir de 40 mois) l'apparition des autres hélophytes peut être attribuée à des conditions dans les fosses localement favorables à l'établissement et à la germination de graines anémochores. Pour cela, des tapis de macrophytes tels qu'*Agrostis stolonifera* ont pu jouer un rôle important, en créant localement des « zones mortes » où des sédiments ont pu s'accumuler, tout comme l'effondrement de berges. Enfin, il est aussi possible qu'*Epilobium* sp, *Carex* sp, *Phragmites australis* et *Typha latifolia* aient pénétré les fosses de proche en proche par reproduction végétative souterraine (rhizomes) car ces espèces sont toutes des géophytes, et sont présentes à la fois le long de la rivière toute proche, mais aussi sur les zones jouxtant immédiatement le site, qui sont également des cressonnières abandonnées. Les bryophytes progressent en même temps que les hélophytes. A ce stade de la colonisation, ils sont surtout observés à la base des tiges de ces derniers. Ceci peut indiquer soit une colonisation des pieds des hélophytes par les bryophytes, soit la création de milieux lents émergés près des touffes de bryophytes, permettant la rétention des graines et la protection des jeunes pousses ; hypothèses auxquelles le détail de nos données ne permet pas de répondre.

Cette phase de la succession est marquée par l'apparition et le développement d'hélophytes qui ont aussi la particularité d'être des géophytes. La colonisation par ces espèces se fait d'abord aux dépens du sol nu, puis des hydrophytes qui ne peuvent être suffisamment compétitives par rapport à la capture de la lumière. Pour finir, les hélophytes vont ensuite être en compétition les unes par rapport aux autres. C'est alors que *Phragmites australis* se démarque en gagnant du terrain aux dépens des autres hélophytes, ce qui semble marquer le tournant vers la dominance de cette espèce lors du stade suivant.

Cette étape de la succession est également le début d'une phase de « terrestrialisation » du milieu avec le déclin des hydrophytes et de plus en plus d'espèces adaptées aux milieux terrestres, renforcée chaque année par l'accumulation de l'abondante litière issue de la décomposition des hélophytes.

Dominance des roseaux, apparition des arbustes et ligneux (Début entre 72 et 174 mois)

Puisqu'aucun stade d'abandon n'a pu être observé sur le site expérimental entre 72 et 174 mois d'abandon, il n'est pas possible ici de déterminer exactement le début de la stabilisation des populations de *Phragmites australis*, se situant dans cet intervalle. Pendant cette phase cette espèce est largement dominante mais cohabite avec des bryophytes, des espèces de prairies humides et de mégaphorbiaies, mais aussi *Equisetum* sp. Après 174 mois d'abandon, les espèces arbustives et ligneuses, notamment *Salix* sp, ainsi que des espèces prairiales (groupes 3 et 4) commencent à gagner du terrain. Ce début de colonisation par des espèces arbustives et ligneuses suggère une évolution future de ces sites vers un système de forêt alluviale avec la possibilité de taches de végétation prairiale, même si 228 mois après l'abandon de la culture, la végétation est encore largement dominée par *Phragmites australis*.

Les successions écologiques dans les cressonnières abandonnées mènent donc à des changements très importants de la végétation de ces zones humides. En particulier, les différentes cohortes d'espèces témoignent d'une colonisation progressive des fosses de culture mais aussi de leur comblement, avec une évolution d'un milieu aquatique vers un système de plus en plus terrestre (tableau III-5). A terme, les cressonnières abandonnées pourraient disparaître et laisser place à des systèmes forestiers typiques des zones alluviales.

Les végétations prairiales, transitoires et peu typiques car marquées par quelques espèces seulement, comme *Agrostis stolonifera* ou *Cirsium oleraceum*, restent assez largement à définir.

Tableau III-5 : Espèces principales et typologie des stades caractéristiques des successions de macrophytes des cressonnières.

Abandon (mois)	Stade caractéristique	Espèces principales	Typologies Corine Biotopes (Bissardon *et al.*, 1997 ; annexe 6)
0 - 42	Retrait du cresson, libération d'espace et colonisation par des espèces aquatiques et opportunistes	*Nasturtium officinale* (près des puits artésiens uniquement) *Lemna minor*, *Lemna minuta*, *Azolla filiculoides*, *Callitriche stagnalis*, *Agrostis stolonifera*	22.411 Couvertures de Lemnacées ; 22.432 Communautés flottantes des eaux peu profondes
42 - entre 72 et 174	Colonisation par des hélophytes, probable oligotrophisation vis-à-vis du phosphore	*Epilobium hirsutum*, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Carex* sp, *Chara contraria*	53.11 Phragmitaies ; 53.13 Typhaies ; 53.2 Communautés à grandes laîches ; 22.441 Tapis de *Chara*
Entre 72 et 174 – après 222	Comblement des fosses et compétition entre les hélophytes	*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Epilobium hirsutum*, *Angelica sylvestris*, *Cirsium oleraceum*, *Salix* sp	53.11 Phragmitaies ; 53.13 Typhaies ; 37.1 Communautés à Reine des prés et communautés associées ; 44.921 Saussaies marécageuses à Saule cendré ; 37.2 Prairies humides à Cirse des maraîchers
Après 222	Forêt alluviale	*Salix* sp, *Fraxinus* sp, *Urtica dioica*	44.921 Saussaies marécageuses à Saule cendré ; 44.313 Forêts de Frênes et d'Aulnes à Cirse des maraîchers ; 44.332 Bois de Frênes et d'Aulnes à hautes herbes

2.6) Nettoyage des fosses et colonisation alternative

Les fosses de la zone C ont été traitées différemment des fosses des autres zones du site expérimental. En effet, au moment de leur abandon elles ont été préparées de la même façon que des fosses qui allaient être ensemencées pour une nouvelle saison de culture. Par conséquent, une partie du sédiment organique a été éliminée, les berges ont été redécoupées (« ébergées »), le fond a été retravaillé de façon à reformer une pente régulière d'environ 1%, et les fosses ont été traitées au formol. Ainsi, les successions dans ces fosses interviennent à la fois après l'arrêt d'une perturbation cyclique (la culture chaque année), mais aussi et surtout à la suite d'une importante perturbation ponctuelle (le nettoyage des fosses) qui a eu pour résultat d'éliminer toute la végétation. Ainsi, alors que précédemment les fosses étaient presque entièrement remplies de cresson au moment de l'abandon, l'état initial est ici caractérisé par des fosses dont le sol est entièrement nu.

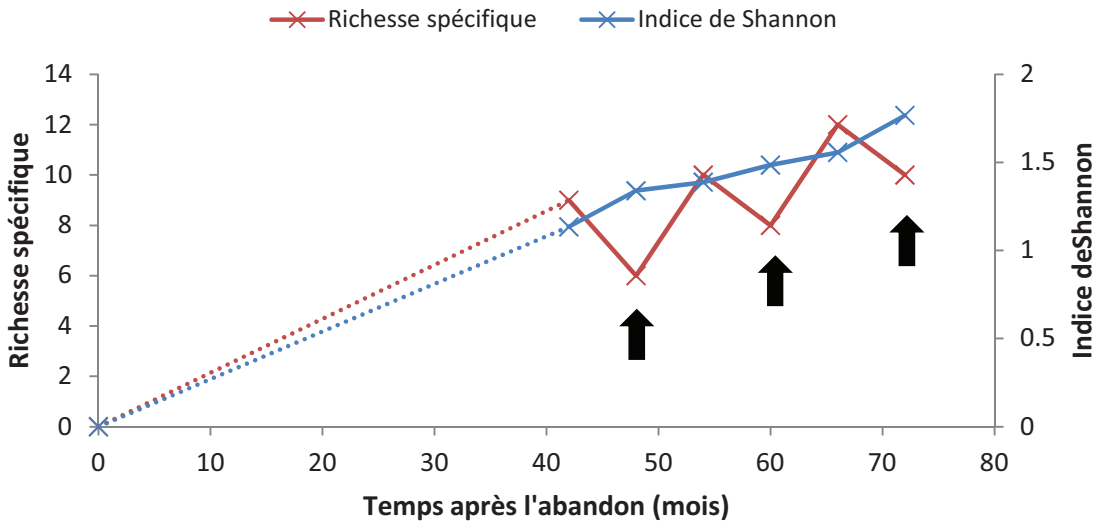


Figure III-31 : Biodiversité (Richesse spécifique et indice de Shannon) dans des fosses de la zone C en fonction du temps après l'abandon. Les flèches noires indiquent que les relevés ont été effectués en hiver.

La richesse spécifique des fosses nettoyées (figure III-31) varie de 6 à 12 espèces entre 42 et 72 mois d'abandon, ce qui est faible en comparaison des autres fosses du site (pour lesquelles la richesse spécifique varie de 20 à 28 espèces pour les mêmes périodes d'abandon). L'indice de Shannon, variant entre 1,13 et 1,77, est également plus faible que dans les autres fosses (où il varie entre 1,7 et 2,36). Toutefois, contrairement à précédemment, ces deux valeurs étaient ici nulles lors de l'état initial, et ont tendance à augmenter au cours du temps. La richesse spécifique évolue en dent de scie, ce qui est probablement dû au fait que les stades d'abandon correspondent alternativement à des campagnes effectuées en automne (octobre) et au printemps (mai), avec une richesse spécifique moins importante en octobre.

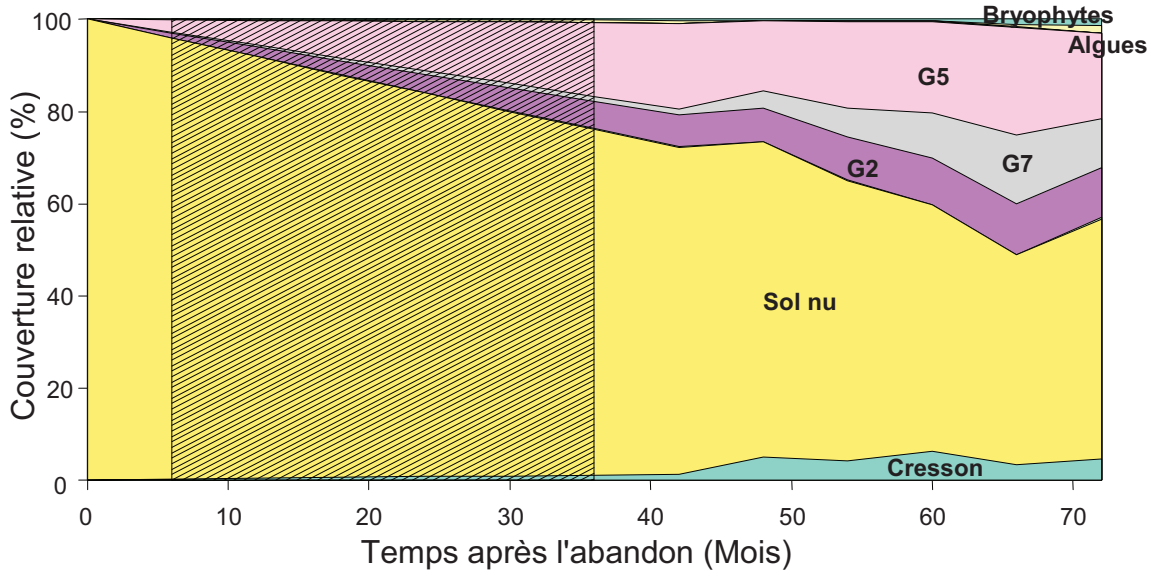


Figure III-32 : Abondances relatives des groupes issus de la CAH, des algues, des bryophytes, du cresson et du sol nu dans la zone C (nettoyée) de la cressonnière du Moulin Neuf à différents stades d'abandon. En hachuré : Extrapolation (pas de données).

Tableau III-6 : Abondances relatives des espèces pour lesquelles le pourcentage de couverture moyen est supérieur à 1% pour au moins un stade d'abandon dans la zone C (nettoyée) de la cressonnière du Moulin Neuf. Légende : (.) : <1% ; (+) : ≥1% et <5% ; (++) : ≥5% et <25% ; (+++) : >25%

Temps (mois)	0	42	48	54	60	66	72
Sol nu	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Nasturtium officinale		+	++	+	++	+	+
Epilobium sp		++	++	++	++	++	++
Agrostis stolonifera		++	++	++	++	++	++
Juncus articulatus					.	.	+
Typha latifolia		.	.	.	+	+	+
Carex sp		+	+	++	++	++	++
Algues		.				.	+
Bryophyte		.	.	.	.	+	+

Même après plusieurs années d'abandon, les fosses nettoyées restent assez peu colonisées et ont une grande proportion de sol qui n'est pas recouvert par les macrophytes (figure III-32, tableau III-6). Seuls trois des huit groupes de macrophytes sont représentés (G2, G5 et G7). En particulier, le groupe des hydrophytes, majoritaire de 42 à 72 mois d'abandon pour les fosses non nettoyées, est totalement absent. Ceci pourrait être dû à l'élimination des propagules lors du nettoyage. De plus, il est possible que les espèces flottantes invasives ayant pu être apportées par l'avifaune comme *Lemna minuta* et *Azolla filiculoides* n'aient pu se maintenir : en l'absence de macrophytes enracinés pour les retenir, elles ont pu être emportées facilement par le courant vers les canaux de décharge. Il se peut également que l'avifaune fréquente moins ces zones trop « propres » et qu'elle n'ait alors pas d'effet

favorable sur leur colonisation par les petites pleustophytes. *Phragmites australis* n'est ici pas présent, les représentants majoritaires du groupe 5 étant *Agrostis stolonifera*, *Typha latifolia* et *Juncus articulatus*. L'absence de *Phragmites australis* pourrait provenir de la situation de la zone C au sein du site expérimental, plutôt que d'être un effet du nettoyage des fosses lors de l'abandon. En effet, cette zone est située à l'extrémité Est de la cressonnière, et regroupe les fosses les plus éloignées de la rivière, sur les berges de laquelle se trouvent les foyers de *Phragmites australis* qui sont probablement à l'origine de la colonisation des anciennes fosses de culture. De plus, les fosses ayant été abandonnées depuis 1992 et 1994, qui auraient également pu constituer des zones-sources pour cette espèce se trouvent au nord de la zone C. Or, les vents dominants sur ce site expérimental se dirigeant habituellement vers le Nord Est, il y a peu de chances pour que des propagules aient été apportés par le vent à partir de là vers la zone C. Ainsi, *Typha latifolia*, *Juncus articulatus* ainsi que les *Carex* (G7) s'étendent ici de façon régulière, contrairement aux fosses non nettoyées où ces espèces subissaient la concurrence de *Phragmites australis*. Ces résultats suggèrent donc une alternative au schéma de successions décrit dans les paragraphes précédents : les cressonnières pourraient ainsi évoluer vers une cariçaie (annexe 6, 53.2 Communautés à grandes laîches) si le système ne devient pas une roselière (annexe 6, 53.11 Phragmitaies).

Les cressonnières sont donc des zones humides au fonctionnement hydrologique complexe. Intermédiaires entre la nappe et la rivière, elles peuvent modifier quantitativement et qualitativement les transferts d'eau entre ces compartiments souterrains et de surface. En particulier, les macrophytes pourraient être des éléments majeurs régulant les processus qui ont lieu dans ces zones humides. Or, après l'abandon de la culture les successions écologiques sont à l'origine de changements profonds de la végétation. L'abandon des cressonnières et l'évolution qui s'en suit au niveau des macrophytes ont ainsi des conséquences directement visibles sur les paysages de la vallée de l'Essonne, avec un comblement progressif des fosses et une fermeture du milieu. L'abandon a également potentiellement un effet sur l'élimination des nitrates dans ces zones humides. Si c'est le cas, l'étude des macrophytes est un bon point de départ pour mieux comprendre les processus épuratoires qui ont lieu dans les cressonnières, et les facteurs-clés qui les influencent.

Chapitre 4
Cressonnières et élimination des nitrates

Ce chapitre a pour vocation de quantifier l'élimination des nitrates dans les cressonnières, et de déterminer l'importance relative de la dénitrification et des prélèvements par les macrophytes en fonction du temps après l'abandon de la culture et de différents facteurs environnementaux. L'objectif de cette partie est de maîtriser les processus d'élimination des nitrates dans les cressonnières et de disposer d'éléments permettant de les optimiser.

Pour cela, nous partirons d'une approche considérant les fosses comme des « boîtes noires ». Nous nous baserons ensuite sur l'étude des macrophytes après l'abandon de la culture pour estimer les taux d'élimination imputables à l'assimilation par les végétaux. Diverses expérimentations en laboratoire, mais aussi sur le site expérimental nous permettront d'estimer la dénitrification dans les cressonnières et la production de gaz à effet de serre dont elle peut être la cause, mais aussi de mettre en évidence les facteurs qui influencent la dénitrification dans ce type de zones humides.

1) Boîtes noires : entrées et sorties de nitrates

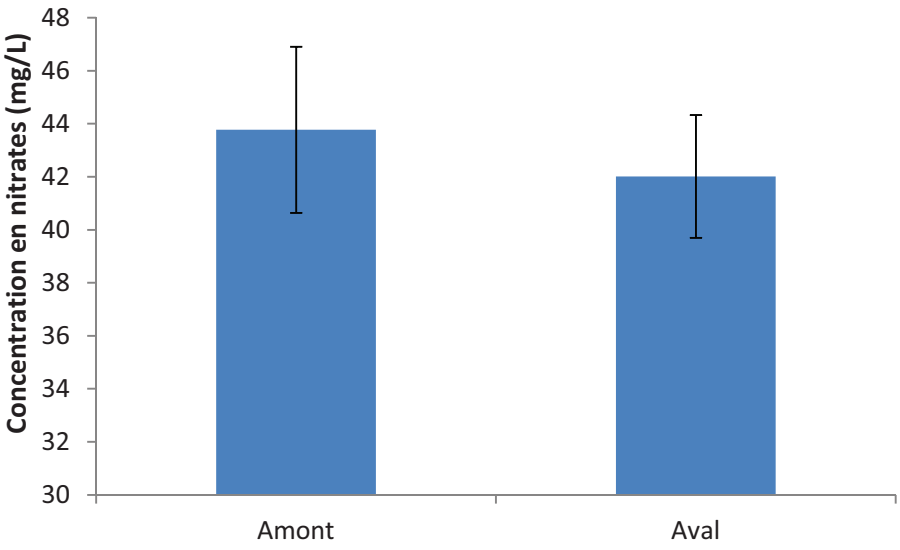


Figure IV-1 : Concentration moyenne en nitrates des puits artésiens (amont) et de l'aval des fosses de la cressonnière du Moulin Neuf (Barres d'erreur : écarts types). Les concentrations à l'amont et à l'aval sont différentes (Wilcoxon, *p<0,001*)

La concentration moyenne en nitrates en aval des fosses est de 42,02 mg/L (±3,13 mg/L). Bien que cette moyenne soit inférieure à celle des concentrations au niveau des puits (43,77 mg/L ±2,32 mg/L) de façon significative (test de Wilcoxon, *p<0,001*), la différence entre les deux n'est que de quelques milligrammes par litre (figure IV-1), ce qui correspond à un abattement moyen de 4,01% des nitrates. Le taux moyen d'élimination des nitrates a été de 795,99 mg NO_3^-/m²/jour, soit 179,74 mg N/m²/jour. Toutefois, celui-ci a été très variable entre les fosses et les saisons, avec un écart type de 7742,06 mg NO_3^-/m²/jour (1748,21 mg N/m²/jour).

Ces taux d'élimination, bien qu'étant dans la même gamme que les valeurs données dans la littérature scientifique concernant les zones humides à vocation épuratoire (figure I-2, chapitre 1 section 2.3.1), sont relativement peu élevées, même si selon Birgand *et al.* (2007), 70% des taux d'élimination des nitrates reportés dans la littérature scientifique sont en dessous de 350 mg N/m²/jour. Toutefois, les taux d'élimination reportés ici pourraient avoir été sous-estimés du fait des approximations faites lors du calcul (Apports d'eau de nappe par des résurgences sauvages, évaporation et évapotranspiration, voir chapitre 2 section 4.1.2)).

L'élimination des nitrates dans les cressonnières est donc avérée. Elle ne se traduit pas en termes de différences de concentrations ou d'abattement (pourcentage d'élimination), probablement à cause du dimensionnement des fosses et de temps de séjour qui ne sont pas adaptés au traitement de tels flux de nitrates. Ce taux d'élimination montre une très grande variabilité, puisque son écart type est presque dix fois plus élevé que sa moyenne. Dans les paragraphes à venir, nous allons chercher à identifier les causes de ces variations, en commençant par chercher d'éventuelles différences en fonction des saisons, ou entre les fosses ou groupes de fosses (stades d'abandon).

1.1) Variations saisonnières

De début Septembre à fin février, les taux d'élimination des nitrates ont toujours été inférieurs à 600 mg NO_3^-/m²/jour (135,48 mg N /m²/jour), avec un minimum de 227 mg NO_3^- /m²/jour (51,26 mg N /m²/jour) mesuré le 23/11/2010. En comparaison, il y a eu plus de nitrates éliminés au printemps et surtout en été (figure IV-2), avec un maximum mesuré à 1873 mg NO_3^-/m²/jour (422,94 mg N /m²/jour) le 21/07/2010. Il existe une corrélation linéaire significative ($p<0,01$; figure IV-3) entre le taux d'élimination moyen de la cressonnière du Moulin Neuf et la température de l'air, ce qui suggère que les différences de température pourraient être à l'origine des variations saisonnières des taux d'élimination.

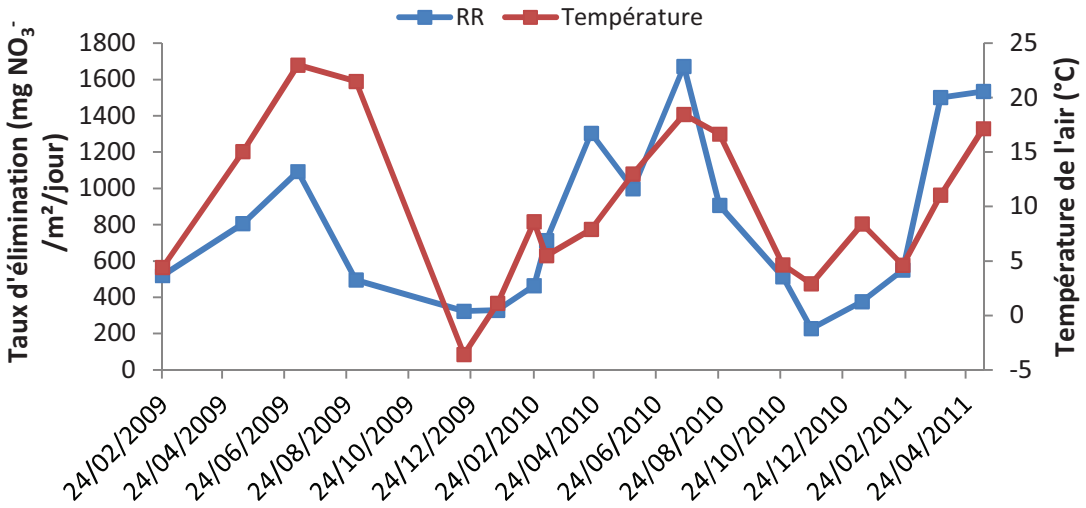


Figure IV-2 : Evolution du taux moyen d'élimination des nitrates de la cressonnière du Moulin Neuf et de la température de l'air à Courdimanche sur Essonne (Données météorologiques SIARCE).

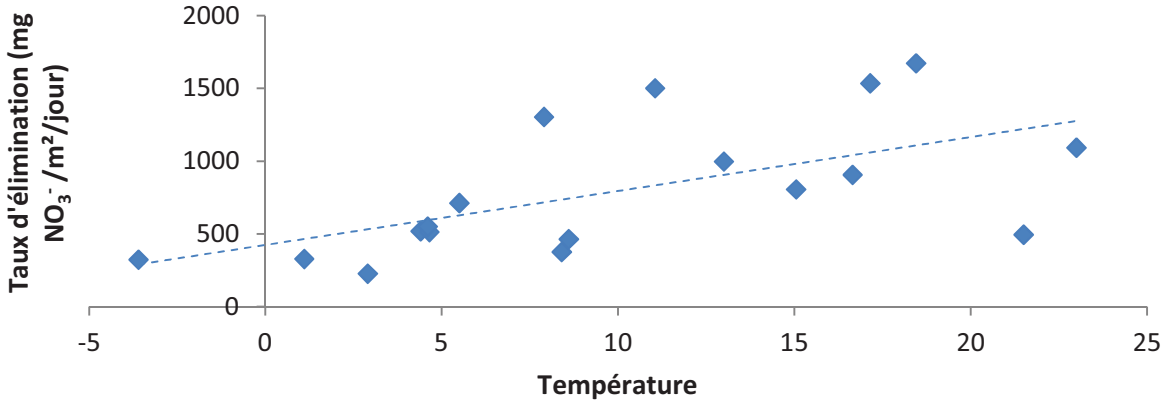


Figure IV-3 : Taux d'élimination des nitrates moyen du site expérimental en fonction de la température (*p<0,01, r²=0,36*).

Toutefois, le fait que les taux d'élimination soient corrélés aux températures ne signifie pas forcément que ce soit ces dernières qui font varier les taux. En effet, comme ces deux variables, il existe d'autres paramètres susceptibles d'influencer l'élimination des nitrates qui évoluent en fonction des saisons : les cycles biologiques des macrophytes, par exemple, font que les prélèvements de nitrates par les plantes dépendent également des saisons.

1.2) Différences entre groupes de fosses/stades d'abandon

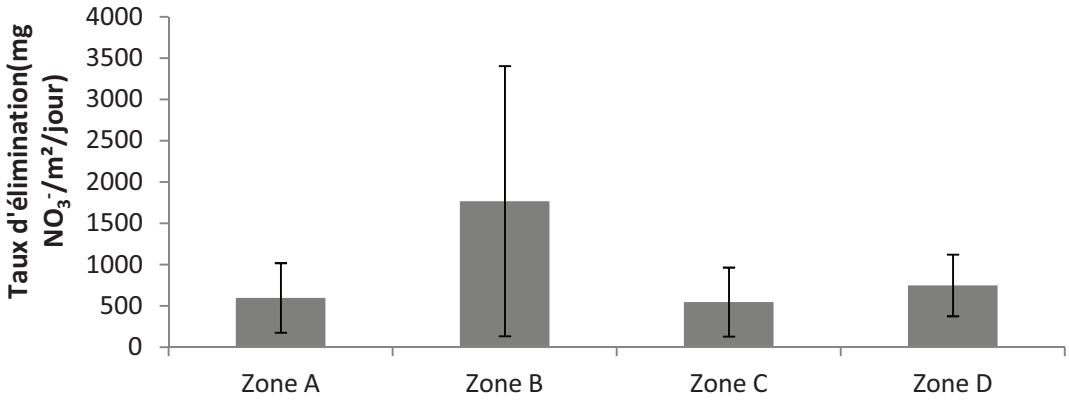


Figure IV-4 : Elimination moyenne des nitrates de différentes zones du site expérimental de Janvier 2009 à Janvier 2011. Zone A : abandon en 2006 ; Zone B : Culture ; Zone C : Nettoyage et abandon en 2005 ; Zone C : Abandon en 2005.

Les meilleures performances d'élimination des nitrates (figure IV-4) ont été obtenues dans les fosses cultivées (zone B), avec un taux moyen de 1767,44 mg NO_3^-/m²/jour (399,1 mg N /m²/jour). Toutefois, l'écart type très élevé (1635,2 mg NO_3^-/m²/jour) révèle de fortes variations du RR suivant les dates pour cette zone. En comparaison, l'élimination des nitrates et ses changements dans le temps ont été plus faibles dans les autres zones (zone A : 598,34 ±420,94 mg NO_3^-/m²/jour ; zone C : 547,7 ±416,89 mg NO_3-/m²/jour ; zone D : 748,74 ±373,36 mg NO_3^-/m²/jour), même si seule la différence avec les taux d'élimination mesurés dans les fosses cultivées n'est significative que pour les zones A (*p<0,05*) et C (*p<0,01*), probablement à cause des fortes variations des taux dans la zone en culture (zone B).

1.3) Groupes de fosses et saisonnalité

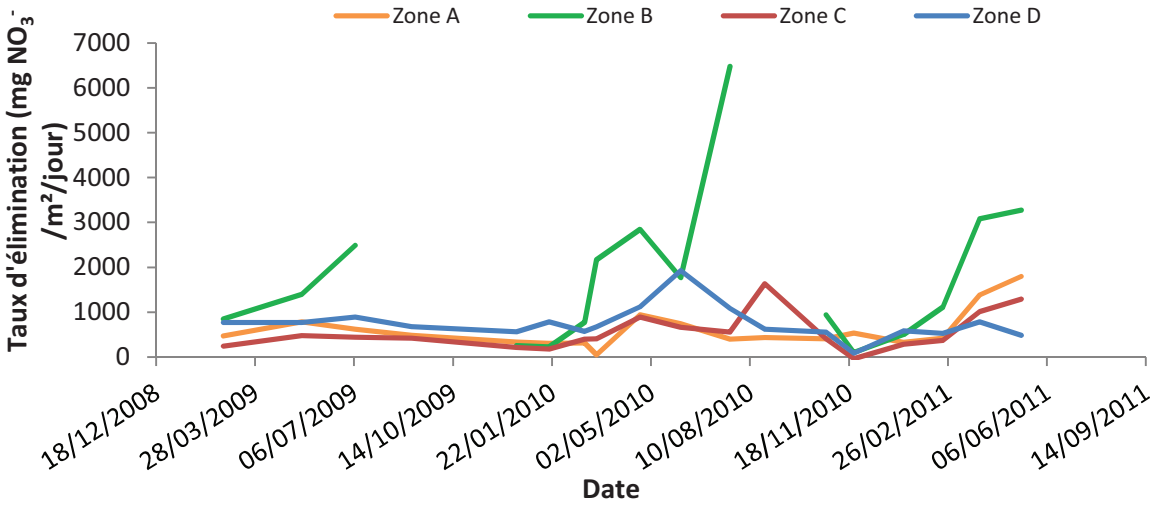


Figure IV-5 : Evolution des taux d'éliminations moyens par zone au cours du temps. Pour la zone B, les données manquantes correspondent aux mises à sec pour les semis. Zone A : abandon en 2006 ; Zone B : Culture ; Zone C : Nettoyage et abandon en 2005 ; Zone C : Abandon en 2005.

Au printemps et en été, les taux d'élimination des nitrates ont été largement supérieurs dans les fosses cultivées (figure IV-5, zone B) où ils ont atteint des valeurs extrêmement élevées, par rapport aux fosses abandonnées (Zones A, C et D). Cependant, en hiver les taux d'élimination de la zone cultivée ont été parmi les plus faibles du site expérimental. Bien que les performances des autres groupes de fosses aient également varié en fonction des saisons, l'amplitude des variations est bien inférieure à celle des fosses en culture.

2) Azote assimilé par les macrophytes

2.1) Monocultures

Parmi les 8 espèces les plus représentées sur le site expérimental de la cressonnière du Moulin Neuf, le cresson de fontaine *Nasturtium officinale* est de loin l'espèce qui assimile la plus grande quantité d'azote par unité de surface (figure IV-6). En effet, cette espèce est à la fois celle qui est responsable de la plus grande production de biomasse (annexe 7) et celle qui possède les teneurs en azote les plus élevées de toutes les espèces étudiées (annexe 8). Les hautes espèces d'hélophytes comme *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Epilobium hirsutum*, également connues pour pourvoir produire de grandes quantités de biomasse, représentent dans nos estimations des stocks d'azote largement plus importants que ceux du cresson. Cependant, les mesures de biomasse n'ont eu lieu qu'à la fin du mois d'Avril 2011, et il est probable qu'à cette époque de l'année la période de croissance de ces espèces ne soit pas terminée, même si les conditions climatiques exceptionnelles de Mars à Mai 2001, avec des températures extrêmement élevées, ont favorisé une production de biomasse précoce.

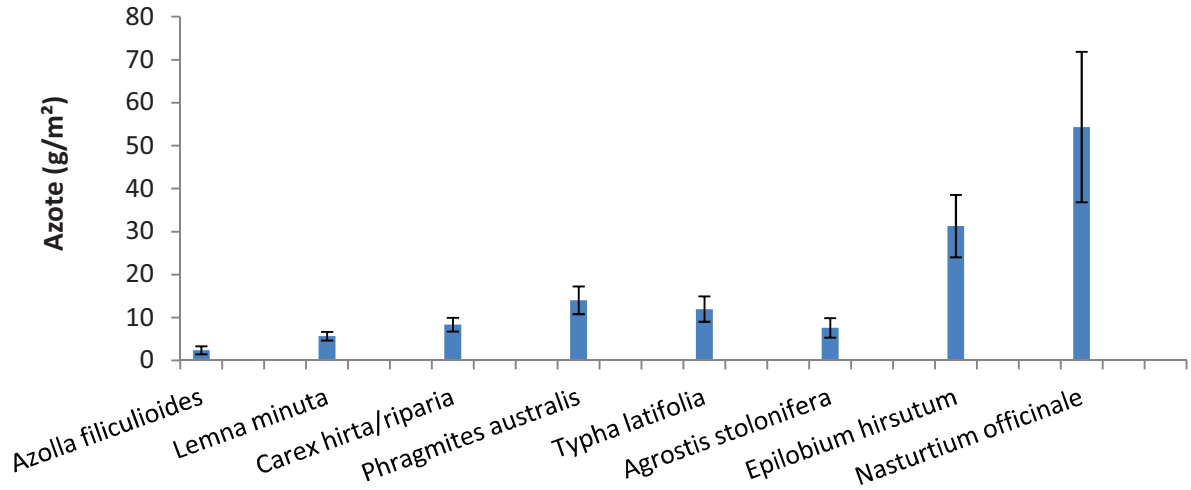


Figure IV-6 : Stocks d'azote par unité de surface pour un recouvrement maximal des 8 espèces les plus abondantes sur le site expérimental.

De plus, *Phragmites australis* et *Typha latifolia* sont deux espèces capables de produire une abondante biomasse souterraine constituée de rhizomes. Or, tout au long de ce travail nous avons dû employer des méthodes non destructrices pour le site expérimental, ce qui nous a poussé à nous abstenir de prélever cette biomasse souterraine qui peut atteindre des profondeurs importantes (plusieurs dizaines de centimètres), dont les valeurs présentées dans la figure IV-6 ne tiennent donc pas compte. Toutefois, ces organes souterrains stockent de l'azote principalement en hiver, provenant de la récupération des nutriments des parties aériennes qui s'assèchent lors de la sénescence, et celui-ci est réutilisé à la saison de croissance suivante. Par conséquent, il est également difficile d'associer les stocks d'azote constitués par des monocultures de *Phragmites australis* ou de *Typha latifolia* à une élimination de nitrates dans l'eau des cressonnières, puisqu'une part de l'azote incorporé dans les tissus des plantes de l'année en cours provient en réalité d'une assimilation qui a eu lieu dans les années précédentes. Le cas de la pleustophyte *Azolla filiculoïdes* est également difficile, car cette espèce vit en symbiose avec une cyanobactérie qui lui permet de fixer l'azote atmosphérique. Par conséquent, l'assimilation d'azote par ces plantes pourrait représenter une source d'azote pour le milieu aquatique (lors de la décomposition des plantes), au lieu d'être une voie d'élimination des nitrates. Le cresson, quant à lui, prélève ses nutriments azotés directement dans la colonne d'eau grâce à ses racines adventives fortement développées. Dans un système tel que les cressonnières, où les nitrates sont abondants dans la colonne d'eau et y représentent la très large majorité des stocks d'azote, l'hypothèse selon laquelle la totalité de l'azote assimilé par le cresson provient des nitrates de la colonne d'eau est donc très probablement vérifiée.

L'assimilation d'azote par les macrophytes ne se fait pas toute l'année, et c'est pendant leur saison de croissance que ces derniers prélèvent dans le milieu environnant l'azote qui leur sera nécessaire pour constituer leur biomasse. Encore une fois, le cresson (lorsqu'il est cultivé) se démarque, puisque dans les conditions de culture l'utilisation de voiles de forçage (bâches « P17 ») permet à cette espèce de croître y compris en plein hiver, et ramène sa

saison de croissance de Septembre à Mai, quand la plupart des autres espèces ne commencent leur croissance qu'à la sortie de l'hiver et jusqu'à ce que leur floraison intervienne, généralement entre la fin du printemps et la fin de l'été.

Enfin, l'azote assimilé par les macrophytes peut retourner au milieu aquatique lorsque ces derniers se décomposent (sauf dans le cas de géophytes, présenté ci dessus avec *Phragmites australis* et *Typha latifolia*, où celui-ci est en partie stocké dans des organes souterrains), et cette assimilation ne représente donc dans la majorité des cas qu'un stockage temporaire de l'azote. Lors de sa restitution, majoritairement sous forme de particules organiques, au cours de la décomposition des végétaux, l'azote peut en partie être stocké dans le sédiment, mais peut également faire l'objet de minéralisation, et retourner sous forme de nitrates dans la colonne d'eau par des réactions de nitrification, qui s'effectuent en conditions aérobies. Dans notre étude, la formation de nitrates par nitrification n'a cependant pas été estimée.

Le retour de l'azote au milieu aquatique peut être complètement évité par la récolte et l'exportation de la phytomasse, comme c'est en partie le cas pour le cresson cultivé. Par exemple, Crisp (1970) attribue à la récolte du cresson la moitié de l'azote éliminé entre l'amont et l'aval d'une fosse de cressonnière. Toutefois, Biget (1995) estime que celle-ci n'est responsable de l'élimination que de 2% du flux de nitrates entrant dans les fosses de culture, soit environ 12% des nitrates éliminés tous processus confondus.

2.2) Estimation en fonction des différents stades d'abandon

Au cours des successions végétales (chapitre 3), la quantité de cresson dans les fosses de culture diminue de façon importante. Dans un premier temps, les fosses sont peu colonisées par les macrophytes, et plutôt par des espèces avec une croissance horizontale (formation de tapis). Au bout de quelques années, la végétation se densifie et les espèces d'hélophytes, érigées et élevées, se font de plus en plus importantes. Les successions végétales dans les fosses de cressonnières peuvent donc avoir des conséquences sur la quantité d'azote assimilée en agissant sur plusieurs paramètres : (1) l'abondance (biomasse) des macrophytes dans les fosses et les stocks d'azote que ces macrophytes prélèvent en fonction de leur biomasse et (2) la saison de croissance des végétaux qui va déterminer le moment et la durée de ces prélèvements. La quantité d'azote stockée dans les végétaux pour plusieurs stades d'abandon a été estimée à partir des résultats présentés dans le chapitre précédent et des pourcentages de couverture des différentes espèces obtenus lors de l'étude des successions végétales (tableau IV-1). Bien que ces estimations tiennent uniquement compte des 8 espèces les plus représentées sur le site expérimental, celles-ci représentent de 78,7% à 99,6% des macrophytes présents en termes d'abondance relative, suivant les stades d'abandon. Enfin, l'assimilation quotidienne de nitrates correspondante a été estimée en faisant plusieurs hypothèses : (1) L'assimilation se fait de manière comparable tout au long de la saison de croissance et n'a lieu que pendant cette période ; (2) tout l'azote des végétaux est prélevé sous forme de nitrates dans la colonne d'eau ; et (3) la saison de

croissance est considérée comme débutant le 1er mars et terminant le 30 juin, sauf dans le cas des fosses cultivées (du 1er Septembre au 31 Mai).

Tableau IV-1 : Estimation de l'élimination des nitrates dus aux prélèvements par les macrophytes pendant leur période de croissance pour des fosses cultivées et à différents stades d'abandon.

