



HAL
open science

Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture

Marie-Pierre Vecrin

► **To cite this version:**

Marie-Pierre Vecrin. Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture. *Ecologie, Environnement*. Université Paul Verlaine - Metz, 2003. Français. NNT : 2003METZ009S . tel-01749940

HAL Id: tel-01749940

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01749940>

Submitted on 29 Mar 2018

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.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

75669862

Université de Metz
Laboratoire Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystèmes
Equipe de Phytoécologie

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE - METZ	
N° inv.	20030275
Cote	S/Mz 03/09
Loc	

Thèse

Présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Metz
Mention : Sciences de la Vie
Spécialité : Ecologie

par
Marie-Pierre VECRIN

Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture

Soutenue le 16 mai 2003 devant le jury composé de :

P. POSCHLOD, Professeur à l'Université de Regensburg (G)
D. ALARD, Professeur à l'Université de Rouen
J. ARONSON, Chargé de Recherches CNRS-CEFE Montpellier
F. GREVILLIOT, Maître de Conférences à l'Université de Metz
R. VAN DIGGELEN, Prof
S. MULLER, Professeur à

Président
Rapporteur
Rapporteur
Examinateur
Examinateur
Directeur de Thèse

BIBLIOTHEQUE UNIVERSITAIRE DE METZ



022 486046 4

(NL)

Université de Metz
Laboratoire Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystèmes
Equipe de Phytoécologie

Thèse

Présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur de l'Université de Metz
Mention : Sciences de la Vie
Spécialité : Ecologie

par
Marie-Pierre VECRIN

Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture

Soutenue le 16 mai 2003 devant le jury composé de :

P. POSCHLOD, Professeur à l'Université de Regensburg (G)
D. ALARD, Professeur à l'Université de Rouen
J. ARONSON, Chargé de Recherches CNRS-CEFE Montpellier
F. GREVILLIOT, Maître de Conférences à l'Université de Metz
R. VAN DIGGELEN, Professeur assistant à l'Université de Groningen (NL)
S. MULLER, Professeur à l'Université de Metz

Président
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Directeur de Thèse

REMERCIEMENTS

Ce manuscrit de thèse, qui clôture près de quatre ans de travail, n'aurait pas été possible sans l'aide et la collaboration de nombreuses personnes, que je souhaite sincèrement remercier.

Je remercie tout d'abord le Professeur Serge Muller, pour m'avoir accueilli et encadré au sein de son équipe. Bien qu'il ait été quelque peu surpris à mes débuts qu'une fille d'agriculteur désire travailler sur la restauration des prairies, il m'a permis de mener à bien ce travail, et cela dans de bonnes conditions, et ses conseils m'ont toujours été très profitables.

Merci à Frédérique Grévillicot pour m'avoir proposé de travailler avec elle en maîtrise, lorsque j'étais à la recherche d'un stage où concilier écologie et agriculture. Ses nombreux conseils et son enthousiasme m'auront été très profitables pendant ces années de thèse.

Je remercie vivement le Dr Rudy van Diggelen, qui suit mon travail depuis mon DEA. Il s'est beaucoup investi pendant toutes ces années et nos différentes rencontres m'ont permis d'améliorer ce manuscrit ... et mon anglais.

Je suis très honorée que le Dr James Aronson, le Professeur Didier Alard et le Professeur Peter Poschlod aient accepté de juger mon travail et de participer au jury de thèse.

Je suis très reconnaissante envers le Professeur J. Van Andel pour m'avoir accueilli plusieurs fois dans son laboratoire de l'Université de Groningen et m'avoir permis d'y réaliser des expérimentations dans des conditions optimales.

Je remercie les différents partenaires qui ont soutenu ce travail : les Conservatoires des Sites Lorrains et Alsaciens, la DIREN Lorraine, la DDE Moselle, la Région Lorraine, l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, la Chambre d'Agriculture de la Meuse, la Zone Atelier Moselle.

Un grand merci aux agriculteurs de la Meuse de nous avoir consacré du temps pour le questionnaire. Je remercie plus particulièrement Mr Leplat, Mr Hablot, Mr Grandidier, Mr Gruzelle, Mr Gondouin pour avoir accepté la mise en place de dispositifs sur leurs parcelles, malgré les contraintes. Merci également à Benoit et Aurélie pour les longs mois passés en Meuse pour l'enquête agricole et la cartographie des habitats.

Je voudrais remercier la « Phytoteam », sans qui ces années auraient certainement été beaucoup plus monotones ! Les très bons moments que nous avons passé ensemble ont rendu ces quelques années très agréables ! Merci à Christelle, pour les conseils et les

nombreux services rendus. Merci à Julian, pour m'avoir initié à l'avifaune même si je suis une piètre ornithologue ! John, ce document final met fin à plus de 10 années d'études communes, bonne continuation à toi ... Merci à Jeff et Momo, malgré toutes vos moqueries, pour les multiples dépannages informatiques. Merci à Cendrine pour les conseils en statistiques. Merci à Audrey, Déborah, Gaëlle, Laurence, Lolo, Pat, Mat, Mathias, Sandrine, Lyselle. Vincent, je pense souvent à cette rencontre hasardeuse où tu m'as aidé à choisir ma voie. Je n'ai jamais regretté !

Je remercie les nombreuses personnes qui m'ont aidé lors de mes expérimentations, en arrosant la serre lorsque je devais m'absenter et en m'accompagnant sur le terrain (de gré ou de force !). Une pensée particulière pour Matthieu qui a passé de longues journées à m'aider sur le terrain.

Et la pépète ? Merci à Elwood qui lui aussi à sa manière m'a beaucoup aidé pendant cette thèse, et notamment sur le terrain.

Je suis très reconnaissante envers mes parents, qui m'ont toujours soutenue dans ces longues études et surtout pendant la période de rédaction. Ils ont toujours été très présents et compréhensifs pendant ces années de thèse. Et je n'oublierai jamais leur venue surprise sur le terrain, armés d'une pelle et d'une thermos de café, pour m'aider à mettre mon dispositif en place.

Toma, il m'est difficile de te remercier ici en quelques mots. Sache que ton soutien, tes encouragements, et aussi ta patience, m'ont permis d'arriver jusqu'au bout de ce manuscrit.

Une pensée toute spéciale pour Christelle, Julian et Mathias. Merci beaucoup à Christelle et Mathias pour avoir pris en charge complètement la naissance d'ESOPÉ pendant que Julian et moi rédigeons notre thèse. Le rendu de ce manuscrit signifie pour moi le vrai début de notre aventure. J'espère qu'elle sera belle et longue.

SOMMAIRE

Introduction générale	1
Présentation des zones d'études	24
Potentialités de restauration des écosystèmes prairiaux à partir de la banque de graines du sol	
Article 1 : La banque de graines peut-elle contribuer à la restauration de la diversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture ?	38
Article 2 : Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France	56
Potentialités de dispersion des graines par des vecteurs naturels : rôle des inondations dans le rétablissement d'un couvert prairial	
Article 3 : Is flood contribution on soil seed bank useful to restore alluvial meadows ?	71
Article 4 : Importance of hydrochory in the restoration of plant diversity in alluvial meadows	88
Analyse des différentes techniques de restauration de prairies alluviales après une période de culture	
Article 5 : Restauration de prairies alluviales dans les espaces protégés: synthèse des techniques et études expérimentales	107
Article 6 : Is top soil translocation an effective technique to compensate for meadow destruction ?	126
Article 7 : Comment améliorer l'état de conservation des prairies artificielles en plaine inondable ? Exemple d'une zone proposée au réseau Natura 2000	143
Discussion générale	169
Références bibliographiques	193
Résumé	

INTRODUCTION GENERALE

I. GENERALITES SUR L'ÉCOLOGIE DE LA RESTAURATION

1. Définition de l'écologie de la restauration

L'**écologie de la restauration** est une science assez récente. Elle représente le processus d'assister le rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit (SER, 2002). Cette science se concentre généralement d'une part sur les espèces et la diversité spécifique et d'autre part sur le fonctionnement des écosystèmes (Van Andel, 1998). Elle fait suite à l'écologie de la conservation. Comme le souligne Young (2000), l'écologie de la restauration est le futur de la biologie de la conservation. Néanmoins, Urbanska (2000) insiste sur la complémentarité de ces deux approches. L'écologie de la conservation est une science qui étudie le maintien de la biodiversité afin d'assurer sa gestion conservatoire.

La conservation consistait il y a encore quelques décennies uniquement à la mise en place de réserves (Swart et al., 2001) alors que la biologie de la conservation est une science qui a pour objet de proposer des mesures de gestion cohérentes avec les objectifs fixés. Selon Hobbs & Harris (2001), la conservation d'écosystèmes fonctionnels est très importante ; néanmoins dans certaines régions, la part de ce qui est bien conservé est trop minime pour permettre la durabilité de l'écosystème. Il y a ainsi un besoin important d'augmenter la surface des écosystèmes fonctionnels. La restauration est alors une part entière de la conservation. Clewell (2000) considère que l'écologie de la restauration est une stratégie de conservation qui permet de regagner des écosystèmes dégradés et d'augmenter la surface mondiale des écosystèmes fonctionnels.

2. Définitions de la restauration

Il existe de nombreuses définitions de la **restauration**. Les premières définitions portaient sur le rétablissement des espèces et des communautés végétales qui ont disparu (Bakker et al., 1996 ; Muller et al., 1998). Certains auteurs définissent la restauration comme une action de revenir à un état antérieur (Bradshaw, 1996 ; Urbanska, 2000) alors que pour d'autres, cette définition coïncide avec le terme de re-création (Anderson, 1995). Mais une définition plus complète est proposée par la Society for Ecological Restoration (SER), qui intègre notamment les notions de fonction et de structure de l'écosystème. Ainsi, la SER définit la restauration comme étant « *une transformation intentionnelle d'un milieu pour y rétablir l'écosystème considéré comme étant indigène et historique. Le but de cette*

intervention est de revenir à la structure, la fonction, la diversité et la dynamique de cet écosystème » (SER, 2002). Aronson et al. (1993) et Bradshaw (1996) déclinent les différents termes relatifs à l'écologie de la restauration. Ainsi, les auteurs distinguent la réhabilitation, la réaffectation, le rajeunissement. La **réhabilitation** est très proche de la restauration mais dans ce cas, l'objectif n'est pas de revenir à l'état originel mais plutôt de permettre à l'écosystème de retrouver ses fonctions principales. Dans le cas de **réaffectation**, l'écosystème est transformé par une intervention anthropique, qui n'ambitionne pas de rétablir l'état initial, mais de faire un nouvel usage de l'écosystème. Le **rajeunissement** consiste à intervenir sur l'écosystème afin de faire revenir l'écosystème à un stade de succession antérieur à celui dans lequel il se trouve.

Ainsi, l'ensemble de ces techniques permet de modifier la trajectoire d'un écosystème afin de le faire revenir à un état souhaité qui varie selon la technique choisie. La **trajectoire** d'un écosystème représente la succession naturelle de cet écosystème mais également tous les autres itinéraires qui sont possibles grâce à une intervention (Lefloc'h & Aronson, 1995).

Un des concepts importants en écologie de la restauration est la notion d'**écosystème de référence**. Cet écosystème représente l'objectif de la restauration et permet l'évaluation du succès des opérations de restauration (Aronson et al., 1993 ; Hobbs & Norton, 1996 ; White & Walker, 1997 ; Bakker et al., 2000). Cette référence peut être choisie selon différentes bases, qu'elles soient écologiques, économiques, culturelles ou autres. Cela peut être l'écosystème qui était présent avant la dégradation ou un écosystème voisin en terme de fonctionnalité. Pour Hobbs & Harris (2001), l'objectif de revenir à un état antérieur peut s'avérer difficile, notamment suite aux changements survenus alors que l'objectif d'un écosystème adjacent est une alternative plus réaliste. Ainsi, Pfadenhauer & Klötzli (1996) préfèrent parler de renaturation, plutôt que de restauration. Ils définissent la **renaturation** comme une transformation d'un écosystème modifié par une intervention anthropique vers un état plus naturel et font ainsi abstraction d'un écosystème de référence.