Groupes de fosses	Durée d'abandon (mois)	Azote stocké dans les macrophytes (kg N/fosse)	Période de croissance des macrophytes	Prélèvements de nitrates (mg NO_3^- /m²/jour)
Zone B : Culture du cresson	0	7,90	1 Septembre au 31 Mai	711,53
Zone A : Abandon en 2006	30 à 54	2,80 ± 0,75	1 Mars au 30 Juin	563,68
Zone D : Abandon en 2005	42 à 66	2,35 ± 0,37	1 Mars au 30 Juin	474,10
Zone C : Nettoyage et abandon en 2005	42 à 66	1,19 ± 0,28	1 Mars au 30 Juin	239,75

Ainsi l'élimination des nitrates attribuable à la croissance des végétaux est non seulement la plus élevée dans les fosses cultivées (711, 53 mg NO_3^-/m²/jour, soit 160,67 mg N /m²/jour), mais elle s'étend sur une plus grande période que dans les autres fosses (9 mois, contre 4 mois pour les autres fosses). Cette élimination est nettement plus faible dans le cas des fosses abandonnées depuis 2006 et 2005, avec respectivement 563,68 et 474,10 mg NO_3^- /m²/jour (127,28 et 107,05 mg N /m²/jour). Enfin, les fosses qui ont subi un nettoyage lors de l'abandon ont mis plus de temps que les autres à être colonisées par les macrophytes. Par conséquent, l'élimination des nitrates que l'on peut attribuer à ces fosses est plus faible que pour celles qui ont été simplement abandonnées en 2006, en moyenne de 239,75 mg NO_3^- /m²/jour (54,14 mg N/m²/jour) lorsqu'elles avaient entre 42 et 66 mois d'abandon. Cependant, la quantité d'azote correspondant à la phytomasse n'a cessé d'augmenter entre 42 et 66 mois d'abandon pour ces fosses, ce qui suggère que pour des stades d'abandon plus avancés l'écart entre fosses nettoyées et non-nettoyées pourrait se réduire au fur et à mesure de la colonisation par les macrophytes.

3) Dénitrification

3.1) Organic carbon availability limits potential denitrification in watercress farm sediments (article soumis à "Ecological Engineering" le 13/10/2011)

Abstract

Wetlands are widely used to improve water quality, in particular regarding nutrients such as nitrates. Watercress farms are artificial wetlands that could potentially reduce transfers of nitrate toward rivers; however, little is known about denitrification occurring in these particular wetlands. Watercress farming is a declining activity, which could have effects on nitrate removal in these wetlands. Therefore, we investigated the potential for denitrification in sediments from cultivated and abandoned watercress farms using flow-through reactors in the laboratory. Nitrate reduction rates ranged from 0.2 to 13 µmol $NO_3^-/cm^3/day$ (mean ± SD: 3.2 ± 2.1 µmol $NO_3^-/cm^3/day$). In general, downstream sediments exhibited higher nitrate reduction rates and contained more organic carbon than upstream sediments. The highest potential nitrate reduction rates were reached by sediments from cultivated watercress beds. As carbon was hypothesized to be a key factor in controlling nitrate reduction rates, the effects of different carbon sources on these rates were investigated by adding carbon to the sediment. Carbon was added either as labile organic acids (acetate or a mixture of lactate, fumarate, and succinate) or in the form of site-specific macrophytes (watercress [*Nasturtium officinale*] and reed [*Phragmites australis*]). Nitrate reduction rates increased significantly upon supply of organic acids or macrophytes. The addition of watercress resulted in the highest potential nitrate reduction rates. This study shows that denitrification in watercress farms is carbon-limited and suggests that the abandonment of watercress farms is likely to decrease the ability of these wetlands to remove nitrate by denitrification. Nitrate removal in watercress farms could be improved by supplying easily available organic C or by management of the vegetation, in particular in the upstream part of the beds.

Introduction

Anthropogenic pressure on ecosystems has considerably changed the nitrogen cycle at a global scale (Vitousek *et al.*, 1997). In particular, massive use of nitrogenous fertilizers has led to large transfers of nitrate toward aquatic ecosystems (Seitzinger, 2008; Canfield *et al.*, 2010). This has increased nitrate levels in groundwater and in watercourses, with consequences regarding aquatic ecosystems and the quality of drinking water (Camargo and Alonso, 2006). Nitrogen pollution can be mitigated by natural processes occurring in wetlands, such as nitrate reduction by denitrification or nitrogen assimilation by macrophytes (Seitzinger, 2008). However, the latter is generally considered a temporary storage of nitrogen because nitrogen returns to the system after the death and decay of plants, if they are not harvested (Bryce Cooper and Cooke, 1984; Gumbricht, 1993). On the

other hand, denitrification is the microbial mediated reduction of nitrate into nitrogen gas under anoxic conditions and thus corresponds to an exportation of nitrogen from the system (Zumft, 1997; Martin *et al.*, 1999). For these reasons, natural or constructed ecologically engineered wetlands can be used as buffer zones to mitigate agricultural nitrogen pollutions (Hammer, 1992; Chen *et al.*, 2009; Zhao *et al.*, 2009).

In this respect, watercress farms could be unexpected buffer zones: these wetlands are ideally situated between groundwater contaminated by agricultural pollutions and rivers, where they could play an important role in nitrate removal. Large amounts of water pass through these "watercress" wetlands fed by nitrate-contaminated groundwater and are then drained toward the river. Watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.), is characterized by high biomass production and nitrogen accumulation (Rejmánková, 1992). Furthermore, the nitrogen content of watercress tissues was shown to increase when nitrogen was more abundant in the growing environment (Kopsell *et al.*, 2007). Large amounts of nitrate can be removed by watercress assimilation from natural streams (Vincent and Downes, 1980; Howard-Williams *et al.*, 1982) or from watercress farms (Crisp, 1970; Casey and Smith, 1994). Several studies have suggested that denitrification may occur in watercress farm sediments. Watercress is usually assumed to take up nutrients directly from the water column due to well-developed adventitious roots (Howard and Lyon, 1952; Cumbus *et al.*, 1980; Vincent and Downes, 1980). Nevertheless, Cumbus *et al.* (1980) found significantly lower nitrate concentrations in the interstitial water of watercress bed substrates than in the overlying water column, suggesting active denitrification in the sediment. Under watercress beds, sediments are substantially reduced and have a very high nitrate-reducing potential (Howard and Lyon, 1952). Furthermore, a mass balance study comparing input and output of a watercress farm conducted by Crisp (1970) revealed an 8% nitrogen loss, possibly corresponding to gaseous forms of nitrogen produced by denitrification.

Denitrification rates are known to be positively influenced by nitrate loading (Phipps and Crumpton, 1994; Ayyasamy *et al.*, 2009) and negatively affected by oxygen concentration (Picard *et al.*, 2005; Beutel *et al.*, 2009). Organic carbon, mostly provided by the decay of macrophytes, is another key factor (Burford and Bremner, 1975; Starr and Gillham, 1993; Pfenning and McMahon, 1997; Ingersoll and Baker, 1998; Burchell *et al.*, 2007; Hernandez and Mitsch, 2007; Lu *et al.*, 2009). However, the availability of organic carbon for denitrifying bacteria differs greatly depending on the characteristics of the macrophyte species. Watercress produces large quantities of biomass and decomposes very rapidly (Rejmánková, 1992), possibly providing easily degradable organic carbon molecules for denitrification. In contrast, tall erected species such as common reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) have a higher C:N ratio, decompose slowly (Dinka *et al.*, 2004), and provide organic carbon mostly in the form of macromolecules, probably more difficult to oxidize by denitrifiers (Hume *et al.*, 2002; Bastviken *et al.*, 2005).

As a consequence of the decline of watercress cultivation, more and more watercress beds initially dominated by *Nasturtium officinale* are being abandoned, and after a few years become dominated by tall erected species such as *Phragmites australis* (unpublished data). The organic carbon supplied by macrophyte decay is likely to differ in quantity and quality between cultivated and abandoned beds, influencing denitrification potential. Furthermore, decomposing particles may be transported and settle downstream. Therefore, the organic carbon content of the sediment most likely shows spatial (upstream *versus* downstream) variability.

Even though denitrification could play an important role in watercress beds, to our knowledge no information is available on the denitrifying capacities of these potential buffer zones. The circumstances in watercress beds appear to be advantageous for denitrification: elevated nitrate concentrations, reduced sediments, and a supply of organic matter via decay of macrophytes or other species.

Therefore, the goal of this study was to determine sediment potential denitrification rates in watercress beds and assess the effect of spatial (upstream *versus* downstream) and temporal variation (stage of abandonment) in relation to carbon supplied by different macrophyte species. We hypothesized that denitrification rates were carbon-limited in watercress sediments, and we expected higher nitrate reduction rates in downstream sediments due to higher carbon concentrations. In addition, the stage of abandonment is likely to influence potential denitrification rates due to differences in the chemical composition of the plants and thus the availability of organic carbon, because the vegetation changes after abandonment from labile watercress to recalcitrant tall erected species such as reed. Therefore, the effects of different carbon sources (watercress and reed but also organic acids) on denitrification rates were tested in order to test the hypotheses regarding the availability of organic carbon from watercress and reed as well as its effects on nitrate removal. This study could provide useful information to manage watercress farms as ecologically engineered wetlands to reduce transfers of nitrate toward rivers.

Material and methods

Experimental site

Sediment and plant material used in this study originated from a former watercress farm situated in Maisse (River Essonne, France; 48°24′27″ N, 2°23′26″ E), approximately 60 km south of Paris, where watercress farming is progressively being abandoned. The average annual rainfall and temperatures are respectively 641 mm and 12.0°C. The experimental site includes watercress beds (3 m × 60 m) that are still cultivated as well as beds abandoned in 2005 and 2006. Among the beds that were abandoned in 2005, some were cleaned up after the last crop, *i.e.*, the vegetation of the bed and the banks as well as part of the organic sediment of the beds were removed. The watercress beds are fed by artesian boreholes with groundwater at approximately 12.2°C (constant temperature) and 45 mg (0.73 mmol)

NO_3^-/L. The height of the water column in the beds varies between 5 and 10 cm. After passing through the watercress farm, water is channeled toward the Essonne River.

Potential denitrification rates determination by flow-through reactors

Potential nitrate reduction rates were measured at 20 ±2°C in the laboratory using flow-through reactors. This approach uses reactors containing intact sediment supplied with an input solution with a known and high nitrate concentration. The input solution is provided with a peristaltic pump (discharge: 4 mL/h), the outflow is sampled at regular intervals and analyzed for nitrate concentrations (Laverman *et al.*, 2006). The reactors had an inner diameter of 4.2 cm and were 2 cm high, with a capacity of 27.69 mL. Filters (0.2 µm PVDF and glass fiber) at both ends of the reactors prevented particle exchanges. The nutritive solution was demineralized water amended with $NaNO_3$ (5 mmol/L). Bromide (KBr, 1 mmol/L) was added as a nonreactive tracer. The input solution was flushed once a day with N_2 gas for 5 min in order to create and maintain anoxic conditions. The reactors were kept in the dark in order to avoid photosynthesis.

Table 1: Overview of experiments S1 (determination of spatial and temporal variation of potential denitrification) and S2 (effects of carbon sources on potential denitrification). Up= Upstream, Down= Downstream, Cult=Cultivated bed, [c] beds cleaned up before abandonment (plants and part of the sediment removed).

Experiment	Date	Number of reactors	Reactors	Treatments	Additional treatment	Duration	Sampling interval
S1	September 2009	16	Intact sediment slices Experimental site	Position (Up, Down) X Abandonment (Cult, 3 years, 4 years, 4 years[C])	-	48 h	3 h
S2	October 2010	12	Sediments and plants Laboratory	Position (Upstream, Downstream) X Plants (Watercress, reed, no plants)	Acetylene Acetate (after 4 days) LFS (after 8 days)	14 days	8 h

Spatial and temporal variations (S1)

The experiment aiming to determine spatial and temporal variations of potential nitrate reduction rates (Table 1, S1) was conducted in September 2009. The reactors were prepared directly at the experimental site (September 18th) by collecting intact sediment slices of the upper 2 cm of sediment upstream and downstream of watercress beds at several stages of abandonment. The sediments were stored for 3 days at 4°C before the experiment started (September 21st). All reactors were prepared and run in replicates for each sediment type

and were supplied with a nitrate-containing input solution for 48 h with a discharge of approximately 4 mL/h. Outflow samples were collected at 3-h intervals, weighed to determine the flow rate, and frozen until analysis. Samples of the input solution were also collected and frozen until analysis.

Effects of different carbon sources (S2)

In October 2010, the effect of carbon on potential nitrate removal in watercress farm sediments was investigated (Table 1, S2). Watercress, reed, and sediments from upstream and downstream of a cultivated bed (upper 2 cm) were collected at the experimental site on September 29th, 2010. Sediments were centrifuged for 15 min at 3000 rpm in order to remove excess water and facilitate subsequent mixing with macrophytes, and were then stored at 4°C. Plants were dried at 40°C for 48 h, crushed roughly in a blender and stored at ambient temperature. All reactors were prepared in duplicate (October 4th, 2010) and contained either sediment only (upstream or downstream) or amended with dried and crushed watercress or reed with a volumetric sediment:plant ratio of 2:1 (Table 1, S2). The input solution was supplied to the reactors for 14 days with a flow rate of approximately 4 mL/h. Acetylene (10%) was added to the nutritive solution in order to block denitrification at the stage of N_2O reductase (Sørensen, 1978). Acetate (1 mmol/L) and a mixture of lactate, fumarate, and succinate (1 mmol/L each) were added to the input solution on day 4 and day 8 of the experiment, respectively. Outflow samples were collected at 8-h intervals and frozen until analysis. Dissolved N_2O at the outflow was measured with the Unisense "N_2O 100" (Unisense, Århus, Denmark) probes for the first 3 days of the experiment.

Analyses

Input solution and outflow samples were analyzed for NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+ and Br^- by ionic chromatography using a Dionex DX-120 in 2009 (S1) and a Dionex ICS-3000 in 2010 (S2).

The sediments and plants were dried at 40°C for 48 h before being analyzed for C and N contents by elementar analysis (Vario ELIII, Elementar). Subsamples were treated with an excess of HCl (1 mol/L) in order to eliminate carbonate and to measure the organic carbon content of the sediments.

The lignin, cellulose, hemicellulose, and soluble organic matter fractions of the plants were determined with the Van Soest method according to the French XP U44-162 standard (AFNOR, 2009) with an ISB fiber extractor. This method consists in extracting several fractions of organic matter with different solvents: water-soluble molecules, Neutral Detergent Fiber (NDF), Acid Detergent Fiber (ADF), and Acid Detergent Lignin (ADL) were determined, respectively, after extraction by water, neutral detergent (Na-lauryl sulfate, EDTA, pH =7.0; after extraction by water), acid detergent (Cetyl trimethyl ammonium bromide in 1 N H_2SO_4; after extraction by hot water and neutral detergent), and H_2SO_4 72% (after extraction by water, neutral and acid detergent). After each extraction, the samples were analyzed by calcination at 480°C. The difference between ADF and NDF corresponds to

hemicelluloses, while the difference between ADL and ADF corresponds to cellulose and ADL to the sum of lignin and cutin.

Calculations

Nitrate reduction rates were calculated using data from outflow samples collected at least 14 h after the beginning of the experiment, corresponding to more than two reactor pore water changes and a semi-steady state period. The denitrification rates were determined according to:

$$\boldsymbol{R = \frac{\Delta C \times Q}{V}}$$

where Q is the volumetric flow rate, V is the reactor volume, and ΔC the semi-steady-state difference in nitrate concentration between the outflow samples and the input solution (Figure A-1). The production rates of NO_2^-, NH_4^+, and N_2O were calculated with the same equation, ΔC being replaced by the concentration at the outflow.

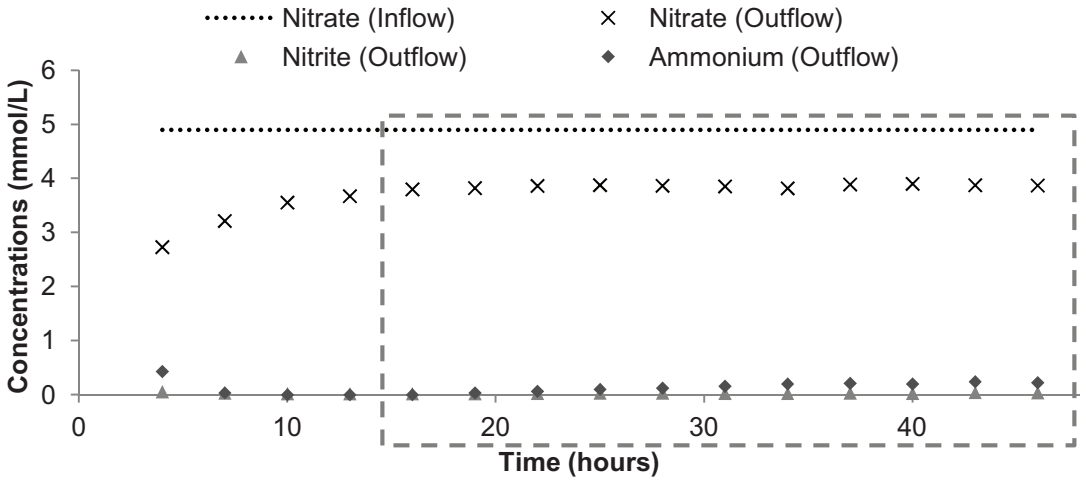


Figure A-1: Example of the results of a bioreactor in the September 2009 experiment (S1), which contained sediments upstream of a bed cleaned and abandoned for 4 years. Grey rectangle illustrates the semi-steady-state, with a mean nitrate removal of 2.64 µmol/cm^3/day.

Statistics

In S1, two-way analyses of variance were performed using Sigmaplot, based on the nonparametric Holm-Sidak method given that the data did not meet normality and equal variance requirements for ANOVAs. Other statistical analyses were performed using the open source software R version 2.8.1. Nonparametric Kruskal-Wallis ANOVAs (KW, "kruskal.test" function with R) were performed to test the effects of categorical variables such as the position in the beds and the stage of abandonment. KW ANOVAs were followed by Kruskal-Wallis Multiple Comparisons tests (KWMC, "kruskalmc" function from the "pgrimess" package of R). Wilcoxon rank tests were used to compare nitrate reduction rates

regarding the different carbon sources. Correlations between numerical variables were tested using linear models ("lm" function).

Results and discussion

Spatial and temporal variations of nitrate reduction rates (S1)

Sediment characteristics

The organic carbon and nitrogen contents of watercress farm sediments used in the reactors are displayed in Table 2. Nitrogen and organic carbon contents were significantly higher in downstream sediments than in upstream sediments ($p<0.01$). This could be the consequence of sediment enrichment in the downstream part of the beds with particles produced during the decay of macrophytes. This is in agreement with the results of Casey and Smith (1994), who showed that runoff of a large quantity of fine organic particles produced in cultivated watercress beds influenced organic content of the sediment and total suspended solids in the streams situated directly downstream. In contrast, the upstream sediments are directly supplied with water from the boreholes, which contains no organic particles.

Table 2: Characteristics of watercress farm sediment on a dry weight basis (LFS: Lactate, fumarate, and succinate; [C] Beds cleaned up before abandonment; nd: values excluded from the data). *P*-values correspond to the differences between upstream and downstream tested by Kruskal-Wallis (KW) ANOVAs.

Years after abandonment	Sediment characteristics					
	Organic C (%)		N (%)		C:N ratio	
	Up	Down	Up	Down	Up	Down
0 (Cultivated)	4.07	16.73	0.45	1.29	13.28	13.03
3	nd	17.18	nd	1.38	nd	13.34
4[C]	0.10	19.27	0.03	1.45	6.06	14.23
4	0.35	19.00	0.06	1.40	15.49	13.91
***p*-value**	** $p<0.01$		** $p<0.01$		$p>0.05$	

Organic C and N contents of upstream sediment were highest in cultivated beds where the abundance of watercress and its rapid decomposition rate appear to be responsible for the supply of a large quantity of organic matter. Furthermore, the high density of watercress adventitious roots in the water column may have favored their settlement in the upstream extremity rather than their transportation downstream.

In contrast, downstream cultivated beds had the lowest C:N ratio as well as organic C and N contents. This could be the consequence of the accumulation after the abandonment of organic particles produced by the decay of macrophytes with higher C:N than watercress, such as reed. On the contrary, periodical cleaning (once a year, before seeding) of the cultivated beds appears to avoid the accumulation of organic particles downstream over the long term.

Nitrate reduction rates

In September 2009 (experiment S1), nitrate reduction rates for all sediments ranged from 0.21 to 12.82 µmol NO_3^-/cm^3/day, with an average of 3.23 ±2.11 µmol NO_3^-/cm^3/day (Figure A-2a). Assuming that denitrification occurs only in the upper 2 cm of the sediment, this corresponds to a mean potential reduction rate of 0.90 g N/m²/day in the field. Based on the difference of nitrate fluxes at the input and output of the beds, at the experimental site we measured nitrate removal rates ranging from 0.07 to 0.54 g N/m²/day (mean: 0.19 g N/m²/day, unpublished data), which is much lower than potential rates measured with reactors in this study. However, in this study potential nitrate reduction rates were measured in watercress farm sediments at 20±2°C, with maximum contact between nitrate and denitrification sites, and nonlimiting nitrate concentrations (320 mg NO_3^-/L). In contrast, in the field the nitrate concentrations were one order of magnitude lower, and the temperature was constant at approximately 12.2°C upstream, with great seasonal variation downstream. Nevertheless, the potential rates in this study are comparable to nitrogen removal obtained using a mass balance approach by Crisp (1970) in a cultivated watercress bed (0.75 g N/m²/day). These rates are also in agreement with the range (although near the upper limit) of potential denitrification rates (0.06–0.92 g N/m²/day) measured by Gale *et al.* (1993) in sediments from various wetlands receiving wastewater. In the end, they are on the same order of magnitude as denitrification potential in sediments under emergent vegetation dominated by *Typha* spp. and *Schoenoplectus tabernaemontani* (1.68 g N /m²/day) in a created riverine wetland (Hernandez and Mitsch, 2007).

Downstream sediment, containing more organic carbon than upstream sediment, exhibited significantly higher nitrate reduction rates (KW, $p<0.001$, 4.25 ±2.31 and 2.21 ±1.23 µmol NO_3^-/cm^3/day, respectively). Nitrate reduction rates were positively correlated with total C, organic C, and N content of the sediment ($p<0.001$); however, the patterns of the correlations and the very low correlation coefficients ($r^2=0.12–0.13$) suggest that this could reflect differences related to the position in the bed rather than correlations between the variables.

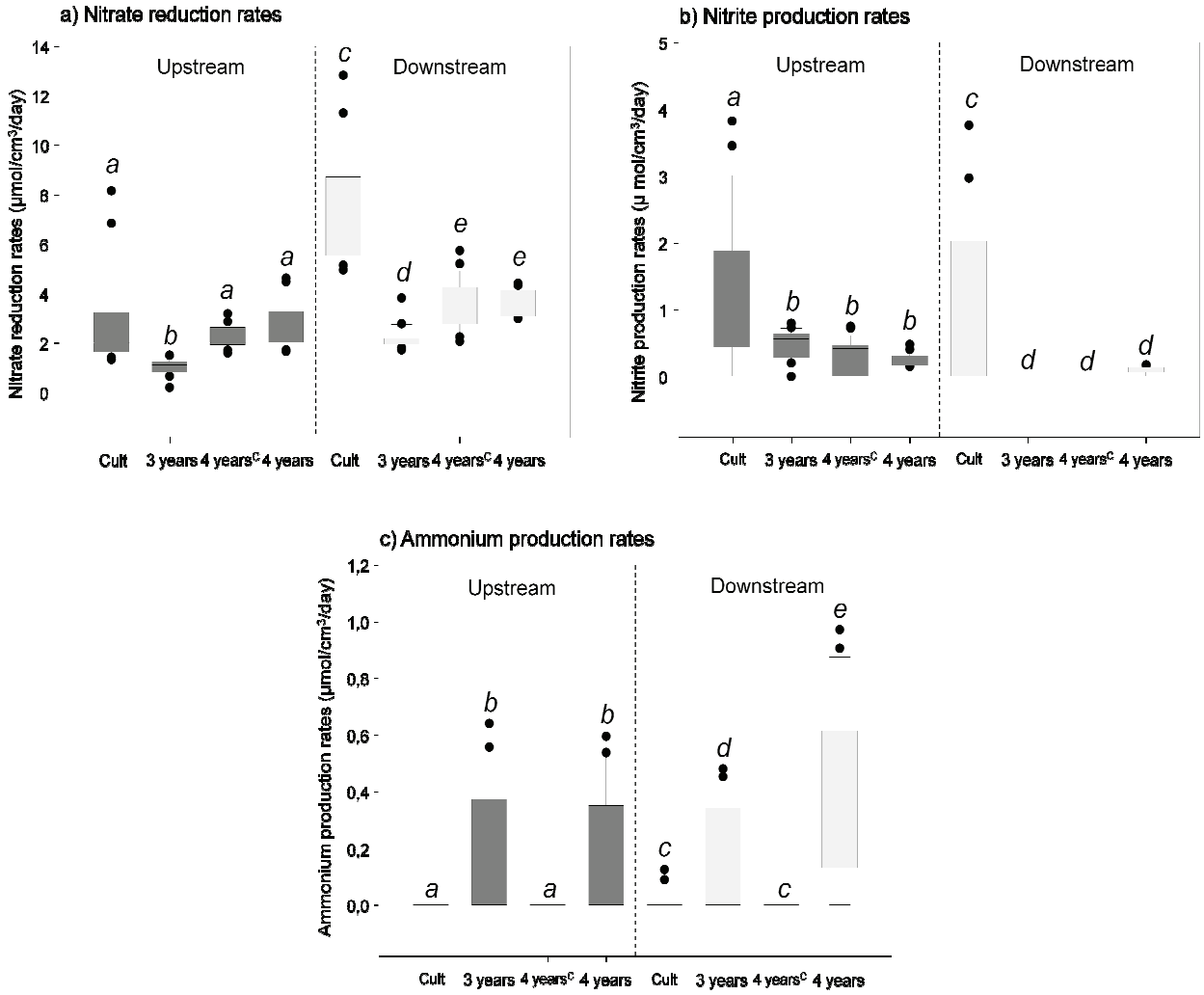


Figure A-2: a) Nitrate reduction, b) Nitrite and c) Ammonium production rates during S1 as a function of the position in the bed (Upstream, Downstream) and the stage of abandonment (^{C}Beds cleaned when abandoned, Cult: Cultivated beds). Letters *a* to *e* indicate significantly different treatments ($p<0.05$).

Downstream sediments from cultivated beds reached very high reduction rates (5.16 ±3.22 µmol NO_3^-/cm^3/day; highest rate: 12.82 µmol NO_3^-/cm^3/day), even though this sediment was poorer in organic carbon than any other downstream bed, suggesting that the higher removal rates are due to availability of organic carbon rather than to the total amount. Watercress most likely provides easily degradable and bioavailable carbon, given the low C:N ratio (Rejmánková, 1992) and high proportion of soluble low-molecular-weight organic compounds of this species (Kopsell *et al.*, 2007), which can fuel denitrification more efficiently than other species with a higher C:N ratio and with slower decay (Hume *et al.*, 2002; Dinka *et al.*, 2004; Bastviken *et al.*, 2005). However, the removal rates obtained with cultivated beds differed significantly compared to beds abandoned for 3 years (KWMC, $p<0.001$), which showed the lowest nitrate removal rates (1.61 ±0.71 µmol NO_3^-/cm^3/day).

The intermediate of denitrification, nitrite, was produced at a mean rate of 15.32 ±20.74% of NO_3-N eliminated (Figure A-2b). Upstream sediments produced significantly more nitrite than downstream sediments (respectively, 0.55 ±0.70 µmol N/cm^3/day and 0.31 ±0.76 µmol N/cm^3/day, $p<0.001$). Sediments from cultivated beds produced more nitrite (1.17 ±1.12 µmol N/cm^3/day) than those from other beds ranging from 0.14 ±0.24 to 0.24 ±0.28 µmol N/cm^3/day (KWMC, $p<0.05$).

Release of ammonium from the sediments (Figure A-2c) was very low (0.12 ±0.21 µmol N/cm^3/day; highest value: 0.97 µmol N/cm^3/day). For sediments from cultivated beds and from those that were cleaned when abandoned, ammonium at the outflow was below the detection limits. In comparison, sediments from beds abandoned for 3 and 4 years showed a low (but measurable) and significantly higher ($p<0.001$) production of ammonium (respectively, 0.20 ±0.20 and 0.28 ±0.29 µmol NO_3^-/cm^3/day).

The effects of the carbon addition on nitrate reduction rates (S2)

Sediments and macrophytes

In October 2010, carbon was added to sediments in the form of macrophytes and organic acids. The C and N characteristics of the different sediments, as well as the macrophytes used in this experiment can be found in Table 3. In comparison with the previous year (S1, Table 2), sediment from cultivated beds contained more N and organic C downstream but less upstream, and the C:N ratio upstream was much lower upstream, while comparable downstream. This shows that management of the beds by the watercress farmer causes differences in sediment quality from one year to the next. Reactors containing downstream sediments, either alone or in addition with plants, had a higher organic carbon content than those with upstream sediments ($p<0.001$). The addition of reed and watercress to upstream sediment increased the organic C content of the reactors. In addition, as watercress has a

relatively low carbon content (35.8%) and a high nitrogen content (5.2%), its addition increased the N content and lowered the C:N ratio and, with downstream sediment, the organic C content of the reactors. In contrast, reed has a higher carbon (42.4%) and very low nitrogen content (1.2%). Consequently, its addition to the sediment lowered the N content and increased the C:N ratio.

Table 3: Organic C and N in watercress, reed, and in the matrices of the reactors in the S2 experiment (origin of the sediment: Up=Upstream, Down=Downstream). Percentages between brackets are expressed on a dry weight basis.

	Organic C (mg/cm3)		N (mg/cm3)		C:N ratio	
	Up	Down	Up	Down	Up	Down
Sediment	24.76 (2.28%)	47.39 (21.54%)	2.54 (0.23%)	3.84 (1.74%)	9.76	12.36
Sediment + Watercress	27.69 (2.52%)	40.95 (22.50%)	4.51 (0.41%)	4.12 (2.26%)	6.14	9.95
Sediment + Reed	28.12 (3.74%)	48.77 (24.5%)	2.00 (0.27%)	3.52 (1.77%)	14.07	13.87
Watercress	47.95 (35.79%)		7.00 (5.22%)		6.85	
Reed	75.87 (42.42%)		2.11 (1.18%)		35.89	

The organic matter of watercress is mostly present in the form of soluble molecules; the water soluble or neutral detergent soluble fraction accounted for 63% of the organic matter (Figure A-3). It has been shown that watercress is particularly rich in glucosinolates (Kopsell *et al.*, 2007). In contrast, the soluble fractions account for only 9% of the organic matter of reed, for which most of the organic matter is cellulose and lignin (Figure A-3). Hume *et al.* (2002) showed that denitrifying bacteria used preferentially low-molecular-weight carbohydrates and that organic matter with a high C:N ratio and lignin content required more biomass than labile species to reach a given nitrate removal rate. The present results confirm that watercress provides less abundant but more labile organic carbon than reed to fuel denitrification.

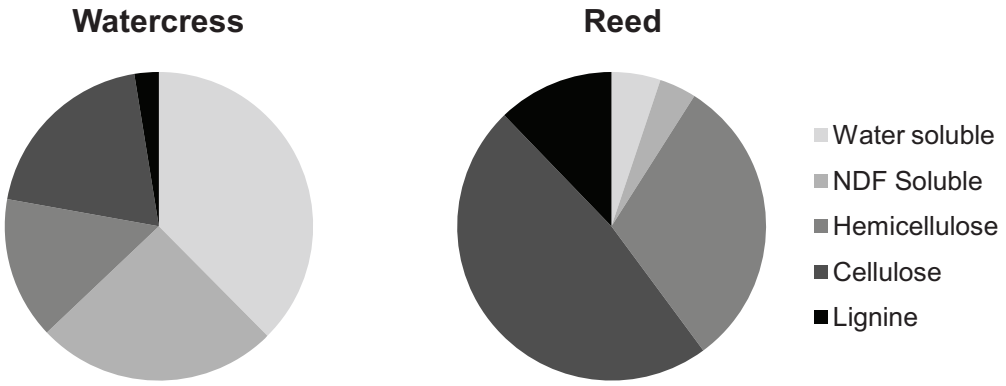


Figure A-3: Fractions of organic matter (water-soluble and neutral detergent soluble organic matter, hemicellulose, cellulose and lignin) of watercress and reed determined by Van Soest analysis.

Effects of the addition of macrophytes on nitrate reduction rates

As no carbon source was present in the input solution, sediments and macrophytes present in the reactor were the only carbon sources available for denitrification. Nitrate reduction rates ranged between 3.18 ±0.68 and 17.89 ±0.16 µmol $NO_3^-/cm^3/day$ (Figure A-4). With sediment from cultivated beds only, the reduction rates (3.18 ±0.68 µmol $NO_3^-/cm^3/day$ upstream and 7.02 ±0.96 downstream) were similar to those obtained in September 2009 (S1) for cultivated beds (2.80 ±1.77 µmol $NO_3^-/cm^3/day$ upstream and 7.51 ±2.06 downstream). These rates were significantly higher downstream than upstream with sediment only; however, this difference was absent when macrophytes were added, suggesting that carbon limitation was the cause of upstream *versus* downstream differences. Sediments with watercress reduced more nitrate than those with reed (KWMC, $p<0.01$) in spite of a lower organic C content in the reactors containing watercress (Table 3, 40.95 mg C/cm^3 with watercress and 48.77 mg C/cm^3 with reed), while sediments only were the least efficient (KWMC, $p<0.001$). These results show that macrophytes are more efficient carbon sources than sediment only to support denitrification and confirm that watercress contains more available carbon than reed.

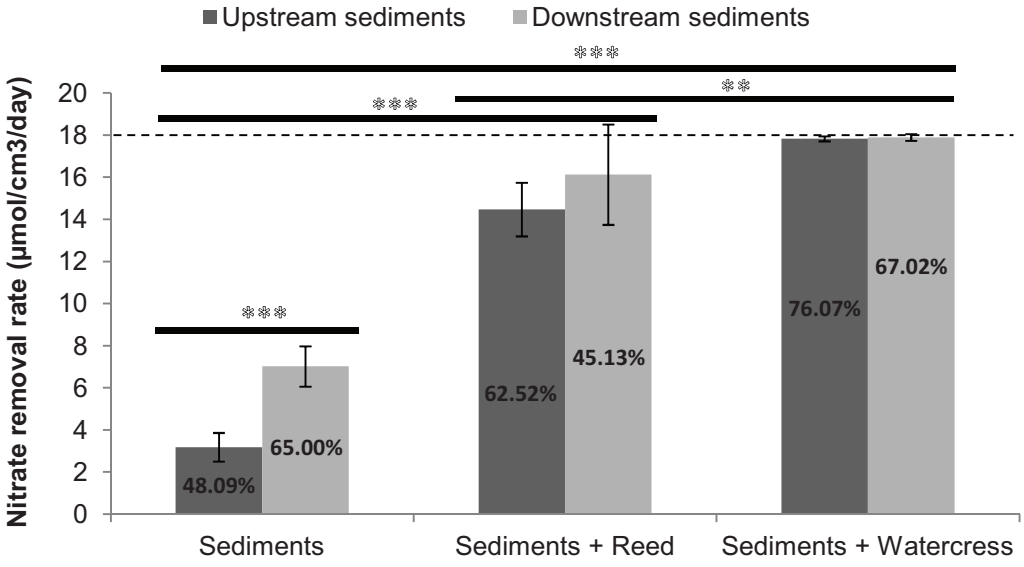


Figure A-4: Nitrate removal rates obtained with no carbon source in the nutritive solution (mean ±SD). Horizontal dotted line represents the highest removal rate measurable with the experimental design (18 µmol/cm^3/day). Percentages correspond to the proportion of nitrogen lost with nitrate recovered under the form of N_2O and NO_2^-. Stars indicate significantly different rates (* $p<0.05$, ** $p<0.01$, *** $p<0.001$).

Nitrous oxide production in the presence of acetylene corresponded to 44.71–64.42% of the nitrogen eliminated with nitrate. Total recovery of nitrogen, including nitrite and gas production, was lowest in upstream sediments and downstream sediments with added reed (45.13 and 48.09%, respectively). All other sediments showed a higher total recovery (ranging between 62.52 and 76.07%). Assuming a complete inhibition of nitrous oxide reductase by acetylene (10% v/v) in the input solution, the absence of sulfide and non-

limiting nitrate concentrations (Sørensen *et al.*, 1987; Oremland, 1988) the low recovery of nitrate in its gaseous form suggest that not all nitrate was reduced to dinitrogen gas (N_2).

Effect of labile organic carbon sources on nitrate removal

External carbon sources such as sugars or organic acids are considered readily available for denitrifying bacteria, because they are simple molecules and play a role in microbial metabolisms (Lin *et al.*, 2002; Lu *et al.*, 2009). Addition of acetate (Figure A-5) increased nitrate removal rates in reed-amended sediments (Wilcoxon, p<0.001). With watercress there was a statistically significant (p<0.05) but very slight increase (less than 0.1 µmol/cm^3/day), as the rates were very close to the maximal rates prior to the addition of acetate. The reduction rates tended to increase with sediments only; however, this increase was not significant. The addition of acetate (1 mmol/L) in the input solution is equivalent to a nitrate reduction rate of 11.09 µmol/cm^3/day. Reduction rates with sediments only, however, did not reach this value after the addition of acetate, indicating that the bacterial communities were either not sufficiently developed or not adapted to use acetate as a carbon source for denitrification. Nevertheless, these results reveal that available organic carbon limited the nitrate removal rates prior to the introduction of acetate.

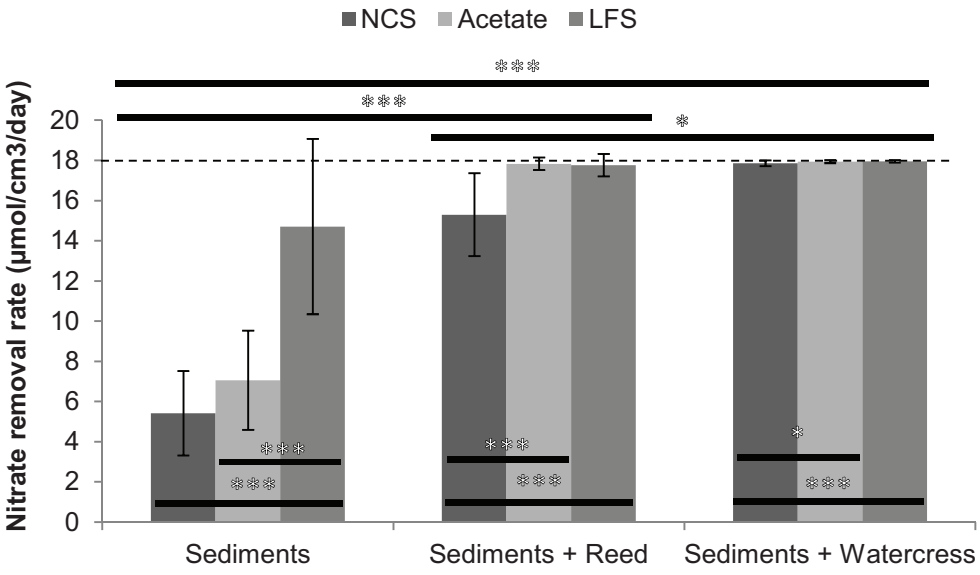


Figure A-5: Nitrate removal rates in S2 for the different carbon treatments (mean ±SD). Horizontal dotted line represents the highest removal rate measurable with the experimental design (18 µmol/cm^3/day). NCS: No carbon source; LFS: Lactate, Fumarate, Succinate. Stars indicate significantly different rates (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001).

The 4-day acetate addition was followed by the addition of a mixture of lactate, fumarate, and succinate in the input solution (equivalent to a total of 11 mmol C/L). The reduction rates increased significantly in sediments to which no macrophytes were added (Wilcoxon, p<0.001). However, the maximum reduction rate (18 µmol/cm^3/day) was not reached and the reduction rates remained lower than with watercress (KWMC, p<0.05), in spite of the

addition of carbon in excess with regard to nitrate. The standard deviation for reactors with sediments only was relatively high, indicating a development of the denitrifying community upon addition of available carbon and revealing a more progressive adaptation to this carbon source rather than a lower efficiency, compared to reactors with macrophytes. This supports the idea that macrophytes in the reactors could have promoted and accelerated the growth of more abundant denitrifying bacteria than with sediment only. It appears that lactate, succinate, and fumarate were more readily available to denitrifiers than acetate. No differences in nitrate reduction rates were observed in the watercress- and reed-amended reactors at the addition of organic acids, due to nitrate limitation.

Nitrate reduction pathways

All reactors initially produced nitrite and ammonium, although in small quantities varying from 0.06 ± 0.02 to 2.10 ± 3.08 µmol N/cm^3/day for nitrite and from 0.13 ± 0.18 to 4.32 ± 1.32 µmol N/cm^3/day for ammonium (Table 4). Nitrite production rates were low and accounted for as much as 3.2% of the nitrate reduced. In general, nitrite production was transient, showing an increase upon addition of nitrate and with time nitrite production rates decreased, probably due to an adaptation of the denitrifying community to the high nitrate load and the induction of nitrite-reducing enzymes. This indicates that the denitrifying community changes over time in the reactors and rates obtained over longer time periods should be taken with caution as these are no longer initial potential rates.

The ammonium released from the sediments in the reactors is a consequence of the degradation of organic matter. Initial ammonium release from the sediment due to cation exchange occurred during the first hours of the experiment, as has been shown in previous studies (Abell *et al.*, 2009). Considering nitrate reduction is the main organic carbon-degrading process in sediment, an estimate can be made of the ammonium production rate at a certain nitrate reduction rate, depending on the C:N ratio of the carbon source. Per mole NO_3^- reduced to 0.5 mole N_2 by denitrification, 1.25 moles C are oxidized. Considering a Redfield CN ratio (106:16 or 6.6) of the organic carbon oxidized, 1.25 mole C results in the production of 0.188 (*i.e.* 1.25/6.6) mole N in the form of ammonium originating from the carbon source. Using this relationship, the expected ammonium production for denitrification can be estimated as a function of nitrate reduction rates and for a given C:N ratio.

Table 4: Nitrate removal rates (NRR) and ammonium production rates (APR) in the S1 and S2 experiments in µmol N /cm3/day. ^{MAX} Reactors with removal rates were very close to the maximum rate (18 µmol N/cm^3/day).

Experiment	Organic acids	Reactor	NRR			APR		
			Mean	±	SD	Mean	±	SD
S1	NCS	Cultivated; Upstream	2.81	±	1.77	0.00	±	0.00
		Cultivated; Downstream	7.51	±	2.06	0.01	±	0.03
		Abandoned 3 years; Upstream	1.03	±	0.32	0.22	±	0.22
		Abandoned 3 years; Downstream	2.19	±	0.46	0.18	±	0.18
		Cleaned; Abandoned 4 years; Upstream	2.35	±	0.42	0.00	±	0.00
		Cleaned; Abandoned 4 years; Downstream	3.60	±	0.99	0.00	±	0.00
		Abandoned 4 years; Upstream	2.68	±	0.87	0.18	±	0.21
		Abandoned 4 years; Downstream	3.71	±	0.52	0.37	±	0.33
S2		Sediments; Upstream (SU)	3.18	±	0.68	0.28	±	0.07
		Sediments; Downstream (SD)	7.02	±	0.96	0.3	±	0.23
		Reed; Sediments; Upstream (RU)	14.47	±	1.27	0.95	±	0.98
		Reed; Sediments; Downstream (RD)	16.12	±	2.38	0.13	±	0.18
		Watercress; Sediments; Upstream (WU) ^{MAX}	17.83	±	0.12	3.99	±	0.95
		Watercress; Sediments; Downstream (WD) ^{MAX}	17.89	±	0.16	4.32	±	1.32
	Acetate	SU	8.49	±	3.3	0.05	±	0.04
		SD	6.04	±	0.75	0.22	±	0.11
		RU^{MAX}	17.67	±	0.38	0.04	±	0.06
		RD^{MAX}	17.99	±	0.03	0.01	±	0.01
		WU^{MAX}	17.92	±	0.07	3.04	±	1.1
		WD^{MAX}	17.95	±	0.07	0.75	±	1.29
	LFS	SU	16.6	±	1.97	0.02	±	0.02
		SD	13.61	±	4.98	0.12	±	0.13
		RU^{MAX}	17.6	±	0.76	0.03	±	0.05
		RD^{MAX}	17.92	±	0.07	0	±	0.01
		WU^{MAX}	17.95	±	0.06	0.34	±	0.34
		WD^{MAX}	17.94	±	0.07	0.09	±	0.16

Figure A-6 shows the ammonium production rates as a function of the nitrate reduction rates for the different experiments. Reactors with no other carbon source than sediments (either in S1 or in S2) and sediments and reed had a comparable ammonium production rate *versus* the nitrate reduction rate ratio (APR:NRR), roughly corresponding to the production of ammonium for denitrification with a carbon source, which for C:N is 15. However, since the C:N ratios of sediments were always lower than 15, higher ammonium production rates were expected. Furthermore, several reactors did not produce ammonium at all. This indicates that processes of ammonium removal such as Annamox could have occurred in the reactors. Part of the ammonium could also have been assimilated during bacteria growth. There was one exception in 2009 where ammonium production was relatively high, given the C:N ratio of the sediment and the nitrate reduction rate. This could result from

Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium (DNRA). Ammonium production with watercress-amended sediments was consistent with a Redfield C:N ratio, which is also in agreement with the low C:N of this species.

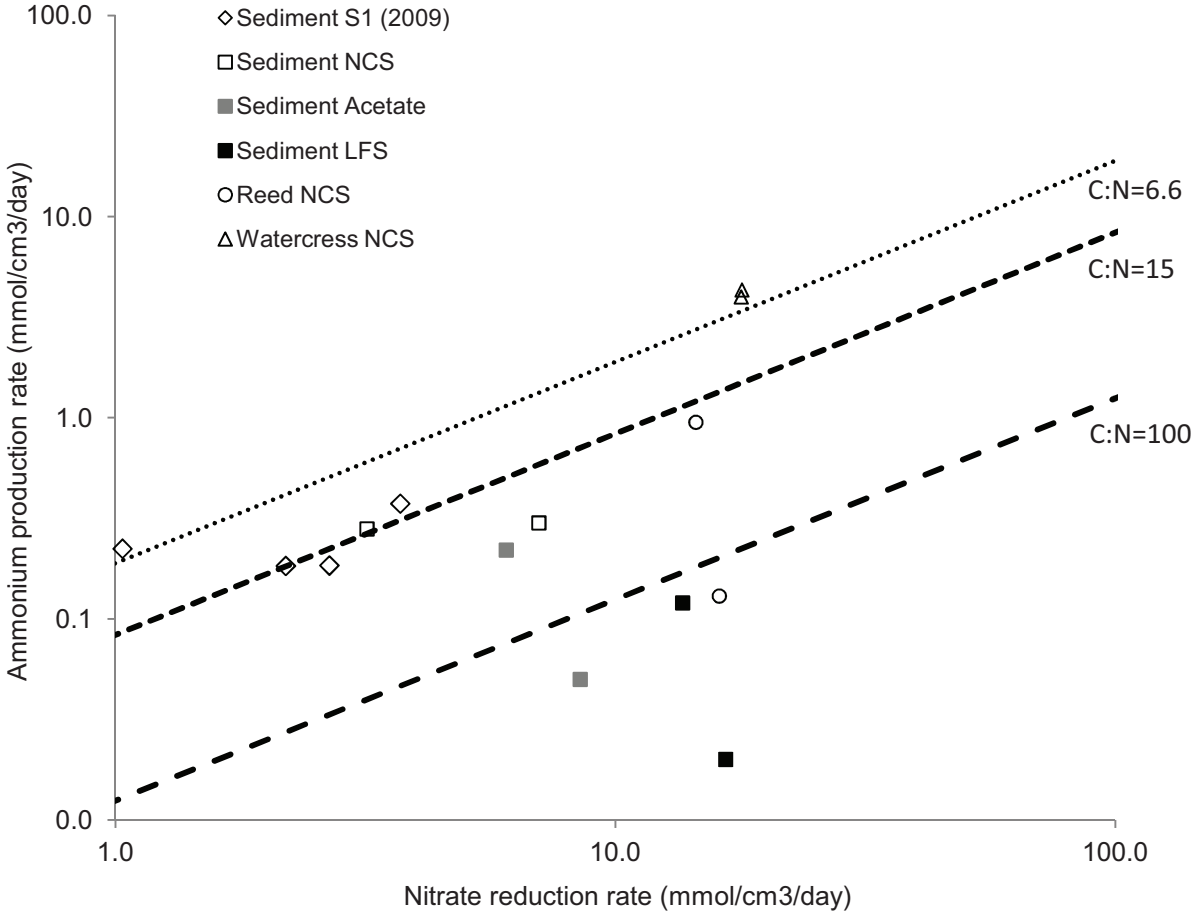


Figure A-6: Ammonium production rates as a function of nitrate removal rates for reactors that did not reach maximum rates, and theoretical values (dotted lines) for different C:N ratios for denitrification. NCS: No carbon source in the input solution; LFS: Lactate, Fumarate, Succinate.

Ammonium production rates decreased after the addition of acetate (day 4; Wilcoxon, p<0.001) and were even lower after the addition of lactate, fumarate, and succinate (day 8, Wilcoxon, p<0.001). This is not surprising: given that the addition of a large quantity of carbon dramatically increased the C:N ratio in the reactors, less ammonium was produced.

Conclusion

The results of this study show substantial spatial variability in potential nitrate removal rates in watercress farm sediments that were correlated to the organic carbon supply. Nitrate reduction rates appeared to be strongly limited by the amount of available organic carbon. Decomposing macrophytes provided available organic carbon, which improved potential nitrate removal rates. The efficiency of nitrate removal varied between the species, and watercress supplied more available organic carbon and was more efficient than reed for

nitrate removal. Macrophytes and their decomposition within the watercress beds cause higher nitrate removal rates in the downstream sections of the beds. Furthermore, the replacement of watercress by tall erected species such as reed during ecological successions causes lower potential nitrate reduction rates after the abandonment of the crop. *In situ*, denitrification rates could also be influenced by hydraulic residence time, the amount of biomass, and the seasonal cycle of the vegetation. This study shows that the availability of organic carbon provided by the decay of macrophytes is a key parameter for denitrification rates in watercress farms. As the supply of organic matter from decaying watercress can result in very high removal rates, we can imagine cultivated systems with periodical clipping of the plants, without exportation of organic matter, to improve *in situ* denitrification rates. Nonetheless, more investigations are required for better knowledge of the fate of nitrate in these wetlands.

3.2) Apports de carbone et décomposition des macrophytes

3.2.1) Cinétique de décomposition et qualité du carbone

Les cinétiques de décomposition de deux espèces respectivement caractéristiques des fosses de cressonnières cultivées (*Nasturtium officinale*) et abandonnées (*Phragmites australis*) ont été étudiées sur le site expérimental de la cressonnière du Moulin Neuf grâce à des « litter-bags ». Les résultats montrent une dégradation très rapide du cresson, qui a perdu quasiment la moitié de sa masse sèche initiale après 2 jours de décomposition (figure IV- 7). Au bout de 28 jours, il ne restait plus dans les sachets que 25% de la masse sèche de cresson introduite au début de l'expérience. Au contraire, la décomposition des roseaux a été beaucoup plus lente. Cette espèce n'a perdu que 4% de sa masse sèche lors des 2 premiers jours de décomposition, et conservait plus de 90% de sa masse initiale à la fin de l'expérience (28 jours).

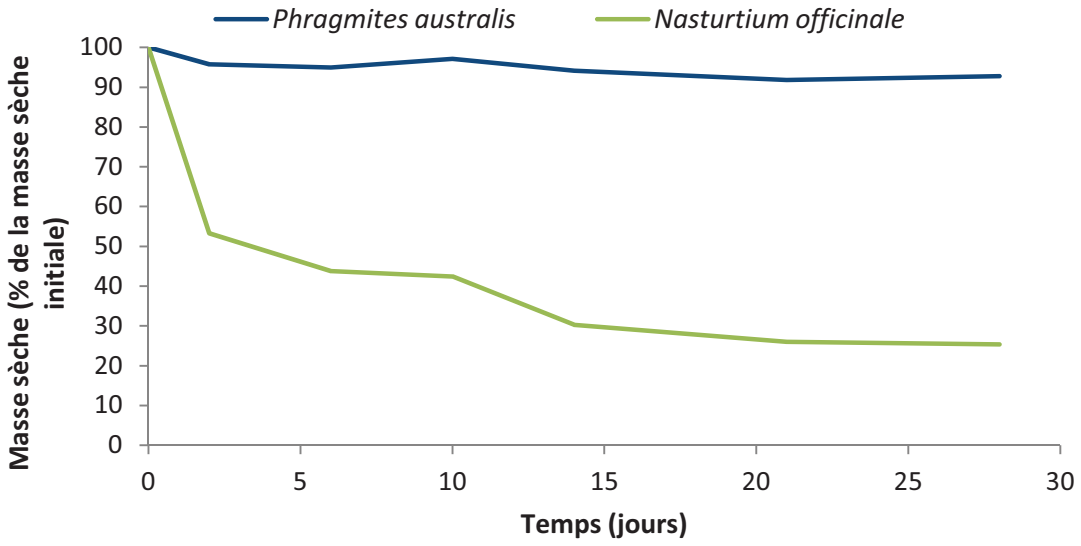


Figure IV-7 : Evolution au cours du temps de la masse sèche de *Phragmites australis* et de *Nasturtium officinale* en « litter-bags ».

Des analyses élémentaires des résidus prélevés dans les « litter-bags » nous ont également permis d'apprécier les cinétiques de libération d'azote et de carbone au cours de la décomposition de ces deux espèces (figure IV-8). Dans les deux cas, la libération d'azote est plus rapide que celle du carbone, en particulier lors des deux premiers jours. Ces différences de libération d'azote et de carbone sont particulièrement marquées pour les roseaux, qui au bout de 28 jours ont seulement perdu moins de 5% du carbone initial, pour 18% d'azote disparus. En revanche, le cresson libère une grande quantité de son carbone (presque 70%) au bout de 28 jours, même si il relâche également une forte proportion (plus de 75%) de son azote.

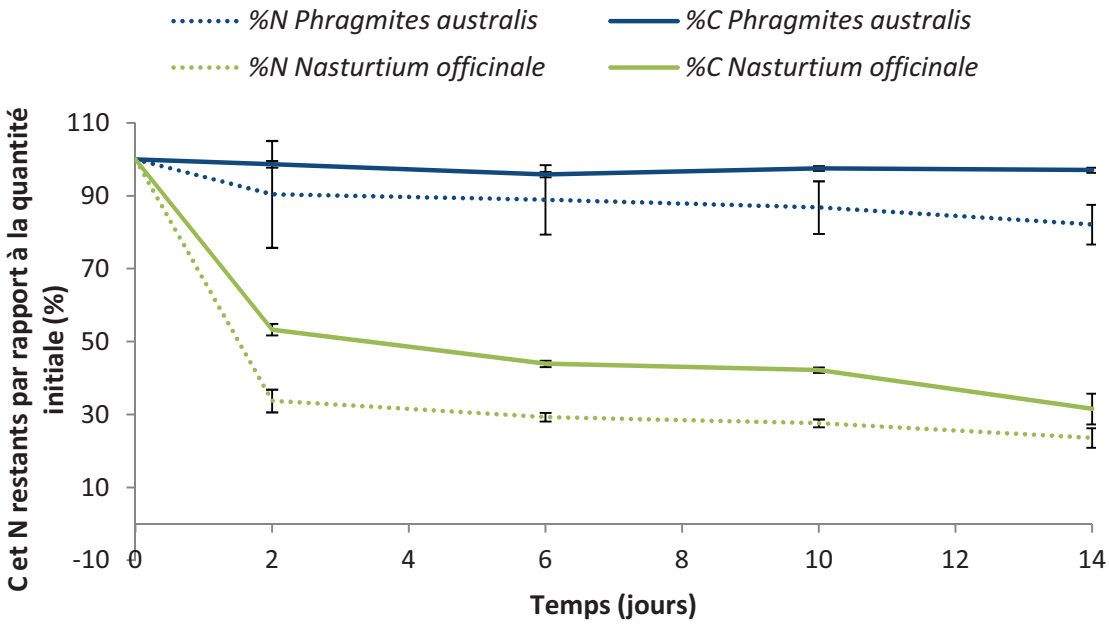


Figure IV-8 : Evolution de la quantité de carbone et d'azote au cours de la dégradation de *Phragmites australis* et *Nasturtium officinale* en « litter-bags ».

Les cinétiques de dégradation et de libération du carbone ci-dessus (figure IV-8) concordent avec les résultats des analyses des fractions biochimiques de la matière organique (Van Soest) pour ces deux espèces (figure IV-9). Initialement, ces fractions biochimiques diffèrent radicalement entre *Nasturtium officinale* et *Phragmites australis*. En effet, alors que la part soluble s'élève à plus de 60% de la matière organique pour le cresson, cette proportion est inférieure à 10% pour le roseau, dont les celluloses et hémicelluloses représentent les deux fractions les plus importantes (respectivement 48 et 31% de la matière organique). Au cours des deux premiers jours de décomposition, on observe une diminution importante de la fraction soluble du cresson, confirmant que celle-ci est la plus rapidement libérée au cours de la dégradation des végétaux (Godshalk et Wetzel, 1978a). Ensuite, les proportions des différentes fractions de la matière organique du cresson évoluent peu au cours de la décomposition, à l'exception de celle des lignines et cutines qui a tendance à augmenter. Ceci semble donc montrer qu'après 2 jours de décomposition, toutes les fractions de la matière organique du cresson sont libérées de façon équivalente, mises à part les lignines et

cutines qui seraient plus récalcitrantes. Pour les roseaux, aucune tendance nette n'est observable au bout de 2 jours. Les proportions des différentes fractions biochimiques évoluent peu au cours des 14 premiers jours de décomposition. Toutefois, une tendance à la baisse de la part soluble semble indiquer une libération plus rapide de cette fraction.

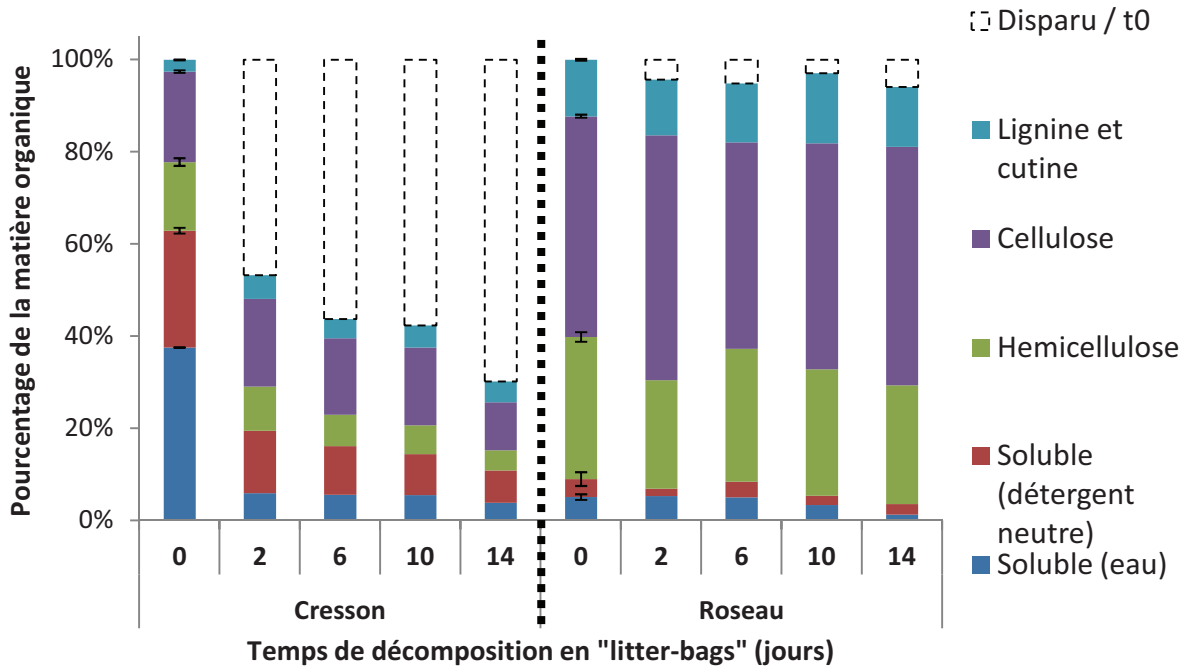


Figure IV-9 : Evolution des différentes fractions de la matière organique de Nasturtium officinale (cresson) et de Phragmites australis (roseau) au cours de la dégradation en « litter-bags ».

Les caractéristiques de la matière organique diffèrent grandement entre le cresson et les roseaux, ce qui se traduit par des cinétiques de décomposition contrastées. Dans les cressonnières ceci peut avoir des conséquences importantes au niveau de la saisonnalité de libération du carbone issu de la décomposition, et qui pourrait éventuellement alimenter la dénitrification. Dans le cas des fosses cultivées, il faut ainsi s'attendre à une libération massive de carbone après la saison de culture, renforcée par le fait que l'ensemble de la végétation des fosses meurt (et donc se dégrade) simultanément suite au traitement défanant. Eventuellement d'autres apports de carbone peuvent avoir lieu dans ces fosses suite à des fortes gelées lorsque le cresson n'a pas été protégé, ou après les récoltes car une petite proportion des plantes coupées n'est pas exportée. Dans les fosses abandonnées où les roseaux dominent, les parties aériennes de ces macrophytes meurent au cours de l'automne. Ils ne rejoignent toutefois la litière que progressivement au cours de l'hiver et du printemps, et vont dès lors commencer à se dégrader très lentement, sur des périodes supérieures à une année (Hietz, 1992; Asaeda *et al.*, 2002). Ainsi, la dégradation de ces macrophytes donne lieu à une libération de carbone répartie sur toute l'année.

3.2.2) Aspects quantitatifs

L'apport de carbone organique constitué par les macrophytes en décomposition est l'un des éléments déterminants de la dénitrification, et donc de l'élimination des nitrates dans les

cressonnières. En effet, les végétaux créent les molécules carbonées organiques qui les constituent à partir du CO_2 atmosphérique, molécules qui pourront être utilisées par les bactéries, en particulier dénitrifiantes, au fur et à mesure que les macrophytes se décomposent. Par conséquent, les stocks de carbone constitués par les plantes (figure IV-10) pourraient s'avérer aussi déterminants que les stocks d'azote pour l'élimination des nitrates, mais indirectement cette fois-ci, en tant qu'apport comme « carburant » de la dénitrification.

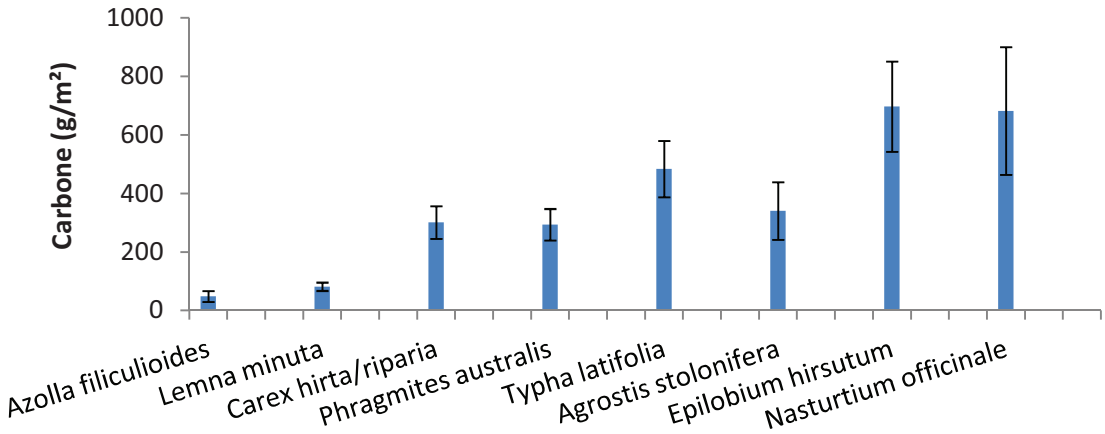


Figure IV-10 : Estimation des stocks de carbone constitués par les 8 espèces les plus représentées sur le site expérimental pour un recouvrement maximal.

A cet égard, il est possible de distinguer les pleustophytes (*Lemna minuta* et *Azolla filiculoïdes*) qui représentent une quantité relativement faible de carbone par unité de surface. Il est cependant probable qu'en comparaison aux autres espèces, une plus grande part de ce carbone soit facilement disponible, car ces espèces n'ont pas besoin de macromolécules structurales, du fait de leur petite taille et de l'absence de tige.

De même que pour l'azote, une partie des stocks de carbone des géophytes érigés comme *Phragmites australis* et *Typha latifolia* rejoint les organes souterrains lors de la sénescence de la plante. La proportion du stock de carbone de ces plantes qui rejoint alors le rhizome et qui n'est pas libérée par la décomposition reste toutefois faible, correspondant à la fraction mobile, donc soluble, de la matière organique. Ainsi, les apports en carbone par ces espèces d'hélophytes seront moyens, et principalement sous forme de macromolécules complexes qui seront très lentes à dégrader et qui mettront beaucoup de temps avant d'être utilisables par les bactéries, notamment dénitrifiantes.

Les monocultures de cresson constituent, avec celles *d'Epilobium hirsutum*, les plus grandes quantités de carbone stockées dans les végétaux, et donc libérées lors de la décomposition. Néanmoins, le port dressé et la tige rigide pouvant atteindre 2m de hauteur d'*Epilobium hirsutum* laissent supposer que comme pour *Phragmites australis* et *Typha latifolia*, la majorité des apports issus de la décomposition de cette espèce seront peu disponibles, par

rapport au cresson pour lequel une grande proportion du carbone se trouve sous forme soluble très facilement libérée dans le milieu au cours de la décomposition rapide. Par conséquent les différentes espèces, en tant que sources de carbone, peuvent agir différemment sur la dénitrification. Le cresson cultivé semble encore ici être l'une des espèces permettant les meilleures performances d'élimination des nitrates, en fournissant massivement du carbone très disponible pour les bactéries dénitrifiantes, après que le cressiculteur ait appliqué le traitement défanant dans les fosses en fin de saison de production. Par contre, bien que cet apport soit massif et potentiellement très efficace vis à vis de la dénitrification, il intervient sur une durée relativement courte correspondant à la durée de dégradation du cresson (de l'ordre du mois). De plus, cela ne concerne que les cressiculteurs « conventionnels ». Dans certaines pratiques de l'agriculture biologique, le cresson est retiré des fosses sans usage de défanant (donc sans qu'il s'y décompose et qu'il puisse fournir du carbone organique). Toutefois, pour faciliter le retrait du cresson, une autre méthode consiste au préalable à disposer des bâches noires opaques par dessus les fosses, afin d'empêcher la photosynthèse d'avoir lieu et ainsi causer la mort (puis la décomposition) du cresson. A l'inverse, l'apport de carbone par les espèces érigées est moindre (sauf pour *Epilobium hirsutum*), mais a lieu sur une très grande période, correspondant à la lente dégradation de ces espèces (plusieurs mois, voire des années).

3.3) Microbiologie

Les processus microbiens sont primordiaux dans le cycle de l'azote, et en particulier pour l'élimination des nitrates par dénitrification. Or, les conditions différentes qui règnent dans le sédiment au sein des fosses (entre l'amont et l'aval), mais aussi entre les fosses à différents stades d'abandon sont susceptibles d'influencer les populations microbiennes que l'on y trouve, en quantité mais aussi en qualité ou diversité. Par conséquent, nous avons quantifié la biomasse microbienne à l'amont et à l'aval de fosses à différents stades d'abandon par la méthode de fumigation extraction qui mesure la quantité de carbone libérée par la lyse de toutes les cellules vivantes qui s'y trouvent. De plus, nous avons également réalisé une électrophorèse sur gel en gradient dénaturant (« Denaturing Gradient Gel Electrophoresis », DGGE) à partir d'ADN 16s extrait du sédiment et amplifié par PCR (« Polymerase Chain Reaction »), pour obtenir un aperçu de la diversité bactérienne en fonction de ces différentes modalités. Ce travail de microbiologie n'a qu'une ambition limitée, et cherche surtout à observer d'éventuelles tendances des peuplements bactériens en fonction des différentes modalités de notre site expérimental (temps après l'abandon, position dans la fosse). En particulier, il aurait été très intéressant de cibler ces expérimentations et d'effectuer un travail spécifique concernant uniquement les bactéries dénitrifiantes, ce qui n'a pas été fait ici pour des raisons pratiques.

Les estimations de la quantité de carbone provenant de la biomasse microbienne varient de -50 ±142 à 535 ±15 µg/g de sédiment frais en fonction des différentes modalités (figure IV-11). La présence d'une valeur négative pour la partie amont de la zone B est une aberration due aux erreurs expérimentales, et doit être considérée comme nulle ou presque, dans

l'interprétation des résultats. De plus, une valeur a été éliminée des données pour l'amont de la zone A ainsi qu'une autre pour l'aval de cette même zone, car les résultats étaient aberrants. Par conséquent, il ne reste plus dans ces deux cas que deux valeurs, empêchant ainsi les comparaisons statistiques avec les autres modalités.

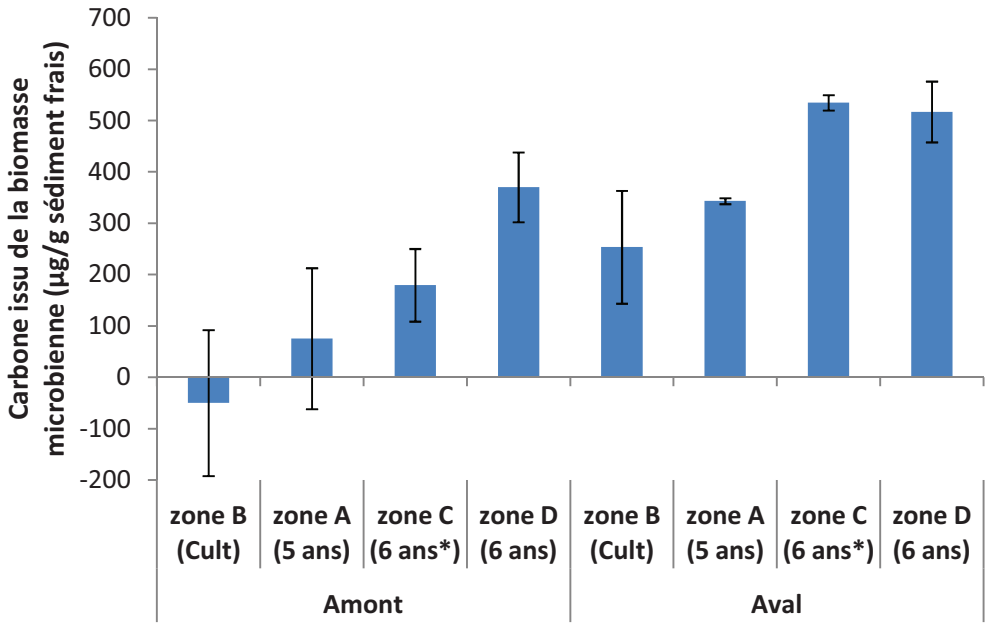


Figure IV-11 : Carbone issu des micro-organismes du sédiment en fonction du stade d'abandon et de la position dans la fosse, mesuré par fumigation-extraction au chloroforme.

Il semblerait toutefois que la biomasse microbienne augmente avec la durée d'abandon, même si seule la différence entre les fosses cultivées et celles abandonnées depuis 6 ans est significative ($p<0,05$). De plus, le nettoyage des fosses au moment de l'abandon semble affecter négativement la biomasse bactérienne à l'amont des fosses, même si cela n'est pas significatif et ne se vérifie pas à l'aval. Il est donc probable que l'itinéraire technique de la production de cresson soit néfaste aux populations microbiennes. En particulier, l'utilisation de formol lors du nettoyage annuel des fosses ainsi que les traitements phytosanitaires pourraient représenter des effets négatifs majeurs pour les proliférations bactériennes. Des résidus de ces produits pourraient encore être présents après l'abandon, et disparaître très progressivement, tout comme leur inhibition des croissances bactériennes. Dans ce cas, les taux d'élimination des nitrates plus élevés observés dans les fosses cultivées montrent que cette élimination n'est pas limitée par la quantité de bactéries dans les cressonnières. Il serait toutefois intéressant de vérifier si les fosses cultivées selon les pratiques de l'agriculture biologique montrent la même tendance, et de connaître l'effet d'une augmentation de la quantité de bactéries sur l'élimination des nitrates dans des fosses cultivées.

On observe également que les micro-organismes sont plus abondants à l'aval qu'à l'amont des fosses ($p<0,01$). Or, les particules organiques issues de la dégradation des macrophytes des fosses se déposent à l'aval des fosses. Par conséquent le sédiment riche en carbone et

azote apportés par ces particules constitue un substrat très favorable à la croissance des micro-organismes.

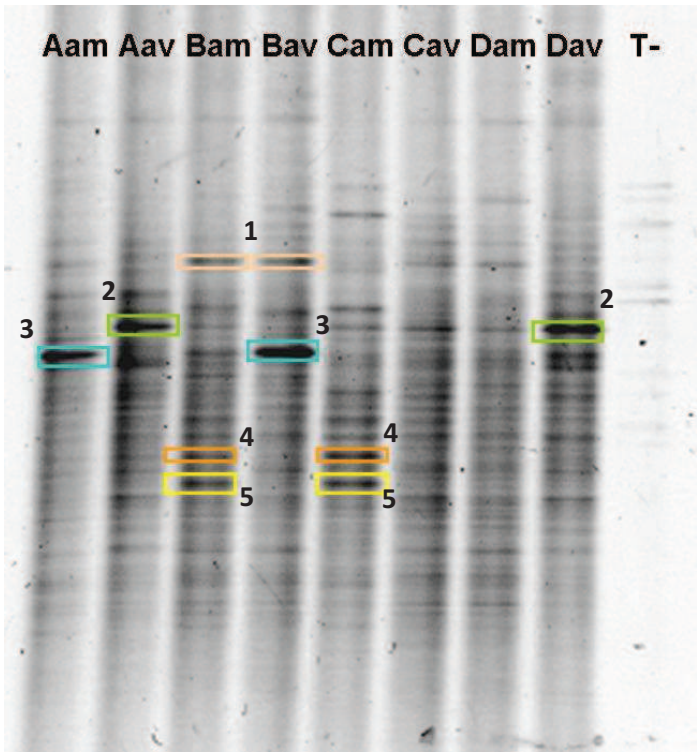


Figure IV-12 : Profils DGGE du sédiment pour différents stades d'abandon et positions dans les fosses. Aam : Amont de la zone A (abandonnée en 2006) ; Aav : Aval de la zone A ; Bam : Amont de la zone B (cultivée) ; Bav : Aval de la zone B ; Cam : Amont de la zone C (nettoyée et abandonnée en 2006) ; Cav : Aval de la zone C ; Dam : Amont de la zone D (abandonnée en 2006) ; Dav : Aval de la zone D ; T- : Témoin négatif.

La résolution de la DGGE est de mauvaise qualité, et un contraste fort à ainsi dû être utilisé pour visualiser les résultats. Cette mauvaise résolution pourrait être la conséquence d'une amplification limitée de l'ADN au cours de la PCR, à cause de la présence possible d'inhibiteurs dans l'échantillon de départ. Les profils obtenus sont toutefois très riches (en diversité), ce qui est illustré par un grand nombre de bandes pour chacune des modalités. En effet, aucun type particulier de bactérie n'a été ciblé lors des extractions d'ADN, et par conséquent l'ensemble de la flore bactérienne est représentée sur l'électrophorèse. Contrairement aux résultats des estimations de la biomasse microbienne, on n'observe ici aucune tendance liée aux modalités, que ce soit en fonction des stades d'abandon ou en fonction de la position dans la fosse (amont ou aval). Cependant, certaines bandes sont fortement exprimées pour plusieurs modalités. Par exemple, les bandes 1 et 3 sont relativement importantes à la fois à l'amont et à l'aval des fosses cultivées (zone B) et pourraient correspondre à des populations favorisées par les pratiques culturales ou par le cresson, même si elles sont aussi présentes pour d'autres modalités. En particulier, la bande 3 est la plus importante à la fois pour l'aval des fosses cultivées et pour l'amont de la zone A où subsiste encore du cresson. L'amont des zones B et C ont en commun les bandes 4 et 5. La bande 2 est la plus exprimée à l'aval des zones abandonnées A et D, mais est également

présente pour d'autres modalités, notamment l'amont de la zone D et la zone C (amont comme aval). Enfin, l'intégralité des profils de l'aval de la zone C et de l'amont de la zone D sont très similaires. En dépit de cela, on n'observe aucune bande représentative d'une unique position ou stade d'abandon. Il serait toutefois intéressant de réaliser cette expérience en extrayant certaines populations bactériennes particulières comme les dénitrifiantes au lieu des bactéries totales, ce qui aurait l'avantage de donner une meilleure lisibilité et de pouvoir mettre en lien les résultats avec des aspects fonctionnels (taux d'élimination des nitrates).

3.4) Dénitrification *in situ* et production d'oxyde nitreux

La dénitrification peut s'accompagner de la production d'oxyde nitreux N_20, si elle ne s'effectue pas complètement (jusqu'à l'obtention de diazote N_2). Ainsi, les zones humides où s'effectue la dénitrification sont potentiellement des zones de production de ce puissant gaz à effet de serre : bien que leur impact sur la qualité de l'eau soit positif, celui sur la qualité de l'environnement en général pourrait être beaucoup plus discutable. Afin de vérifier dans quelle mesure l'élimination des nitrates dans les cressonnières peut causer la production de ce gaz à effet de serre, nous avons suivi en parallèle la dénitrification et la production d'oxyde nitreux en différents points de la cressonnière du Moulin Neuf au début du mois de mai 2011 (tableau IV-2). Ce travail n'a été réalisé qu'à titre exploratoire, et ne permet pas d'identifier les facteurs qui influencent la production d'oxyde nitreux dans les cressonnières, ni de connaître les liens entre certaines modalités du site expérimental. Toutefois, l'intérêt principal de ce travail est de fournir des ordres de grandeur de la production de ce gaz à effet de serre dans ce type de zones humides, et d'avoir une idée de la proportion d'azote éliminé par dénitrification que l'on peut retrouver sous cette forme dangereuse pour l'environnement.

L'ordre de grandeur des valeurs mesurées pour la dénitrification est cohérent avec les autres mesures d'élimination des nitrates effectuées sur le site expérimental et au laboratoire (réacteurs). La valeur mesurée à l'emplacement 1 (tableau IV-2, 904 mg NO_3^-/m^2/jour) est toutefois étonnamment élevée : puisqu'il s'agit là de l'amont d'une fosse qui a été nettoyée lors de son abandon et qui n'a depuis jamais été recolonisée par des macrophytes, nous attendions pour cet emplacement des taux de dénitrification extrêmement bas. Les très forts taux de dénitrification mesurés dans le canal de décharge (immédiatement en sortie d'un groupe de fosses cultivées) montrent qu'il subit, comme l'aval des fosses, l'influence positive des apports de particules organiques sur la dénitrification. Les taux de production d'oxyde nitreux ont été comparables à ceux mesurés dans des parcelles agricoles drainées (Vilain, 2010). Bien qu'une valeur plus élevée que les autres ait été mesurée en aval d'une fosse cultivée, l'oxyde nitreux produit correspond toujours à moins de 1% de l'azote éliminé par dénitrification. Cela montre donc que dans les cressonnières, seule une part infime de la dénitrification ne s'effectue pas jusqu'au stade de production de diazote N_2. Par conséquent, elles ne représentent qu'un risque très limité en termes de production de gaz à effet de serre.

Tableau IV-2 : Résultats des mesures de production de N_20 et de dénitrification réalisées à divers emplacements du site expérimental.