Les différentes trajectoires suite à la dégradation d'un écosystème sont illustrées sur la figure I.1.

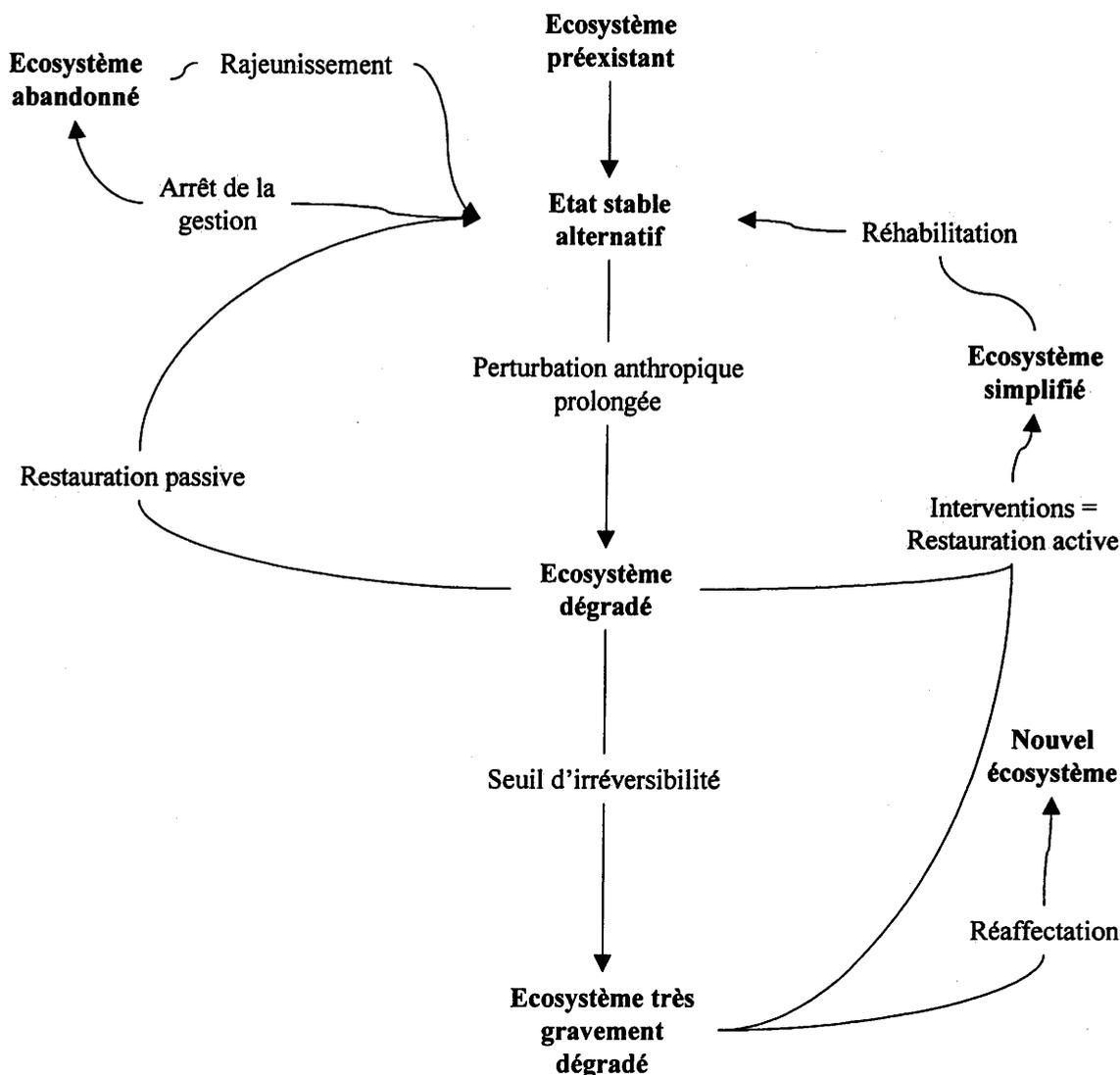


Figure I.1. : Modèle représentant les différentes trajectoires possibles suite à la dégradation d'un écosystème (modifié à partir d'Aronson et al. (1993) et Muller et al. (1998))

3. Comment mesurer le succès de la restauration ?

Le succès est directement lié aux objectifs de la restauration. Ces objectifs, pour qu'ils soient scientifiquement validés, doivent être cohérents avec l'échelle spatiale et temporelle du projet de restauration (Cairns, 2000). De plus, le projet de restauration se doit d'être cohérent avec le contexte géographique, biogéographique, historique et culturel du site (Aronson et al., 1998 ; Whisenant, 1999).

L'objectif peut être la ré-installation d'une espèce précise, le rétablissement d'une communauté ou le retour à un écosystème fonctionnel (Bakker et al., 2000). Selon Ehrenfeld (2000), il n'est pas réaliste de vouloir restaurer en même temps la biodiversité et les fonctions

d'un écosystème, les objectifs de la restauration doivent être distingués, d'un côté, la biodiversité et de l'autre les fonctions.

Le succès peut être mesuré après avoir dressé une simple liste des espèces animales et végétales présentes sur le site, mais cela ne donne pas d'idées sur les causes de la dégradation, cela informe seulement sur sa direction et son importance (Hobbs & Harris, 2001). Il est ainsi important de mesurer des critères informant sur la structure de l'écosystème et sur les fonctions de cet écosystème. Les critères de mesure doivent être choisis de manière pertinente car ils conditionneront le bilan de l'évaluation et donc les conclusions quant au succès (Alard, 2002). Aronson et al. (1993) ont dressé une liste de ce qu'ils appellent les Attributs Vitaux de l'Ecosystème (VEA). Grâce à une mesure rapide, ces VEA renseignent sur la santé de l'écosystème. Par exemple, la structure de l'écosystème peut être décrite par la richesse spécifique en espèces pérennes et annuelles, la fonction par la production de biomasse et la matière organique de sol. Kentula (2000) parle de *functional success*, où l'évaluation se base sur les fonctions restaurées du système et si le système est biologiquement viable et durable. Mais Zedler (2000) constate qu'aujourd'hui trop d'études portent sur le court terme ; les évaluations de succès des opérations doivent être réalisées sur le long terme pour s'assurer de la restauration d'un écosystème stable. Bradshaw (1996) distingue 3 niveaux dans l'estimation du succès, qui reprennent les idées précédemment énoncées ; à savoir (i) la mesure de la fonction ou de la structure de l'écosystème, (ii) le niveau souhaité de recouvrement des fonctions de l'écosystème et (iii) le temps souhaité pour que les objectifs soient atteints.

II. LE MODELE D'ETUDE : LES PRAIRIES ALLUVIALES

De par leur interface entre les milieux terrestres et aquatiques, les zones humides abritent des cortèges floristiques et faunistiques très diversifiés (Antoine, 2002). Les perturbations engendrées par les dynamiques hydrauliques augmentent leur hétérogénéité spatiale et temporelle, ce qui leur confère une importante diversité potentielle (Bornette & Amoros, 1996).

Comme décrit par Alard (1998) pour les pelouses calcaires, **les prairies alluviales** constituent de même des modèles d'études intéressants car elles représentent des agro-écosystèmes à forte diversité biologique, dont la dynamique est influencée par des gradients internes (gestion, succession) et externes (liés au contexte paysager ou socio-économique).

La biodiversité ou diversité biologique est aujourd'hui un thème largement étudié, notamment depuis la Conférence de Rio en 1992. La biodiversité regroupe « la variété et la variabilité de tous les organismes vivants. Ceci inclut la variabilité génétique à l'intérieur des espèces et de leurs formes de vie, la diversité des complexes d'espèces associées et de leur interactions, et celles des processus écologiques qu'ils influencent ou dont ils sont les acteurs » [dite diversité écosystémique] (XVIII^{ème} Assemblée Générale UICN, « The World Conservation Union », Costa Rica, 1988).

1. Processus influençant la dynamique des communautés végétales prairiales

L'évaluation des impacts de nature anthropique et l'élaboration de stratégies de conservation et de restauration appropriées passent par une bonne connaissance et compréhension des processus naturels (Henry & Amoros, 1995). Aussi cette thèse s'inscrit-elle dans la continuité de plusieurs thèses dont les travaux ont permis l'analyse du fonctionnement des plaines alluviales (Grévilliot, 1996 ; Krebs, 2000 ; Sélinger-Looten, 2000).

Ainsi la compréhension des processus de restauration nécessite la connaissance des concepts liés à la dynamique de la végétation ainsi que ses réponses face aux perturbations.

Grime (1979) définit le stress, la compétition et la perturbation comme étant les trois processus qui influencent la composition et la dynamique de communautés végétales. Le stress conduit à une diminution de la production photosynthétique due par exemple à un manque de lumière ou d'éléments minéraux. La compétition consiste en l'utilisation commune des ressources par plusieurs espèces ou plusieurs individus de la même espèce, ce qui peut conduire à la disparition d'espèces par modification des conditions environnementales nécessaires à leur développement. Dans le cas d'agro-écosystèmes comme les prairies, la fertilisation conduit à une diminution du nombre d'espèces car les espèces les plus compétitives sont capables de capter plus rapidement les éléments minéraux et supplantent les autres espèces. Selon Grime (1979), ces espèces les plus compétitives sont celles qui ont la plus grande capacité à capter les ressources alors que Tilman (1982) considère que les plus compétitives sont les espèces qui ont l'exigence en ressources la plus faible (Grace, 1990).

1.1. Relations entre dynamique de la végétation et perturbation

Les régimes de perturbation interviennent dans les changements des schémas d'organisation des communautés végétales. White & Pickett (1985) définissent la perturbation

comme étant « un événement, relativement discret dans le temps, désorganisant la structure de l'écosystème, de la communauté ou de la population, modifiant les ressources, la disponibilité du substrat ou l'environnement physique ».

Les prairies alluviales sont des écosystèmes soumis à différents régimes de perturbations, qui sont naturels (les inondations) et anthropiques (liées au mode d'exploitation).

a) Les inondations :

En plaine inondable, le niveau hydrique est un des facteurs les plus déterminants pour la composition floristique. De nombreux travaux ont montré les relations entre la végétation et les fluctuations du niveau hydrique (Carbiener, 1969 ; Magnanon, 1991 ; Grévilliot et al., 1998a). Le niveau hydrique résulte (i) de la durée des inondations qui sont induites par un débordement de la rivière et/ou par des débordements de la nappe phréatique et (ii) du niveau de la nappe phréatique pendant la période de végétation. La végétation est ainsi structurée le long du gradient hydrique, lui même lié au gradient topographique du lit majeur.

b) Les facteurs anthropiques :

De nombreux travaux ont mis en relation la composition floristique et les pratiques agricoles (Magnanon, 1991 ; Elberse et al., 1983 ; Oomes, 1992 ; ...). Par exemple, l'impact du pâturage sur la flore a été largement étudié (De Foucault, 1984 ; Gibson et al., 1987 ; Bakker, 1989 ; Trivaudey, 1995 ; Jutila, 1999). Ainsi, Grévilliot (1996) met en évidence les changements observés entre une prairie fauchée et son homologue pâturé. Le pâturage conduit à des modifications du cortège floristique ; les conséquences du broutage, de l'eutrophisation et du piétinement conduisent à la disparition d'espèces alors que d'autres sont favorisées (Muller et al., 2000).