Emplacement	Position	Abandon	Nettoyage	Elimination des nitrates		N_2O produit (mg N/m²/jour)	Proportion de N_2O produit par la dénitrification (%)
				(mg NO_3^- /m²/jour)	(mg N/m²/jour)		
1	Amont	6 ans	Oui	904	204	0,53	0,26
2	Amont	6 ans	Oui	335	76	0,36	0,48
3	Aval	6 ans	Non	1099	248	0,43	0,17
4	Aval	-	Non	857	194	1,80	0,93
5	Canal de décharge	-	Non	1222	276	1,80	0,65

4) Synthèse : Cressonnières, nitrates et macrophytes

4.1) Bilan sur l'élimination des nitrates

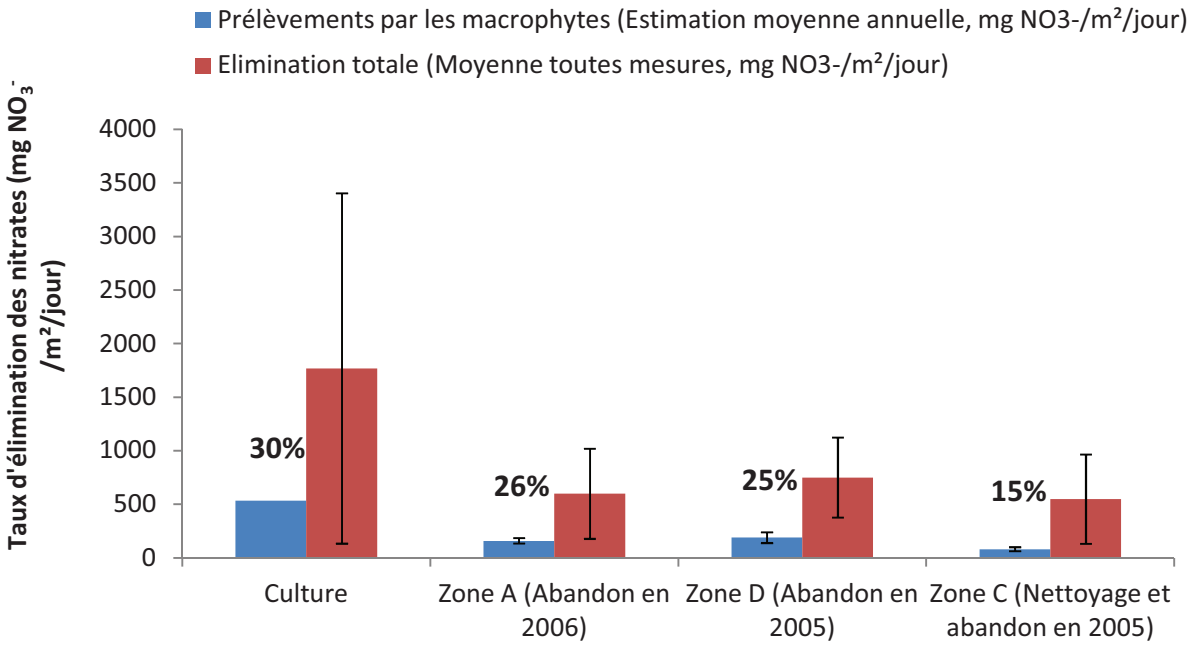


Figure IV-13 : Estimation de la part de l'assimilation par les végétaux dans l'élimination moyenne annuelle des nitrates pour différents stades d'abandon du site expérimental.

Les prélèvements par les végétaux et la dénitrification participent tous deux à l'élimination des nitrates mesurée sur le site expérimental. En faisant l'hypothèse que tout l'azote contenu dans les macrophytes des cressonnières provient des nitrates, on peut estimer que les prélèvements par les plantes comptent pour une part minoritaire de l'élimination annuelle, comprise entre 15 et 30% selon les stades d'abandon (figure IV-13).

L'importance des prélèvements par les plantes comme celle de l'élimination totale des nitrates varie en fonction des saisons, puisqu'elle dépend à la fois des macrophytes présents, de leur abondance et de leurs caractéristiques en termes de croissance, de stockage d'azote et de libération de carbone lors de leur décomposition.

Lorsque l'on soustrait les prélèvements par les plantes de l'élimination des nitrates observées sur le site expérimental (figure IV-14), on observe pour les fosses abandonnées une relative stabilité de la différence ainsi obtenue, qui pourrait correspondre au bilan entre l'élimination des nitrates par dénitrification et leur libération par lessivage ou minéralisation de la matière organique. Ces valeurs restent majoritairement positives pour les fosses abandonnées, mis à part pour le 08/03/2010 et le 29/11/2010. Les valeurs négatives à ces dates pourraient être dues soit à une sous-estimation des taux d'élimination mesurés sur le site du fait de la méthode de calcul utilisée, soit à une production de nitrates combinée à une dénitrification limitée ou inexistante du fait des températures très faibles (le 8/03/2010,

minimales : -3,2°C, maximales : 6,2°C ; le 29/11/2010, minimales : -3,6°C, maximales : 0,7°C). Cette relative stabilité des taux d'élimination dans les fosses abandonnées est cohérente avec une libération progressive de carbone au cours de l'année, du fait de la décomposition lente de la litière issue des hélophytes beaucoup plus récalcitrants que le cresson qui permettrait de soutenir des réactions de dénitrification en toutes saisons.

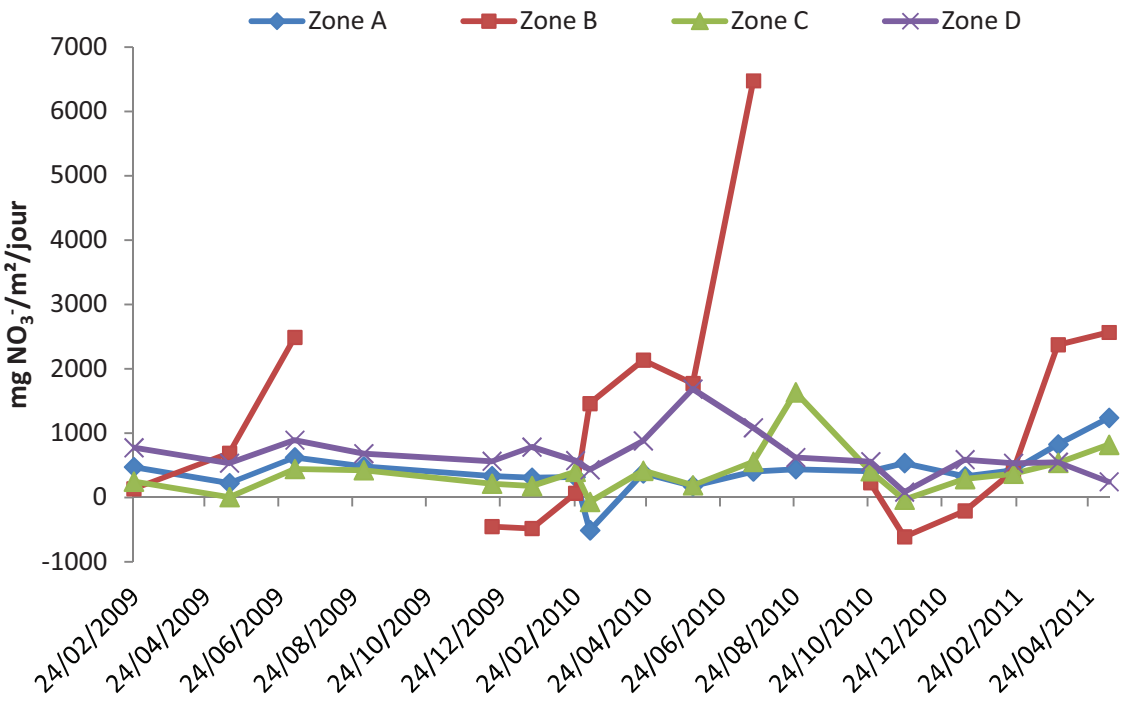


Figure IV-14 : Différence entre l'élimination des nitrates mesurée sur le site expérimental et l'estimation des prélèvements par les végétaux à différentes dates.

Dans le cas des fosses cultivées, la différence entre l'élimination des nitrates mesurée sur le site et l'estimation des prélèvements par les macrophytes varie énormément en fonction de la saison et est négative de Septembre à Février. Ceci pourrait indiquer que l'hypothèse concernant la régularité de l'assimilation des nitrates par le cresson de Septembre à Mai est erronée, et que le cresson prélève plus de nitrates au sortir de l'hiver que pendant ce dernier et à l'automne. En effet, même si les voiles de forçage permettent au cresson de croître en hiver, la productivité du cresson dans ce cas reste plus faible qu'au printemps. De plus, dans le cas de notre site expérimental la culture n'étant plus effectuée dans un but lucratif par le propriétaire du site, l'utilisation des voiles de forçage n'a pas été systématique, ce qui a limité la croissance du cresson en hiver et parfois causé une mortalité relativement importante lors des fortes gelées. Dans ce cas, la libération d'azote issu des plantes tuées par le gel a pu causer une production importante de nitrates, alors que les basses températures ont pu inhiber la dénitrification.

4.2) Stades d'abandon et processus d'élimination

Culture ou abandon

Les cressonnières cultivées et abandonnées possèdent des propriétés bien différentes concernant l'élimination des nitrates, liées aux macrophytes présents dans les fosses. A de nombreux égards, les fosses où le cresson est cultivé semblent les plus avantageuses pour l'élimination des nitrates, combinant des prélèvements par les plantes qui sont très importants sur une grande partie de l'année (y compris potentiellement en hiver dans le cas d'une culture menée « dans les règles de l'art »), une exportation directe lors des récoltes d'une partie de cet azote assimilé, et une très grande capacité à alimenter les réactions de dénitrification par l'apport de carbone organique très facilement biodisponible. Toutefois, même si les fosses cultivées peuvent éliminer de très grandes quantités de nitrates, en particulier lors de la décomposition massive et rapide du cresson suite au traitement défanant qui marque la fin de la saison de production, une mauvaise protection de cette culture contre le froid en hiver peut mener à des libérations importantes de nitrates, liées à la combinaison d'une mortalité due au gel causant lessivage de nitrates et absence de prélèvements par les végétaux, et d'une inhibition de la dénitrification par les faibles températures. En comparaison, les systèmes abandonnés sont moins performants vis à vis des prélèvements directs par les végétaux. De plus, il n'y a pas de récolte, et donc pas d'exportation directe de nutriments après l'assimilation. La décomposition des hélophytes (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Epilobium hirsutum*) que l'on peut trouver dans ces fosses débute en hiver, et se fait de manière lente et progressive tout au long de l'année, libérant du carbone organique qui peut alimenter la dénitrification de manière relativement stable en fonction des saisons. En outre, ces hélophytes libèrent beaucoup moins d'azote que le cresson par lessivage lors de la décomposition, étant donné que ces espèces ont des teneurs en azote beaucoup plus faibles, et conservent une grande partie de leurs nutriments d'une année sur l'autre en les stockant dans leurs organes souterrains lors de la phase de sénescence des parties aériennes.

Assimilation ou dénitrification

Les prélèvements de nitrates par les macrophytes peuvent représenter une élimination des nitrates substantielle, puisque l'on peut attribuer entre 15 et 30% de l'élimination annuelle des nitrates de la cressonnière du Moulin Neuf aux prélèvements par les macrophytes. Toutefois, l'azote ainsi prélevé et assimilé n'est alors que temporairement stocké dans les végétaux avant d'être soit stocké dans le sédiment, soit libéré sous forme soluble pendant que la litière se décompose, si il n'y a pas de récolte et d'exportation de la phytomasse. De plus, peu d'améliorations sont possibles pour optimiser ces prélèvements, qui ne dépendent que des caractéristiques des macrophytes présents et de leur croissance, seuls déterminants de la quantité d'azote prélevée par cette voie. A l'inverse la dénitrification, en plus d'être la voie d'élimination des nitrates prépondérante dans les cressonnières, est un processus dont l'efficacité peut potentiellement être améliorée. En particulier, la présence de sources de

carbone disponible pour les bactéries en toutes saisons est un facteur-clé qui permettrait d'optimiser l'élimination des nitrates dans les cressonnières. En plus de cela, la dénitrification peut également être favorisée en intervenant sur d'autres paramètres environnementaux dont les effets sur ce processus sont déjà connus, comme par exemple la température.

Chapitre 5
Valorisation : Changement d'échelle et scénarii de gestion

1) Du site expérimental à la vallée de l'Essonne

1.1) Successions de macrophytes et validité du site expérimental

1.1.1) Classification des macrophytes

A l'échelle de la vallée

Il y a dans la vallée de l'Essonne 11 sites cressicoles en activité, 5 partiellement abandonnés et 36 totalement abandonnés (Alabergère, 2010 ; annexe 9). Sur les 41 sites possédant des stades d'abandon, 16 sont aujourd'hui des étangs ou des bois (systèmes très différents des cressonnières) cressonnières, 2 propriétaires nous ont refusé l'accès à leur site et 9 n'ont pu être contactés. Les successions de macrophytes ont donc été étudiés dans les 14 cressonnières abandonnées restantes, dont 3 se trouvent à Boigneville, 6 à Maisse, 3 à Vayres sur Essonne, 1 à D'huison-Longueville et 1 à Baulne. 103 espèces de macrophytes ont été répertoriées sur des stades d'abandon allant de 5 à 250 mois (annexe 4), auxquelles il faut rajouter les algues, bryophytes et les characées (*Chara contraria*). Ces dernières, comme les algues et les bryophytes, ont été traitées séparément car au moment du traitement des données elles n'avaient pas encore été identifiées. Une CAH réalisée sur ces 103 espèces après une étape de fuzzy-coding permet de les séparer en 12 groupes (figure V-1) de taille variable, allant de 3 à 19 espèces. Les notes moyennes de chacun de ces groupes pour différents paramètres (figure V-2) nous montrent que l'humidité édaphique est un paramètre essentiel qui permet de les caractériser, alors que ces groupes sont relativement proches pour leurs préférences vis-à-vis de la lumière, des nutriments ou du pH du sol. Pour l'humidité édaphique, le groupe 5 se distingue particulièrement puisqu'il rassemble des espèces inféodées aux milieux aquatiques superficiels. A l'opposé, les groupes 10 et 11 sont respectivement composés d'espèces rudérales herbacées et arbustives pionnières, pouvant être qualifiées de mésohydriques (préférant des milieux moyennement humides). Les autres groupes se situent entre ces extrêmes, ce qui montre que les espèces des anciennes cressonnières préfèrent majoritairement des milieux plutôt humides. Certains groupes sont relativement faciles à interpréter, comme le groupe 6 qui comporte uniquement des prêles (*Equisetum* sp), ou le groupe 7 qui rassemble des Cypéracées, avec notamment les *Carex*. La classification permet également de bien distinguer les espèces ligneuses (groupe 8), les graminées prairiales (groupe 9), et les espèces rudérales des ronciers (groupe 12). Le groupe 1 rassemble quasiment uniquement des Astéracées (à l'exception de *Polygonum persicaria*), et comporte des espèces potentiellement envahissantes ou invasives (*Solidago virgaurea*). Dans le groupe 3, nous retrouvons des groupements hélophytiques des roselières (typhaies, phragmitaies) mais aussi les joncs, alors que le groupe 4 rassemble les hélophytes pionnières des milieux humides (*Epilobium* sp et *Lythrum salicaria*) et les espèces typiques des cressonnières (*Veronica* sp).

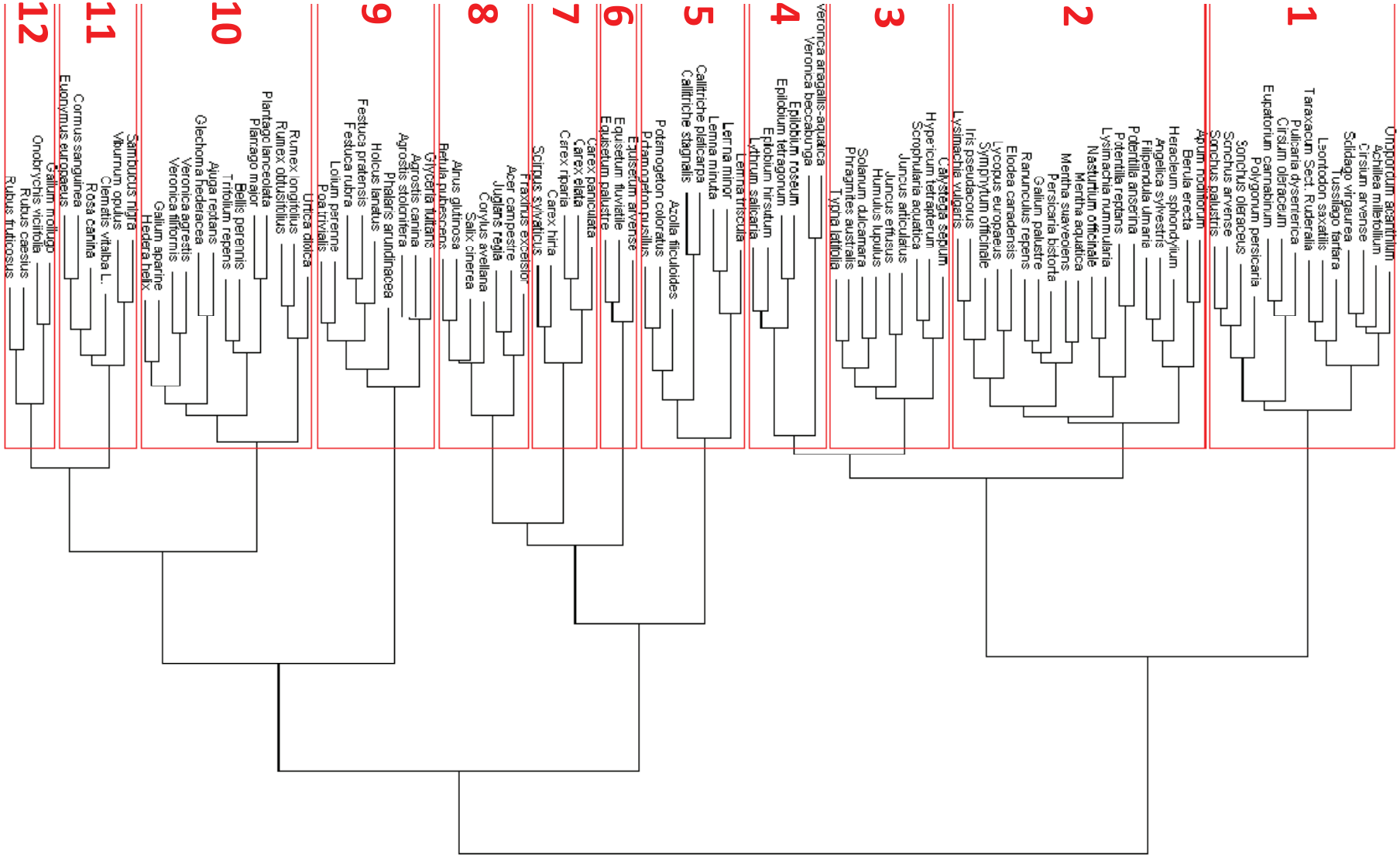


Figure V-1 : Dendrogramme issu de la CAH des espèces végétales réalisée à partir des relevés effectués sur 14 cressonnières abandonnées de la vallée de l'Essonne. En rouge représentent les groupes retenus et leur numérotation. D'après Alabergère (2010).

Enfin, le groupe 2 semble relativement hétérogène, et pourrait correspondre à un groupe résiduel de cette classification. On retrouve notamment dans ce groupe l'espèce aquatique invasive *Elodea canadensis* : alors que l'on attendait cette espèce plutôt dans le groupe 5 en compagnie des autres macrophytes aquatiques, son placement dans le groupe 2 à l'issue de la classification pourrait provenir de données manquantes dans la base utilisée lors du « fuzzy coding ». Toutefois, le groupe 2 rassemble globalement des espèces des milieux humides frais.

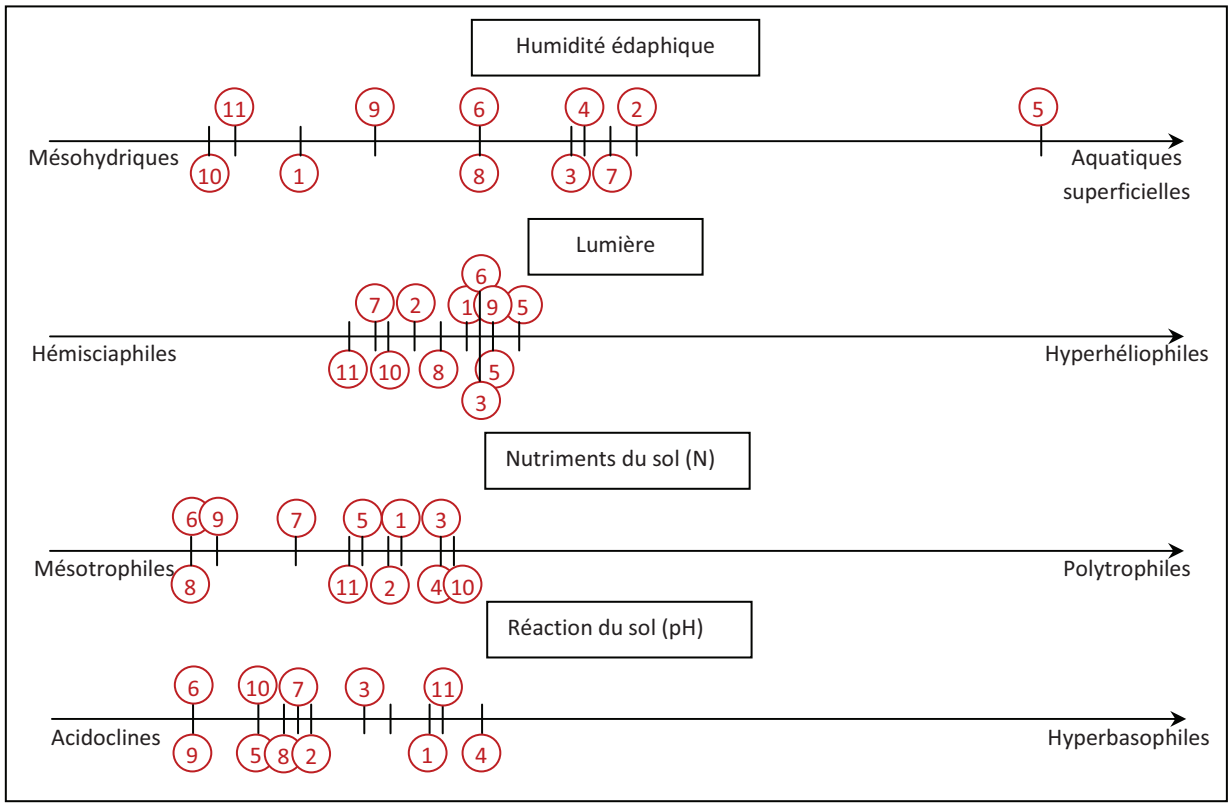


Figure V-2 : Positionnement moyen vis-à-vis de 4 paramètres écologiques de 11 des 12 groupes obtenus avec la CAH réalisée à partir des relevés botaniques effectués sur 14 cressonnières abandonnées de la vallée de l'Essonne. Le groupe 12 n'apparaît pas, à cause d'un manque de données. D'après Alabergère (2010).

Comparaison avec la cressonnière du Moulin Neuf

Sur les 70 espèces observées à la cressonnière du Moulin Neuf, 9 n'ont pas été observées sur les 14 autres cressonnières abandonnées (*Ranunculus acris*, *Ranunculus flammula*, *Veronica scutellata*, *Sonchus asper*, *Cardamine hirsuta*, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca ovina*, *Prunus spinosa*, *Frangula dodonei*, *Ribes rubrum*). Il s'agit en majorité d'espèces qui n'ont été rencontrées qu'à de très rares occasions sur le site expérimental, essentiellement sur les berges ou les zones en voie d'atterrissement. Inversement, presque la moitié des espèces observées sur les 14 autres sites abandonnés l'ont également été dans notre site expérimental. Cela montre qu'il existe un base commune importante dans la végétation des cressonnières abandonnées. Bien que le nombre de groupes issu de l'étude à l'échelle de la vallée (12) soit plus important que pour la cressonnière du Moulin Neuf (8), les tendances

des deux classifications sont proches : En particulier, on retrouve dans les deux classifications les groupes des *Carex*, des espèces aquatiques et des graminées prairiales. Les espèces arbustives et ligneuses, qui sont séparées dans la classification à l'échelle de la vallée (groupes 11 et 8), sont rassemblées au sein du même groupe dans la classification réalisée à partir de la cressonnière du Moulin Neuf. C'est également le cas pour les Astéracées et les espèces rudérales herbacées (groupes 1 et 10), ce qui montre que les groupes qui composent ces paires sont proches sur certains aspects. Globalement, les tendances des deux classifications sont les mêmes, en particulier au niveau de l'importance de l'affinité des espèces pour un certain type d'humidité édaphique. Par conséquent, la comparaison est permise entre l'évolution des groupes issus de chacune des classifications après l'abandon de la culture, et peut permettre de valider les successions de macrophytes observées dans la cressonnière du Moulin Neuf.

1.1.2) Successions de macrophytes

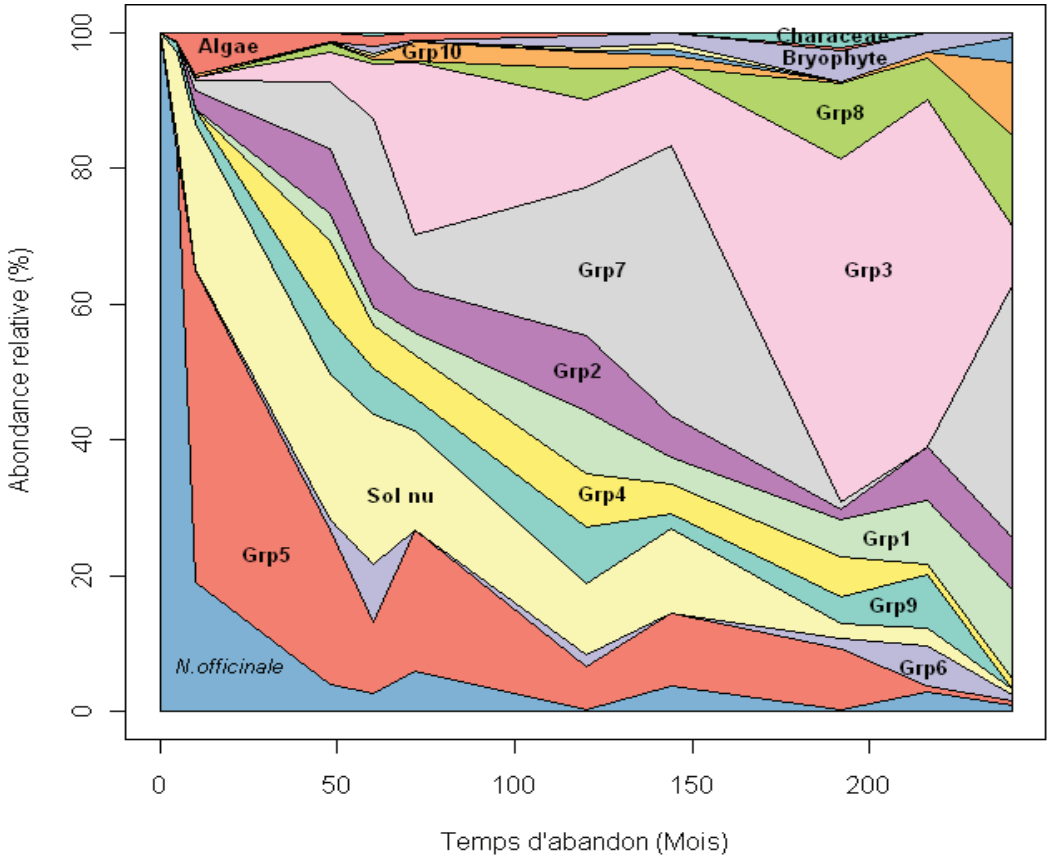


Figure V-3 : Abondances relatives des groupes de macrophytes dans les cressonnières de la vallée de l'Essonne en fonction du temps après l'abandon de la culture. D'après Alabergère (2010).

La dynamique des différents groupes de macrophytes après l'abandon des cressonnières de la vallée (figure V-3) est extrêmement proche de celle observée dans la cressonnière du Moulin Neuf. Dans les deux cas, l'arrêt de la culture est immédiatement suivi d'un retrait rapide du cresson, au profit du sol nu mais également des hydrophytes (groupe 5) et des

algues qui prennent très rapidement beaucoup d'ampleur. Alors que les algues régressent très rapidement et disparaissent relativement tôt après l'abandon, le sol nu et les hydrophytes déclinent plus lentement et sont encore présents, bien que peu abondants, après 200 mois d'abandon. Les différents groupes d'hélophytes apparaissent après les espèces aquatiques. La colonisation des fosses par ces espèces est relativement lente, à l'exception des groupes 2, 3 et 7 (respectivement le groupe relativement diversifié d'espèces des milieux humides frais, le groupe des hélophytes des roselières et jonchaies, et le groupe des *Carex*) qui progressent rapidement. Les deux derniers groupes notamment vont devenir très abondants à partir de 50 à 100 mois d'abandon, et étrangement vont par la suite dominer alternativement la végétation. Cependant, il est fort probable que ce phénomène reflète l'existence de deux types de successions ayant lieu dans des sites différents, plutôt qu'une alternance entre les hélophytes de roselières et les *Carex*.

Nous avons montré au cours de l'étude de la cressonnière du Moulin Neuf (chapitre 3) que les successions de macrophytes donnaient lieu à la dominance du roseau *Phragmites australis*, mais également qu'une alternative était possible (dans le cas des fosses nettoyées au moment de l'abandon), suggérant que les anciennes cressonnières évolueraient dans ce cas vers des cariçaies (plutôt que vers des roselières). Comme les stades d'abandon représentés sur la figure V-3 proviennent de plusieurs sites, il est probable que la majorité des sites présentant des stades d'abandon à 120, 144 et 240 mois aient évolué vers des cariçaies (peut être parce qu'ils ont été nettoyés au moment de l'abandon), et que la plupart des sites pour 60, 192 et 216 mois aient évolué vers des roselières. Les autres groupes de macrophytes semblent peu ou pas affectés par l'évolution vers l'un ou l'autre des systèmes. Pour des abandons très anciens, la progression des espèces arbustives pionnières (groupe 11), des ligneux (groupe 8 : Saules, Frênes, Aulnes, Bouleaux,…), mais aussi celle des groupes d'espèces herbacées suggère une évolution vers une forêt alluviale, confirmant ainsi la trajectoire déjà observée sur le site de la cressonnière du Moulin Neuf.

1.1.3) Stades d'abandon caractéristiques et élimination des nitrates

Les similitudes observées au niveau des macrophytes entre les différentes cressonnières abandonnées de la vallée de l'Essonne et le site expérimental de la cressonnière du Moulin Neuf valident les résultats obtenus pour les successions végétales après l'abandon de la culture. Ces résultats nous permettent d'identifier des stades de colonisation caractéristiques de ces zones humides, avec une évolution à partir de conditions aquatiques vers un milieu de plus en plus sec. Le retrait du cresson libère de l'espace, d'abord colonisé par des espèces aquatiques opportunistes et/ou invasives, dominantes au cours des deux premières années d'abandon, puis par des hélophytes pionnières. Ces deux types de macrophytes co-dominent dans les fosses, jusqu'à l'établissement d'une roselière ou d'une cariçaie (une évolution vers ce dernier type de communauté pouvant vraisemblablement être lié à un nettoyage des fosses au moment de l'abandon ou à l'absence de roseaux à proximité) vers 60 mois après l'abandon. Ces derniers stades semblent représenter un état de transition vers une forêt alluviale, puisque l'on y observe l'établissement d'espèces

herbacées et arbustives de mégaphorbiaies et une proportion croissante de ligneux, au fur et à mesure que les fosses se comblent.

L'évolution de la végétation après l'abandon de la cressiculture est identique entre la cressonnière du Moulin Neuf et les autres sites abandonnés de la vallée de l'Essonne. Il devient possible d'associer un stade d'abandon à un certain type de végétation, mais aussi à des taux moyens d'élimination des nitrates, étant donnée l'étroite relation entre les macrophytes présents dans les fosses et les processus d'élimination des nitrates qui y ont été observés. Les taux moyens d'élimination des nitrates obtenus sur la cressonnière du Moulin Neuf pour les fosses cultivées et chaque grande étape de la recolonisation par les macrophytes (figure V-4) peuvent donc être étendus aux autres sites présentant les mêmes caractéristiques. Ainsi, le taux moyen d'élimination des nitrates peut être estimé à 1770 mg NO_3^-/m^2/jour dans les cressonnières en activité, à 460 mg NO_3^-/m^2/jour dans les cressonnières dominées par les espèces aquatiques (c'est-à-dire abandonnées depuis moins de 4 ans), à 660 mg NO_3^-/m^2/jour pour les cressonnières en cours de colonisation par des hélophytes pionnières (entre 4 et 5 ans d'abandon), et enfin à 870 mg NO_3^-/m^2/jour pour celles où ces hélophytes sont très dominants (après 5 ans).

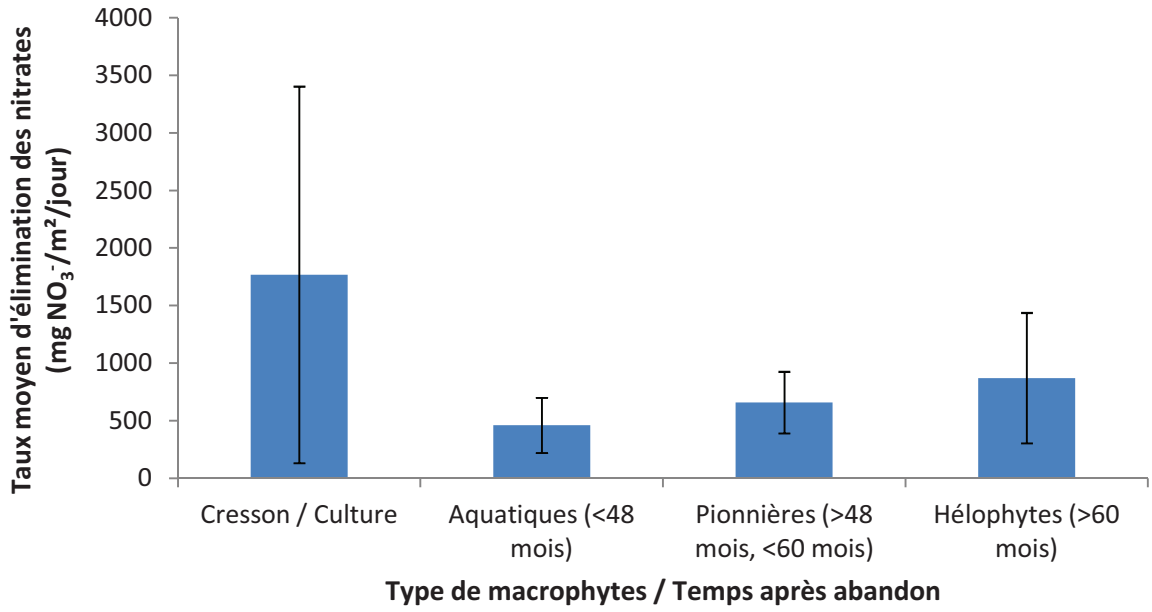


Figure V-4 : Taux moyens d'élimination des nitrates mesurés sur la cressonnière du Moulin Neuf pour 4 stades caractéristiques des cressonnières et de leur abandon.

On observe au cours de la dominance par les hélophytes un comblement progressif des fosses et des puits artésiens par l'abondante litière produite, ce qui diminue peu à peu les flux d'eau à travers ces systèmes. Lorsque les anciennes cressonnières ont atteint le stade de bois (dominance des ligneux), les anciennes fosses de culture sont totalement comblées, et les écoulements de surface sont inexistants. Par conséquent, les apports d'eau de la nappe à

la rivière à travers ce type de zone humide abandonnée peuvent être considérés comme négligeables par rapport aux apports des cressonnières qui sont encore en eau.

1.2) Cressonnières et nitrates de la rivière : différents scenarii

La concentration moyenne en nitrates de l'Essonne est de 29,2 ±3,8 mg/L (Données SIARCE, période du 14/02/1995 au 2/12/2009, à la Ferté-Alais). Juste en amont de la confluence avec la Juine à Ballancourt sur Essonne, le débit moyen annuel de cette rivière depuis janvier 2008 est de 3,6 m^3/s (Données SIARCE). A cet endroit, en émettant l'hypothèse que les concentrations en nitrates sont les mêmes à cette confluence qu'à la Ferté-Alais, cela correspond à un flux d'environ 3315,06 t NO_3^-/an. A partir du débit moyen utilisé en cressiculture (1 L/are/s) et de la surface de cressonnières encore alimentées en eau de la vallée de l'Essonne (24,51 ha, figure V-5), le débit délivré par les cressonnières à la rivière est estimé à 2,45 m^3/s, soit 70 % du débit moyen de l'Essonne.

Scénario 1 : Etat actuel

En 2010, la vallée de l'Essonne comportait au total 36,83 ha de cressonnières et anciennes cressonnières, dont seulement 8,95 ha étaient encore cultivés et 27,88 ha étaient abandonnés (Annexe 9). Parmi ces 27,88 ha d'anciennes cressonnières, 9,16 ha étaient totalement comblés et à l'état de bois ou de forêt (sans écoulement de surface), alors que 3,16 ha avaient été curés pour obtenir un étang. Bien que de l'eau circule de la nappe vers la rivière à travers ces étangs, ils représentent des systèmes très différents des anciennes cressonnières étudiées ici et ne seront donc pas pris en compte dans les calculs qui suivront.

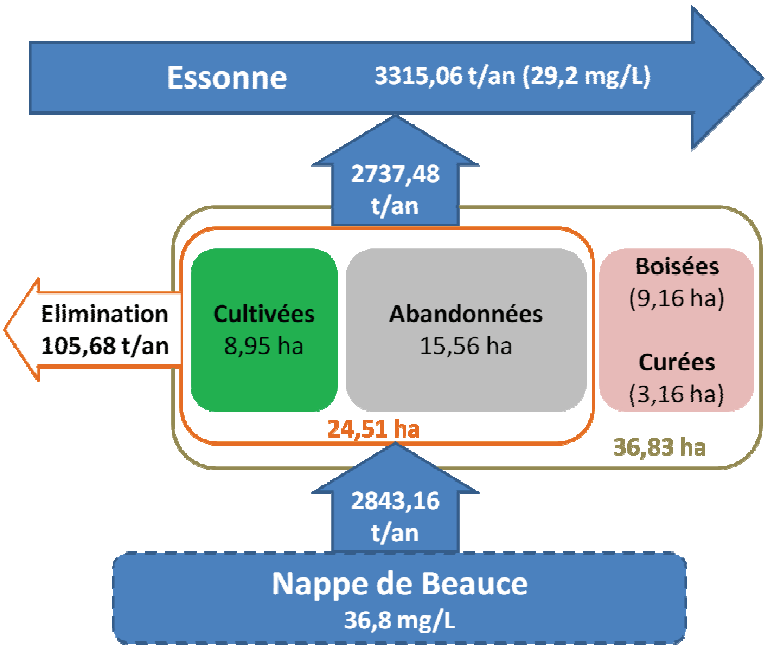


Figure V-5 : Estimation des flux annuels de nitrates entre la nappe de Beauce, les cressonnières et la rivière en l'état actuel.

Ainsi, nous ne considèrerons que les 24,51 ha de cressonnières qui sont soit encore en culture, soit à des stades de dominance par des hydrophytes (0,69 ha), de colonisation par

des hélophytes pionnières (0,68 ha), ou encore de dominance des hélophytes (14,19 ha), dans lesquels rentrent 2843,16 t NO_3^-/an. Or, en l'état actuel, l'élimination des nitrates qui a lieu dans ces cressonnières correspond à 105,68 t NO_3^-/an, ce qui permet d'estimer le flux de nitrates sortant des cressonnières vers la rivière à 2737,48 t /an, soit 82,58% des nitrates de la rivière (figure V-5).

Scénario 2 : Aucune épuration

Faisons maintenant l'hypothèse que les cressonnières n'éliminent aucun nitrate, et donc que le flux de nitrates soit le même à l'entrée et à la sortie des cressonnières : il y aurait 105,68 t/an en plus dans la rivière, ce qui correspond à une augmentation des concentrations en nitrates de 0,9 mg/L dans le cours d'eau, qui atteindrait alors 30,1 mg/L.

Scénario 3 : Tout en culture

Supposons maintenant que les 36,83 ha de cressonnières initialement cultivés dans cette vallée n'aient jamais été abandonnés (figure V-6). Nous considérons alors les apports d'eau qui existaient autrefois à travers les zones qui sont aujourd'hui des bois ou des étangs, soit un débit estimé à 1,2m^3/s. Or, des nitrates supplémentaires transitent également avec cette eau de nappe : le flux de nitrates entrant dans les cressonnières augmente de 1429,12 t/an et atteint alors 4272,12 t/an.

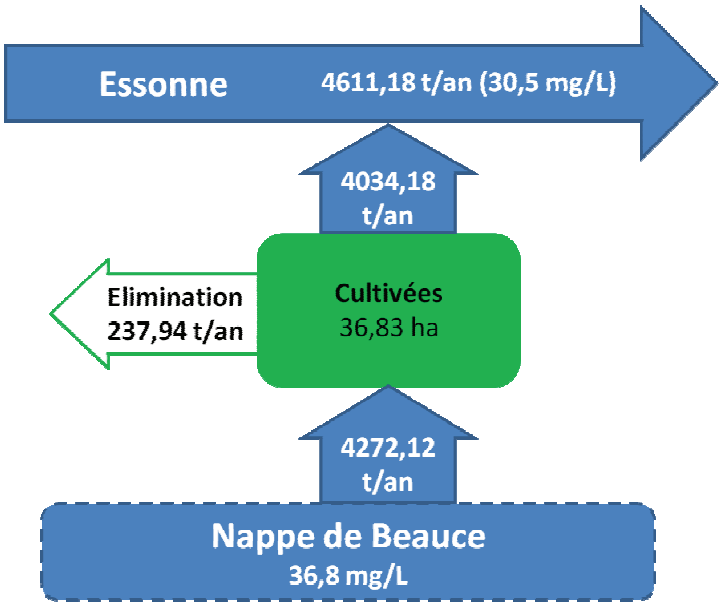


Figure V-6 : Estimation des flux de nitrates entre la nappe de Beauce, les cressonnières et la rivière si toutes les cressonnières étaient toujours cultivées.

Le flux éliminé dans les cressonnières si elles étaient toutes en activité serait 237,94 t NO_3^- /an. Au niveau de la rivière, le flux de nitrates résultant serait alors de 4611,18 t/an pour un débit moyen de 4,8 m^3/s : La concentration moyenne en nitrates de la rivière atteindrait alors 30,5 mg/L. Elle serait donc non seulement supérieure à la concentration moyenne en l'état actuel (29,2 mg/L), mais également à celle que l'on obtiendrait si les cressonnières

actuelles n'éliminaient aucun nitrate, mais avec moins d'apports d'eau de nappe (paragraphe précédent, 30,1 mg/L). Nous pouvons donc voir ici qu'une augmentation des surfaces de cressonnières a un impact négatif sur la qualité de l'eau de la rivière. Comme seule une faible partie des nitrates qui transitent dans les cressonnières est éliminée, les flux de nitrates de la nappe vers la rivière augmentent plus fortement que les flux exportés en fonction de la surface cultivée. Par conséquent, pour qu'une augmentation des surfaces de zones humides permette de diminuer les concentrations en nitrates de la rivière, il faudrait que les flux d'eau provenant de la nappe n'augmentent pas, c'est-à-dire que le débit moyen par unité de surface soit plus faible.

Scénario 4 : Pour atteindre 20 mg NO_3^-/L dans la rivière

Par exemple, pour atteindre dans la rivière une concentration moyenne de 20 mg NO_3^-/L avec un taux d'élimination par unité de surface semblable à celui de fosses cultivées, il faudrait que le flux d'eau nappe-rivière transitant actuellement dans les cressonnières et anciennes cressonnières traversent 262,17 ha de zones humides (soit plus de 10 fois la surface actuelle, qui est de 24,51 ha). Pour atteindre le même objectif en gardant les entrées d'eau et de nitrates actuelles, ainsi que les surfaces de cressonnières (24,51 ha), ce sont les taux d'élimination des nitrates dans ces zones humides qu'il faudrait multiplier plus de dix fois, pour atteindre 18930 mg/m²/jour.

Par conséquent, la diminution des concentrations en nitrates de la rivière peut passer par une augmentation des surfaces de zones humides sans augmenter la quantité d'eau provenant de la nappe (sans ouvrir de puits supplémentaires), ou par une augmentation des taux d'élimination des nitrates par unité de surface. Toutefois, pour atteindre un objectif de 20 mg/L de nitrates dans l'Essonne, les surfaces et taux qui seraient nécessaires par l'un et l'autre de ces moyens d'actions pris séparément semblent peu réalistes. Par contre, il est possible de combiner ces deux approches : il suffirait par exemple de 92,81 ha de zones humides avec un taux d'élimination de 5000 mg/m²/jour, ou de 46,4 ha avec un taux de 10000 mg/m²/jour. La pression foncière et les surfaces disponibles représentent les principales difficultés de l'augmentation des surfaces de zones humides. En ce qui concerne l'optimisation des taux d'élimination des nitrates, c'est au niveau de la dénitrification que se trouve la plus grande marge d'amélioration. Dans le chapitre 4, nous avons vu que ce processus représente 70 à 85 % de l'élimination des nitrates des cressonnières, où il est notamment limité par la quantité de carbone organique biodisponible. De plus, la littérature scientifique (chapitre 1) nous indique qu'il est possible d'intervenir sur de nombreux autres paramètres pour améliorer les taux d'élimination des nitrates. Au niveau de la cressonnière du Moulin Neuf, nous avons ainsi mené deux expérimentations visant à favoriser ou optimiser les taux d'élimination des nitrates.

2) Manipulations des cressonnières

2.1) Changement de la hauteur d'eau

Dans les fosses de cressonnières, la dénitrification peut être influencée par la hauteur de la colonne d'eau. En effet, lorsque celle-ci devient plus importante, le volume d'eau contenu dans la fosse augmente, et le temps de séjour s'allonge, avec un possible effet positif sur les taux d'élimination des nitrates. Toutefois, les contacts de la colonne d'eau avec les sites de dénitrification au niveau du sédiment sont moins importants. A l'inverse, lorsque la hauteur de la colonne d'eau est réduite, il y a plus de chances qu'une grande partie de l'eau qui circule dans les fosses se trouve en contact avec le sédiment, et donc que les nitrates qu'elle contient soient éliminés par dénitrification, mais en conservant le même débit le temps de séjour de l'eau dans la fosse devient plus faible. Par conséquent, un changement de la hauteur d'eau dans les fosses de cressonnières n'est donc pas le seul facteur à agir sur l'élimination des nitrates. Les performances épuratoires ont donc été suivies à partir de Février 2011 pour deux groupes de 6 anciennes fosses de culture (abandonnées depuis 2006), avec des hauteurs d'eau d'approximativement 5 cm et 15 cm (hauteur d'eau approximative dans les autres fosses du site expérimental : 10 cm).

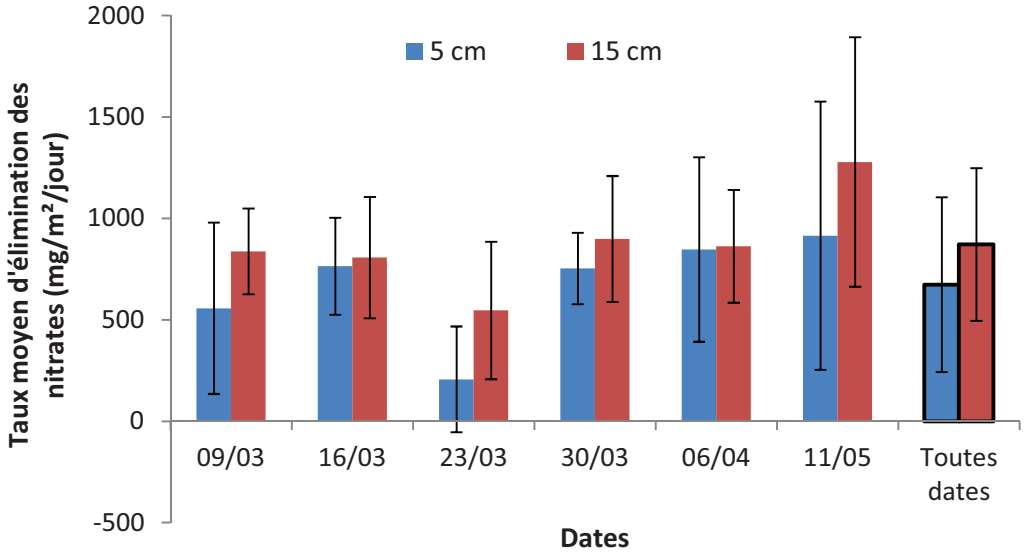


Figure V-7 : Taux d'élimination des nitrates mesurés sur le site expérimental pour des hauteurs d'eau de 5 et de 15 centimètres.

Entre le 9 mars et le 11 mai 2011, la moyenne des taux d'élimination des nitrates a toujours été plus faibles dans la zone la moins profonde (figure V-7), même si cette différence n'a jamais été statistiquement significative (*p>0,05* à chacune des dates). Ces taux ont varié entre 207 et 915 mg NO_3^-/m²/jour dans la zone de 5 cm de profondeur et entre 546 et 1278 mg NO_3^-/m²/jour dans la zone où la hauteur d'eau atteignait 15 cm. En moyenne, l'élimination des nitrates a été de 674 mg NO_3^-/m²/jour pour une lame d'eau de 5 cm, alors qu'elle a été plus élevée (*p<0,05*) avec 15 cm d'eau (872 mg NO_3^-/m²/jour).

Il semblerait donc qu'une hauteur d'eau plus importante favoriserait les taux d'élimination dans les fosses de cressonnières. Cet effet pourrait être attribué à un temps de séjour de l'eau dans les fosses plus important lorsque la hauteur d'eau est plus élevée, et peut être à une une diminution de la quantité d'oxygène au niveau du sédiment. Ces résultats montrent également que l'effet positif de l'augmentation du temps de séjour est ici plus fort que l'éventuel effet négatif d'un mauvais contact entre les différentes couches de la colonne d'eau et le sédiment où a lieu la dénitrification. Nous nous situons ici dans des ordres de grandeur relativement modestes pour la hauteur d'eau (centimètres). Il est possible que pour des profondeurs plus importantes (mètres), les effets de changements de niveau d'eau soient différents. Toutefois, dans le cas des cressonnières et anciennes cressonnières, la hauteur de la colonne d'eau ne peut dépasser quelques dizaines de centimètres sans modification importante de ces zones humides. Par conséquent, la mise en place de batardeaux en sortie des fosses afin de rehausser le niveau d'eau pourrait être un bon moyen d'améliorer les performances épuratrices des cressonnières.

2.2) Remise en eau des roselières

Dans les zones E et F de la cressonnière du Moulin Neuf, respectivement abandonnées en 1994 et 1992, les puits ont été bouchés lors de l'abandon, et l'accumulation de la litière au cours des années d'abandon a quasiment entièrement comblé les fosses. En avril 2010, nous avons tenté de rétablir un écoulement de surface dans certaines de ces fosses à l'état de roselière, afin (1) de savoir si ces fosses pouvaient être remises en eau durablement sans travaux important et (2) d'estimer l'élimination des nitrates dans de tels systèmes. En effet, l'accumulation de matière organique au cours des années va dans le sens de taux d'élimination des nitrates élevés, mais peut en revanche empêcher l'eau de circuler.

En parallèle, des piézomètres ont permis de prélever l'eau présente dans le sol à l'amont et à l'aval de deux fosses comblées sans remettre leurs puits en service, à 25 centimètres sous la surface. Cette eau a été prélevée à 13 reprises entre le 12/04/2010 et le 26/04/2010, puis a été analysée afin de déterminer les concentrations en carbone organique dissous et en nitrates.

Tableau V-1 : Carbone organique dissous et concentration en nitrates de l'eau prélevée dans les piézomètres à l'amont et à l'aval de deux fosses comblées. Zone E : abandonnée en 1994 ; Zone F : abandonnée en 1992. Des tests de Wilcoxon ont été réalisés pour comparer l'amont et l'aval des fosses.

Paramètre	Position	Zone E		Zone F	
COD (mg C/L)	Amont	13,43 ± 1,41	*p<0,001*	8,36 ± 0,96	*p>0,05*
	Aval	6,17 ± 0,85		9,02 ± 1,08	
Nitrates (mg N03-/L)	Amont	5,17 ± 0,79	*p<0,001*	3,48 ± 0,62	*p<0.001*
	Aval	2,35 ± 0,92		2,82 ± 0,34	

Les piézomètres ont révélé la présence dans les fosses comblées d'une eau relativement riche en carbone organique dissous et pauvre en nitrates (tableau V-1). Ces deux facteurs

semblent indiquer que la dénitrification pourrait avoir lieu à des taux très élevés dans ces fosses. Toutefois, nous ne connaissons pas l'origine de l'eau prélevée grâce aux piézomètres, ni les flux qui ont lieu à travers les fosses comblées (ni même si ces flux existent, possibilité d'une eau stagnante). Cependant, les teneurs en nitrates plus faibles à l'aval qu'à l'amont pourraient témoigner d'un écoulement (sous la surface du sol) vers l'aval, qui s'accompagnerait d'une élimination de nitrates.

Dans les fosses où les puits ont été remis en service, le comblement était si important qu'il a fallu creuser des canaux sur quelques mètres à partir des puits artésiens pour permettre à l'eau de s'écouler. De plus, même si l'écoulement créé a permis de récupérer à l'aval l'eau délivrée par les puits, celui-ci ne s'est effectué que sur une faible proportion de la surface des fosses, variable de l'une à l'autre, et très difficilement estimable du fait de la végétation très dense rendant toute observation à une échelle de plusieurs mètres impossible. Par conséquent, les taux d'élimination des nitrates, calculés en utilisant la totalité de la surface des fosses, sont largement sous-estimés et pourraient être en réalité trois ou quatre fois supérieurs.

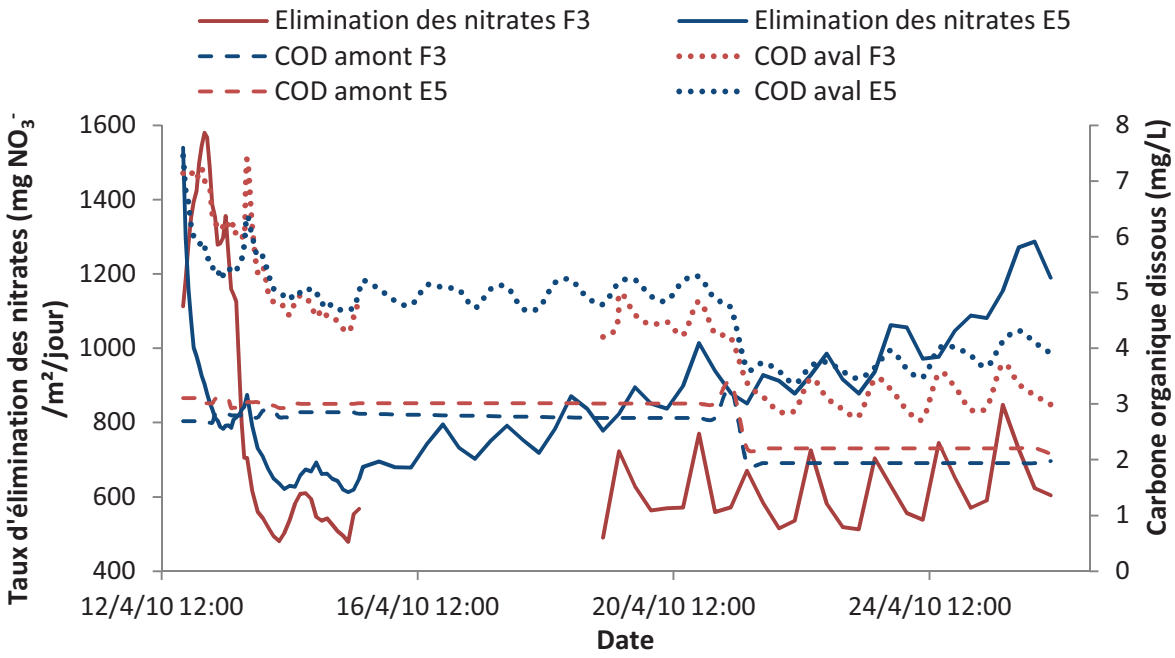


Figure V-8 : Evolution des taux d'élimination des nitrates et des teneurs en carbone organique dissous à l'amont et à l'aval des fosses comblées après la remise en eau.

Le suivi de ces taux dans deux fosses remises en eau (figure V-8) nous montre des valeurs élevées quelques heures après le rétablissement de l'écoulement, qui pourraient correspondre à l'évacuation de l'eau qui stagnait dans ces fosses avant la remise en service des puits (phénomène de dilution). On observe une relative stabilisation plus de 24 heures après, avec des valeurs comprises entre 500 et 800 mg/m²/jour, soit du même ordre de grandeur que les taux mesurés dans des fosses abandonnées plus récemment et encore en eau. Après cela, les taux d'élimination ont varié de façon cyclique pour les deux fosses, en

suivant un rythme nycthéméral dans lequel ils sont plus faibles au petit matin et plus élevés en début de soirée. Or, les heures correspondent au moment où les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aval des fosses : Pour un temps de séjour de l'eau dans les fosses de quelques heures, cela pourrait coïncider avec l'atteinte de valeurs extrêmes en milieu de journée et au milieu de la nuit.

Ces variations peuvent être expliquées par des températures relativement élevées pendant la journée (et donc plutôt favorables à la dénitrification), et très basses la nuit (minimales : 3,6 ±2,1°C; maximales : 17,9 ±3,0°C). Elles peuvent également être causées par la sécrétion pendant la journée d'exsudats racinaires, qui stimulent la dénitrification en fournissant une source de carbone facilement utilisable (Heffernan et Cohen, 2010), ce qui est cohérent avec la limitation de la dénitrification par le carbone organique biodisponible mise en évidence dans le chapitre précédent. En effet, il s'opère au cours du passage de l'eau dans les fosses un enrichissement en carbone organique dissous qui, de la même façon que le taux d'élimination des nitrates, varie suivant un rythme nycthéméral avec un enrichissement plus conséquent au cours de la journée qui pourrait correspondre à une sécrétion d'exsudats pendant la photosynthèse. Pour la fosse E5, on observe une augmentation régulière du taux d'élimination des nitrates, qui pourrait en réalité provenir de la réduction progressive de la surface inondée (alors que le calcul des taux est toujours basé sur la surface totale de la fosse, soit 180 m^2), causé à la fois par un comblement progressif des puits et par le développement d'une abondante végétation dans la fosse. Ainsi, à cause de l'encombrement simultané des puits et des fosses, il a suffit de quelques semaines pour que l'écoulement s'arrête dans les fosses ainsi remises en eau.

Même si elle n'a pas permis de déterminer avec exactitude les taux d'élimination des nitrates qui peuvent être atteints par ces anciennes cressonnières comblées, cette expérience permet de montrer qu'ils sont probablement relativement élevés, et peut être supérieurs à ceux des cressonnières cultivées. De plus, elle nous a permis d'observer des cycles nycthéméraux synchrones des taux d'élimination des nitrates et de l'enrichissement de l'eau en carbone organique, qui confirment nos résultats précédents. Nous n'avons malheureusement pas pu observer le comportement vis-à-vis des nitrates de ce type de fosses à moyen terme (mois, années), car l'écoulement n'a pu être maintenu assez longtemps. Cela montre la difficulté de rétablir un écoulement dans les anciennes cressonnières qui ont été partiellement comblées, sans travaux importants de déblayage ou d'entretien des puits pour faciliter les écoulements. Il ressort toutefois que la submersion temporaire de zones humides où la litière s'est beaucoup accumulée peut causer des taux importants de dénitrification.

2.3) Pistes d'amélioration

2.3.1) Temps de séjour

L'augmentation du temps de séjour pour améliorer l'efficacité de l'élimination des nitrates dans les fosses de cressonnières est principalement contrainte par le volume d'eau qu'elles

peuvent contenir. En effet, dans le cas des cressonnières, la plupart des fosses possèdent une surface de 180 m² (3m x 60m), et une hauteur d'eau d'environ 10 centimètres, comme c'est le cas dans la cressonnière du Moulin Neuf. A un instant donné, 18 m^3 d'eau se trouvent dans une fosse soit 787,86 g de nitrates, en supposant une concentration de 43,77 mg/L (valeur moyenne mesurée en sortie des puits artésiens de la cressonnière du Moulin Neuf). Avec un taux d'élimination des nitrates correspondant à des fosses en culture (1770 mg/m²/jour), soit 318,6 g/jour/fosse, il faudrait donc que l'eau séjourne plus de 59 heures pour que la totalité des nitrates soient éliminés, en supposant que le taux d'élimination ne varie pas. Cela correspond à un débit moyen de 0,0468 L/are/s, c'est-à-dire plus de 20 fois inférieur à celui utilisé par les cressiculteurs. Pour compenser cette diminution d'apport d'eau à la rivière, il faudrait donc également multiplier les surfaces de zones humides par le même facteur. De la même façon, pour atteindre un objectif moins ambitieux de 20 mg NO_3^- /L en sortie des fosses, le temps de séjour nécessaire serait de 32 heures et 14 minutes, correspondant à un débit de 0,0862 L/are/s (11,6 fois moins que le débit utilisé en cressiculture).

L'alternance de phases de remplissage, de rétention de l'eau et de vidange des fosses pourrait permettre l'atteinte de tels objectifs. Cependant, ce mode de gestion ne permet pas de s'affranchir du problème de la réduction des apports d'eau à la rivière. Pire, il nécessite une gestion permanente et coordonnée des entrées et sorties d'un grand nombre de fosses de cressonnières réparties sur plusieurs sites afin de répartir les flux d'eau vers la rivière de manière équilibrée dans le temps et l'espace, qui serait très complexe à mettre en œuvre. Enfin, le maintien d'une végétation propice à des taux élevés de dénitrification dans des conditions d'inondation aussi variables pourrait également s'avérer difficile.

L'une des hypothèses émise pour effectuer ces calculs est que le taux d'élimination des nitrates reste inchangé pendant toute la durée du séjour de l'eau dans les fosses. Or, différents travaux ont mis en évidence de meilleurs taux de dénitrification lorsque les concentrations en nitrates sont élevées (Phipps et Crumpton, 1994; Sirivedhin et Gray, 2006; Böhlke *et al.*, 2009). Par conséquent, il faut donc s'attendre à ce que les taux d'élimination diminuent en même temps que les concentrations en nitrates au cours du séjour de l'eau dans les fosses. Les résultats obtenus lors des mesures de dénitrification réalisées in situ dans des cylindres de PVC confirment cette tendance (figure V- 9). En effet, après 24 heures en milieu isolé les concentrations en nitrates sont plus faibles, et diminuent moins vite qu'au début de l'expérience. Le taux d'élimination diminuent donc d'autant plus que les concentrations en nitrates sont faibles.

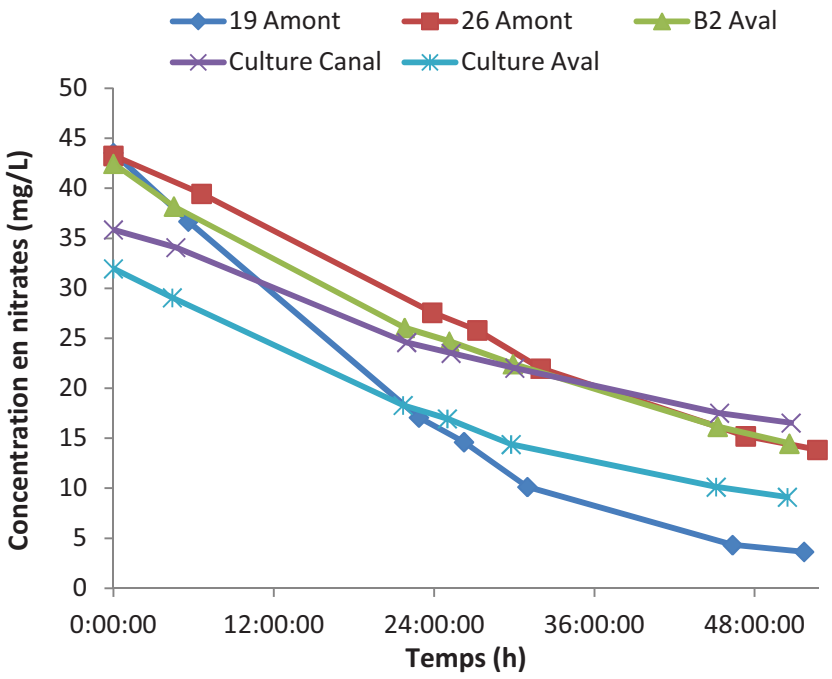


Figure V- 9 : Evolution au cours du temps des concentrations en nitrates dans les cylindres de PVC lors des mesures de la dénitrification *in situ*.

Par conséquent, même si l'allongement du temps de séjour apparaît comme la solution la plus efficace pour atteindre de faibles concentrations à la sortie des zones humides, elle ne correspond pas au rendement optimal de la dénitrification.

2.3.2) Température

Les faibles températures sont peu propices aux processus microbiens comme la dénitrification. Or, même si l'amont des fosses reste épargné grâce à la température relativement douce de l'eau délivrée par les puits artésiens, la température en aval varie fortement en fonction de la température de l'air. A l'aval des fosses, où les conditions de carbone organique sont pourtant les plus propices à la dénitrification, la température peut parfois atteindre des valeurs très proches de 0°C (à quelques occasions, la formation de glace a été observée à l'extrémité aval de certaines fosses de la cressonnière du Moulin Neuf), qui sont très peu favorables aux métabolismes microbiens. L'utilisation de voiles de forçage dans les fosses cultivées, destinée à maintenir des conditions propices à la croissance du cresson en hiver, peut limiter cette baisse de température. Toutefois, l'usage de ces bâches de polyester n'est possible que dans les cas où les fosses contiennent des macrophytes relativement peu élevés. La mise en place de serres est une alternative qui peut être mise en œuvre dans les fosses comportant tous types de macrophytes, et qui serait probablement plus efficace que les voiles P17. Ceci est néanmoins peu réaliste compte tenu de l'investissement très important que cela représente. De plus, l'installation de serres aurait pour effet d'isoler les fosses de cressonnières de leur environnement. Cette séparation pourrait s'avérer bénéfique pour la gestion d'une végétation propice à des taux élevés de dénitrification en facilitant le maintien du cresson et en empêchant la colonisation

des fosses par des hélophytes anémochores. Toutefois, cela pourrait également avoir pour effet délétère de priver la faune (en particulier l'avifaune) de l'accès à ces zones humides, et ainsi d'anéantir l'un des multiples services rendus par les cressonnières, en l'occurrence le rôle d'habitat pour de nombreuses espèces.

2.3.3) Gestion du carbone organique

L'un des résultats principaux de ce travail est la mise en évidence de l'importance d'une source de carbone organique facilement utilisable par les bactéries dénitrifiantes et ce, en quantité suffisante pour la dénitrification qui représente de loin la voie la plus importante d'élimination des nitrates dans les cressonnières. Par conséquent, les capacités auto-épuratrices des cressonnières pourraient être améliorées en fournissant en toutes saisons des molécules carbonées biodisponibles en quantité suffisante. Or, nous avons montré que les molécules issues de la décomposition du cresson pouvaient alimenter de manière extrêmement efficace les réactions de dénitrification, mais que cette décomposition n'a lieu dans les fosses cultivées que sur une très courte période de l'année (après la saison de production et le défanage). Afin d'améliorer cela, il est possible d'imaginer des systèmes où le cresson serait semé, entretenu et coupé toutes les 4 à 5 semaines comme lors d'une production cressicole classique, mais où la phytomasse coupée serait laissée dans les fosses pour se décomposer et fournir des molécules carbonées susceptibles d'alimenter la dénitrification. Dans un tel système, l'utilisation de barres de coupe ou d'instruments mécanisés pour couper le cresson serait possible, contrairement aux délicates récoltes pour la mise en bottes et la commercialisation, qui n'est pas mécanisable.

Enfin, divers travaux rapportent l'utilisation avec succès de molécules organiques simples comme le fructose ou le glucose pour augmenter les taux de dénitrification dans les zones humides (Lin *et al.*, 2002; Lu *et al.*, 2009). Cependant, contrairement aux apports de carbone issu des macrophytes, l'apport de telles molécules suggère une forte intervention humaine dans le fonctionnement du système, et est discutable des points de vue du développement durable et de l'ingénierie écologique.

3) Conclusion

Les similitudes observées au niveau des successions de macrophytes entre la cressonnière du Moulin Neuf et les autres sites abandonnés permettent de valider notre site expérimental, et rendent possible l'extrapolation à l'échelle de la vallée des résultats qui y ont été mis en évidence. L'identification de stades-clés de l'évolution des cressonnières (culture, hydrophytes apparition des hélophytes, dominance des hélophytes, comblement), et l'estimation de l'élimination des nitrates pour chacun de ces stades, nous ont permis de montrer que les cressonnières avaient un effet bénéfique, bien que limité, sur les concentrations en nitrates de la rivière Essonne. Toutefois, comme les performances des cressonnières en termes d'abattement des concentrations sont faibles, si l'on augmentait les surfaces de ces zones humides en augmentant proportionnellement les flux d'eau, les concentrations dans la rivière seraient plus élevées.

Pour que les cressonnières aient un impact bénéfique encore plus important sur la rivière, plusieurs améliorations sont possibles : (1) l'augmentation des taux de dénitrification dans ces zones humides, en augmentant les temps de séjour, en limitant la baisse des températures en hiver et surtout en fournissant aux bactéries dénitrifiantes du carbone facilement biodisponible en toutes saisons et (2) l'augmentation des surfaces de zones humides sans augmentation des apports d'eau (et donc de nitrates). Pour atteindre ces objectifs, de plusieurs possibilités sont envisageables, plus ou moins réalistes en fonction des moyens et des choix qui seront fait pour l'avenir des cressonnières.

Conclusions et perspectives : de la recherche à la gestion

1) Synthèse

La dégradation de la qualité de l'eau de la nappe de Beauce vis-à-vis des nitrates nuit à la rivière Essonne, qu'elle alimente en grande partie. Autrefois, les cressonnières étaient très nombreuses dans la vallée de l'Essonne, leur établissement à cet endroit ayant été favorisé par le phénomène d'artésianisme de la nappe. Situées à l'interface entre les eaux souterraines et de surface, ce sont des zones humides idéalement placées pour intercepter une partie de ces flux de nitrates, et limiter la contamination au niveau de la rivière.

En effet, les capacités d'autoépuration des zones humides sont de plus en plus reconnues et utilisées à des fins de traitement et d'amélioration de la qualité de l'eau, et en particulier pour les nutriments tels que les nitrates. Dans ce contexte particulier, le SIARCE s'est interrogé sur la possibilité de revaloriser les cressonnières pour améliorer la qualité de l'eau de la rivière et contribuer à l'atteinte des objectifs de « bon état » imposés par l'Union Européenne. Ce projet a soulevé plusieurs questions concernant les effets des cressonnières sur les transferts de nitrates entre la nappe et la rivière, et les conséquences de l'abandon de ces zones humides (chapitre 1, section 5.2). Le travail scientifique que nous avons mené, combinant expérimentations en laboratoire, étude à l'échelle d'un site expérimental et de la vallée de l'Essonne, a permis de répondre à ces interrogations.

Les cressonnières sont-elles des zones tampons efficaces vis-à-vis des nitrates ? Quelles sont les conséquences de l'abandon de la cressiculture sur ces zones humides et sur leur capacité à éliminer les nitrates ?

A cet égard, les cressonnières cultivées sont relativement performantes avec un taux d'élimination moyen de 1770 mg NO_3^-/m²/jour (environ 400 mg N/m²/jour). En effet, cette valeur se situe dans la gamme haute des taux généralement observés dans les zones humides, puisque 70% des performances recueillies dans la littérature scientifique par Birgand *et al.* (2007) sont en deçà de 350 mg N/m²/jour. Toutefois, le taux d'élimination des nitrates dans les cressonnières cultivées est extrêmement variable, pouvant même être négatif (production de nitrates) en hiver, alors que nous avons pu mesurer des valeurs allant jusqu'à 6500 mg NO_3^-/m²/jour (environ 1500 mg N /m²/jour) en été, lorsque le cresson se décompose.

Avec la crise de la cressiculture, ces zones humides sont abandonnées en masse, et seulement un quart des 37 hectares autrefois en activité dans la vallée de l'Essonne sont encore cultivés. Après l'arrêt de la culture du cresson, la végétation évolue au cours des successions écologiques : alors que le cresson disparait, la place libérée est occupée par des espèces aquatiques (hydrophytes), puis l'établissement d'hélophytes pionnières marque le début d'une phase de transition vers l'établissement d'une forêt alluviale, au cours de laquelle le milieu se ferme et les fosses se comblent peu à peu suite à l'accumulation de

litière. Ces changements transforment non seulement le paysage de la vallée, mais également les propriétés des anciens sites cressicoles vis-à-vis de l'épuration des nitrates. En effet, les taux moyens d'élimination des nitrates dans les anciennes cressonnières sont inférieurs à ceux des sites cultivés, estimés à 460 mg NO_3^-/m²/jour (environ 100 mg N/m²/jour) pour les cressonnières abandonnées depuis moins de 2 ans, à 660 mg NO_3^-/m²/jour (150 mg N/m²/jour) entre 4 et 5 ans d'abandon et 870 mg NO_3^-/m²/jour (environ 200 mg N/m²/jour) après 5 ans, lorsque les fosses sont dominées par des hélophytes. Bien que largement inférieurs à ceux mesurés dans les cressonnières cultivées, ces taux restent dans la gamme des valeurs rapportées dans la littérature scientifique (chapitre 1, section 2.3).

Ces taux d'élimination n'ont malheureusement en l'état actuel que peu d'effets au niveau des concentrations en nitrates. Par exemple, celles-ci n'ont diminué en moyenne que de 1,75 mg/L au cours du passage de l'eau dans les fosses de la cressonnière du Moulin Neuf, ce qui représente seulement 4% des nitrates délivrés par les puits artésiens avec une concentration moyenne de 43,77 mg/L. Le temps de séjour de l'eau dans les fosses, de l'ordre de quelques heures seulement, apparaît alors comme un facteur empêchant les taux d'élimination relativement bons de se traduire en termes de différences de concentrations.

Par quelles voies les nitrates sont-ils éliminés dans les cressonnières ? Quelles sont leurs importances respectives ?

Les processus d'élimination des nitrates mis en évidence dans les cressonnières sont les prélèvements par les végétaux, et la dénitrification, estimés respectivement à 15-30% et 70-85% de l'élimination totale. Les prélèvements par les végétaux dépendent principalement de la biomasse produite et de la teneur en azote des végétaux. A cet égard, les fosses cultivées sont très performantes puisqu'une grande quantité de cresson y est produite et que cette espèce est riche en azote. La dénitrification compte pour la grande majorité des nitrates éliminés dans les cressonnières cultivées (70%) ou abandonnées (80-85%). La production d'oxyde nitreux, puissant gaz à effet de serre qui peut parfois être produit par ces réactions, a été estimée à moins de 1% de l'azote éliminé par cette voie grâce à des mesures effectuées sur le site expérimental, ce qui est faible. Ces résultats restent néanmoins à confirmer au cours d'études plus spécifiques.

La dénitrification dépend indirectement des macrophytes. Ceux-ci fournissent lors de leur décomposition des molécules carbonées qui alimentent ces réactions, dont la quantité et la biodisponibilité varient suivant les espèces. En particulier, le cresson s'avère être une source de carbone particulièrement facile à utiliser par les bactéries dénitrifiantes. Au contraire, pour les espèces d'hélophytes rigides comme les roseaux, que l'on trouve dans les anciennes cressonnières abandonnées depuis plus de 4 ans, le carbone est principalement sous forme de macromolécules complexes et peu biodisponibles. La dénitrification est également, comme la plupart des processus microbiens, dépendante de la température. Ainsi, même si à l'amont des fosses, la température évolue peu au cours de l'année et reste proche de

12,2°C, il n'en est pas de même pour l'aval qui subit de grandes variations en fonction de la température de l'air. En hiver, les températures très faibles pourraient ainsi être l'une des causes (avec le manque de carbone organique) des faibles taux d'élimination mesurés dans ces zones humides.

Quelles sont les effets des cressonnières sur les concentrations en nitrates de la rivière Essonne ? Quels effets pourrait-on attendre d'une gestion de ces zones humides à l'échelle de la vallée pour optimiser l'élimination des nitrates ?

En l'état actuel, l'élimination des nitrates par les cressonnières et anciennes cressonnières de la vallée de l'Essonne a un effet bénéfique pour la qualité de l'eau de la rivière, puisque la concentration moyenne dans le cours d'eau, de 29,2 mg/L, pourrait être de 30,1 mg/L si aucune épuration n'avait lieu dans ces zones humides. Cet effet est assez faible, bien qu'une grande partie de l'eau de l'Essonne transite par les cressonnières (estimée dans le chapitre 5 à 70 % du débit du cours d'eau), et en dépit de taux d'élimination des nitrates relativement importants. La création de nouvelles cressonnières, même cultivées, accroitrait les concentrations en nitrates dans la rivière, puisque les flux de nitrates supplémentaires générés par la création de ces zones humides ne seraient pas compensés par l'épuration qui y aurait lieu. Par conséquent, l'amélioration de la qualité de l'eau de la rivière passe soit par une augmentation des surfaces de zones tampons sans apport d'eau de nappe supplémentaire, soit par une augmentation de l'efficacité des processus d'élimination des nitrates dans ces zones humides, soit par une combinaison de ces deux facteurs.

Comment peut-on améliorer ces processus d'élimination des nitrates et l'épuration au niveau des cressonnières ?

L'azote prélevé par les plantes n'est pas éliminé du système, et n'est que temporairement stocké dans les plantes, jusqu'à leur décomposition. Après cela, il peut en partie être restitué au milieu aquatique, ou s'accumuler au niveau des sédiments. Les mesures visant à améliorer l'élimination des nitrates par le biais des prélèvements par les végétaux sont simples : il suffit de choisir des espèces qui produisent beaucoup de biomasse et dont la teneur en azote est élevée, et de récolter la biomasse avant que l'azote ne retourne au milieu aquatique. Dans certains cas, ce type de gestion peut même être associé à une valorisation du végétal récolté en tant que matériaux de construction, d'isolation de bâtiments ou en tant que produit alimentaire, comme c'est le cas pour le cresson. Toutefois dans le cas des cressonnières, où la dénitrification est largement majoritaire et est limitée par la quantité de carbone organique, l'exportation de la biomasse pourrait bien avoir des effets négatifs sur l'épuration globale des nitrates en supprimant les apports de carbone organique issus de la décomposition des macrophytes. C'est donc la dénitrification qui doit être favorisée pour améliorer les performances épuratrices des cressonnières. Pour cela, deux axes semblent prometteurs : fournir aux bactéries dénitrifiantes du carbone organique biodisponible en quantité suffisante en toutes périodes de l'année ; et le maintien de températures propices à l'activité microbienne, c'est-à-dire limiter au maximum la baisse de

la température de l'eau dans les fosses en hiver. Au-delà des processus, le fonctionnement hydrologique de ces zones humides peut également se révéler d'importance : en particulier, l'augmentation du temps de séjour de l'eau dans les fosses pourrait permettre que les taux d'élimination des nitrates dans les fosses se concrétisent par une diminution importante des concentrations dans l'eau.

2) Quel avenir pour les cressonnières de la vallée de l'Essonne ?

Les possibilités de gestion des cressonnières visant à limiter les transferts de nitrates de la nappe vers la rivière sont nombreuses, comme le montre la diversité des pistes évoquées à la fin du chapitre 5. Il est toutefois important de souligner ici que l'élimination des nitrates n'est pas le seul service rendu par les zones humides. Entre autres, ce sont des habitats nécessaires au maintien de nombreuses espèces animales et végétales, et à ce titre elles contribuent à lutter contre l'érosion de la biodiversité. Elles permettent de limiter les risques liés aux inondations. Pour l'homme, elles peuvent permettre des activités économiques comme la cressiculture, ou encore récréatives. Elles font également partie de notre patrimoine paysager et culturel. Par conséquent, des zones humides telles que les cressonnières de la vallée de l'Essonne ne sauraient être réduites à des usines de dépollution, au mépris des autres enjeux auxquels elles sont étroitement liées.

La sagesse nous impose de gérer idéalement ces zones humides suivant les principes de l'ingénierie écologique *sensu* Mitsch et Jørgensen (2003), c'est-à-dire « la conception d'écosystèmes durables visant à réconcilier l'homme et la nature, pour que les deux en tirent profit ». Dans la réalité, Il semble difficile de concilier une élimination des nitrates efficace avec tous les autres enjeux autour des cressonnières. Par exemple, l'activité cressicole fait partie du patrimoine historique et socio-économique de la vallée de l'Essonne, et les cressonnières cultivées permettent d'atteindre des taux d'élimination des nitrates plus importants que dans les fosses abandonnées. Toutefois, la culture du cresson implique l'utilisation de molécules dangereuses (formol, pesticides, défanants, sauf dans le cas de l'agriculture biologique) et de phosphates, bien que lors de notre étude les concentrations en phosphates en entrée comme en sortie des cressonnières aient toujours été inférieures au seuil de détection, et que les concentrations dans la rivière soient relativement faibles. A l'inverse des cressonnières cultivées, les cressonnières abandonnées sont des milieux plus favorables à la biodiversité, mais elles sont moins efficaces pour éliminer les nitrates, ne sont le siège d'aucune activité économique et représentent la fin d'une ère où la cressiculture faisait la renommée de la vallée de l'Essonne. De plus, en l'absence de gestion de la végétation, les cressonnières abandonnées sont vouées à se combler et à évoluer vers une forêt alluviale.

Le travail mené dans le cadre de ce doctorat a permis de comprendre le fonctionnement de l'épuration des nitrates dans ces zones humides, en lien avec leur abandon et la végétation qui peut s'y établir. Il fournit aux décideurs et gestionnaires les éléments scientifiques qui

permettront d'optimiser cette épuration. Plus globalement, il met en avant l'influence bénéfique des zones humides sur la qualité de l'environnement en général, et démontre la nécessité de leur préservation.