Différentes théories ont été énoncées afin d'expliquer les relations entre les perturbations et la biodiversité, on parle de *Non-Equilibrium Coexistence* :

- *Théorie de la perturbation intermédiaire*, qui suggère que la diversité maximale est favorisée par des régimes de perturbation où des compromis entre les capacités de colonisation et de compétition des espèces sont possibles (Grime, 1979).
- *Théorie de la niche de régénération*, où Grubb (1977) considère que la diversité maximale est maintenue par le biais de différentes perturbations, qui varient par leur nature, leur

fréquence, leur intensité, et qui favorisent des espèces présentant des caractéristiques biologiques différentes.

- *Théorie de la loterie compétitive*, proposée par Chesson & Warner (1981), selon laquelle la coexistence d'espèces s'explique par des processus aléatoires d'installation.

1.2. Relation entre stabilité et diversité

La stabilité de l'écosystème et sa réponse face à une perturbation sont deux critères très importants pour conserver et restaurer des communautés végétales comme les prairies (Mitchell et al., 2000). La stabilité d'un écosystème peut être définie par sa résilience (capacité du système à retourner à l'état normal après une perturbation ou une période de stress) et sa résistance (capacité du système à éviter les modifications pendant les perturbations de son environnement) (Leps et al., 1982). Mitchell et al. (2000) proposent une synthèse des différentes hypothèses formulées pour expliquer cette relation :

- *l'hypothèse de redondance des espèces*, qui suggère que certaines espèces sont capables d'étendre leur rôle pour compenser la perte d'autres espèces.
- *l'hypothèse du rivet*, qui prédit (i) que l'écosystème peut fonctionner normalement tant que seules quelques espèces disparaissent, mais (ii) qu'une perte trop importante d'espèces entraînera son instabilité.
- *l'hypothèse idiosyncratique*, qui considère que la complexité des écosystèmes et de la variabilité des espèces est telle que les changements sont imprédictibles.

La résistance et la résilience représentent les réponses des écosystèmes aux perturbations pour lesquelles l'état stable n'est pas remis en question, alors que la réponse instable constitue une véritable modification du système qui potentiellement atteint un nouvel état stable (Van Andel, 1998). Lorsque la résilience de l'écosystème le permet, une restauration passive est alors possible. La restauration active s'avère nécessaire lorsque le seuil d'irréversibilité est atteint, c'est à dire que même lorsque la cause de la dégradation cesse, cela ne permet pas à l'écosystème de revenir à son état antérieur (Aronson et al., 1993).

Ainsi, dans les paragraphes suivants, nous étudierons les principales causes de dégradations des prairies semi-naturelles, et plus particulièrement, nous détaillerons les conséquences de la mise en culture. Puis nous nous interrogerons sur la nécessité de restaurer les prairies alluviales et enfin nous présenterons les moyens à mettre en œuvre pour restaurer ces écosystèmes.

3. Quelles sont les menaces qui pèsent sur les prairies alluviales ?

Les prairies alluviales, comme de nombreux écosystèmes naturels et semi-naturels, subissent les évolutions économiques de ces dernières décennies. Celles-ci se traduisent de diverses manières :

1) Une des principales menaces est la mutation importante de l'agriculture qui se traduit par le développement d'une agriculture productiviste. Cette amélioration est effectuée par la mise en place de drainage, par l'augmentation des intrants (engrais, fumures, produits phytosanitaires), par la précocité et l'augmentation des fauches, par le **retournement en terres arables** (Muller et al., 2000). L'abandon des terrains les moins productifs est aussi une menace pour ces prairies, mais ce phénomène est peu répandu dans les vallées alluviales du Nord-Est de la France. L'impact de l'intensification des pratiques, notamment l'augmentation de la fertilisation, a été largement étudié dans les pays voisins (Berendse et al., 1992 ; Mountford et al., 1993 ; Tallowin et al., 1994) et se traduit par une augmentation de la biomasse aérienne et une diminution de la richesse spécifique. D'autres études ont porté sur les potentialités de rétablissement de la flore par extensification, donc par un retour à des pratiques agricoles extensives. L'arrêt de la fertilisation permet le retour de certaines espèces prairiales, bien que le retour de l'ensemble du cortège prairial soit incertain et lent (Bakker et al., 1991). **Les possibilités de restauration après un retournement en terres arables sont moins étudiées et sont l'objet de ce travail de thèse.**

2) De plus, certaines vallées subissent des modifications du fonctionnement hydrologique. Or, le fonctionnement hydrodynamique de la vallée est un des déterminismes les plus importants de la végétation prairiale. Cette dynamique hydrologique est un facteur essentiel à considérer dans le cadre de projets de restauration (Zedler, 2000).

3) Enfin, les milieux naturels et semi-naturels des plaines alluviales sont menacés par la construction de nouvelles infrastructures (routes, lignes ferroviaires), la création de gravières et les plantations de peupliers. Les mesures compensatoires peuvent être mises en œuvre en contre partie de la dégradation ou de la destruction d'espèces et/ou d'habitats qui sont sous un statut de protection.

4) Outre les effets directs causés par ces interventions, il ne faut pas négliger les effets indirects engendrés, notamment en terme de fragmentation des habitats (Huxel & Hastings, 1999), ce qui conduit à une perte de connectivité. Dans les paysages agricoles actuels d'Europe Centrale et de l'Ouest, les habitats semi-naturels sont souvent fragmentés (Poschlod & Bonn, 1998) et les sources de graines sont alors éloignées de sites à restaurer.

5) Les apports atmosphériques ont augmenté depuis les années 1950 et sont susceptibles d'entraîner des modifications floristiques (Bakker & Berendse, 1999). En Lorraine, ces apports ont été estimés entre 30 et 40 kg d'azote/ha/an (Thimonier et al., 1992 ; Nys, 1999). De plus, la teneur en nitrates des eaux de rivière a augmenté. Cette dégradation de la qualité des eaux conduit à des fertilisations lors des inondations ; ces apports contribuent à favoriser les espèces eutrophes dans le couvert prairial (Gréville & Muller, 1995).

III. LA RESTAURATION DES ECOSYSTEMES PRAIRIAUX ALLUVIAUX

1. Pourquoi restaurer les écosystèmes prairiaux alluviaux ?

Avant d'étudier la restauration de ces écosystèmes, il est très important de s'interroger sur les raisons qui motivent cette restauration. En effet, **pourquoi restaurer les prairies alluviales ?** Doit-on les restaurer ?

Cette question est d'autant plus légitime que notre modèle d'étude est la prairie inondable, qui est un écosystème semi-naturel. En effet, son existence est liée à l'action de l'homme. Ces prairies résultent de déboisements de forêts alluviales. Leur restauration pose donc un problème éthique : pourquoi restaurer ce qui a été créé (mais aussi détruit) par l'homme ? Clewell (2000) évoque la restauration comme un moyen de chercher la rédemption pour les dommages que nous avons causé à notre environnement. L'homme n'est-il pas redevable face à la nature ? N'est-il pas responsable de ces dommages ?

Mais pourquoi ne pas laisser évoluer ces milieux naturellement vers les forêts alluviales ? La définition de la restauration suggère « de revenir à un état indigène et historique ». Il est alors juste de se demander dans le cas d'écosystèmes prairiaux quel est l'écosystème que l'on souhaite rétablir : les forêts alluviales ou les prairies alluviales. Cette question est d'autant plus importante que les forêts alluviales sont également fortement menacées. Dans la vallée de la Meuse, les forêts alluviales sont relictuelles, la plaine inondable est largement dominée par les milieux ouverts.

Dans les programmes de restauration de prairies semi-naturelles après une période de culture, l'état stable alternatif est la prairie, considérée comme représentant le stade de référence, plutôt que la forêt (Van Andel, 1998). Pfadenhauer (2001) s'interroge en effet sur la nécessité de restaurer systématiquement l'état historique, plutôt que de mettre en place des

mesures de conservation pour conduire à un écosystème moins anthropisé. Dans le cas des prairies alluviales, l'agriculture traditionnelle a contribué depuis des siècles à façonner le paysage, les milieux et leur richesse spécifique, de sorte qu'à l'heure actuelle le paysage rural et les habitats de certaines espèces ne peuvent être conservés qu'en maintenant les activités agricoles (Ministère de l'Environnement, 1997). Bien que certains prônent de laisser faire la nature (Génot, 1998), il est légitime de s'interroger sur les bienfaits de l'interventionnisme. Mitchell et al. (2000) se posent le problème quant au conflit d'intervention. Le choix d'intervenir se justifie pour plusieurs raisons : (i) les problèmes de fragmentation et de taille restreinte des habitats prairiaux, (ii) le fait que ces habitats abritent de nombreuses espèces rares et souvent menacées et (iii) le cadre légal, comme la directive Habitats (92/43/CEE), dans lequel sont aujourd'hui ces habitats et qui encourage leur conservation et leur restauration.

De même que pour les écosystèmes forestiers alluviaux, l'**aspect biologique et fonctionnel** est un argument qui justifie la restauration des prairies alluviales. En effet, ces prairies constituent des écosystèmes remarquables, tant par les fonctions écologiques qu'elles assurent que par les espèces animales et végétales qu'elles abritent. Ces écosystèmes sont étroitement liés au fonctionnement hydrique des cours d'eau et des nappes phréatiques (Carbiener, 1969 ; Krebs, 2000). Parmi les principales fonctions, nous pouvons citer la capacité épuratoire de la végétation (processus de dénitrification), la capacité dans le stockage des eaux de crues, les potentialités de stockage et d'exportations des nutriments, la réserve en eau qu'elle constitue grâce à son réseau aquifère. De plus, les inondations hivernales et printanières conduisent au développement d'une faune et d'une flore adaptées à ces conditions. On note entre autres une avifaune remarquable, parfois menacée en France et en Europe, comme *Numenius arquata*, voire même au niveau mondial, comme *Crex crex* (Rocamora & Yeatman-Berthelot, 1999). De nombreuses espèces végétales protégées sont présentes dans ces milieux, comme *Inula britannica*, *Gratiola officinalis*, *Stellaria palustris*. Comme de nombreuses espèces animales et végétales sont inféodées à ces milieux, on peut se demander quelles pertes la disparition de ces espèces entraînerait. Bien qu'il soit difficile de répondre à ces questions, compte tenu des interactions complexes qui lient les espèces et leur milieu, la disparition d'une espèce peut avoir des conséquences très importantes, par exemple en entraînant la disparition d'une autre espèce. Par exemple, les Lépidoptères *Maculinea nausithous* et *M. teleius* se reproduisent et pondent dans les inflorescences de *Sanguisorba officinalis*. La disparition de la plante entraînera alors la disparition des deux Azurés.

Une autre raison importante de la restauration des prairies est relative aux **aspects socio-économiques**. Selon Clewell (2000), les écosystèmes fonctionnels représentent un « capital naturel » dont dépend notre économie pour la production de biens et services. Le capital naturel est une extension de la notion économique de capital aux biens et services fournis par notre environnement. Pour ces raisons, il considère que les motifs de restauration des écosystèmes ne sont pas régis uniquement par des raisons morales, humaines ou biologiques. Toutefois, Stevenson (2000) lui répond que la valeur d'un système naturel est incalculable, notamment car la biodiversité représente plus que la valeur qu'elle fournit à la société humaine. En effet, bien que le caractère inondable de ces écosystèmes limite leur aménagement et leur valorisation (Leck et al., 1989), ces écosystèmes n'en ont pas moins une valeur économique même si elle est difficile à chiffrer.

Dans quel cadre restaurer ? La restauration des écosystèmes prairiaux s'intègre dans un contexte (1) local, (2) régional mais également (3) national et européen.

(1) Localement, les acteurs principaux des prairies inondables sont les agriculteurs. Nombreux sont ceux qui souhaitent rétablir une prairie après avoir exercée la culture pendant quelques années. Même si pour certains agriculteurs la reconversion d'une culture doit conduire à l'établissement d'une prairie à haute productivité, dominée par les espèces semées, il existe une demande de la part d'agriculteurs de recréer les écosystèmes prairiaux tels qu'ils étaient avant leur mise en culture.

(2) Au niveau régional, les besoins de restauration sont surtout liés aux mesures compensatoires à la création d'infrastructures destructrices. Les organismes qui détruisent des écosystèmes prairiaux sont tenus de mettre en œuvre des stratégies de restauration pour limiter la dégradation d'habitats naturels et semi-naturels engendrés par les travaux.

(3) Enfin, au niveau national et européen, il est important de signaler la mise en place du réseau Natura 2000, qui vise à maintenir et protéger les habitats et espèces qui ont un intérêt à l'échelle de l'Union Européenne. Ainsi, des gestionnaires d'espaces naturels sont désignés pour mettre en œuvre des mesures de conservation et de restauration de ces habitats et espèces. Ils sont alors demandeurs de schémas directifs de gestion qui se basent sur des études scientifiques. Les résultats obtenus dans la cadre de programmes de recherche, comme le Programme National de Recherche sur les Zones Humides, trouvent alors leur application.

2. Quelles sont les conséquences du retournement en culture ?

Dans les projets de restauration, il est important de comprendre les dysfonctionnements qui affectent l'écosystème ainsi que les seuils d'irréversibilité traversés par l'écosystème qui a été dégradé (SER, 2002). Dans notre cas, il est très important de connaître les conséquences du retournement en culture qui sont susceptibles d'affecter la restauration d'un écosystème prairial.

Lorsqu'une prairie est retournée pour être cultivée, cela entraîne la dégradation du couvert végétal et de la banque de graines du sol, ainsi que des modifications des caractéristiques physiques et chimiques du sol (Bischoff, 2002).

En effet, la mise en culture engendre des modifications suite aux intrants apportés par les agriculteurs. Ces intrants sont constitués d'engrais fertilisants mais également des produits phytosanitaires. Les travaux de Gough & Marrs (1990) mettent en évidence un N total supérieur dans les prairies semi-naturelles alors que le P extractible est plus important dans les anciennes cultures. Le P est en effet considéré comme un facteur limitant dans le rétablissement de certaines espèces prairiales (Gough & Marrs, 1990 ; Janssens, 1998). De plus, la diminution de cet élément peut prendre plusieurs années. L'azote est également un élément connu pour conduire à la diminution de la richesse spécifique (Mountford et al., 1993 ; Tallwin et al., 1994) car il favorise le développement d'espèces compétitives au détriment d'espèces moins rapides à capter les ressources (Grime, 1979).

La banque de graines du sol est altérée par les passages successifs des engins qui causent des dommages physiques aux graines et contribuent à leur enfouissement (Leck et al., 1989 ; Manchester et al., 1998). Les produits phytosanitaires quant à eux peuvent induire la mortalité des graines (Hald, 1999). Ces produits ont des effets sur la viabilité des graines, qui sont très difficiles à identifier du fait de leur forte variabilité et de réactions propres aux espèces (Baskin & Baskin, 1998). Enfin, compte tenu de la courte longévité de la plupart des espèces prairiales (Thompson & Grime, 1979 ; Bekker et al., 1997), les graines peuvent perdre naturellement leur capacité germinative si les années de culture se succèdent.

Ainsi, les principales causes qui limitent la restauration des écosystèmes prairiaux après une phase de culture sont (1) les modifications des caractéristiques édaphiques et (2) l'altération de la banque de graines du sol.

3. Comment restaurer ? Quelles sont les solutions pour restaurer ?

3.1. Rôle de la banque de graines du sol dans la restauration des prairies alluviales

La banque de graines est souvent étudiée dans les opérations de restauration qui visent à rétablir les espèces et les communautés végétales qui ont disparu (McDonald, 1993 ; Bakker et al., 1996). En effet, une banque de graines persistante confère une plus grande capacité de résilience face à l'intensification des pratiques agricoles (Thompson et al., 1993). Elle forme une réserve qui est utilisable lorsque des perturbations créent des trouées propices pour le recrutement de nouvelles espèces (Jutila, 2001). Ainsi, une estimation du pool d'espèces présentes dans le sol contribue à estimer les potentialités de régénération d'écosystèmes dégradés (Pfadenhauer & Grootjans, 1999). Plusieurs études mettent en évidence une persistance assez limitée des espèces prairiales dans le sol et l'absence dans le sol d'espèces qui sont pourtant abondantes dans la végétation (Milberg & Hansson, 1993 ; McDonald et al., 1996 ; Bekker et al., 1997 ; Willems & Bik, 1998 ; Bekker et al., 2000). Cela conduit à une faible similarité entre la banque de graines du sol et la végétation. Cette faible ressemblance s'explique par les divergences des espèces dans leur production et survie des graines (Grubb, 1977 ; Grime, 1979 ; Thompson & Grime, 1979). De plus, les changements dans la végétation ne sont pas forcément perceptibles au niveau de la banque de graines, car les facteurs biotiques et abiotiques n'agissent pas de la même manière sur la banque de graines et la végétation (Milberg & Hansson, 1993). Ainsi, de nombreuses études concluent à un rôle limité de la banque de graines dans la restauration d'écosystèmes, qu'ils s'agissent de forêts (Bossuyt et al., 2002 ; Deiller et al., 2002), de pelouses calcaires (Hutchings & Booth, 1996a ; Chabrierie et al., 2002) ou de prairies humides (MacDonald, 1993 ; Sélinger-Looten & Muller, 2001).

3.2. Potentialités de dispersion des espèces grâce à des agents naturels

Si l'espèce n'est plus présente dans le sol à l'état latent, elle peut réapparaître sur le site grâce à des moyens de dispersion naturels et anthropiques (Bakker et al., 1996). Les principaux moyens sont le vent, les animaux sauvages et domestiques, les inondations, les machines agricoles. Plusieurs études ont mis en évidence la faible distance de dispersion des espèces par le vent et donc la forte ressemblance entre la '*seed rain*' ou pluie de graines et la végétation environnante, car les graines tombent à proximité des plants-mères (Hutchings & Booth, 1996a ; Schott & Hamburg, 1997 ; Vegelin et al., 1997 ; Jensen, 1998). Néanmoins, Jackel & Poschlod (1994) et Kollmann & Goetze (1998) insistent sur l'importance du

protocole et plus précisément sur les pièges à utiliser qui influencent les résultats des expérimentations. Néanmoins, van Dorp et al. (1996) estiment, grâce à l'utilisation de « tunnels à vent » expérimentaux que la distance de dispersion est inférieure à 10 m pour les espèces testées, comme *Centaurea jacea*, *Lychnis flos cuculi* et *Thalictrum flavum*.

Le modèle proposé par Van Dorp et al. (1997) met en évidence les faibles proportions d'espèces capables de coloniser des sites à restaurer compte tenu des faibles distances de dispersion et compte tenu du manque de connectivité entre les sites. Les animaux sauvages et domestiques sont un moyen pour augmenter cette connectivité entre les sites. De nombreuses graines peuvent être dispersées par le bétail (Fisher et al., 1996), mais avec les modifications des pratiques agricoles, les échanges et les déplacements de bétail sont moindres (Poschlod & Bonn, 1998). Les machines agricoles permettent également la dispersion des graines ; Strykstra et al. (1996) mettent en évidence la dispersion de *Rhinanthus angustifolia* dans une prairie grâce aux machines agricoles utilisées lors de la fauche.

Toutefois, les faibles capacités de dispersion des espèces prairiales constituent un facteur limitant dans le rétablissement des espèces (Van Dorp et al., 1997 ; Bischoff, 2002). Les inondations semblent être un agent de dispersion important dans les plaines alluviales. Malgré la difficulté d'échantillonner les apports de graines par les inondations (Manchester et al., 1998), quelques travaux ont mis en évidence la dispersion des graines par ce vecteur, comme par exemple Schneider & Sharitz, 1988 ; Nilsson et al., 1991 ; Middleton, 1995. De plus, selon Johansson et al. (1996), la dispersion par les inondations est un facteur qui explique les patrons de distribution des espèces des ripisylves. Les inondations permettent le transport de graines entre des communautés qui ne sont pas directement connectées (Schneider & Sharitz, 1988). Ce moyen semble d'autant plus prometteur que les graines n'ont pas besoin d'adaptations particulières pour flotter (Cook, 1987).

3.3. Techniques de restauration applicables pour restaurer les prairies alluviales

Du fait des faibles capacités de rétablissement spontané des espèces, une importante réflexion doit être menée dans le choix de la technique de restauration à mettre en œuvre.

Dans le cas de la restauration des prairies alluviales, deux types d'approches sont possibles : la restauration active et la restauration passive. La seule restauration passive semble aléatoire dans le cadre de la reconversion des cultures en prairies. Dans ce cas, elle consiste à laisser la végétation coloniser spontanément le milieu. Néanmoins, Prach & Pysek (2001) et Prach et al. (2001) considèrent que la **recolonisation spontanée** constitue un moyen

de restauration intéressant. Cette pratique présente des nombreux avantages (comme un moindre coût et la colonisation par des espèces natives du sites) mais également des inconvénients (comme une surface de sol nue importante les premières années, associée à un risque de colonisation par des espèces rudérales). La recolonisation spontanée correspond peu aux attentes des agriculteurs car le foin qui en résulte les premières années est de faible qualité, car les espèces rudérales, comme *Cirsium arvense*, *Epilobium parviflorum*, ne sont pas appétentes pour les bêtes.

Pour pallier à ces inconvénients, les agriculteurs optent généralement pour une restauration active par **remise en herbe**, car ils peuvent facilement mettre en œuvre cette technique et à un moindre coût, lorsque celle-ci est effectuée à partir d'un mélange de graines issues du commerce. Ce moyen de remise en herbe conduit à un couvert végétal dès la première année, garantissant une récolte de fourrage. Par contre, il conduit à un couvert dense, qui ne fournit pas de conditions de germination propices aux espèces prairiales indigènes, du fait d'un manque de luminosité et de la compétition des espèces apportées par le semis, qui peuvent exclure certaines espèces prairiales (Janssens, 1998). Bien que cette technique soit très couramment employée, les études de telles successions végétales sont assez rares (Sélinger-Looten & Muller, 2001 ; van der Putten et al. 2001). Manchester et al. (1999) ont testé des semis commerciaux mais sur la base d'un mélange où sont présentes plus de 30 espèces, parmi lesquelles des espèces non disponibles dans le commerce. Ces semis complexes, composé d'espèces présentes dans des stades de succession plus tardifs permettent de limiter l'invasion d'espèces non souhaitées (van der Putten et al., 2001).

Le réensemencement peut également être mis en œuvre à partir de graines de provenance locale, donc issues de prairies voisines. La récolte des graines peut être faite directement dans les prairies, par récolte manuelle ou mécanique, ou alors indirectement par utilisation de dépôts de foin ou de 'fond de grange'. Le terme de fond de grange représente les résidus qui proviennent des granges où sont stockés les fourrages. Ces modes de semis à partir de graines locales sont intéressants car ils permettent l'utilisation de ressources génétiques de provenance locale mais ils sont incertains en ce qui concerne la viabilité des graines, la composition et la quantité des apports (Pfadenhauer & Grootjans, 1996). En effet, les espèces n'arrivent pas à maturité en même temps, les conditions de stockage ne garantissent pas une bonne viabilité des graines, notamment dans les dépôts de foin, lorsque les graines sont trop longtemps sur le sol.