Etant donnés les enjeux parfois conflictuels autour de zones humides telles que les cressonnières, et d'une activité économique qui a marqué l'histoire et les paysages de la vallée de l'Essonne, la décision quant à la gestion future de ces zones humides relève plus du politique que du scientifique. En particulier, les choix devront prendre en compte des interrogations qui demeurent toujours sans réponse : L'activité cressicole est-elle condamnée ? Si elle peut encore être sauvée, à quel prix ? Ces choix dépendront également des moyens humains et financiers qui pourront être mis en œuvre.

Références bibliographiques

A

Abbadie, L., 2008 : Nature sous contrôle. *La Recherche*, n°415 (Janvier 2008), 80-81.

Abell, J., A. Laverman et P. Van Cappellen, 2009 : Bioavailability of organic matter in a freshwater estuarine sediment: long-term degradation experiments with and without nitrate supply. *Biogeochemistry*, 94, 13-28.

Amoros, C., J.C. Rostan, G. Pautou et J.P. Bravard, 1987 : The reversible process concept applied to the environmental management of large river systems. *Environmental Management*, 11, 607-617.

Andersson, J.L., S.K. Bastviken et K.S. Tonderski, 2005 : Free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden: nitrogen and phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 51, 39-46.

Asaeda, T., T. Fujino et J. Manatunge, 2005 : Morphological adaptations of emergent plants to water flow: a case study with *Typha angustifolia*, *Zizania latifolia* and *Phragmites australis*. *Freshwater Biology*, 50, 1991-2001.

Asaeda, T., L.H. Nam, P. Hietz, N. Tanaka et S. Karunaratne, 2002 : Seasonal fluctuations in live and dead biomass of Phragmites australis as described by a growth and decomposition model: implications of duration of aerobic conditions for litter mineralization and sedimentation. *Aquatic Botany*, 73, 223-239.

Aslan, S. et A. Turkman, 2006 : Nitrate and pesticides removal from contaminated water using biodenitrification reactor. *Process Biochemistry*, 41, 882-886.

B

Bachand, P.A.M. et A.J. Horne, 2000a : Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I.Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. *Ecological Engineering*, 14, 9-15.

Bachand, P.A.M. et A.J. Horne, 2000b : Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II.Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering*, 14, 17-32.

Barrat-Segretain, M.H., 1996 : Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. *Plant Ecology*, 123, 13-37.

Bastviken, S., P. Eriksson, A. Ekström et K. Tonderski, 2007 : Seasonal denitrification potential in wetland sediments with organic matter from different plant species. *Water, Air, & Soil Pollution*, 183, 25-35.

Bastviken, S.K., P.G. Eriksson, I. Martins, J.M. Neto, L. Leonardson et K. Tonderski, 2003 : Potential nitrification and denitrification on different surfaces in a constructed treatment wetland. *Journal of Environmental Quality*, 32, 2414-2420.

Bastviken, S.K., P.G. Eriksson, A. Premrov et K. Tonderski, 2005 : Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus. *Ecological Engineering*, 25, 183-190.

Bastviken, S.K., S.E.B. Weisner, G. Thiere, J.M. Svensson, P.M. Ehde et K.S. Tonderski, 2009 : Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 946-952.

Belamie, R., D. Lintignat, D. Ridet et O. Garat, 1977 : Propriétés générales et toxicité à l'égard des poissons de certains fongicides utilisés dans les cressonnières. *Bulletin français de pisciculture*, 266.

Beutel, M.W., C.D. Newton, E.S. Brouillard et R.J. Watts, 2009 : Nitrate removal in surface-flow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima Basin, Washington. *Ecological Engineering*, 35, 1538-1546.

Biggs, B.J.F., 1996 : Hydraulic habitat of plants in streams. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12, 131-144.

Birgand, F., R.W. Skaggs, G.M. Chescheir et J.W. Gilliam, 2007 : Nitrogen removal in streams of agricultural catchments - A literature review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37, 381-487.

Blowes, D.W., W.D. Robertson, C.J. Ptacek et C. Merkley, 1994 : Removal of agricultural nitrate from tile-drainage effluent water using in-line bioreactors. *Journal of Contaminant Hydrology*, 15, 207-221.

Böhlke, J., R. Antweiler, J. Harvey, A. Laursen, L. Smith, R. Smith et M. Voytek, 2009 : Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin, USA. *Biogeochemistry*, 93, 117-141.

Bouchard, V., S.D. Frey, J.M. Gilbert et E.R. Sharon, 2007 : Effects of macrophyte functional group richness on emergent freshwater wetland functions. *Ecology*, 88, 2903-2914.

Bowes, M.J., D.V. Leach et W.A. House, 2005 : Seasonal nutrient dynamics in a chalk stream: the River Frome, Dorset, UK. *Science of The Total Environment*, 336, 225-241.

Brettar, I., J.M. Sanchez-Perez et M. Trémolières, 2002 : Nitrate elimination by denitrification in hardwood forest soils of the Upper Rhine floodplain – correlation with redox potential and organic matter. *Hydrobiologia*, 469, 11-21.

Bryce Cooper, A. et J.G. Cooke, 1984 : Nitrate loss and transformation in 2 vegetated headwater streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 18, 441-450.

Burchell, M.R., R.W. Skaggs, C.R. Lee, S. Broome, G.M. Chescheir et J. Osborne, 2007 : Substrate organic matter to improve nitrate removal in surface-flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality*, 36, 194-207.

Burford, J.R. et J.M. Bremner, 1975 : Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 7, 389-394.

C

Calheiros, C.S.C., A.F. Duque, A. Moura, I.S. Henriques, A. Correia, A.O.S.S. Rangel et P.M.L. Castro, 2009a : Substrate effect on bacterial communities from constructed wetlands planted with *Typha latifolia* treating industrial wastewater. *Ecological Engineering*, 35, 744-753.

Calheiros, C.S.C., A.O.S.S. Rangel et P.M.L. Castro, 2009b : Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. *Bioresource Technology*, 100, 3205-3213.

Camargo, J.A. et Á. Alonso, 2006 : Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32, 831-849.

Cameron, S.G. et L.A. Schipper, 2010 : Nitrate removal and hydraulic performance of organic carbon for use in denitrification beds. *Ecological Engineering*, 36, 1588-1595.

Cameron, T., 2002 : 2002: The year of the 'diversity-ecosystem function' debate. *Trends in Ecology & Evolution*, 17, 495-496.

Casey, H. et S.M. Smith, 1994 : The effects of watercress growing on chalk headwater streams in Dorset and Hampshire. *Environmental Pollution*, 85, 217-228.

Chabrerie, O., I. Poudevigne, F. Bureau, M. Vinceslas-Akpa, S. Nebbache, M. Aubert, A. Bourcier et D. Alard, 2001 : Biodiversity and ecosystem functions in wetlands: A case study in the estuary of the Seine River, France. *Estuaries and Coasts*, 24, 1088-1096.

Chapin, F.S., E.S. Zavaleta, V.T. Eviner, R.L. Naylor, P.M. Vitousek, H.L. Reynolds, D.U. Hooper, S. Lavorel, O.E. Sala, S.E. Hobbie, M.C. Mack et S. Diaz, 2000 : Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242.

Cheng, X.Y., W.Y. Chen, B.H. Gu, X.C. Liu, F. Chen, Z.H. Chen, X.Y. Zhou, Y.X. Li, H. Huang et Y.J. Chen, 2009 : Morphology, ecology, and contaminant removal efficiency of eight wetland plants with differing root systems. *Hydrobiologia*, 623, 77-85.

Chevenet, F., S. Doléadec et D. Chessel, 1994 : A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31, 295-309.

Chimney, M.J. et K.C. Pietro, 2006 : Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). *Ecological Engineering*, 27, 301-321.

Christensen, P.B., S. Rysgaard, N.P. Sloth, T. Dalsgaard et S. Schwaerter, 2000 : Sediment mineralization, nutrient fluxes, denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in an estuarine fjord with sea cage trout farms. *Aquatic Microbial Ecology*, 21, 73-84.

Clarke, S.J. et G. Wharton, 2001 : Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *Science of the Total Environment*, 266, 103-112.

Combroux, I.C.S., G. Bornette et C. Amoros, 2002 : Plant regenerative strategies after a major disturbance: the case of a riverine wetland restoration. *Wetlands*, 22, 234-246.

Comín, F.A., J.A. Romero, V. Astorga et C. García, 1997 : Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. *Water Science and Technology*, 35, 255-261.

Connell, J.H. et R.O. Slatyer, 1977 : Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111, 1119-1144.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton et M. van den Belt, 1997 : The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.

Crisp, D.T., 1970 : Input and output of minerals for a small watercress bed fed by chalk water. *Journal of Applied Ecology*, 7, 117-140.

Cumbus, I.P., L.W. Robinson et R.G. Clare, 1980 : Mineral nutrient availability in watercress bed substrates. *Aquatic Botany*, 9, 343-349.

D

Dawson, F.H., J.R. Newman, M.J. Gravelle, K.J. Rouen et P. Henville, 1999 : Assessment of the trophic status of rivers using macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. *Research and development technical report E39*. Environment agency.

Demars, B.O.L. et A.C. Edwards, 2009 : Distribution of aquatic macrophytes in contrasting river systems: A critique of compositional-based assessment of water quality. *Science of The Total Environment*, 407, 975-990.

Demars, B.O.L. et D.M. Harper, 1998 : The aquatic macrophytes of an English lowland river system: Assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, 384, 75-88.

De Simone, J., M.L. Macrae et R.A. Bourbonniere, 2010 : Spatial variability in surface N2O fluxes across a riparian zone and relationships with soil environmental conditions and nutrient supply. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 138, 1-9.

Desmet, N.J.S., S. Van Belleghem, P. Seuntjens, T.J. Bouma, K. Buis et P. Meire, 2008 : Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 479-489.

Dinka, M., E. Ágoston-Szabó et I. Tóth, 2004 : Changes in nutrient and fibre content of decomposing *Phragmites australis* litter. *International Review of Hydrobiology*, 89, 519-535.

Dong, L.F., M.N. Sobey, C.J. Smith, I. Rusmana, W. Phillips, A. Stott, A.M. Osborn et D.B. Nedwell, 2011 : Dissimilatory reduction of nitrate to ammonium, not denitrification or anammox, dominates benthic nitrate reduction in tropical estuaries. *Limnology and Oceanography*, 56, 279-291.

F

Farrer, E.C. et D.E. Goldberg, 2009 : Litter drives ecosystem and plant community changes in cattail invasion. *Ecological Applications*, 19, 398-412.

Fennessy, S.M., J.K. Cronk et W.J. Mitsch, 1994 : Macrophyte productivity and community development in created freshwater wetlands under experimental hydrological conditions. *Ecological Engineering*, 3, 469-484.

Franklin, P., M. Dunbar et P. Whitehead, 2008 : Flow controls on lowland river macrophytes: A review. *Science of the Total Environment*, 400, 369-378.

G

Gedan, K.B., C.M. Crain et M.D. Bertness, 2009 : Small-mammal herbivore control of secondary succession in New England tidal marshes. *Ecology*, 90, 430-440.

Gibbs, J.P., 2000 : Wetland Loss and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 14, 314-317.

Gleason, H.A., 1926 : The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53, 7-26.

Gleason, H.A., 1927 : Further views on the succession-concept. *Ecology*, 8, 299-326.

Godshalk, G.L. et R.G. Wetzel, 1978a : Decomposition of Aquatic Angiosperms: 1. Dissolved Components. *Aquatic Botany*, 5, 281-300.

Godshalk, G.L. et R.G. Wetzel, 1978b : Decomposition of aquatic angiosperms: 2. Particulate Components. *Aquatic Botany*, 5, 301-327.

Gregoire, C., D. Elsaesser, D. Huguenot, J. Lange, T. Lebeau, A. Merli, R. Mose, E. Passeport, S. Payraudeau, T. Schuetz, R. Schulz, G. Tapia-Padilla, J. Tournebize, M. Trevisan et A. Wanko, 2009 : Mitigation of Agricultural Nonpoint-Source Pesticide Pollution in Artificial Wetland Ecosystems – A Review. *Climate Change, Intercropping, Pest Control and Beneficial Microorganisms*, 2, 293-338.

Grimaldi, C. et V. Chaplot, 2000 : Nitrate depletion during within-stream transport: Effects of exchange processes between streamwater, the hyporheic and riparian zones. *Water, Air, & Soil Pollution*, 124, 95-112.

Gumbricht, T., 1993a : Nutrient removal capacity in submersed macrophyte pond systems in a temperate climate. *Ecological Engineering*, 2, 49-61.

Gumbricht, T., 1993b : Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering*, 2, 1-30.

Gutrich, J.J., K.J. Taylor et M.S. Fennessy, 2009 : Restoration of vegetation communities of created depressional marshes in Ohio and Colorado (USA): The importance of initial effort for mitigation success. *Ecological Engineering*, 35, 351-368.

H

Hammer, D.A., 1992 : Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution. *Ecological Engineering*, 1, 49-82.

Hammer, D.A. et R.L. Knight, 1994 : Designing Constructed Wetlands for Nitrogen Removal. *Water Science and Technology*, 29, 15-27.

Haury, J., M.C. Peltre, M. Trémolières, J. Barbe, G. Thiébaut, I. Bernez, H. Daniel, P. Chatenet, G. Haan-Archipof, S. Muller, A. Dutartre, C. Laplace-Treyture, A. Cazaubon et E. Lambert-Servien, 2006 : A new method to assess water trophy and organic pollution : the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR) - Its application to different types of rivers and pollutions. *Hydrobiologia*, 570, 153-158.

Heffernan, J.B. et M.J. Cohen, 2010 : Direct and indirect coupling of primary production and diel nitrate dynamics in a subtropical spring-fed river. *Limnology and Oceanography*, 55, 677-688.

Hénault, C. et J.C. Germon, 1995 : Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote par les sols. *Agronomie*, 15, 321-355.

Hernandez, M.E. et W.J. Mitsch, 2007 : Denitrification potential and organic matter as affected by vegetation community, wetland age, and plant introduction in created wetlands. *Journal of Environmental Quality*, 36, 333-342.

Hietz, P., 1992 : Decomposition and nutrient dynamics of reed (*Phragmites australis* (Cav) Trin Ex Steud) litter in Lake Neusiedl, Austria. *Aquatic Botany*, 43, 211-230.

Holmes, N.T.H., J.R. Newman, J.R. Chadd, K.J. Rouen, S. L. et F.H. Dawson, 1999 : Mean Trophic Rank: A user's manual. Research and development technical report E38. Environment agency.

Hooper, D.U. et P.M. Vitousek, 1997 : The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, 277, 1302-1305.

House, W.A., D.V. Leach et P.D. Armitage, 2001 : Study of dissolved silicon, and nitrate dynamics in a fresh water stream. *Water Research*, 35, 2749-2757.

Howard-Williams, C., J. Davies et S. Pickmere, 1982 : The dynamics of growth, the effects of changing area and nitrate uptake by watercress *Nasturtium officinale* R. Br. in a New Zealand stream. *Journal of Applied Ecology*, 19, 589-601.

Howard, H.W. et A.G. Lyon, 1952 : *Nasturtium officinale* R. Br. (*Rorippa nasturtium-aquaticum* (L.) Hayek). *Journal of Ecology*, 40, 228-245.

Hume, N.P., M.S. Fleming et A.J. Horne, 2002 : Denitrification potential and carbon quality of four aquatic plants in wetland microcosms. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1706-1712.

I

Ingersoll, T.L. et L.A. Baker, 1998 : Nitrate removal in wetland microcosms. *Water Research*, 32, 677-684.

J

Jetten, M.S.M., M. Wagner, J. Fuerst, M. van Loosdrecht, G. Kuenen et M. Strous, 2001 : Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process. *Current Opinion in Biotechnology*, 12, 283-288.

K

Kadlec, R.H., 2009 : Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 35, 159-174.

Kadlec, R.H., C. Cuvellier et T. Stober, 2010 : Performance of the Columbia, Missouri, treatment wetland. *Ecological Engineering*, 36, 672-684.

Kadlec, R.H., J. Pries et H. Mustard, 2007 : Muskrats (*Ondatra zibethicus*) in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 29, 143-153.

Karjalainen, H., G. Stefansdottir, L. Tuominen et T. Kairesalo, 2001 : Do submersed plants enhance microbial activity in sediment? *Aquatic Botany*, 69, 1-13.

Kaskey, J.B. et D.R. Tindall, 1979 : Physiological aspects of growth and heteroblastic development of *Nasturtium officinale* under natural conditions. *Aquatic Botany*, 7, 209-229.

Keddy, P.A., 1992 : Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3, 157-164.

Kim, D.J. et S.H. Kim, 2006 : Effect of nitrite concentration on the distribution and competition of nitrite-oxidizing bacteria in nitratation reactor systems and their kinetic characteristics. *Water Research*, 40, 887-894.

Kim, H.H., E.A. Seagren et A.P. Davis, 2003 : Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff. *Water Environment Research*, 75, 355-367.

Kleeberg, A., J. Köhler, T. Sukhodolova et A. Sukhodolov, 2010 : Effects of aquatic macrophytes on organic matter deposition, resuspension and phosphorus entrainment in a lowland river. *Freshwater Biology*, 55, 326-345.

Kocic, A., T. Hengl et J. Horvatic, 2008 : Water nutrient concentrations in channels in relation to occurrence of aquatic plants: a case study in eastern Croatia. *Hydrobiologia*, 603, 253-266.

Kopsell, D.A., T.C. Barickman, C.E. Sams et J.S. Mc Elroy, 2007 : Influence of nitrogen and sulfur on biomass production and carotenoid and glucosinolate concentrations in watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55, 10628-10634.

L

Lalisse-Grundmann, G., A. Corman et A. Chalamet, 1983 : Quantitative study of simultaneous effect of soil-temperature and moisture on denitrification. *Revue d' Ecologie et de Biologie du Sol*, 20, 1-15.

Laverman, A.M., J.A. Garnier, E.M. Mounier et C.L. Roose-Amsaleg, 2010 : Nitrous oxide production kinetics during nitrate reduction in river sediments. *Water Research*, 44, 1753-1764.

Laverman, A.M., P. Van Cappellen, D. Van Rotterdam-Los, C. Pallud et J. Abell, 2006 : Potential rates and pathways of microbial nitrate reduction in coastal sediments. *FEMS Microbiology Ecology*, 58, 179-192.

Lee, C., T.D. Fletcher et G. Sun, 2009 : Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9, 11-22.

Lenssen, J.P.M., F.B.J. Menting et W.H. Van der Putten, 2004 : Do competition and selective herbivory cause replacement of *Phragmites australis* by tall forbs? *Aquatic Botany*, 78, 217-232.

Lesel, R. et C. Ifergan, 1975 : Essai de productions aquicoles intégrées : utilisation des eaux de rejets d'un circuit fermé expérimental de pisciculture pour la culture de cresson. *Bulletin Français de pisciculture*, 259, 41-52.

Leverenz, H.L., K. Haunschild, G. Hopes, G. Tchobanoglous et J.L. Darby, 2010 : Anoxic treatment wetlands for denitrification. *Ecological Engineering*, 36, 1544-1551.

Lewandoswki, Z., 1982 : Temperature dependency of biological denitrification with organic materials addition. *Water Research*, 16, 19-22.

Liénard, A., C. Boutin, P. Molle, Y. Racault, F. Brissaud et B. Picot, 2004 : Filtres plantés de roseaux à flux vertical et lagunage naturel en traitement d'eaux usées domestioques en France: comparaison des performances et des contraintes d'exploitation en termes de perennité et de fiabilité. *Ingénieries-EAT*, N° spécial.

Lin, Y.F., S.R. Jing, D.Y. Lee, Y.F. Chang et K.C. Shih, 2008 : Nitrate removal from groundwater using constructed wetlands under various hydraulic loading rates. *Bioresource Technology*, 99, 7504-7513.

Lin, Y.F., S.R. Jing, T.W. Wang et D.Y. Lee, 2002 : Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, 119, 413-420.

Lu, S., H. Hu, Y. Sun et J. Yang, 2009 : Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences*, 21, 1036-1043.

M

Mander, Ü., V. Kuusemets, K. Lõhmus et T. Mauring, 1997 : Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, 8, 299-324.

Martin, T.L., N.K. Kaushik, J.T. Trevors et H.R. Whiteley, 1999 : Review: Denitrification in temperate climate riparian zones. *Water, Air, & Soil Pollution*, 111, 171-186.

Matheson, F.E. et J.P. Sukias, 2010 : Nitrate removal processes in a constructed wetland treating drainage from dairy pasture. *Ecological Engineering*, 36, 1260-1265.

Mitsch, W.J. et S.E. Jørgensen, 2003 : Ecological engineering: A field whose time has come. *Ecological Engineering*, 20, 363-377.

Mitsch, W.J., L. Zhang, C.J. Anderson, A.E. Altor et M.E. Hernandez, 2005 : Creating riverine wetlands: Ecological succession, nutrient retention, and pulsing effects. *Ecological Engineering*, 25, 510-527.

Moore, A., 1969 : *Azolla*: Biology and agronomic significance. *The Botanical Review*, 35, 17-34.

Moreno-Mateos, D., C. Pedrocchi et F. A. Comín, 2010 : Effects of wetland construction on water quality in a semi-arid catchment degraded by intensive agricultural use. *Ecological Engineering*, 36, 631-639.

N

Nielsen, L.P., 1992 : Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microbiology Letters*, 86, 357-362.

Noon, K.F., 1996 : A model of created wetland primary succession. *Landscape and Urban Planning*, 34, 97-123.

O

Odum, E.P., 1969 : The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, 262-270.

P

Parr, L.B. et C.F. Mason, 2004 : Causes of low oxygen in a lowland, regulated eutrophic river in Eastern England. *Science of the Total Environment*, 321, 273-286.

Passeport, E., J. Tournebize, S. Jankowfsky, B. Promse, C. Chaumont, Y. Coquet et J. Lange, 2010 : Artificial wetland and forest buffer zone: Hydraulic and tracer characterization. *Vadose Zone Journal*, 9, 73-84.

Pei, Y., Z. Yang et B. Tian, 2010 : Nitrate removal by microbial enhancement in a riparian wetland. *Bioresource Technology*, 101, 5712-5718.

Peterson, S.B. et J.M. Teal, 1996 : The role of plants in ecologically engineered wastewater treatment systems. *Ecological Engineering*, 6, 137-148.

Pfenning, K.S. et P.B. McMahon, 1997 : Effect of nitrate, organic carbon, and temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. *Journal of Hydrology*, 187, 283-295.

Phipps, R.G. et W.G. Crumpton, 1994 : Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecological Engineering*, 3, 399-408.

Picard, C.R., L.H. Fraser et D. Steer, 2005 : The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource Technology*, 96, 1039-1047.

Portielje, R. et R.M.M. Roijackers, 1995 : Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquatic Botany*, 50, 127-140.

Puijalon, S. et G. Bornette, 2004 : Morphological variation of two taxonomically distant plant species along a natural flow velocity gradient. *New Phytologist*, 163, 651-660.

R

Racault, Y. et C. Boutin, 2004 : Le lagunage naturel en France - Etat de l'art et tendances. *Ingénieries-EAT*, N° spécial.

Redding, T., S. Todd et A. Midlen, 1997 : The treatment of aquaculture wastewaters - A botanical approach. *Journal of Environmental Management*, 50, 283-299.

Reddy, K.R. et W.H. Patrick, 1984 : Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *Crc Critical Reviews in Environmental Control*, 13, 273-309.

Reich, P. B., I. J. Wright, J. Cavender-Bares, J. M. Craine, J. Oleksyn, M. Westoby et M. B. Walters, 2003 : The Evolution of Plant Functional Variation: Traits, Spectra, and Strategies. *International Journal of Plant Sciences*, 164, S143-S164.

Rejmánková, E., 1992 : Ecology of creeping macrophytes with special reference to *Ludwigia peploides* (H.B.K.) Raven. *Aquatic Botany*, 43, 283-299.

Riis, T. et B.J.F. Biggs, 2003 : Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography*, 48, 1488-1497.

Riis, T., A.M. Suren, B. Clausen et K. Sand-Jensen, 2008 : Vegetation and flow regime in lowland streams. *Freshwater Biology*, 53, 1531-1543.

Roughgarden, J., 2009 : Is there a general theory of community ecology? *Biology and Philosophy*, 24, 521-529.

S

Saleh-Lakha, S., K.E. Shannon, S.L. Henderson, C. Goyer, J.T. Trevors, B.J. Zebarth et D.L. Burton, 2009 : Effect of pH and temperature on denitrification gene expression and activity in *Pseudomonas mandelii*. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 3903-3911.

Sand-Jensen, K., 1998 : Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, 39, 663-679.

Sand-Jensen, K., 2003 : Drag and reconfiguration of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 48, 271-283.

Sand-Jensen, K. et D. Jacobsen, 2002 : Herbivory and growth in terrestrial and aquatic populations of amphibious stream plants. *Freshwater Biology*, 47, 1475-1487.

Sand-Jensen, K. et J.R. Mebus, 1996 : Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos*, 76, 169-180.

Scheiner, S. et M. Willig, 2008 : A general theory of ecology. *Theoretical Ecology*, 1, 21-28.

Schipper, L.A., W.D. Robertson, A.J. Gold, D.B. Jaynes et S.C. Cameron, 2010 : Denitrifying bioreactors - An approach for reducing nitrate loads to receiving waters. *Ecological Engineering*, 36, 1532-1543.

Scott, J., M. McCarthy, W. Gardner et R. Doyle, 2008 : Denitrification, dissimilatory nitrate reduction to ammonium, and nitrogen fixation along a nitrate concentration gradient in a created freshwater wetland. *Biogeochemistry*, 87, 99-111.

Seitzinger, S., 2008 : Nitrogen cycle: Out of reach. *Nature*, 452, 162-163.

Sgouridis, F., C.M. Heppell, M. Trimmer et G. Wharton, 2009 : Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium (DNRA) potential in the re-connected floodplain of the River Cole (Oxfordshire, UK). *Geophysical Research Abstracts*, 11.

Sirivedhin, T. et K.A. Gray, 2006 : Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecological Engineering*, 26, 167-181.

Soares, M.I.M. et A. Abeliovich, 1998 : Wheat straw as substrate for water denitrification. *Water Research*, 32, 3790-3794.

Sørensen, J., 1978 : Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in a coastal marine sediment. *Applied and Environmental Microbiology*, 35, 301-305.

Søvik, A.K. et B. Kløve, 2007 : Emission of N2O and CH4 from a constructed wetland in southeastern Norway. *Science of The Total Environment*, 380, 28-37.

Spieles, D.J. et W.J. Mitsch, 1999 : The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering*, 14, 77-91.

Srivastava, J., A. Gupta et H. Chandra, 2008 : Managing water quality with aquatic macrophytes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7, 255-266.

Starr, R.C. et R.W. Gillham, 1993 : Denitrification and organic carbon availability in two aquifers. *Ground Water*, 31, 934-947.

T

Terada, A., S. Lackner, K. Kristensen et B.F. Smets, 2010 : Inoculum effects on community composition and nitritation performance of autotrophic nitrifying biofilm reactors with counter-diffusion geometry. *Environmental Microbiology*, 12, 2858-2872.

Thiere, G., S. Milenkovski, P.E. Lindgren, G. Sahlen, O. Berglund et S.E.B. Weisner, 2009 : Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation*, 142, 964-973.

Tilman, D., 1985 : The resource-ratio hypothesis of plant succession. *The American Naturalist*, 125, 827-852.

Turpin, N., F. Vernier et F. Joncour, 1997 : Transferts de nutriments des sols vers les eaux - Influence des pratiques agricoles - Synthèse bibliographique. *Ingénieries-EAT*, 11, 3-16.

V

Van der Valk, A.G., 1981 : Succession in wetlands: A Gleasonian approach. *Ecology*, 62, 688-696.

Vance, E.D., P.C. Brookes et D.S. Jenkinson, 1987 : An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 703-707.

Venkata Mohan, S., G. Mohanakrishna, P. Chiranjeevi, D. Peri et P.N. Sarma, 2010 : Ecologically Engineered System (EES) designed to integrate floating, emergent and submerged macrophytes for the treatment of domestic sewage and acid rich fermented-distillery wastewater: Evaluation of long term performance. *Bioresource Technology*, 101, 3363-3370.

Vincent, W.F. et M.T. Downes, 1980 : Variation in nutrient removal from a stream by watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.). *Aquatic Botany*, 9, 221-235.

Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger et G.D. Tilman, 1997a : Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, 737-750.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco et J.M. Melillo, 1997b : Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277, 494-499.

Vymazal, J., 2007 : Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380, 48-65.

Vymazal, J., 2009 : The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35, 1-17.

W

Wagner, G.M., 1997 : *Azolla* - A review of its biology and utilization. *Botanical Review*, 63, 1-26.

Warneke, S., L.A. Schipper, D.A. Bruesewitz, I. McDonald et S. Cameron, 2011 : Rates, controls and potential adverse effects of nitrate removal in a denitrification bed. *Ecological Engineering*, 37, 511-522.

Webster, J.R. et E.F. Benfield, 1986 : Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 567-594.

Weisner, S.E.B. et G. Thiere, 2010 : Effects of vegetation state on biodiversity and nitrogen retention in created wetlands: a test of the biodiversity–ecosystem functioning hypothesis. *Freshwater Biology*, 55, 387-396.

Willby, N.J., V.J. Abernethy et B.O.L. Demars, 2000 : Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology*, 43, 43-74.

Wu, J., J. Zhang, W.L. Jia, H.J. Xie, R.R. Gu, C. Li et B.Y. Gao, 2009 : Impact of COD/N ratio on nitrous oxide emission from microcosm wetlands and their performance in removing nitrogen from wastewater. *Bioresource Technology*, 100, 2910-2917.

Y

Yousefi, Z. et A. Mohseni-Bandpei, 2010 : Nitrogen and phosphorus removal from wastewater by subsurface wetlands planted with *Iris pseudacorus*. *Ecological Engineering*, 36, 777-782.

Z

Zhao, T.Q., H.S. Xu, Y.X. He, C. Tai, H.Q. Meng, F.F. Zeng et M.L. Xing, 2009 : Agricultural non-point nitrogen pollution control function of different vegetation types in riparian wetlands: A case study in the Yellow River wetland in China. *Journal of Environmental Sciences*, 21, 933-939.

Zimmels, Y., F. Kirzhner et A. Kadmon, 2009 : Effect of circulation and aeration on wastewater treatment by floating aquatic plants. *Separation and Purification Technology*, 66, 570-577.

Thèses et rapports de stage :

Alabergère, G., 2010 : Etude des cressonnières de la vallée de l'Essonne: colonisation végétale et dynamique de l'azote. *Rapport de stage de fin d'études d'Ingénieur Agronome,* Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires.

Biget, E., 1995 : Ecobilan de cressonnières. *Rapport de DEA national d'hydrologie filière hydrologie et hydrogéologie quantitatives*, Université Pierre et Marie Curie, Ecole des Mines de Paris et Ecole Nationale du Génie Rural, des eaux et Forêts.

Crème, A., 2011 : Compréhension des processus de dénitrification dans une zone tampon de type cressonnière par le suivi du carbone organique et analyse de la microbiologie. *Rapport de stage de Master II "Fonctionnement physique, chimique, et biologique de la biosphère continentale"*, Université Pierre et Marie Curie et AgroParisTech.

Vilain, G., 2010 : Emissions de N2O dans un versant agricole de grandes cultures (Brie, Bassin de la Seine) : observations, expérimentations et modélisation dans un continuum "plateau/zone enherbée/rivière". *Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie*.

Vile, D., 2005 : Significations fonctionnelle et écologique des traits des espèces végétales: exemple dans une succession post-culturale méditerranéenne et généralisations. *Thèse de doctorat de l'Université Montpellier II et de l'Université de Sherbrooke*.

Livres :

Bailly, R., 1997 : Trois villages sur Essonne à travers les siècles. *Editions AMATTEIS*.

Clements, F., 1916 : Plant succession: An analysis of the development of vegetation. *Carnegie Institution of Washington*, Publication N°242.

Fustec, E., J.C. Lefeuvre, G. Barnaud, H. Bendjoudi, G. de Marsily, G. Oberlin, J.P. Bravard, P. Lesueur, L. Marion, G. Pinay, M. Trémolières, J.C. Fardeau, J.M. Dorioz, A. Chesterikoff, J.M. Mouchel, M. Chevreuil, P. Boët, B. Frochot, J. Roché, D. Yon, P. Point, Y. Laurans, A. Cattan, C. Boutin, 2000 : Fonctions et valeurs des zones humides. *Editions Dunod*.

Grime, J.P., 1979 : Plant strategies and vegetation processes. *John Wiley & sons Ltd*.

Kadlec, R. H., R. L. Knight, 1996 : Treatment wetlands. *CRC Press, Lewis Publishers*.

Kadlec, R.H. et S.D. Wallace, 2009 : Treatment wetlands - Second edition. *CRC Press*.

Lavelle, P. et A.V. Spain, 2001 : Soil Ecology. *Kluwer Academic Publishers*.

Mitsch, W.J. et J.G. Gosselink, 2000 : Wetlands - Third edition. *John Wiley and sons Inc*.

Autres documents:

AFNOR, 2009 : Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique.

ARASEA IDF et Conseil Général de l'Essonne, 2006 : Etat des lieux de la cressiculture en Essonne.

Barnaud, G., 1991 : "Qu'est-ce qu'une zone humide?" Compte rendu des avis d'experts, définitions scientifique et juridique. *MNHN-ESNM*.

Bissardon, M., L. Guibal et J. C. Rameau, 1997 : Corine biotopes – Version Originale – Types d'habitats Français.

Commissariat général au développement durable, 2009 : Evolution de la qualité des cours d'eau: Volet macropolluants.

Commissariat général au développement durable, 2010 : Le point sur l'évaluation économique des services rendus par les zones humides, un préalable à leur préservation.

Communauté Economique Européenne, 1991 : Directive du conseil du 12 décembre 1991concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles. *Journal officiel des Communautés européennes*, L 375/1.

Convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat, 1971: Final text adopted by the international conference on the wetlands and waterfowl at Ramsar, Iran, 2 February 1971.

DIREN IDF, 2006 : Compte-rendu de la quatrième campagne de surveillance (2004-2005) de la teneur en nitrates des eaux douces.

Fondasol, 1998 : SIARCE - Moulin Neuf à Maisse (91) - Reconnaissance géotechnique - Compte rendu d'investigations.

Julve, P., 1998 : Baseflor - Index botanique, écologique et chorologique de la Flore de France. Version Décembre 2009. *Programme Catminat*

<http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>.

MAB UNESCO, 1974 : Groupe de travail international sur le projet 5: Effets écologiques des activités humaines sur la valeur et les ressources des lacs, marais, cours d'eau, deltas, estuaires et zones côtières. *Série des rapports du MAB*.

MEDD et Agences de l'Eau, 2003 : Grilles d'évaluation version 2. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau (SEQ-Eau).

MEEDDM, 2009 : Evaluation des services rendus par les écosystèmes en France - Etude exploratoire - Septembre 2009 - Synthèse.

Meral, P., 2010 : Les services environnementaux en économie : revue de la littérature.

Millenium Ecosystem Assessment, 2005 : Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. *Island Press*.

Natural England, 2009 : Watercress growing and its environmental impact on chalk rivers in England. *Natural England Commissioned report NECR 027*.

SIARCE, 2005 : Bilan du suivi qualitatif de la rivière Essonne et de ses affluents (hors Juine) de 1995 à 2005.

TEEB, 2010 : The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.

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*, L 327.

WHO, 2007 : Nitrate and nitrite in drinking-water: Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality.

Références de l'article

"Organic carbon availability limits denitrification in watercress farm sediment"

Abell, J., A. Laverman and P. Van Cappellen, 2009: Bioavailability of organic matter in a freshwater estuarine sediment: long-term degradation experiments with and without nitrate supply. *Biogeochemistry*, 94, 13-28.

AFNOR, 2009: Amendements organiques et supports de culture - Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique.

Ayyasamy, P.M., S. Rajakumar, M. Sathishkumar, K. Swaminathan, K. Shanthi, P. Lakshmanaperumalsamy and S. Lee, 2009: Nitrate removal from synthetic medium and groundwater with aquatic macrophytes. *Desalination*, 242, 286-296.

Bastviken, S.K., P.G. Eriksson, A. Premrov and K. Tonderski, 2005: Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus. *Ecological Engineering*, 25, 183-190.

Beutel, M.W., C.D. Newton, E.S. Brouillard and R.J. Watts, 2009: Nitrate removal in surface-flow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima Basin, Washington. *Ecological Engineering*, 35, 1538-1546.

Bryce Cooper, A. and J.G. Cooke, 1984: Nitrate loss and transformation in 2 vegetated headwater streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 18, 441-450.

Burchell, M.R., R.W. Skaggs, C.R. Lee, S. Broome, G.M. Chescheir and J. Osborne, 2007: Substrate organic matter to improve nitrate removal in surface-flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality*, 36, 194-207.

Burford, J.R. and J.M. Bremner, 1975: Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 7, 389-394.

Camargo, J.A. and Á. Alonso, 2006: Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32, 831-849.

Canfield, D.E., A.N. Glazer and P.G. Falkowski, 2010: The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. *Science*, 330, 192-196.

Casey, H. and S.M. Smith, 1994: The effects of watercress growing on chalk headwater streams in Dorset and Hampshire. *Environmental Pollution*, 85, 217-228.

Chen, D., J. Lu, H. Wang, Y. Shen and M. Kimberley, 2009: Seasonal variations of nitrogen and phosphorus retention in an agricultural drainage river in East China. *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 312-320.

Crisp, D.T., 1970: Input and output of minerals for a small watercress bed fed by chalk water. Journal of Applied Ecology, 7, 117-140.

Cumbus, I.P., L.W. Robinson and R.G. Clare, 1980: Mineral nutrient availability in watercress bed substrates. *Aquatic Botany*, 9, 343-349.

Dinka, M., E. Ágoston-Szabó and I. Tóth, 2004: Changes in nutrient and fibre content of decomposing *Phragmites australis* litter. *International Review of Hydrobiology*, 89, 519-535.

Gale, P.M., I. Devai, K.R. Reddy and D.A. Graetz, 1993: Denitrification potential of soils from constructed and natural wetlands. *Ecological Engineering*, 2, 119-130.

Gumbricht, T., 1993: Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering*, 2, 1-30.

Hammer, D.A., 1992: Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution. *Ecological Engineering*, 1, 49-82.

Hernandez, M.E. and W.J. Mitsch, 2007: Denitrification potential and organic matter as affected by vegetation community, wetland age, and plant introduction in created wetlands. *Journal of Environmental Quality*, 36, 333-342.

Howard-Williams, C., J. Davies and S. Pickmere, 1982: The dynamics of growth, the effects of changing area and nitrate uptake by watercress *Nasturtium officinale* R. Br. in a New Zealand stream. *Journal of Applied Ecology*, 19, 589-601.

Howard, H.W. and A.G. Lyon, 1952: *Nasturtium officinale* R. Br. (*Rorippa nasturtium-aquaticum* (L.) Hayek). *Journal of Ecology*, 40, 228-245.

Hume, N.P., M.S. Fleming and A.J. Horne, 2002: Denitrification potential and carbon quality of four aquatic plants in wetland microcosms. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1706-1712.

Ingersoll, T.L. and L.A. Baker, 1998: Nitrate removal in wetland microcosms. *Water Research*, 32, 677-684.

Kopsell, D.A., T.C. Barickman, C.E. Sams and J.S. Mc Elroy, 2007: Influence of nitrogen and sulfur on biomass production and carotenoid and glucosinolate concentrations in watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55, 10628-10634.

Laverman, A.M., P. Van Cappellen, D. Van Rotterdam-Los, C. Pallud and J. Abell, 2006: Potential rates and pathways of microbial nitrate reduction in coastal sediments. *FEMS Microbiology Ecology*, 58, 179-192.

Lin, Y.F., S.R. Jing, T.W. Wang and D.Y. Lee, 2002: Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, 119, 413-420.

Lu, S., H. Hu, Y. Sun and J. Yang, 2009: Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences*, 21, 1036-1043.

Martin, T.L., N.K. Kaushik, J.T. Trevors and H.R. Whiteley, 1999: Review: Denitrification in temperate climate riparian zones. *Water, Air, & Soil Pollution*, 111, 171-186.

Oremland, R.S.C., D.G., 1988: Use of 'specific' inhibitors in biogeochemistry and microbial ecology. *Advances in Microbial Ecology*, 10, 285-383.