Hopkins et al. (1999) ont testé l'intérêt de différentes techniques de semis et de préparation du sol afin d'améliorer les taux de germination ; ils concluent que les traitements causant le plus de perturbation, comme l'élimination de la couche superficielle du sol sur 3 cm, est celui qui a le plus de succès. Pour Pywell et al. (2002), le meilleur résultat est obtenu par semis d'un mélange de graines de nombreuses espèces, avec au préalable un labour sur 30-40 cm pour « enterrer la fertilité du sol » et le stock semencier d'espèces non désirées.

Afin de réduire les difficultés d'installation des espèces prairiales dues aux caractéristiques du sol, l'élimination de la couche superficielle du sol, c'est à dire l'**étrépage**, constitue un moyen de se débarrasser des fertilisants et produits phytosanitaires contenus dans le sol. Ce décapage peut être réalisé sur une épaisseur variant de quelques centimètres à 50 cm. Suite à cette opération, il est possible de laisser la végétation coloniser spontanément le milieu ou d'introduire des graines. Cette technique a notamment été employée aux Pays-Bas (Aerts et al., 1995 ; van Diggelen et al., 1997 ; Verhagen et al., 2001), où est pratiquée une agriculture très intensive.

La dernière technique applicable en prairie est le **transfert de sol**. Ce transfert ou *translocation* fait référence au déplacement de sol prairial en substitution d'un sol de culture. Ce technique nécessite la mise en place d'importants moyens techniques et financiers et surtout la destruction d'un site donneur. Néanmoins, dans le cadre de projets conduisant à la destruction d'un site, cette technique permet l'introduction d'une diversité potentielle importante et peut favoriser le rétablissement de la communauté initiale (Manchester et al., 1999). Bullock (1998) dresse un bilan des opérations de transfert de sol réalisées en Angleterre.

Pywell et al. (2002) insistent sur l'intérêt d'étudier les successions dans les écosystèmes restaurés afin de comprendre les processus de restauration. Des dynamiques de végétation inattendues lors d'opérations de restauration peuvent être dues à des causes imprévues. Par exemple, les conditions environnementales ou les interactions biologiques peuvent avoir changé. Il est alors difficile de restaurer des communautés végétales du passé (Klötzli & Grootjans, 2001). Les travaux portant sur les successions végétales dans les anciennes cultures sont assez rares (MacDonald, 2000 ; Prach & Pysek, 2001 ; van der Putten et al. 2000). Comme nous l'avons déjà expliqué, les anciennes cultures sont caractérisées par un stock d'éléments nutritifs importants qui conduit à la dominance de seulement quelques

espèces compétitives. Une seule espèce peut initier un stade de la végétation qui empêche le développement de la communauté cible, ce qui a été anticipé au début du projet (Klötzli & Grootjans, 2001). Dans leur travaux, Snow et al. (1997) obtiennent un nombre d'espèces élevé dans les anciennes cultures, mais l'hétérogénéité et la structure présentent encore des différences, même après 10 ans, avec les prairies semi-naturelles.

La mise en place de suivis diachronique et synchronique apparaît donc être une nécessité pour comprendre les processus de restauration des espèces prairiales.

IV. ARTICULATION DE LA THESE

Ce travail de thèse consiste en une étude des mécanismes de restauration des prairies alluviales après une phase de culture, afin de conclure quant aux potentialités d'un retour au stade initial, c'est à dire le **rétablissement d'une flore prairiale riche et diversifiée après une phase de mise en culture**. L'écosystème de référence est la prairie alluviale semi-naturelle gérée de façon extensive (Figure I.2.). Cela nécessite donc l'apparition et l'extension des espèces prairiales qui peuvent être soit présentes dans le sol, soit apportées par des moyens de dispersion naturels ou artificiels.

Outre l'étude de la contribution de la banque de graines du sol et des apports extérieurs, différentes trajectoires de prairies artificielles sont étudiées en fonction de techniques de restauration différentes et en fonction de pratiques agricoles différentes afin de conclure quant à leur rôle sur l'installation et le développement de la flore présente.

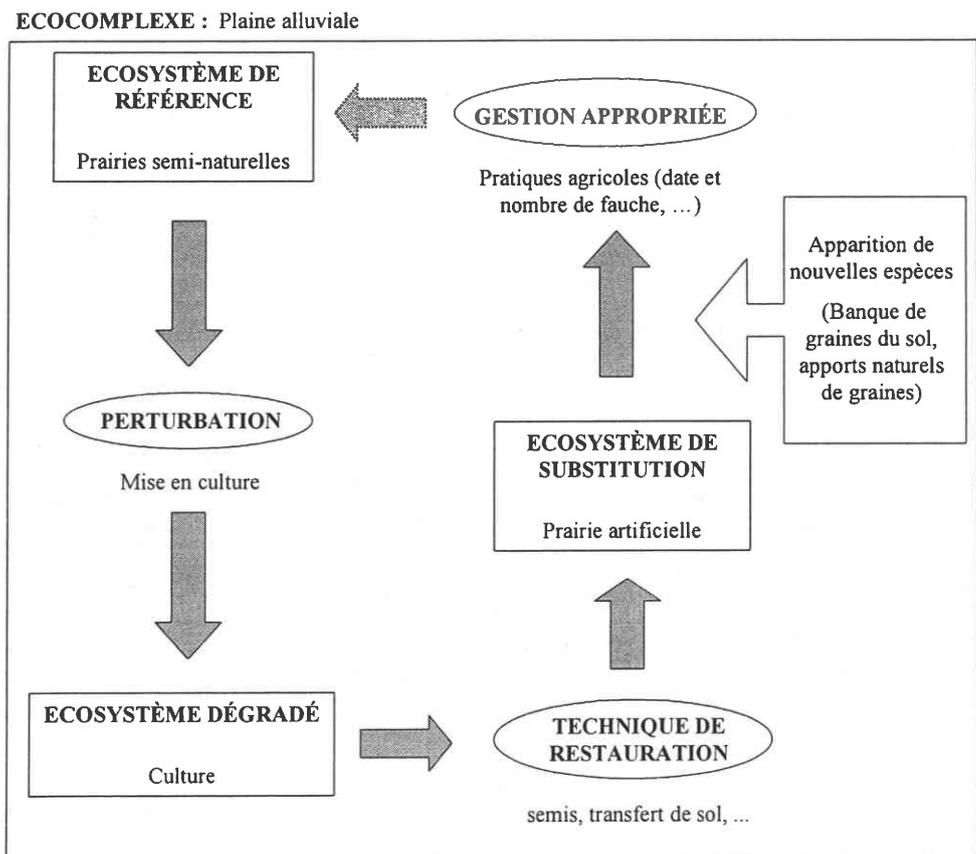


Figure I.2 : Modèle illustrant une trajectoire type de restauration active de prairie alluviale après une phase de culture

Afin d'étudier les mécanismes de rétablissement d'une flore prairiale typique, nous avons orienté notre travail suivant 3 axes : (1) **l'étude des potentialités de restauration des écosystèmes prairiaux à partir de la banque de graines du sol**, (2) **l'étude des potentialités de dispersion des graines par des agents naturels : rôle des inondations dans le rétablissement d'un couvert prairial** et (3) **l'analyse des différentes techniques de restauration de prairies alluviales après une période de culture**

- Dans la première partie de ce travail, nos travaux ont porté sur l'analyse de la banque de graines du sol de prairies semi-naturelles et d'anciennes cultures. En effet, ce compartiment est jugé très important dans la restauration des écosystèmes, car il est constitué des espèces qui sont potentiellement capables de s'établir dans le couvert végétal.

- Ainsi, le premier article « **La banque de graines du sol peut-elle contribuer à la restauration de la diversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture ?** » est une analyse descriptive et comparative de la banque de graines du sol de prairies semi-naturelles et d'anciennes cultures. Le stock semencier et la végétation sont échantillonnés (1) dans trois anciennes cultures, et (2) dans trois communautés prairiales. Cette étude permettra de répondre aux questions suivantes :

(a) Quelles sont les conséquences de la mise en culture sur la composition de la banque de graines ?

(b) Quelle est la contribution de la banque de graines des anciennes cultures dans le rétablissement de la flore prairiale ?

- Le deuxième article « **Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France** » est une analyse de la végétation qui se développe progressivement dans une ancienne friche culturale (de 5 ans) reconvertie en prairie par un réensemencement de graines commerciales. Le suivi diachronique de la végétation est réalisé sur 4 ans : l'année qui a précédé la remise en herbe et les 3 années qui ont suivi. La dynamique de la végétation et le rôle de la banque de graines dans la trajectoire de l'écosystème sont discutés.

- La deuxième partie de la thèse se focalise sur les apports de graines par des agents de dispersion naturels. Compte tenu de notre modèle d'étude, il est apparu très intéressant d'analyser les apports de graines par les inondations hivernales et printanières. Néanmoins, les expériences *in situ* sont assez difficiles, notamment en raison du caractère aléatoire et de la dynamique des inondations.

- Ainsi, dans le premier article « **Is flood contribution on soil seed bank useful to restore alluvial meadows ?** », nous avons tenté de déduire le rôle des inondations par une estimation indirecte, à savoir par analyse de la banque de graines du sol au sein de 3 communautés végétales distinguées le long d'un gradient hydrique et topographique. La banque de graines du sol et la végétation correspondante ont ainsi été échantillonnées dans des prairies mésophiles, mésohygrophiles et hygrophiles, gérées de façon extensive. Les questions auxquelles nous avons souhaité répondre sont les suivantes :

(a) Quelle est la contribution des inondations dans l'enrichissement de la banque de graines ?

(b) Quel est le rôle des inondations dans le rétablissement des espèces ?

- Conclure sur le rôle des inondations à partir de la banque de graines s'avère difficile.

Aussi, dans le deuxième article « **Importance of hydrochory in the restoration of plant diversity in alluvial meadows** », nous avons utilisé des pièges afin d'estimer la composition des transports de graines par les inondations. Pour cela, deux modèles de pièges ont été construits ; les premiers permettent de capter les graines qui flottent à la surface des inondations et les seconds sont utilisés afin de piéger les graines qui sont déposées lors des inondations. Les deux modèles ont été placés dans chacune des trois communautés précédemment échantillonnées. De plus, des estimations de flottabilité de graines d'espèces prairiales ont été réalisées *ex situ*. Ces expériences ont permis de répondre aux questions suivantes :

(a) Quelle est la composition des apports de graines par les inondations ?

(b) Ces apports sont-ils liés à la durée d'inondation du site ?

(c) Le temps de flottabilité des graines est-il un paramètre qui détermine la dispersion des espèces par les inondations ?

- Dans la troisième partie de cette thèse, la dynamique de la végétation dans les prairies restaurées est étudiée.

- Tout d'abord, dans le premier article « **Restauration de prairies alluviales dans les espaces protégés: synthèse des techniques et études expérimentales** », l'ensemble des techniques mises en œuvre dans le Nord-Est de la France est décrit et illustré par des exemples. De plus, les avantages et inconvénients de chacune sont dressés.

- Le second article « **Is top soil translocation an effective technique to compensate for meadow destruction ?** » est un exemple d'opération de restauration réalisée dans le cadre de mesures compensatoires à la construction d'une rocade. La présence d'espèces protégées sur le tracé de la route a motivé la mise en œuvre d'une opération de transfert de sol prairial

transfert de sol prairial vers une ancienne culture. Parallèlement à cette opération, une partie de la culture a été maintenue intacte afin d'y mettre en place d'autres techniques de restauration plus classiques, comme la colonisation spontanée et le semis d'espèces commerciales. Ce travail a permis de répondre aux questions suivantes :

- (a) Quelle végétation se développe après le transfert de sol ?
- (b) La végétation reflète-t-elle la banque de graines et la végétation du site donneur ?
- (c) A court terme, quelle technique s'avère la plus efficace pour rétablir un couvert prairial ?

- Le troisième et dernier article de cette thèse « **Comment améliorer l'état de conservation des prairies artificielles en plaine inondable ? Exemple d'une zone proposée au réseau Natura 2000** » est une approche paysagère de la restauration des écosystèmes prairiaux. Pour cela, le travail est réalisé au sein d'une zone proposée au réseau Natura 2000, qui a pour objectif de conserver et de restaurer les habitats et les espèces présentant un intérêt européen. Sur l'ensemble de la zone d'étude, les prairies artificielles issues d'anciennes cultures sont analysées. Dans un premier temps, nous avons réalisé un bilan et une typologie de ces prairies artificielles. Puis dans un second temps, nous avons comparé les prairies issues de cultures avec des prairies semi-naturelles. Cette étude a permis ainsi de dégager des préconisations de gestion afin de favoriser la restauration de la biodiversité dans ces écosystèmes artificiels et de discuter l'intérêt du programme Natura 2000 pour la restauration de ces milieux.

En résumé, ce manuscrit est composé de 7 articles, qui sont répartis en 3 parties distinctes. Ces différents articles sont soit acceptés, soit soumis à différentes revues nationales ou internationales, soit en cours de rédaction.

I. Potentialités de restauration des écosystèmes prairiaux à partir de la banque de graines du sol

- Article 1 :

La banque de graines peut-elle contribuer à la restauration de la diversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture ?

Vécrin M.P., Gréville F. & Muller S. (en cours de révision pour Ecologie)

- Article 2 :

Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France

Vécrin M.P., Van Diggelen R., Gréville F. & Muller S. (publié dans Applied Vegetation Science. 2002. 5: 263-270)

II. Potentialités de dispersion des graines par des vecteurs naturels : rôle des inondations dans le rétablissement d'un couvert prairial

- Article 3 :

Is flood contribution on soil seed bank useful to restore alluvial meadows ?

Vécrin M.P., Gréville F. & Muller S. (soumis à Biological Conservation)

- Article 4 :

Importance of hydrochory in the restoration of plant diversity in alluvial meadows

Vécrin, M.P., van Diggelen, R. & Muller, S.

III. Analyse des différentes techniques de restauration de prairies alluviales après une période de culture

- Article 5 :

Restauration de prairies alluviales dans les espaces protégés: synthèse des techniques et études expérimentales

Vécrin M.P. & Muller S.*

- Article 6 :

Is top soil translocation an effective technique to compensate for meadow destruction ?

Vécrin M.P. & Muller S. (Applied Vegetation Science, sous presse)

- Article 7 :

Comment améliorer l'état de conservation des prairies artificielles en plaine inondable ?

Exemple d'une zone proposée au réseau Natura 2000

Vécrin M.P., Jager C. & Muller S.

* Une version abrégée de cet article est sous presse dans la Revue d'Ecologie (Terre et Vie).

PRESENTATION DES ZONES D'ETUDE

La majeure partie des expérimentations (articles 1, 2, 3, 4, et 7) a été réalisée dans la vallée de la Meuse, et plus précisément dans le secteur de Stenay (Figure II.1). D'autres zones d'études ont fait l'objet de suivis plus ponctuels, dans la vallée de la Seille (article 6) et au sein d'espaces protégés en Alsace et en Lorraine (article 5).



I. LA VALLEE DE LA MEUSE – SECTEUR DE STENAY

1. Contexte physique

1.1. Situation géographique

Longue de plus de 900 km, la Meuse prend sa source sur le plateau de Langres (en Haute Marne), franchit entre autres Verdun, Sedan puis Charleville-Mézières, avant d'arriver en Belgique. Elle est alors rejointe par la Sambre à Namur, puis poursuit son cours vers Liège. Elle pénètre dans les Pays-Bas au niveau de Maastricht et enfin se jette dans la mer du Nord. En France, la Meuse parcourt près de 490 km dans cinq départements (la Haute-Marne, les Vosges, la Meurthe-et-Moselle, la Meuse et les Ardennes).

Notre zone d'étude est située dans le département de la Meuse, entre Verdun et Sedan. C'est un site proposé au réseau Natura 2000 (Secteur de Stenay, FR 4100234).

1.2. Climat

En Lorraine, la vallée de la Meuse est soumise à un climat océanique à influence continentale. Pour la période de 1951 à 1980, la moyenne des précipitations annuelles à Stenay est de 876 mm par an (Mentre Hildenbrandt, 1986). De 1983 à 1994, la moyenne est supérieure, à savoir 950 mm (Harmand, 1992). Les précipitations peuvent également grandement varier d'une année à l'autre. Certaines années sont marquées par de faibles précipitations, comme en 1976 avec seulement 546 mm, d'autres par de fortes précipitations, comme en 1981 avec 1096 mm. Les précipitations sont assez uniformément réparties sur l'année. Toutefois, elles peuvent être très variables selon les années pour certains mois. Par exemple, en février 1997, les précipitations ont été très élevées alors qu'elles ont été très faibles en 1998 et moyennes pour la période de 1983 à 1994 (Figure II.2).

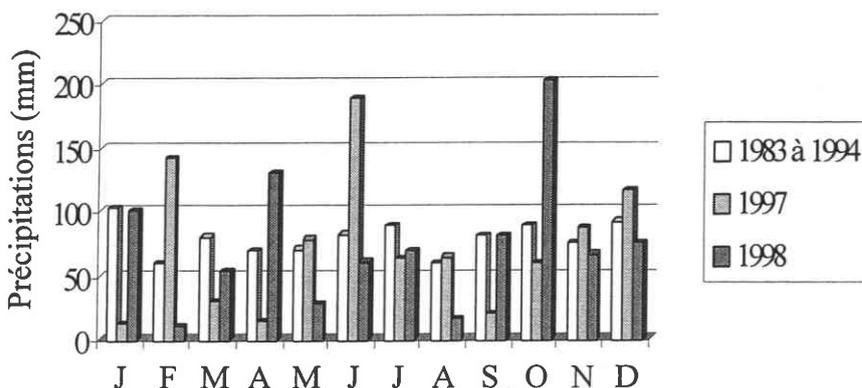


Figure II.2. : Précipitations moyennes mensuelles à Stenay pour la période de 1983 à 1994, et des années 1997 et 1998

De 1969 à 1990, la température moyenne annuelle est 9,15 °C (Faber, 1994). Les amplitudes thermiques sont importantes, de l'ordre de 17°C ; c'est pourquoi certains auteurs comme Faber (1994) considèrent que le climat est à tendance océanique dégradé pour cette portion de la Meuse. Le nombre de jours de gel est en moyenne de 72 par an.

1.3. Géologie et Pédologie

En Lorraine, le cours de la Meuse s'inscrit essentiellement sur les calcaires de l'Oxfordien, excepté au niveau de Dun sur Meuse/Stenay, où il traverse les argiles du Jurassique moyen. Le lit majeur du fleuve est couvert d'alluvions récentes, dont l'épaisseur varie entre 2 et 15 m (sondages BRGM *in* Lesage et al., 1980). Ces alluvions sont constitués de différentes couches où se mêlent galets, graviers et sables calcaires (Krebs, 1995) et sont recouverts d'une couche de limon argileux d'une épaisseur de moins de 2 m (Montagne, 1995).

Notre zone d'étude est caractérisée par un sol alluvial à gley, avec une nappe phréatique permanente. Cette nappe présente des oscillations moins importantes et une vitesse de circulation plus faible que pour un sol alluvial classique (Duchaufour, 1988).

1.4. Hydrologie

Malgré l'absence d'affluents notables, la Meuse possède un débit non négligeable qui s'accroît vers l'aval (Harmand, 1992). Le débit annuel moyen à Stenay est environ de 50 m³/s, avec une valeur minimale de 19,4 m³/s et une valeur maximale de 80,5 m³/s (RIZA, 1993). Le débit moyen journalier à Stenay pour la période de 1963 à 1985 reflète l'influence climatique hivernale avec des débits supérieurs à 100 m³/s environ 50 jours par an (Figure II.3). Les plus forts débits s'observent durant la période de la mi-novembre jusqu'à avril inclus (RIZA, 1993). En période estivale, un certain débit est maintenu notamment grâce aux apports par les réservoirs aquifères (Krebs, 1995).

Les crues exceptionnelles comme celles de 1983 et 1995 peuvent dépasser des débits de 500 m³/s

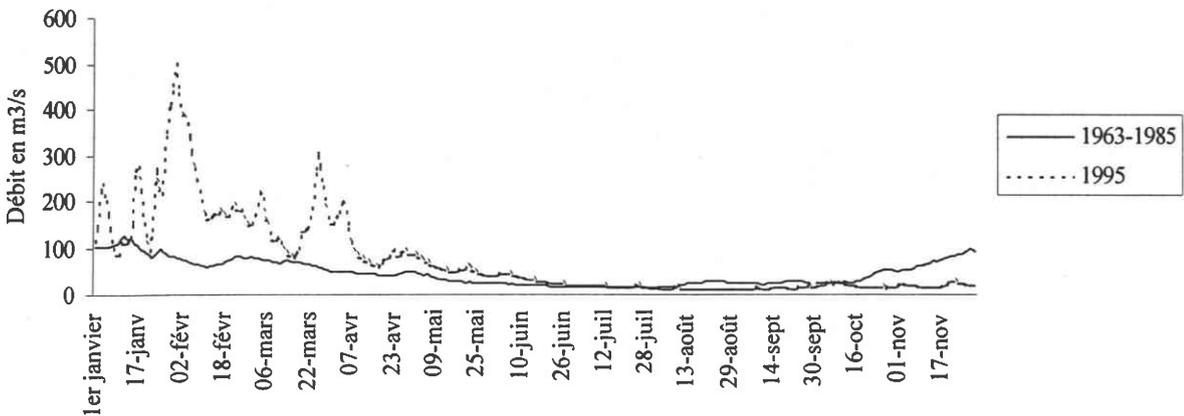


Figure II.3. : Débit moyen journalier à Stenay, période de 1963 à 1985 (d'après RIZA, 1993)

Le débit maximum que supporte le fleuve sans déborder est en général restreint (80 m³/s), ce qui entraîne plusieurs inondations par an. La nappe alluviale de Stenay amortit et régule le passage de la crue par diffusion des surplus écoulés dans les différentes structures alluvionnaires. La nappe assure un équilibre avec le réseau hydrographique et intervient pour moitié dans le débit de la Meuse (Faber, 1994). En été, période d'étiage, la Meuse est alimentée par la nappe et en automne, le système aquifère est rechargé par la Meuse.

La zone de Mouzay est constituée d'un réseau de noues, ruisseaux et canaux qui entrent en relation lors des crues et qui permettent également une décrue rapide (Krebs, 1995).

2. Contexte biologique

2.1. La flore

2.1.1. Données de la littérature

De nombreuses excursions botaniques réalisées à la fin du XIX^{ème} siècle par la "Société des Amateurs Naturalistes du Nord de la Meuse" ont mis en évidence la richesse floristique de la vallée Nord meusienne (Gréville, 1996). La synthèse publiée par Pierrot et al. (1891 à 1904) mentionne notamment la présence d'*Inula britannica*, *Teucrium scordium*, *Ranunculus lingua*, *Oenanthe fistulosa*. Il faudra ensuite attendre plus de cinquante ans pour

voir la parution de nouvelles publications botaniques. En 1958, paraît l'étude réalisée par Duvigneaud des groupements végétaux prairiaux et palustres de la Meuse et la Chiers.