Pfenning, K.S. and P.B. Mc Mahon, 1997: Effect of nitrate, organic carbon, and temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. *Journal of Hydrology*, 187, 283-295.

Phipps, R.G. and W.G. Crumpton, 1994: Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecological Engineering*, 3, 399-408.

Picard, C.R., L.H. Fraser and D. Steer, 2005: The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource Technology*, 96, 1039-1047.

Rejmánková, E., 1992: Ecology of creeping macrophytes with special reference to *Ludwigia peploides* (H.B.K.) Raven. *Aquatic Botany*, 43, 283-299.

Seitzinger, S., 2008: Nitrogen cycle: Out of reach. *Nature*, 452, 162-163.

Sørensen, J., 1978: Denitrification rates in a marine sediment as measured by the acetylene inhibition technique. *Applied and Environmental Microbiology*, 36, 139-143.

Sørensen, J., L.K. Rasmussen and I. Koike, 1987: Micromolar sulfide concentrations alleviate acetylene blockage of nitrous oxide reduction by denitrifying *Pseudomonas fluorescens*. *Canadian Journal of Microbiology*, 33, 1001-1005.

Starr, R.C. and R.W. Gillham, 1993: Denitrification and organic carbon availability in Two Aquifers. Ground Water, 31, 934-947.

Vincent, W.F. and M.T. Downes, 1980: Variation in nutrient removal from a stream by watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.). *Aquatic Botany*, 9, 221-235.

Vitousek, P.M., J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger and G.D. Tilman, 1997: Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, 737-750.

Zhao, T., H. Xu, Y. He, C. Tai, H. Meng, F. Zeng and M. Xing, 2009: Agricultural non-point nitrogen pollution control function of different vegetation types in riparian wetlands: A case study in the Yellow River wetland in China. *Journal of Environmental Sciences*, 21, 933-939.

Zumft, W.G., 1997: Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 61, 533-616.

Annexes

Annexe 1 : Cartes 185

Annexe 2 : Quelques définitions des zones humides 188

Annexe 3 : Traçages réalisés dans 3 fosses de la cressonnière expérimentale 189

Annexe 4 : Liste des espèces végétales 190

Annexe 5 : Détails des Analyses en Composantes Principales (ACP) 192

Annexe 6 : Description des types d'habitats 197

Annexe 7 : Mesures de biomasse réalisées dans la cressonnière du Moulin Neuf 201

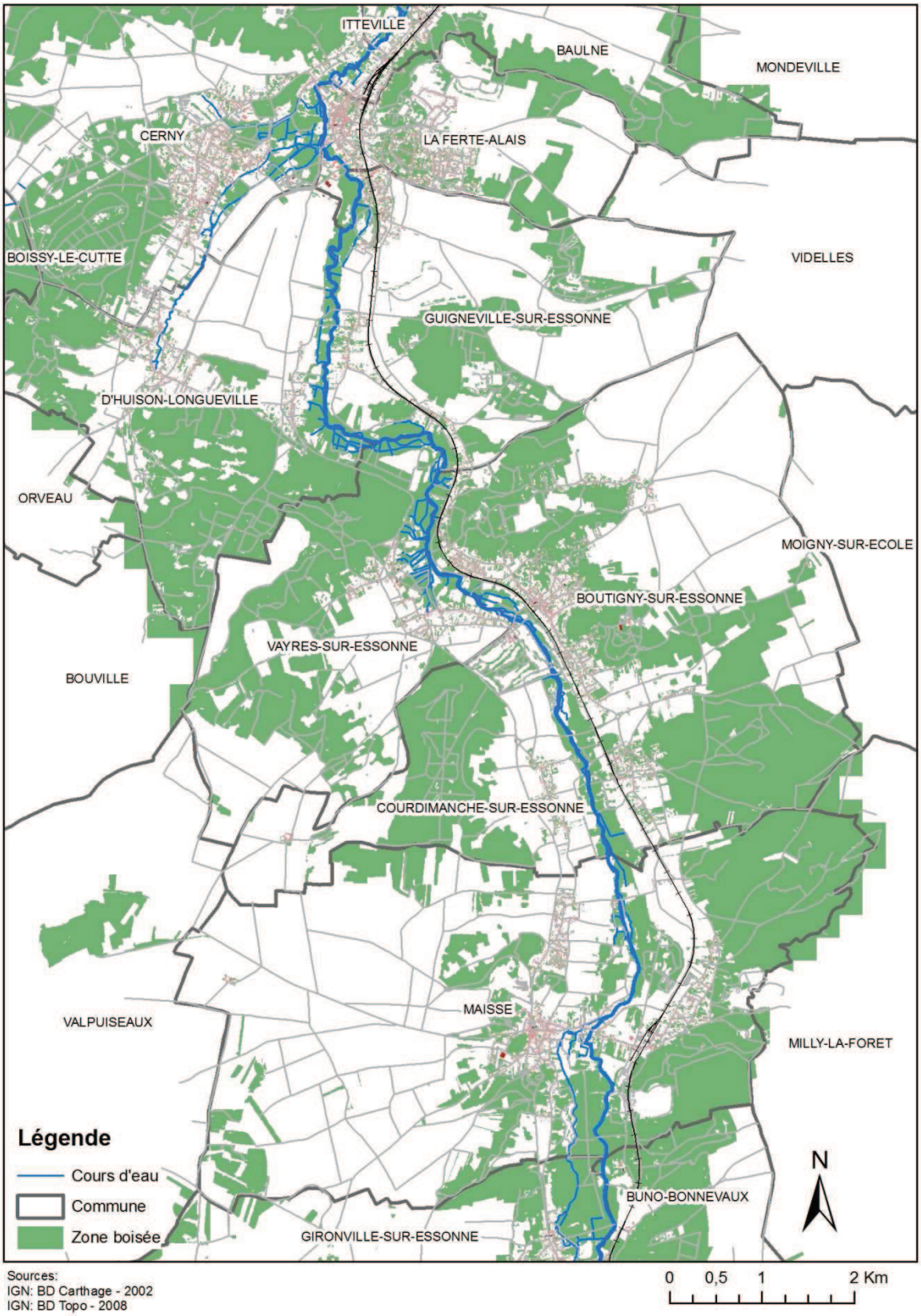
Annexe 8 : Résultats des analyses de végétaux de la cressonnière du Moulin Neuf 202

Annexe 9 : Situation géographique et état des cressonnières de la vallée de l'Essonne 203

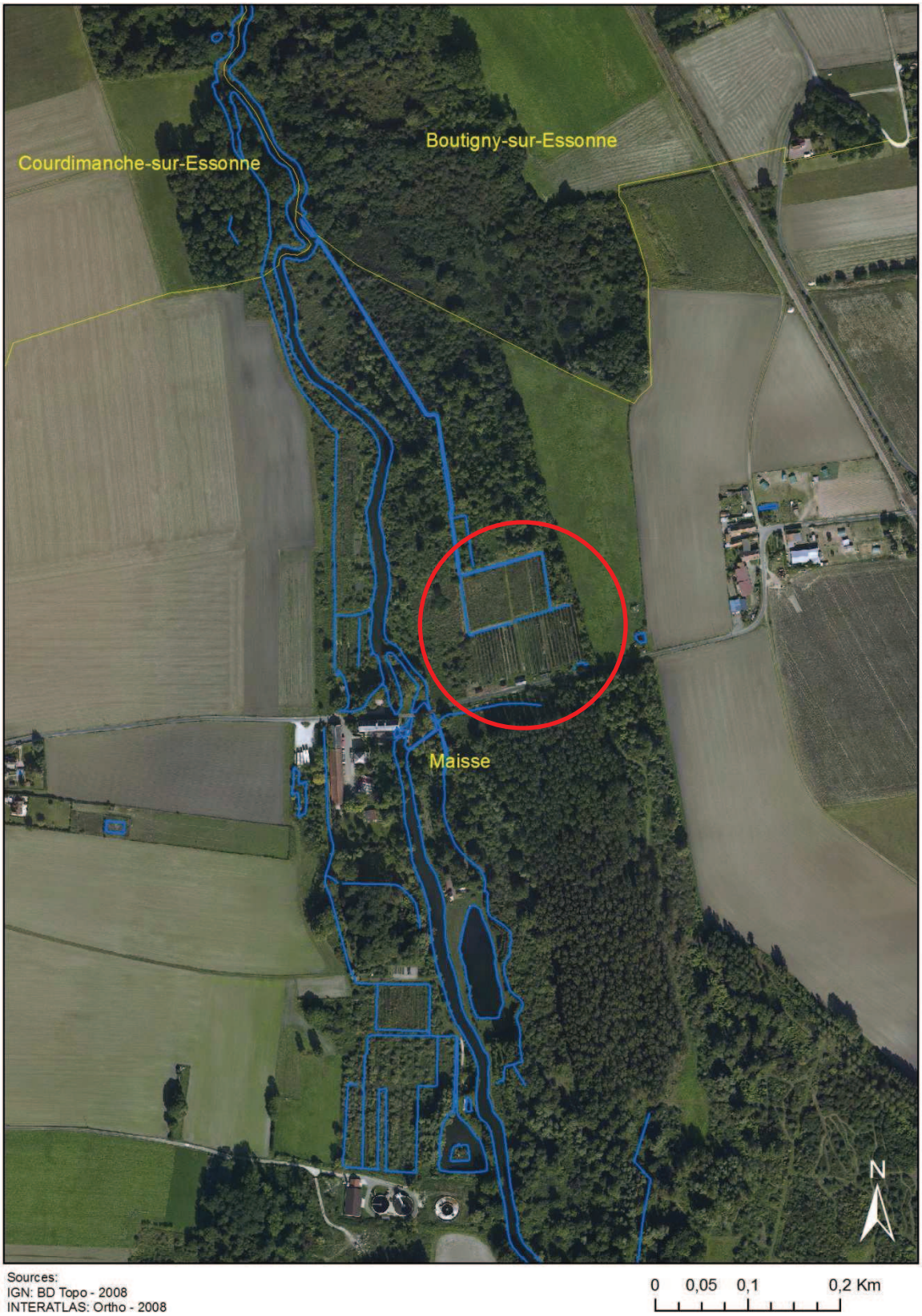
Annexe 10: Liste des traits et attributs des espèces végétales utilisés pour le fuzzy coding (d'après Julve, 1998) 208

Annexe 1 : Cartes

Situation de la nappe de Beauce par rapport aux cours d'eau de l'Essonne, le Juine et la Seine



Zone entre Gironville sur Essonne et la Ferté-Alais, où se trouve la majorité des cressonnières de la vallée de l'Essonne



La cressonnière du Moulin Neuf (cercle rouge) et son environnement immédiat, comprenant le cours d'eau de l'Essonne et d'anciennes cressonnières

Annexe 2 : Quelques définitions des zones humides

Ramsar (Convention on wetlands of international importance especially as waterfowl habitat, 1971): « Les zones humides sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eau naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas 6 mètres »

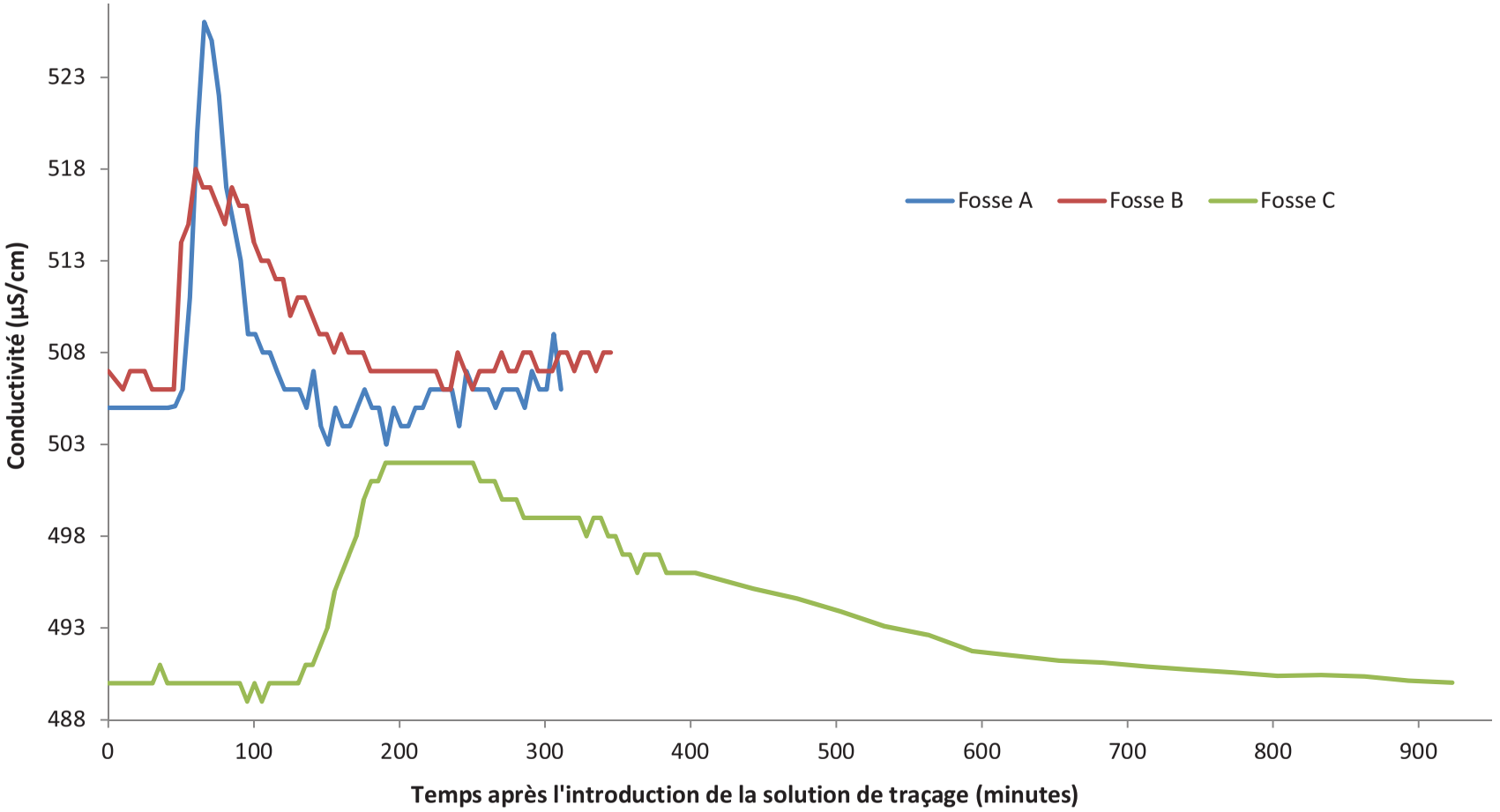
Programme Biologique International (MAB-Unesco, 1974): « Une zone humide est une zone dominée par des plantes herbacées particulières, dont la production se situe surtout au dessus du niveau de l'eau tandis qu'elles reçoivent des quantités d'eau qui seraient excessives pour la plupart des végétaux supérieurs présentant des organes aériens ».

US Army Corps of Engineers: « Those areas that are inundated or saturated by surface or groundwater at a frequency and duration sufficient to support, and that under normal circumstances do support, a prevalence of vegetation typically adapted for life in saturated soil conditions. Wetlands generally include swamps, marshes, bogs and similar areas. »

Loi sur l'eau du 3 janvier 1992 (Art. 2, B.O. 152, 15 janvier 1992): « Terrains exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, saumâtre ou salée, de façon permanente ou temporaire. La végétation, quant à elle, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année ».

Barnaud (1991): « Les zones humides se caractérisent par la présence, permanente ou temporaire, en surface ou à faible profondeur dans le sol, d'eau disponible douce, saumâtre ou salée. Souvent en position d'interface, de transition entre milieux terrestres et milieux aquatiques proprement dits, elles se distinguent par des sols hydromorphes ou non évolués, et/ou une végétation dominante composée de plantes hygrophiles au moins pendant une partie de l'année. Enfin elles nourrissent et/ou abritent de façon continue ou momentanée des espèces animales inféodées à ces espaces ».

Annexe 3 : Traçages réalisés dans 3 fosses de la cressonnière expérimentale



Suivi de la conductivité à l'aval des fosses lors des traçages au NaCl réalisés le 26/05/2010 (Fosses A et B) et le 02/06/2010 (Fosse C). La fosse A ne contient aucun macrophyte, la fosse B est recouverte à 30% par des macrophytes et la fosse C est une fosse cultivée entièrement remplie de cresson. Les temps de rétention calculés à partir de ces courbes sont respectivement 62, 106 et 346 minutes pour les fosses A, B et C.

Annexe 4 : Liste des espèces végétales

Légende:
Espèces trouvées dans la cressonnière du Moulin Neuf et dans au moins un des 14 autres sites étudiés
Espèce trouvée dans au moins un des 14 sites étudiés (mais pas dans la cressonnière du Moulin Neuf)
Espèces trouvées dans la cressonnière du Moulin Neuf (mais dans aucun des 14 autres sites étudiés)
Espèces non observées mais citées dans ce travail

Acer campestre L.
Achillea millefollium L.
Agrostis canina L.
Agrostis stolonifera L.
Ajuga reptans L.
Alnus glutinosa (L.) Gaertn.
Angelica sylvestris L.
Apium nodiflorum (L.) Lag.
Arrhenatherum elatius (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl
Azolla filiculoides Lam.
Bellis perennis L.
Berula erecta (Huds.) Coville
Betula pubescens Ehrh.
Callitriche platycarpa Kütz
Callitriche stagnalis Scop.
Calystegia sepium (L.) R.Br.
Cardamine hirsuta L.
Carex elata All.
Carex hirta L.
Carex paniculata L.
Carex riparia Curtis
Chara contraria A. Braun
Cirsium arvense (L.) Scop.
Cirsium oleraceum (L.) Scop.
Clematis vitalba L.
Cornus sanguinea L.
Corylus avellana L.
Elodea canadensis Michx.
Elodea nutallii (Planch.) H. St.John
Epilobium hirsutum L.
Epilobium roseum Schreb.
Epilobium tetragonum L.

Equisetum arvense L.
Equisetum fluviatile L.
Equisetum palustre L.
Euonymus europaeus L.
Eupatorium cannabinum L.
Festuca ovina L.
Festuca pratensis Huds.
Festuca rubra L.
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.
Frangula dodonei Ard.
Fraxinus excelsior L.
Galium aparine L.
Galium mollugo L.
Galium palustre L.
Glechoma hederacea L.
Glyceria fluitans (L.) R.Br.
Hedera helix L.
Heracleum sphondylium L.
Holcus lanatus L.
Humulus lupulus L.
Hydrocotyle umbellata L.
Hypericum tetrapterum Fr.
Iris pseudacorus L.
Juglans regia L.
Juncus articulatus L.
Juncus effusus L.
Lemna minor L.
Lemna minuta Kunth
Lemna triscula L.
Leontodon saxatilis Lam.
Lobellia dortmanna L.
Lolium perenne L.
Ludwigia peploides (H.B.K.) Raven

Lycopus europaeus L.
Lysimachia nummularia L.
Lysimachia vulgaris L.
Lythrum salicaria L.
Mentha aquatica L.
Mentha suaveolens Ehrh.
Nasturtium officinale R.Br.
Onobrychis viciifolia Scop.
Onopordum acanthium L.
Persicaria bistorta (L.) Samp.
Phalaris aquatica L.
Phragmites australis (Cav.) Steud.
Plantago lanceolata L.
Plantago major L.
Poa trivialis L.
Polygonum persicaria L.
Potamogeton coloratus Hornem.
Potamogeton natans L.
Potamogeton pusillus L.
Potentilla anserina L.
Potentilla reptans L.
Prunus spinosa L.
Pulicaria dysenterica (L.) Bernh.
Ranunculus acris L.
Ranunculus flammula L.
Ranunculus repens L.
Ribes rubrum L.
Rosa canina L.

Rubus caesius L.
Rubus fruticosus L.
Rumex longifolius DC.
Rumex obtusifolius L.
Salix cinerea L.
Sambucus nigra L.
Scirpus acutus Muhl. Ex Bigel.
Scirpus sylvaticus L.
Scrophularia auriculata Loefl. ex L.
Solanum dulcamara L.
Solidago virgaurea L.
Sonchus arvensis L.
Sonchus asper (L.) Hill
Sonchus oleraceus L.
Sonchus palustris L.
Symphytum officinale L.
Taraxacum sect. *Ruderalia* Kischner, H. Øllg. & Štěpánek
Trifolium repens L.
Tussilago farfara L.
Typha latifolia L.
Urtica dioica L.
Veronica agrestis L.
Veronica anagallis-aquatica L.
Veronica beccabunga L.
Veronica filiformis Sm.
Veronica scutellata L.
Viburnum opulus L.

Annexe 5 : Détails des Analyses en Composantes Principales (ACP)

Signification des variables:

Nof : *Nasturtium officinale*

Afi : *Azolla filiculoides*

Cst : *Callitriche stagnalis*

Epa : *Equisetum palustre*

Lor : *Lemna minor*

Lta : *Lemna minuta*

Epi : *Epilobium* sp

Ast : *Agrostis stolonifera*

Pau : *Phragmites australis*

Tla : *Typha latifolia*

Udi : *Urtica dioïca*

Fes : *Festuca* sp

Sal : *Salix* sp

Alg : Algues

Bry : Bryophytes

Av : Position dans la fosse (vers l'aval)

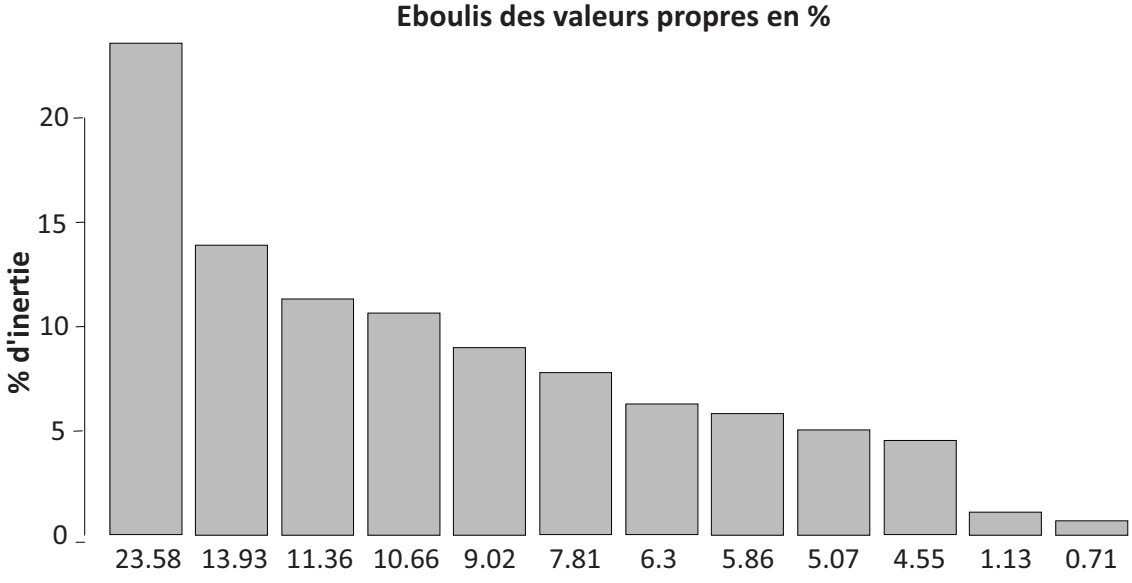
Tps : Temps après l'abandon

Em : Zones émergées

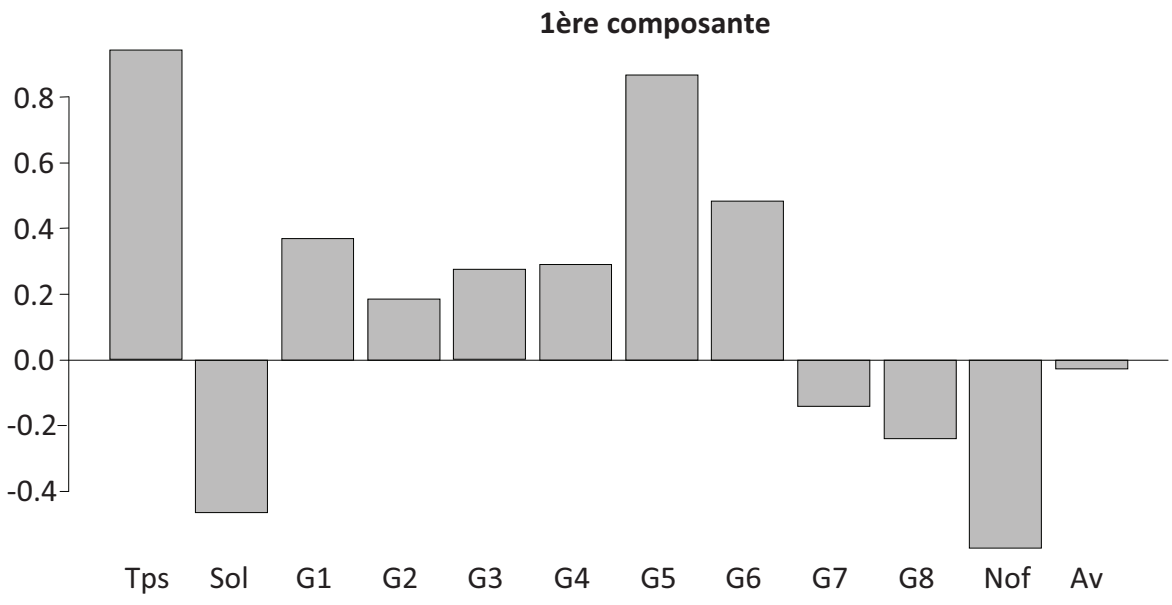
Sol : Sol nu

G1 à G8 : Groupes d'espèces obtenus par CAH

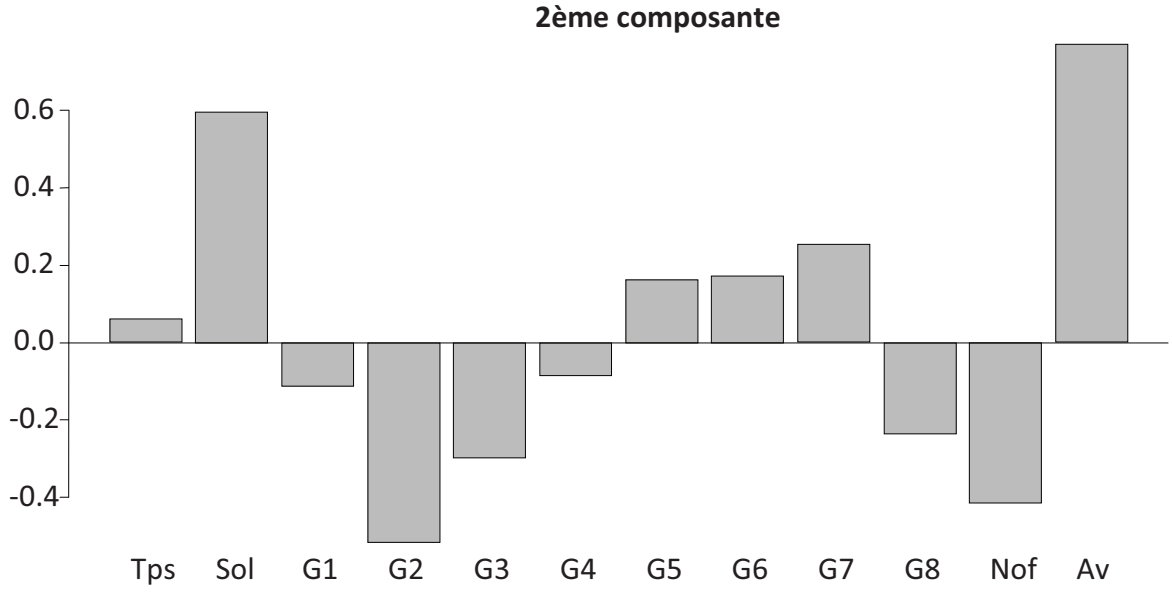
Annexe 5a : ACP à partir des groupes d'espèces (4 composantes retenues)



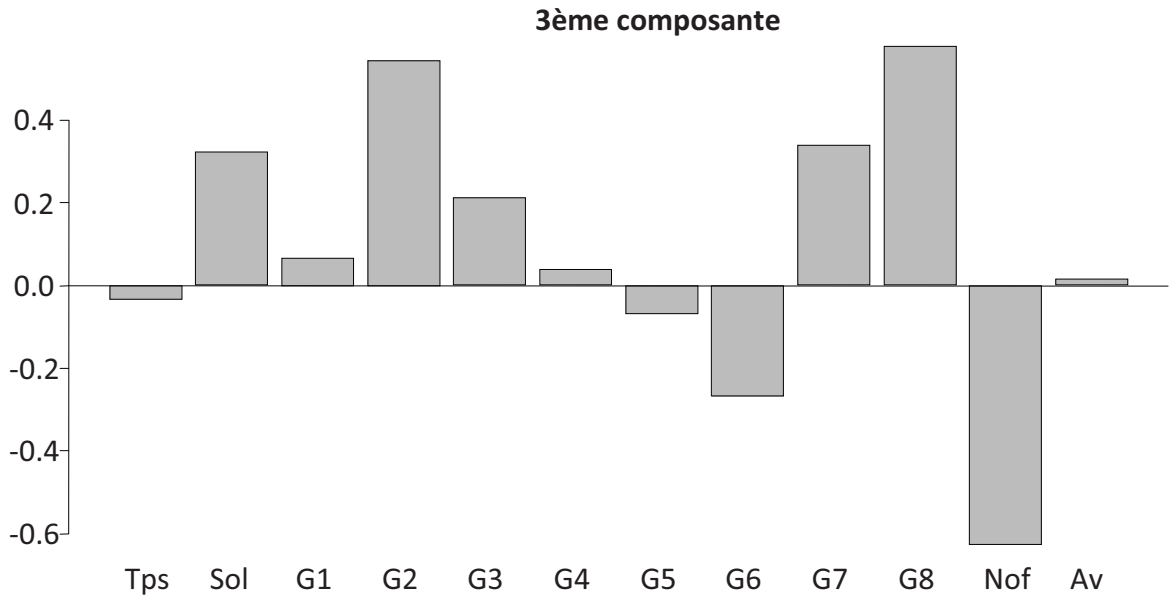
Pourcentage de l'inertie totale représentée par chacune des composantes de l'ACP (une barre = une composante, valeurs en dessous des barres). Les composantes sont numérotées par ordre d'inertie décroissante.



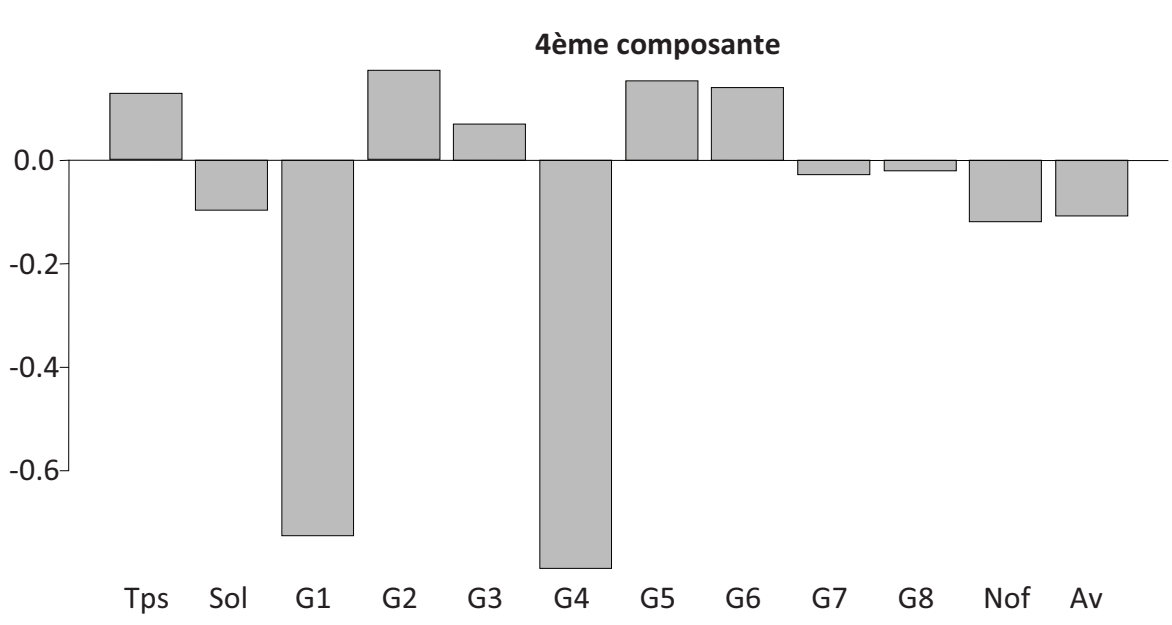
Profil des coordonnées des variables sur la première composante.



Profil des coordonnées des variables sur la deuxième composante.

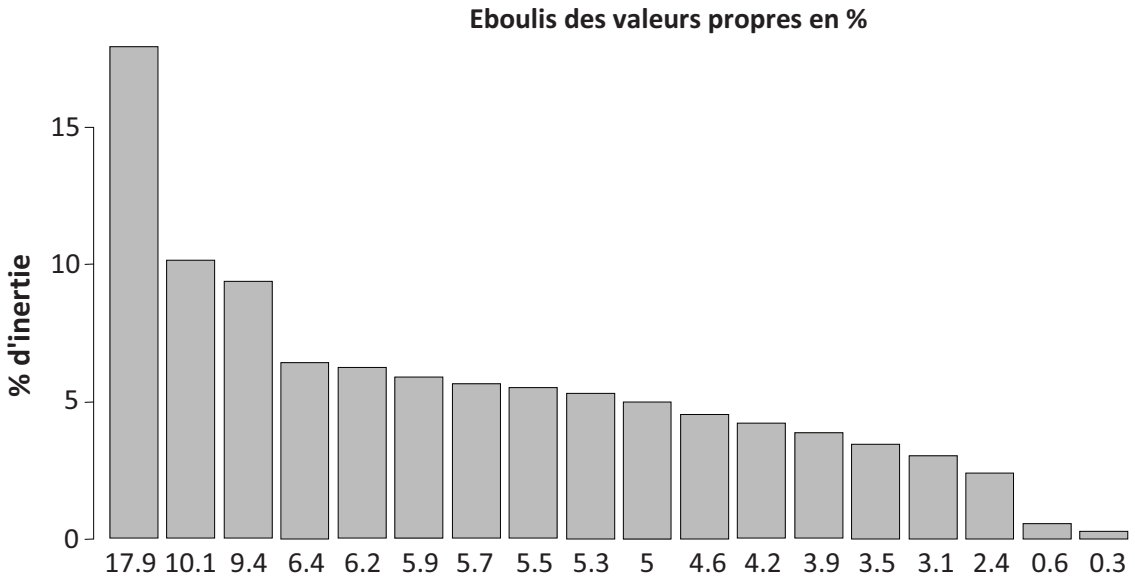


Profil des coordonnées des variables sur la troisième composante.

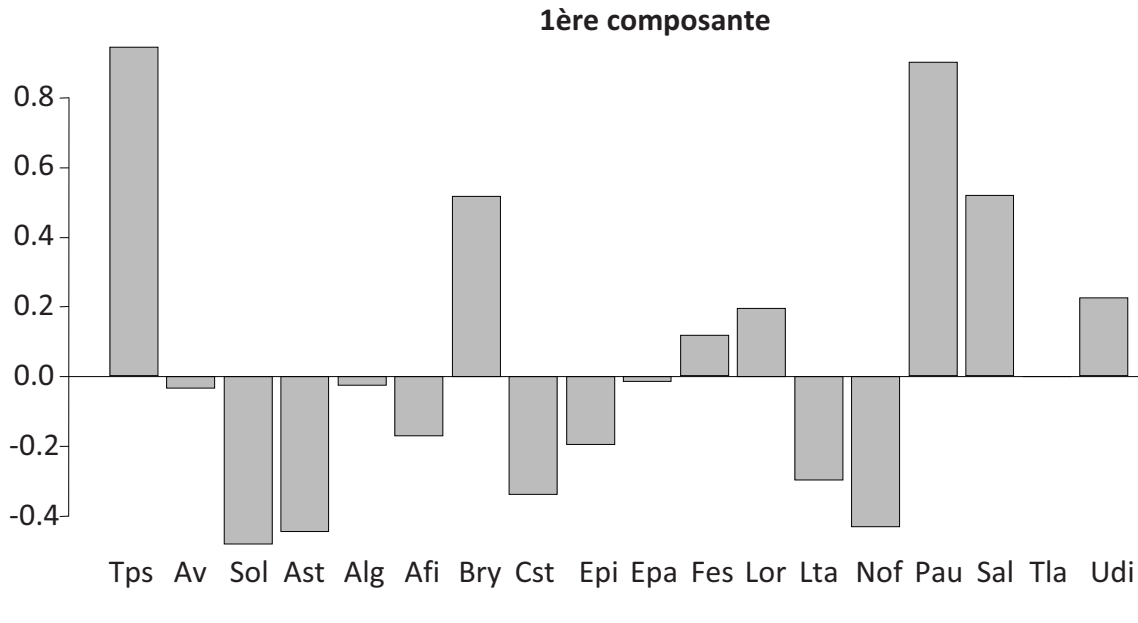


Profil des coordonnées des variables sur la quatrième composante.

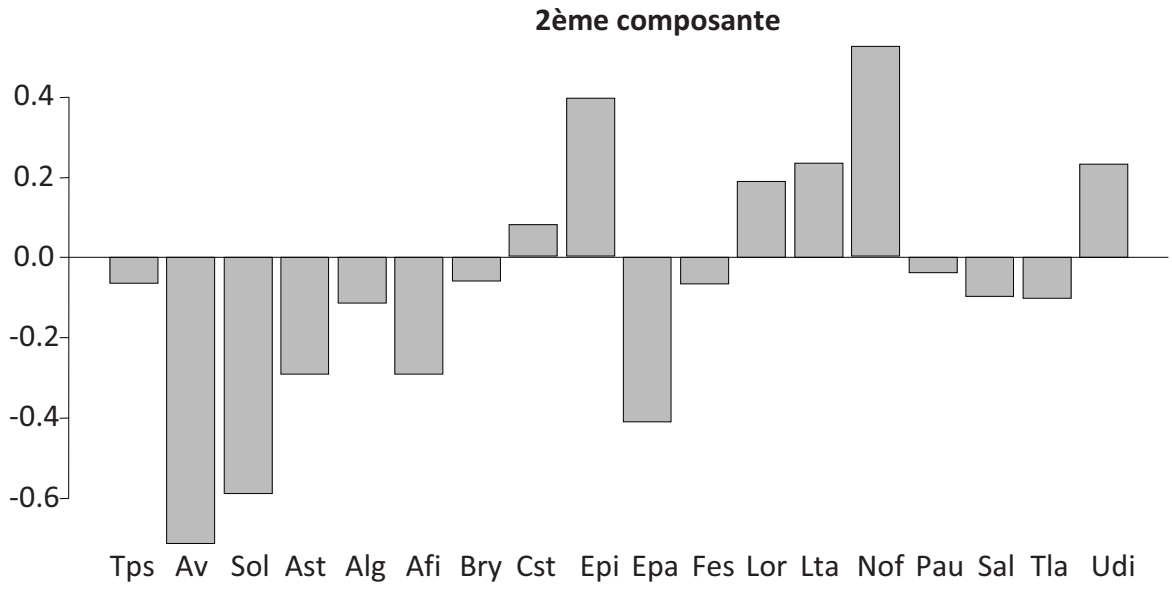
Annexe 5b : ACP à partir des espèces principales (3 composantes retenues)



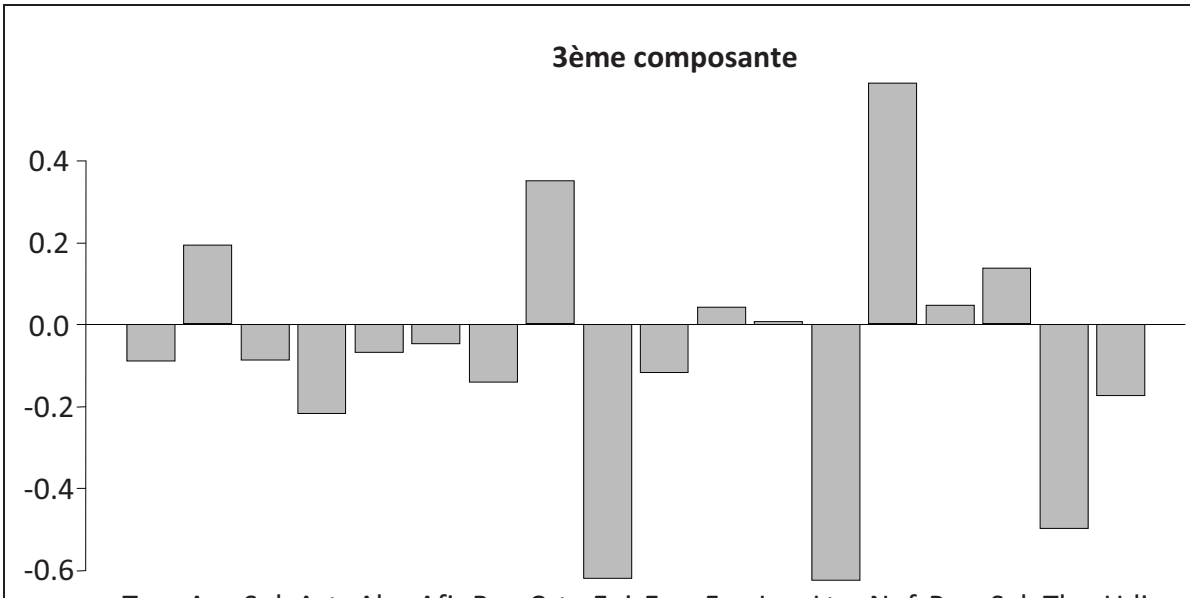
Pourcentage de l'inertie totale représentée par chacune des composantes de l'ACP (une barre = une composante, valeurs en dessous des barres). Les composantes sont ensuite numérotées par ordre d'inertie décroissante.



Profil des coordonnées des variables sur la première composante.



Profil des coordonnées des variables sur la deuxième composante.



Profil des coordonnées des variables sur la troisième composante.

Annexe 6 : Description des types d'habitats

Extraits de « Corine biotopes - Version Originale - Types d'habitats Français », 1997, Miriam BISSARDON, Lucas GUIBAL et **Jean-claude RAMEAU**

22 Eaux douces stagnantes

22.4 VEGETATIONS AQUATIQUES

22.41 Végétations flottant librement

22.411 Couvertures de Lemnacées

Communautés de Lemnacées (*Lemna, Spirodela, Wolffia*), de petites fougères (*Azolla* naturalisées) ou d'Hépatiques (*Riccia, Ricciocarpus*).

22.43 Végétations enracinées flottantes

22.432 Communautés flottantes des eaux peu profondes

Callitricho-Batrachion

Communautés dominées par des Callitriches (*Callitriche*) ou par des Renoncules aquatiques (*Ranunculus peltatus, R. aquatilis, R. baudotii, R. hederaceus*) ayant des racines immergées et des feuilles flottantes, ou par *Hottonia palustris*. Ces communautés sont principalement caractéristiques des eaux peu profondes sujettes à des fluctuations du niveau de l'eau et susceptibles d'être occasionnellement à sec.

22.44 Tapis immergés de Characées

22.441 Tapis de Chara

37 Prairies humides et mégaphorbiaies

37.1 Communautés à Reine des prés et communautés associées

Filipendulion ulmariae i.a.

Prairies hygrophiles de hautes herbes, installées sur les berges alluviales fertiles, souvent dominées par *Filipendula ulmaria*, et mégaphorbiaies (*F. ulmaria, Angelica sylvestris*) colonisant des prairies humides et des pâturages, après une plus ou moins longue interruption du fauchage ou du pâturage ; les espèces caractéristiques sont *Filipendula ulmaria, Achillea ptarmica, Angelica sylvestris, Cirsium palustre, Deschampsia cespitosa, Epilobium hirsutum, Geranium palustre, Veronica longifolia, Scutellaria hastifolia, Eupatorium cannabinum, Lysimachia vulgaris, Lythrum salicaria, Phalaris arundinacea, Polygonum bistorta, Valeriana officinalis*.

37.2 PRAIRIES HUMIDES EUTROPHES

37.21 Prairies humides atlantiques et subatlantiques

37.211 Prairies humides à cirse des maraîchers

Angelico-Cirsietum oleracei i.a.

Prairies humides à cirse des maraîchers et communautés riches en espèces apparentées, caractéristiques des sols riches en bases dans les vallées des plaines.

37.24 Prairies à Agropyre et Rumex

37.242 Pelouses à Agrostide stolonifère et Fétuque faux roseau

Pelouses inondées à *Agrostis stolonifera, Carex hirta, Festuca arundinacea, Juncus inflexus, Alopecurus geniculatus, Rumex crispus, Mentha longifolia, M. pulegium, Potentilla anserina, P. reptans, Ranunculus repens*.

44 Forêts riveraines, forêts et fourrés très humides

44.3 FORET DE FRENES ET D'AULNES DES FLEUVES MEDIO-EUROPEENS

44.31 Forêts de Frênes et d'Aulnes des ruisselets et des sources (rivulaires)

44.313 Forêts de Frênes et d'Aulnes à Cirse des maraîchers

Carici remotae-Fraxinetum cirsietosum

Forêts de *Fraxinus excelsior* et *Alnus glutinosa* avec les grands *Cirsium oleraceum* et *Eupatorium cannabinum* et généralement *Carex acutiformis* ; elles constituent la transition vers 44.332.

44.33 Bois de Frênes et d'Aulnes des rivières à eaux lentes

44.332 Bois de Frênes et d'Aulnes à hautes herbes

Macrophorbio-Alnetum (Ulmo-Fraxinetum = Aegopodio-Fraxinetum, Alno-Macrophorbietum)

Bois riverains d'*Alnus glutinosa* ou de *Fraxinus excelsior, Alnus glutinosa-Ulmus* sur des sols eutrophes humides ou des terrasses alluviales, levées de terres et zones inondables des cours inférieurs des rivières des régions atlantiques ou sub-atlantiques des régions côtières occidentales du continent européen, avec *Salix cinerea* et *Urtica dioica*, souvent riches en hautes herbes, en particulier *Cirsium oleraceum*, *Eupatorium cannabinum*, Epilobium *hirsutum*, *Dipsacus pilosus, Symphytum officinale, Aconitum napellus et, parmi les plantes grimpantes, Humulus lupulus, Solanum dulcamara, Calystegia sepium. Ribes rubrum, Iris pseudacorus, Equisetum telmateia, E. fluviatile* sont localement caractéristiques ; les laîches hautes, en particulier *Carex acutiformis* et *C. paniculata* dominent quelques unes des communautés les plus humides. Les formations de cette unité sont maintenant rares, ayant été remplacées pour la plupart par des plantations de Peupliers.

44.9 BOIS MARECAGEUX D'AULNE, DE SAULE ET DE MYRTE DES MARAIS

44.92 Saussaies marécageuses

44.921 Saussaies marécageuses à Saule cendré

Formations arbustives de *Salix cinerea* ou *S. aurita* et *Alnus glutinosa*, mésotrophes ou eutrophes, des bas-marais et zones d'atterrissements des plans d'eau.

53 Végétation de ceinture des bords des eaux

53.1 ROSELIERES

53.11 Phragmitaies

Phragmitetum (Scirpo-Phragmitetum p., Typho-Phragmitetum maximi, Scirpo lacustris-Phragmitetum mediterraneum)

Roselière à *Phragmites australis*.

53.13 Typhaies

Typhetum angustifoliae,Typhetum latifoliae (Scirpo-Phragmitetum p.)

Formations de *Typha latifolia, T. angustifolia, T. domingensis, T. laxmannii*, habituellement extrêmement pauvres en espèces et quelquefois avec une seule espèce ; tolérantes à des périodes prolongées de sécheresse et à la pollution.

53.2 COMMUNAUTES A GRANDES LAICHES

53.21 Peuplements de grandes Laîches (Magnocariçaies)

53.213 Cariçaies à Carex riparia

Caricetum ripariae, Caricetum vulpinae-ripariae, Leucojo-Caricetum ripariae

Formations à *Carex riparia* , pour la plupart caractéristiques des grandes vallées et des régions méridionales, ne tolérant pas l'exondation. Ce sont des formations développées sur des substrats minéraux ou légèrement tourbeux, souvent dans des zones inondées de façon à peu près permanentes par des eaux quelque peu carbonatées.

53.215 Cariçaies à Carex elata et de Carex cespitosa

53.2151 Cariçaies à Carex elata

Caricetum elatae

Formations de grands et souvent nombreux touradons de *Carex elata*, sur des sols alcalins ou eutrophes, tourbeux ou organiques. *C. elata* est en particulier, l'un des constituants des communautés riches en espèces de Laiches des bas-marais alcalins. C'est aussi une végétation typique de la plaine alluviale des grandes rivières lentes.

53.216 Cariçaies à Carex paniculata

Caricetum paniculatae, Galio palustri-Caricetum lusitanicae

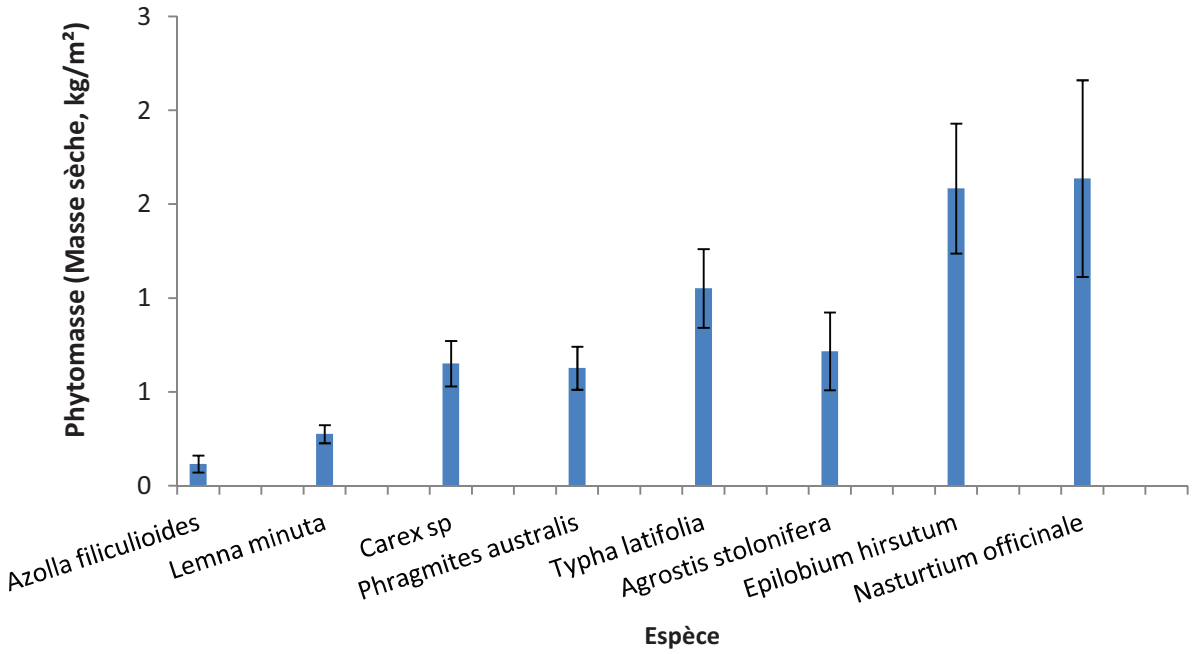
Formations de grands touradons, habituellement bien espacés, de *Carex paniculata* de stations ordinairement sur des sols tourbeux ; alcalines à acides, habituellement mésotrophes, souvent quelque peu ombragées, incluant des bois marécageux. *Carex paniculata* est aussi un constituant de communautés de cariçaies de bas-marais alcalins riches en espèces.

Annexe 7 : Mesures de biomasse réalisées dans la cressonnière du Moulin Neuf

Masses fraîches prélevées en mai 2011 (3 quadrats par espèce) pour un recouvrement de 100% dans la cressonnière du Moulin Neuf.

Espèce	Quadrat	Masse prélevée (kg/m²)
Azolla filiculioides	*1*	1,416
	2	0,764
	3	1,772
Lemna minuta	*1*	2,276
	2	2,948
	3	2,260
Carex sp	*1*	3,804
	2	2,612
	3	3,408
Phragmites australis	*1*	1,865
	2	2,588
	3	2,093

Espèce	Quadrat	Masse prélevée (kg/m²)
Typha latifolia	*1*	6,612
	2	5,245
	3	7,755
Agrostis stolonifera	*1*	2,896
	2	2,772
	3	1,680
Epilobium hirsutum	*1*	9,591
	2	10,936
	3	14,384
Nasturtium officinale	*1*	34,680
	2	25,780
	3	18,100



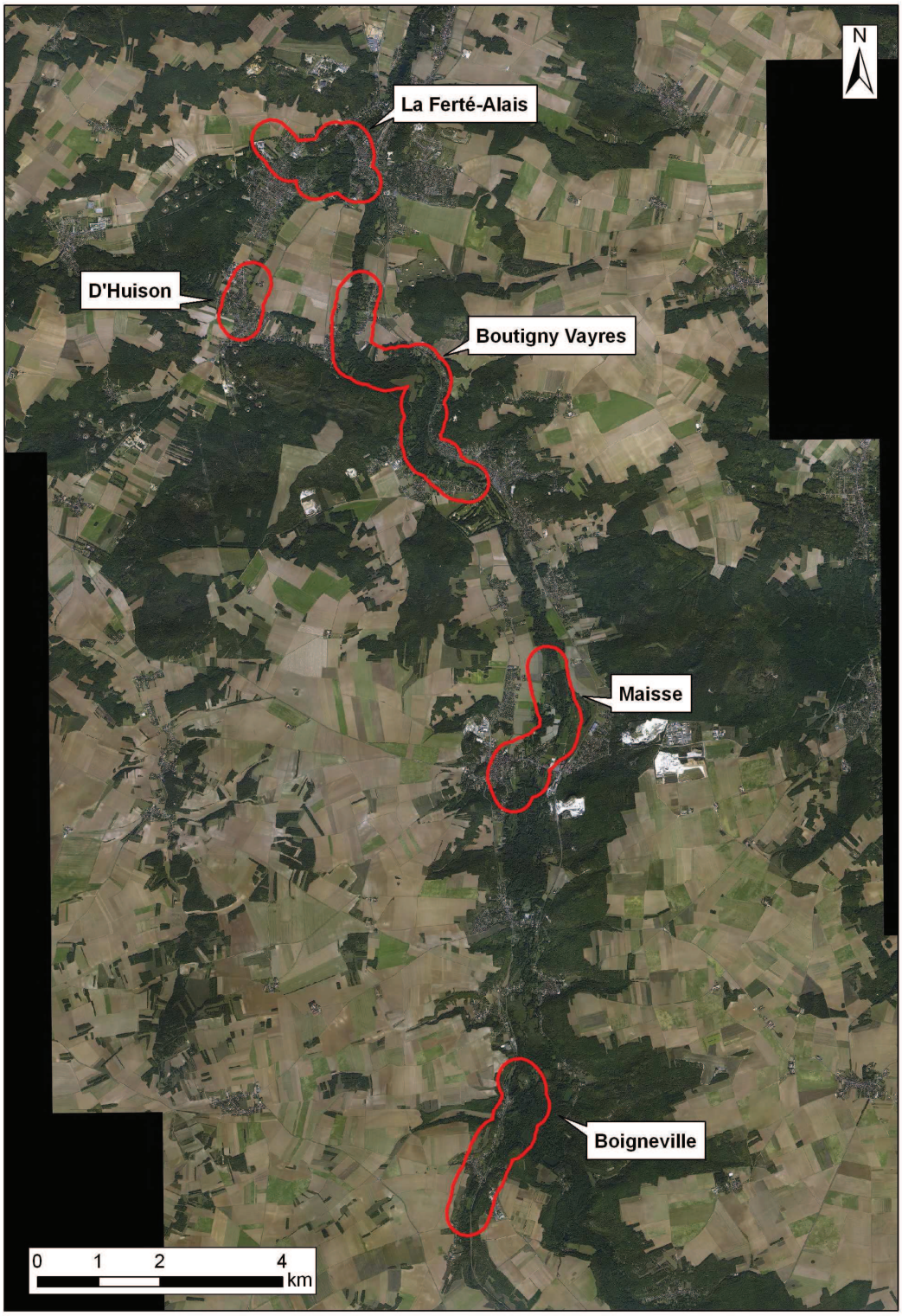
Résultats des mesures de biomasses effectuées en mai 2011 dans la cressonnière du Moulin Neuf.

Annexe 8 : Résultats des analyses de végétaux de la cressonnière du Moulin Neuf

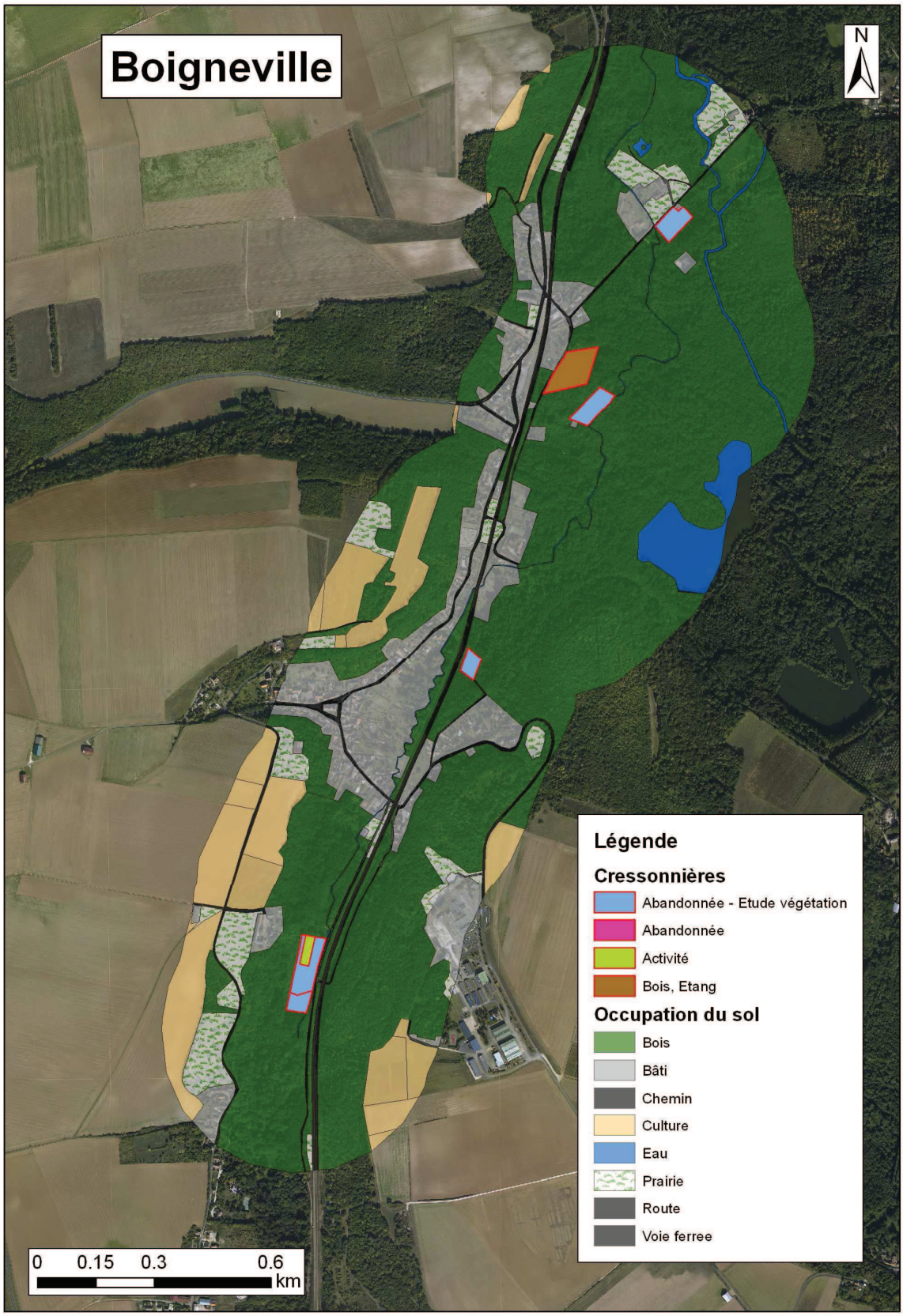
	C	Ca	K	N	Na	Mg	P	Mn Total	Zn Total	Cu Total	Humidité à 80°C	C/N
	% Masse sèche							*ppm*			*% Masse fraîche*	
Agrostis stolonifera	47,750	0,537	0,894	0,980	0,046	0,056	0,082	17,617	12,200	7,052	67,83	48,72
	47,549	0,625	0,908	1,073	0,046	0,063	0,089	25,010	10,968	7,861	71,11	44,31
	47,254	0,660	0,908	1,138	0,052	0,069	0,096	19,842	14,430	8,347	73,29	41,52
Azolla	41,302	4,973	1,421	1,991	0,669	0,425	0,092	60,712	27,706	19,110	91,04	20,74
	41,442	4,910	1,365	2,054	0,661	0,399	0,099	58,792	27,468	18,765	91,52	20,18
	41,355	4,779	1,391	2,092	0,733	0,403	0,103	62,179	27,634	18,892	91,00	19,77
Carex sp	45,895	0,975	1,524	1,311	0,064	0,122	0,111	424,035	19,659	7,367	80,07	35,01
	47,051	0,645	1,579	1,321	0,061	0,110	0,084	386,572	16,345	7,456	79,90	35,61
	45,695	1,265	1,389	1,204	0,067	0,118	0,109	392,483	18,931	11,453	80,39	37,94
Epilobium hirsutum	44,793	1,313	3,138	1,805	0,088	0,325	0,148	23,246	18,500	9,175	85,71	24,82
	42,344	2,856	3,122	2,110	0,167	0,367	0,210	36,009	24,605	16,834	87,12	20,07
	44,801	1,466	2,914	2,005	0,102	0,319	0,155	23,133	19,599	9,990	86,32	22,34
Lemna minuta	29,802	14,150	1,979	2,055	0,053	0,423	0,128	30,417	35,360	15,839	89,86	14,50
	29,307	14,445	1,901	2,018	0,066	0,419	0,118	27,732	32,413	14,945	88,21	14,52
	29,556	14,037	1,938	2,095	0,052	0,420	0,129	30,983	35,799	15,098	88,82	14,11
Nasturtium officinale	41,651	2,191	4,600	3,221	0,489	0,119	0,250	21,847	16,625	5,549	93,59	12,93
	42,054	2,142	4,509	3,286	0,535	0,110	0,281	32,000	16,259	4,623	93,58	12,80
	41,247	2,387	4,719	3,452	0,508	0,125	0,304	24,560	20,532	6,530	94,07	11,95
Phragmites australis	46,710	0,307	1,848	2,284	0,040	0,084	0,130	87,139	43,831	5,465	73,20	20,45
	46,700	0,361	1,781	2,524	0,028	0,082	0,159	140,476	25,652	5,812	71,36	18,50
	47,104	0,257	1,683	1,908	0,024	0,059	0,120	151,312	22,660	7,562	69,27	24,69
Typha latifolia	45,653	1,434	2,224	1,316	0,329	0,087	0,120	189,830	11,683	3,282	83,18	34,68
	46,147	1,092	1,959	0,992	0,487	0,068	0,097	162,950	8,710	2,566	83,70	46,50
	46,148	1,335	1,648	1,104	0,557	0,072	0,101	160,054	9,485	4,507	84,84	41,82

Résultats des analyses de végétaux (3 échantillons par espèce) prélevés en mai 2011 dans la cressonnière du Moulin Neuf, Les échantillons n'incluent pas les parties souterraines des plantes.

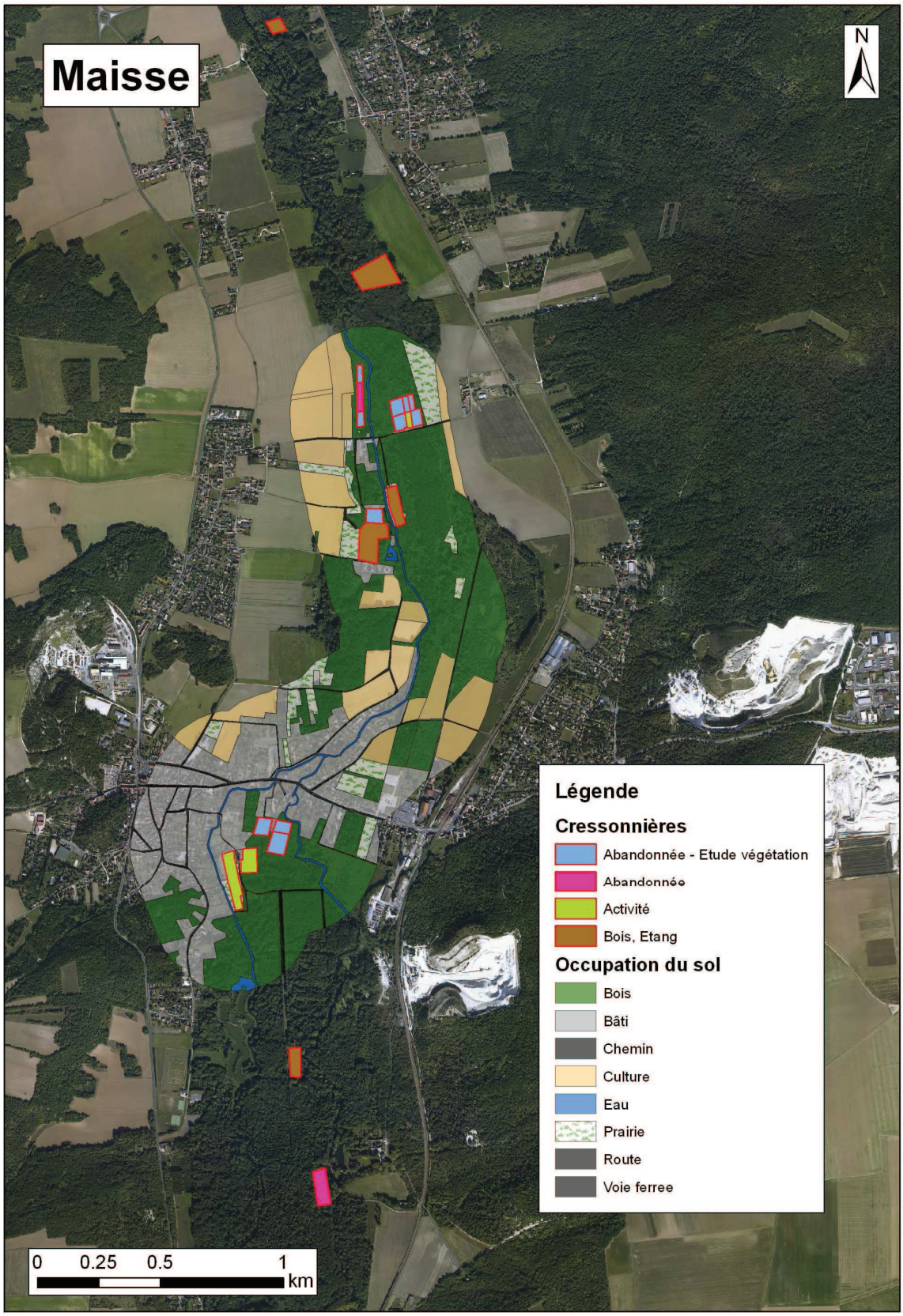
Annexe 9 : Situation géographique et état des cressonnières de la vallée de l'Essonne



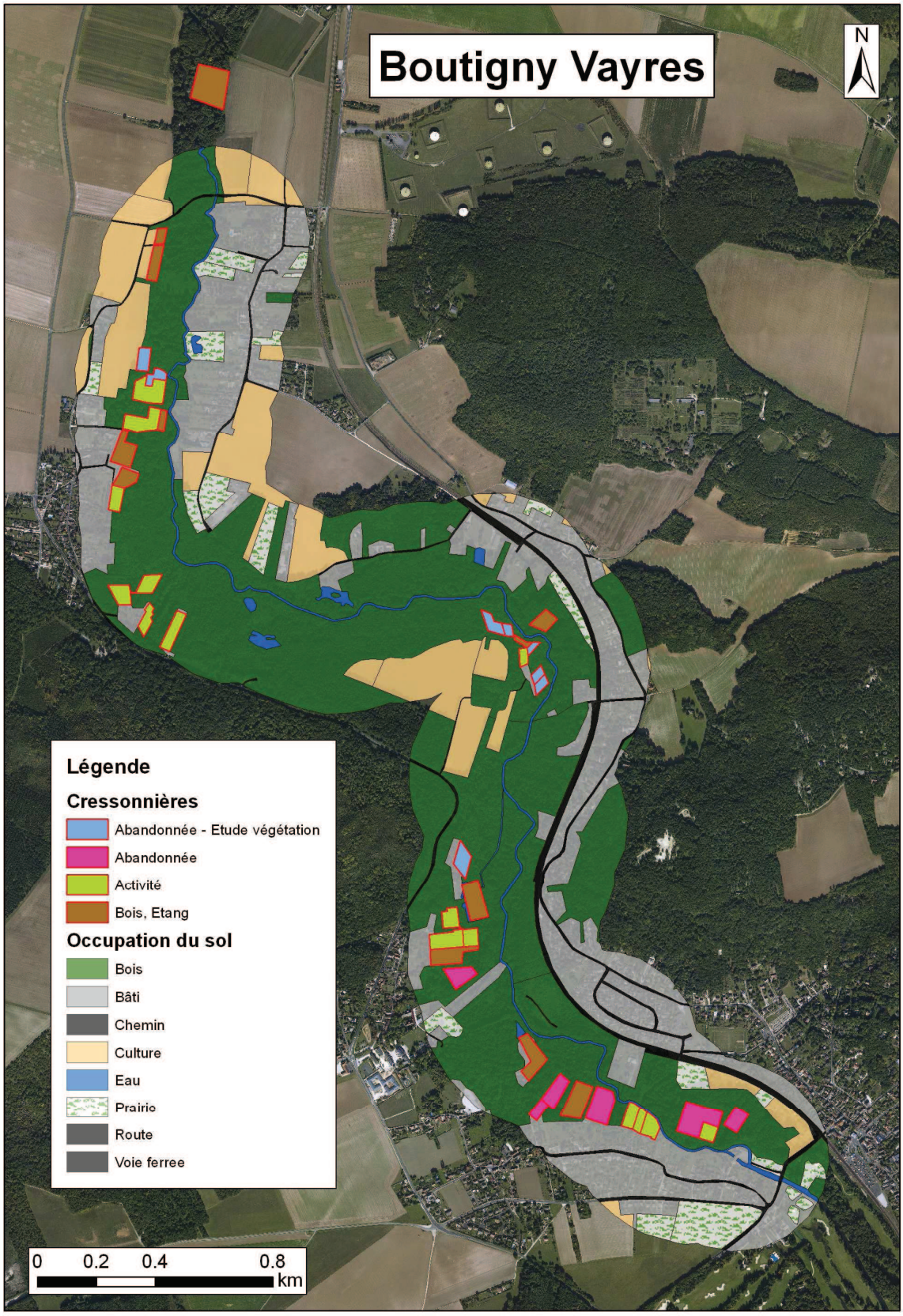
Les principales zones de cressiculture le long de la vallée de l'Essonne (en rouge). Les différents secteurs et l'état d'abandon des cressonnières sont détaillés ci-après.



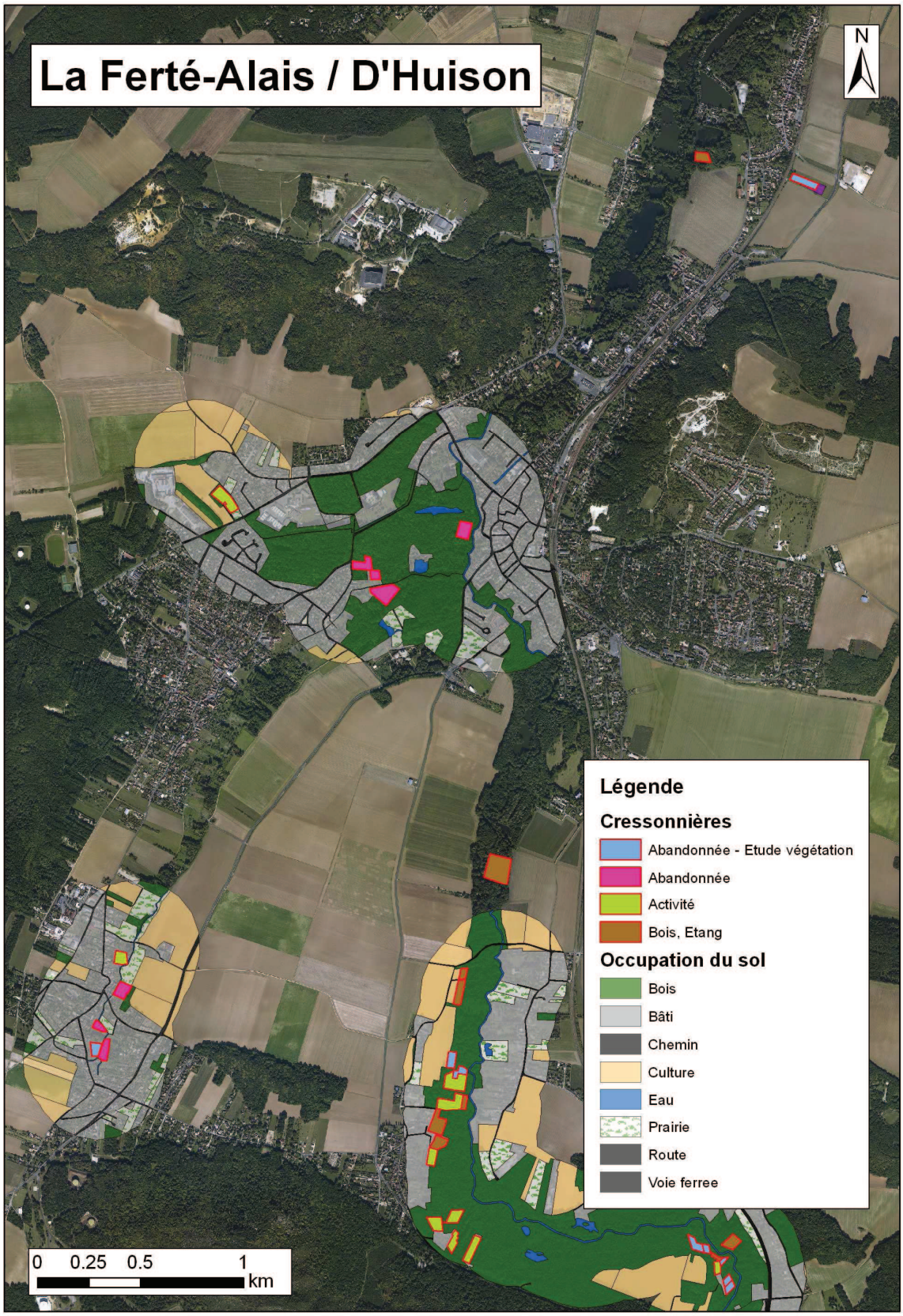
Etat de la cressiculture au niveau de la commune de Boigneville.



Etat de la cressiculture au niveau de la commune de Maisse.



Etat de la cressiculture au niveau des communes de Boutigny sur Essonne et de Vayres sur Essonne.



Etat de la cressiculture au niveau des communes de D'Huison-Longueville, La Ferté-Alais, Cerny et Baulne.

Annexe 10: Liste des traits et attributs des espèces végétales utilisés pour le fuzzy coding (d'après Julve, 1998)

Traits	Attributs	Commentaires
Chorologie	Atlantique Cirumboreal Cosmopolite Eurasiatique Eurasiatique Méridional Eurasiatique Septentrional Eurasiatique tempéré Européen Européen Méridional Européen Occidental Européen Tempéré Holarctique Holarctique Septentrional Introduit (Amér.) Méditerranéen (eury-) Atlantique Méditerranéen Atlantique	
Inflorescence	Capitule simple Cône Corymbe Cyme bipare Cyme capituliforme Cyme de glomérules Cyme multipare Cyme d'ombelles Cyme unipare hélicoïde Epi de cymes triflores Epi d'épillets Epi simple Glomérules Glomérules spiciformes Ombelle d'ombellules Panicule d'épillets Racème capituliforme Racème de capitules Racème de cymes unipares scorpioïdes Racème de racèmes Racème d'épis Racème simple Spadice	
Sexualité	Androdioïque Dioïque	

	Gynodioïque Hermaphrodite Monoïque	
Ordre de maturation	Homogame Protandre Protogyne	
Pollinisation	Anémogame Autogame Entomogame Hydrogame	
Fruit	Akène Baie Capsule Caryopse Drupe Gousse Samare Silique	
Dissémination	Anémochore Barochore Endozoochore Epizoochore Hydrochore	
Couleur fleur	Blanc Bleu Jaune Marron Rose Vert	
Floraison	3 4 5 6 7 8 9 10 11	Mars Avril Mai Juin Juillet Août Septembre Octobre Novembre
Type biologique	A B Cfru Grhi Hbis Hces Heri Hros Hrub Hsto Test Tver	Méso à Gigaphanérophytes Nano et Microphanérophytes Chaméphytes frutescents Géophytes à rhizome Hémicryptophytes bisannuels Hémicryptophytes cespiteux Hémicryptophytes érigés Hémicryptophytes rosettés Hémicryptophytes ruboïdes Hémicryptophytes stolonifères Thérophytes estivaux Thérophytes vernaux

	cad aqua lia	Caducifoliées Aquatiques Lianes
Formation végétale	Hémicryptophytaie Magnophanérophytaie Parvophanérophytaie Thérophytaie	
Indication phytosociologique caractéristique	Agrostienea stoloniferae var. stoloniferae Agrostio stoloniferae - Arrhenatheretea elatioris subsp. elatioris Arrhenatherenalia elatioris subsp. elatioris Calystegietalia sepium subsp. sepium Calystegion sepium subsp. sepium Cardaminetea hirsutae Caricetalia elatae Caricion elatae Charion asperae Convolvulo arvensis - Elytrigion intermediae Crataego laevigatae - Sambucetalia nigrae Eleocharitetalia palustris Euphorbio portlandicae - Helichrysion stoechadis Filipendulo ulmariae - Calystegietea sepium subsp. sepium Franguletea dodonei Fraxino excelsioris - Alnion glutinosae Fraxino excelsioris - Quercetea roboris Galeopsio tetrahit - Senecionetea sylvatici Glechomo hederaceae - Urticetea dioicae Junco acutiflori - Caricetalia nigrae subsp. nigrae Lemnetea minoris Lemnion gibbae Loto pedunculati - Cardaminenalia pratensis subsp. pratensis Lythro salicariae - Filipenduletalia ulmariae Melampyro pratensis - Holcetea mollis Mentho aquaticae - Juncion inflexi	

	Mentho suaveolentis subsp. suaveolentis - Juncion inflexi Mesobromion erecti subsp. erecti Nasturtietea officinalis Nasturtio officinalis - Glycerietalia fluitantis Phragmitetalia australis Phragmiti australis - Caricetea elatae Polygono bistortae - Trisetion flavescentis Ranunculion aquatilis Ranunculion fluitantis Rhamno catharticae - Prunetea spinosae Salici cinereae - Viburnion opuli Stachyo palustris - Cirsion oleracei Stellarietea mediae Veronico agrestis - Euphorbion helioscopiae Veronico serpyllifoliae - Cynosurenalia cristati	
L	4 5 6 7 8	Lumière: 1 --> hypersciaphiles 9 --> hyperhéliophiles
T	4 5 6 7	Température: 1 --> alpines à nivales, altiméditerranéennes 9 --> thermoméditerranéennes à subdésertiques
C	3 4 5 6	Continentalité: 1 --> marines à maritimes 9 --> hypercontinentales
HA	3 4 5 6 7 8 9	Humidité atmosphérique: 1 --> aéroxérophiles 9 --> aérohydrophiles
HE	4 5 6 7 8 9	Humidité édaphique: 1 --> hyperxérophiles (sclérophiles, ligneuses microphylles, réviviscentes) 12 --> aquatiques profondes (1-3m)

	10 11 12	
R	3 4 5 6 7 8	Réaction du sol (pH): 1 --> hyperacidophiles 9 --> hyperbasophiles
N	2 3 4 5 6 7 8 9	Nutriments du sol: 1 --> hyperoligotrophiles 9 --> polytrophiles
S	0 1 2 3	Salinité: 0 --> ne supportant pas le sel 9 --> hyperhalines, [>2,3% Cl^-]
Tx	1 2 3 4	Texture du sol: 1 --> argile 9 --> dalle
Mo	2 3 4 5 8 9	Matière organique du sol et type d'humus: 1 --> lithosol, arénosol 9 --> tourbe