Le travail suivant date de 1983 où Muller étudie les formations prairiales et palustres de la vallée de la Meuse (entre Vilosnes et Pouilly) afin d'évaluer l'intérêt floristique, phytoécologique et agronomique de ces milieux. Au cours de ce travail, l'auteur conclut sur le grand intérêt phytoécologique de la vallée de la Meuse, et signale la persistance de plusieurs espèces rares et menacées dans le Nord Est de la France, comme *Inula britannica*, *Butomus umbellatus*, *Oenanthe silaifolia*, *Thalictrum flavum* ainsi que *Gratiola officinalis*, espèce protégée au niveau national. De 1992 à 1996, Grévilleot réalisa la typologie phytosociologique des prairies alluviales de la Meuse. Ce travail est détaillé dans le paragraphe suivant.

2.1.2. Typologie phytosociologique

Les groupements végétaux de la plaine alluviale de la Meuse sont structurés en fonction des durées d'inondations (Grévilleot & Muller, 1994).

Au niveau topographique le plus élevé, le groupement présent est le *Colchico-Festucetum pratensis* (CFP), le groupement suivant correspondant à un niveau moyen est le *Senecioni-Oenanthetum mediae* (SOM) et enfin, le niveau le plus bas est occupé par le *Gratiolo-Oenanthetum fistulosae* (GOF) (Figure II.4).

Chaque association est elle-même subdivisée en trois sous-associations distinguées en fonction de leur niveau hydrique (Tableau II.1).

a. Le *Colchico-Festucetum pratensis* (Duvigneaud, 1958)

Il est le plus souvent situé sur les berges surélevées de la Meuse. Il n'est donc que rarement et très ponctuellement inondé. C'est pourquoi il régresse fortement car il est souvent retourné en culture de maïs (Grévilleot & Muller, 1994 ; Sélinger-Looten, 2000).

C'est un groupement typiquement prairial, dominé par des graminées telles que *Phleum pratense*, *Festuca rubra*, *Arrhenatherum elatius*, *Avenula pubescens*. Il est caractérisé par la présence d'espèces xérophiles ou méso-xérophiles comme *Primula veris*, *Sanguisorba minor*, *Bromus erectus* ; mais on retrouve également de nombreuses espèces mésophiles (*Centaurea jacea*, *Alopecurus pratensis*, *Crepis biennis*) ainsi que quelques mésohygrophiles (*Filipendula ulmaria*, *Ranunculus repens*, *Lychnis flos-cuculi*).

b. Le *Senecioni-Oenanthetum mediae* (Bournérias et al., 1978)

C'est le groupement le plus étendu dans la plaine alluviale de la Meuse. Il représente en effet, plus de 85% de la surface prairiale (Figure II.5). Comme le *CFP*, c'est une association dominée par les graminées. Par contre, elle se distingue par l'absence de xérophiles (*Senecio jacobaea*, *Tragopogon pratensis*, *Primula veris*) mais quelques mésoxérophiles comme *Leucanthemum vulgare*, *Peucedanum carvifolia*, *Colchicum autumnale* transgressent encore dans ce groupement. Les mésophiles (*Lotus corniculatus*, *Centaurea jacea*, *Trifolium pratense*) caractérisent cette association ainsi que les mésohygrophiles (*Silaum silaus*, *Achillea ptarmica*) qui sont bien davantage présentes que dans le *CFP*.

c. Le *Gratiolo-Oenanthetum fistulosae* (De Foucault, 1984)

C'est l'association prairiale correspondant au niveau topographique le plus bas. Elle colonise les zones basses de la prairie longuement inondées au printemps, mais asséchées en été (Gréwilliot & Muller, 1994). Les prairiales mésophiles abondantes dans le *SOM* (*Crepis biennis*, *Leontodon hispidus*, *Arrhenatherum elatius*, ...) disparaissent, alors que les hygrophiles (*Myosotis scorpioides*, *Iris pseudocarus*, *Carex vulpina*) et les héliophytes (*Eleocharis palustris*, *Oenanthe fistulosa*, *Mentha aquatica*) apparaissent.

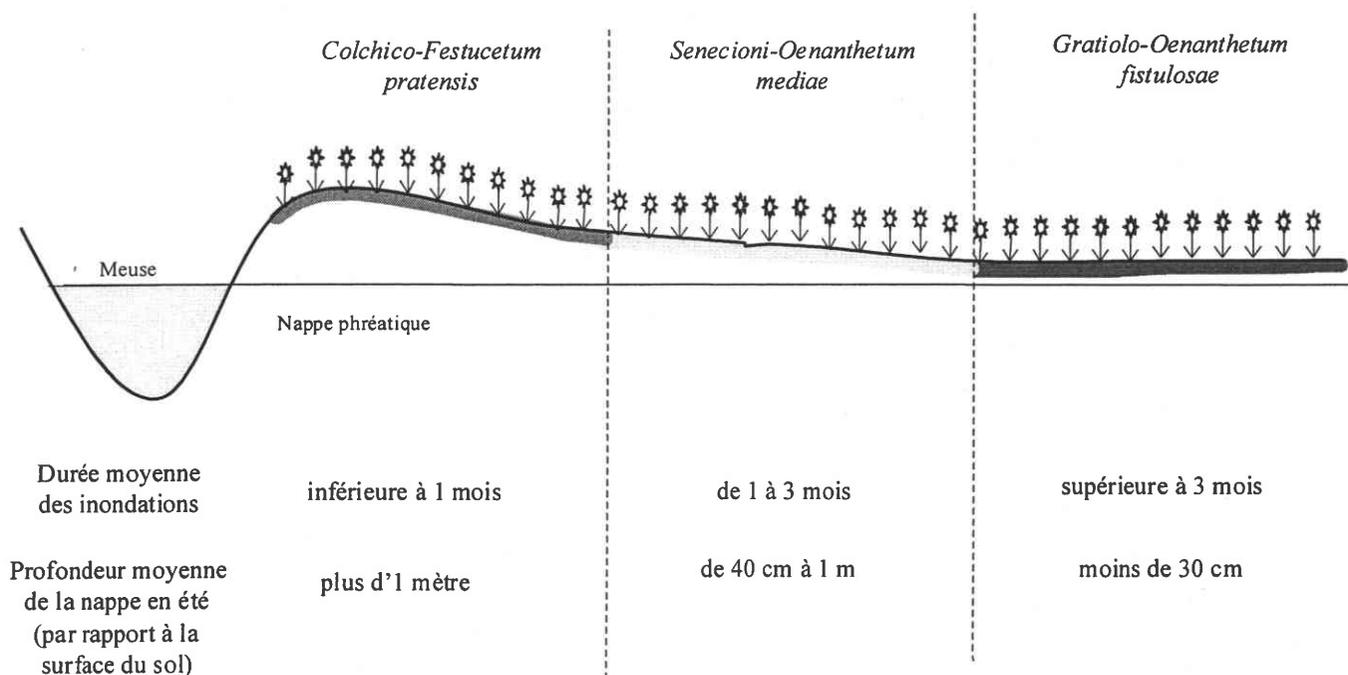
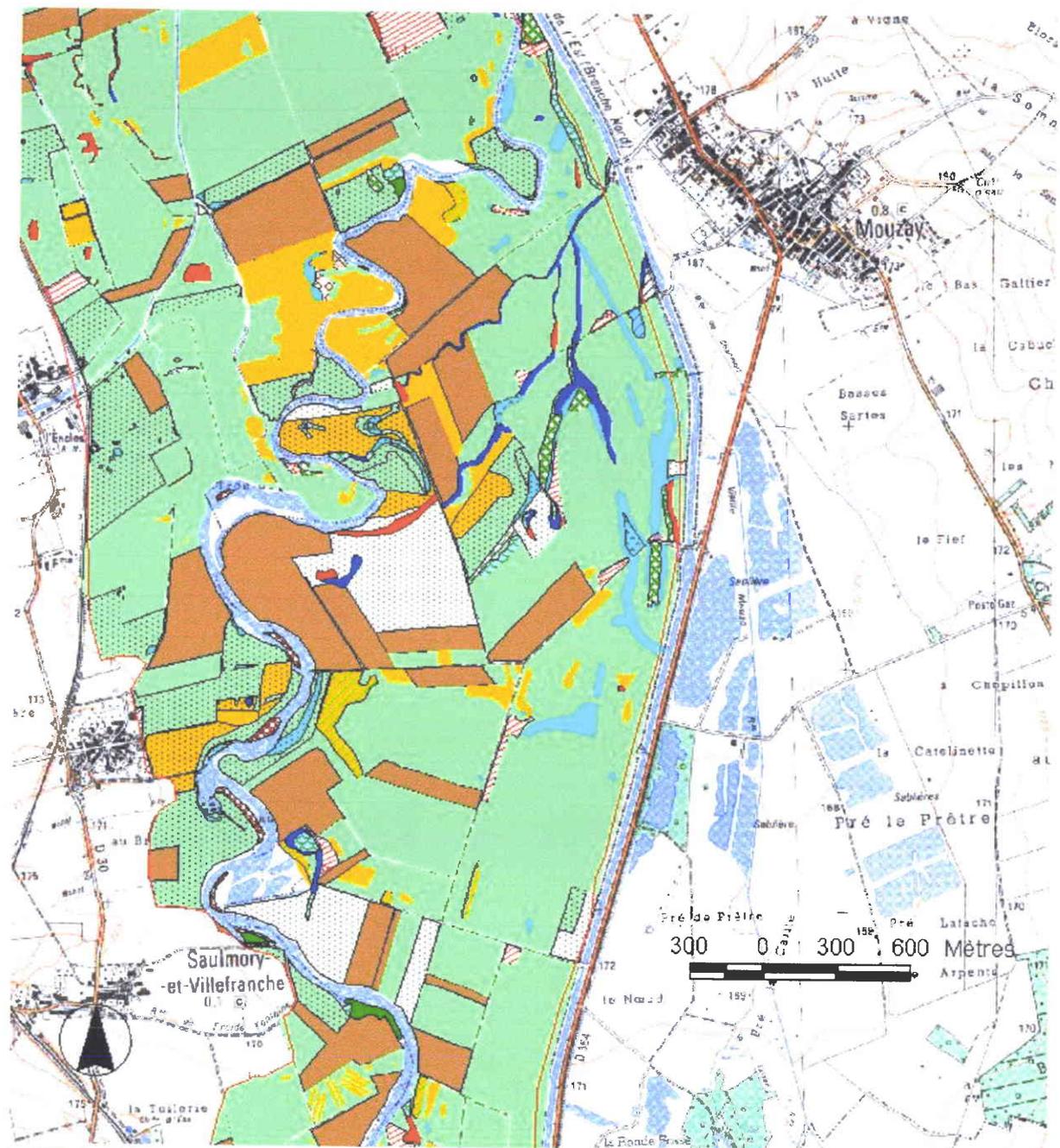


Figure II.4 : Exemple de toposéquence des groupements prairiaux de la vallée de la Meuse

Tableau II.1. Tableau synthétique des groupements prairiaux de fauche présents dans la vallée de la Meuse (Gréville & Muller, 1994)

Groupements végétaux	CFP			SOM			GOF		
	brometorum	typicum	filipenduletosum	colchicetosum	typicum	myosotetosum	oenanthetosum	typicum	olochricetosum
nombre de relevés	14	26	12	17	10	20	25	19	12
nombre moyen d'espèces par relevé	33	28	33	33	30	32	25	16	18
<i>Athyriscus sylvestris</i>	III								
<i>Salvia pratensis</i>	III								
<i>Vicia sativa</i>	II								
<i>Campanula rotundifolia</i>	II								
<i>Veronica teucrium</i>	II								
<i>Onobrychis viciifolia</i>	II								
<i>Koeleria pyramidata</i>	II	I							
<i>Galium mollugo</i>	II	I							
<i>Medicago lupulina</i>	II	I							
<i>Trisetum flavescens</i>	III	II							
<i>Achillea millefolium</i>	II	I							
<i>Knautia arvensis</i>	V	I							
<i>Bromus erectus</i>	V	III	I						
<i>Ranunculus bulbosus</i>	IV	II	I						
<i>Sanguisorba minor</i>	V	IV	II						
<i>Pimpinella saxifraga</i>	IV	III	I						
<i>Senecio jacobaea</i>	IV	II	II						
<i>Heracleum sphondylium</i>	IV	II	I						
<i>Primula veris</i>	III	III	II						
<i>Tragopogon pratensis</i>	II	I	III						
<i>Avenula pubescens</i>	V	IV	II	I					
<i>Dactylis glomerata</i>	V	V	IV	III					
<i>Leucanthemum vulgare</i>	III	III	IV	IV					
<i>Colchicum autumnale</i>	IV	IV	V	IV					
<i>Peucedanum carvifolia</i>	V	V	IV	III	I				
<i>Arrhenatherum elatius</i>	V	IV	V	V	II	I			
<i>Cerastium fontanum</i>	V	IV	IV	III	III	II			
<i>Crepis biennis</i>	II	V	V	V	III	III			
<i>Leontodon hispidus</i>	III	II	IV	II	I	I			
<i>Phleum pratense</i>	II	III	IV	V	V	III			
<i>Holcus lanatus</i>	II	II	III	III	II	IV			
<i>Festuca rubra</i>	IV	IV	V	IV	II	II			
<i>Ranunculus acris</i>	IV	IV	V	V	III	III			
<i>Galium verum</i>	IV	IV	V	V	IV	I			
<i>Rumex acetosa</i>	III	IV	V	V	IV	III			
<i>Alopecurus pratensis</i>	II	III	IV	V	V	IV	III		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	III	III	II	I	II	III	I		
<i>Lolium perenne</i>	III	III	III	III	III	I	I		
<i>Lathyrus pratensis</i>	III	III	IV	V	V	V	III		
<i>Lotus corniculatus</i>	V	V	IV	V	IV	III	II		
<i>Festuca pratensis</i>	III	III	IV	IV	III	IV	II		
<i>Centaurea jacea</i>	V	IV	V	V	V	IV	IV	I	
<i>Poa pratensis</i>	V	IV	IV	V	III	III	I	I	
<i>Leontodon autumnalis</i>	I	I	I	II	III	II	II	I	
<i>Rumex crispus</i>	I	I	III	IV	V	IV	V	IV	
<i>Plantago lanceolata</i>	IV	V	V	V	IV	IV	III		I
<i>Hordeum secalinum</i>	I	I	II	III	III	II	II		
<i>Senecio aquaticus</i>		I	II	II	I	IV	IV	II	I
<i>Silium silaus</i>		I	V	IV	III	III	II		
<i>Potentilla reptans</i>	II	II	III	III	III	II	III	I	I
<i>Trifolium pratense</i>	IV	V	V	V	IV	IV	II		I
<i>Elymus repens</i>		I	III	IV	IV	IV	IV	I	
<i>Trifolium repens</i>	III	II	I	III	IV	V	IV	II	II
<i>Taraxacum officinale</i>	IV	V	IV	V	V	V	V	II	I
<i>Vicia cracca</i>	I	II	III	V	V	IV	IV	I	I
<i>Filipendula ulmaria</i>	I	II	V	V	V	V	IV	II	II
<i>Ranunculus repens</i>	III	II	I	V	V	V	V	V	IV
<i>Agrostis stolonifera</i>		I	III	IV	IV	IV	III	II	I
<i>Poa trivialis</i>		I	IV	V	V	V	V	III	I
<i>Lychnis flos-cuculi</i>		I	III	III	IV	V	IV	I	I
<i>Symphitum officinale</i>			IV	IV	IV	IV	II	I	I
<i>Cardamine pratensis</i>			I	II	III	III	III	II	I
<i>Thalictrum flavum</i>				I	II	II	II	I	I
<i>Phalaris arundinacea</i>				I	II	III	IV	V	IV
<i>Achillea ptarmica</i>				II	III	IV	III	I	
<i>Galium palustre</i>				I	III	IV	IV	IV	III
<i>Polygonum amphibium</i>				III	II	IV	III	IV	III
<i>Caltha palustris</i>					I	II	II	II	I
<i>Eleocharis palustris</i>					I	I	III	II	II
<i>Stellaria palustris</i>					I	II	I	I	I
<i>Carex disticha</i>					I	II	IV	III	III
<i>Oenanthe fistulosa</i>					I	V	IV	V	V
<i>Mentha aquatica</i>					I	III	IV	IV	III
<i>Myosotis scorpioides</i>						IV	III	IV	IV
<i>Iris pseudacorus</i>						II	II	III	III
<i>Carex vulpina s.l.</i>						I	II	II	II
<i>Carex acuta</i>						I	I	II	IV
<i>Glyceria maxima</i>							I	IV	V
<i>Equisetum fluviatile</i>							I	II	V
<i>Glyceria fluitans</i>							I	I	II
<i>Rumex hydrolapathum</i>							I	I	III
<i>Alisma plantago aquatica</i>								II	II
<i>Rorippa amphibia</i>								III	IV
<i>Stachys palustris</i>								I	III
<i>Oenanthe aquatica</i>									III
<i>Sium latifolium</i>									I

Figure II.5. Exemple de cartographie des habitats sur la zone d'étude (Grévillet et al., 2000)



2.2. Déterminisme agricole

2.1.1. Influence des pratiques agricoles sur la végétation

En Meuse, les prairies inondables étaient encore exploitées de façon extensive jusqu'au milieu du XX^{ème} siècle (Duvigneaud, 1958). Du fait des inondations fréquentes et importantes, la plaine alluviale est exploitée principalement en prairie de fauche, suivie d'une deuxième ou d'un pâturage de regain. Les prairies étaient exploitées de manière très extensive, sans fertilisation minérale. La grande dépendance de l'exploitation vis-à-vis des conditions climatiques, surtout des inondations, permet encore de préserver les prairies alluviales et d'empêcher une intensification plus poussée des pratiques agricoles. Mais, depuis les années 50, les pratiques agricoles ont évolué. Les prairies sont exploitées de façon plus intensive grâce à une fertilisation plus importante qui permet des fauches plus précoces et plus nombreuses ou grâce à un pâturage très important (Gréviollet & Muller, 1996). De plus, le retournement en terres arables, la création de gravières, de plantations de peupliers sont de plus en plus fréquents.

La fertilisation entraîne une diminution de la richesse spécifique avec la disparition d'espèces méso-oligotrophes à mésotrophes, comme *Achillea ptarmica*, *Avenula pubescens* et la progression d'espèces eutrophes comme *Elymus repens*, *Lolium perenne* (Muller et al., 2000). De même, l'augmentation de la pression de fauche entraîne en général une diminution de la richesse spécifique ; certaines espèces sont favorisées comme *Poa trivialis*, *Bromus racemosus* alors que d'autres régressent, telles que *Colchicum autumnale*, *Ranunculus acris*. Cette pression de fauche est également très néfaste pour les oiseaux car certains ont des périodes de nidification tardive et l'envol des jeunes n'a pas lieu avant la fauche de la prairie (Broyer, 1994).

Le pâturage conduit également à une modification de la composition floristique, car les espèces favorisées par le piétinement (*Plantago major*, *Agrostis stolonifera*) et par le sol nu (*Poa annua*, *Polygonum persicaria*) progressent au détriment des espèces prairiales. De la même manière que pour les prairies de fauche, le pâturage conduit à l'expression de groupements végétaux distingués le long du gradient hydrique et topographique. Ainsi, l'homologue pâturé de la prairie mésophile est le *Lolio-Cynosuretum cristati*; celui de la prairie méso-hygrophile est l'*Hordeo-Lolietum perennis* et celui de la prairie hygrophile est le *Rumici-crispi-Alopecuretum geniculati*. Ces trois groupements pâturés ont en commun certaines espèces caractéristiques avec leur équivalent fauché mais se distinguent par la présence d'espèces adaptées au compactage du sol ainsi qu'à l'eutrophisation des sols.

Les études réalisées dans les différentes vallées du Nord-Est de la France montrent que le mode de gestion le plus approprié au maintien de prairies diversifiées est un régime de fauche, suivi d'un pâturage de regain ou d'une deuxième fauche, sans fertilisation (Muller et al., 2000).

2.1.2. Pratiques agricoles sur la zone d'étude

La Meuse est un département rural ; 10% de la population active est agricole et la taille des exploitations est supérieure à la moyenne nationale.

Sur les 2500 ha de la zone d'étude, les prairies (incluant les prairies de fauches exclusives, les prairies mixtes et les pâturages) représentent 80 %. Les cultures quant à elles constituent 12 % de la zone.

Sur les 2052 ha enquêtés, 1763 ha sont exploités en prairie; parmi lesquelles 1593 ha sont des prairies semi-naturelles et 167 ha sont des prairies remises en herbe. Le mode d'exploitation prédominant (49%) est la fauche, suivie soit d'une deuxième fauche soit d'un pâturage de regain. 30% des prairies sont exploitées strictement par fauche, 21% sont paturées. Plus de 40% des prairies de fauche sont habituellement fauchées après le 15 juin.

Des remises en herbe ont été effectuée depuis 1975 pour reconvertir des cultures. Les raisons sont principalement liées aux inondations, qui diminuent le rendement et posaient des problèmes techniques. En effet, les inondations tardives repoussaient la date de semis et les inondations précoces causaient d'importants problèmes d'érosion sur les terres fraîchement labourées. Par ailleurs, certaines prairies remises en herbe sont en fait d'anciennes prairies, mais les agriculteurs souhaitent par ce biais « nettoyer » la parcelle en se débarrassant d'espèces dominantes, comme *Juncus* sp., qui diminuent la qualité du fourrage.

Sur l'ensemble des prairies (semi-naturelles et remises en herbe), 17% des prairies ne sont pas du tout fertilisées. Sur 5%, une fertilisation organique est réalisée. 51% ha reçoivent une fertilisation minérale. Enfin, 27% ha sont concernés par une double fertilisation (organique et minérale). Les quantités moyennes d'azote sont pour les prairies de fauche de 54 (+/- 33) U d'azote/ha/an, pour les prairies mixtes de 68 (+/- 41) et pour les pâturages de 66 (+/- 26).

La grande majorité des cultures sont situées sur les terres les plus hautes et les plus sèches. Sur la figure II.5., on remarque que les cultures sont effectivement bien présentes sur les berges. L'enquête agricole a montré que plus de 65% des cultures actuelles sont exploitées depuis plus d'une dizaine d'années. Parmi les parcelles cultivées, le maïs en monoculture occupe une large place (près de 50%). Bien que certains agriculteurs soient contraints de

maintenir une surface minimale en culture pour assurer le fonctionnement de l'exploitation, ils sont nombreux à envisager la remise en herbe. Près de 50% de la surface en culture pourrait être remise en herbe dans le cadre de Natura 2000, les principaux motifs étant d'ordre financier ou organisationnel.

2.2. Intérêts avifaunistiques et faunistiques

La plaine alluviale est un milieu potentiellement riche et intéressant en ce qui concerne la faune, notamment l'avifaune. Les espèces les plus remarquables des prairies alluviales sont le Courlis cendré (*Numenius arquata*) et le Râle de genêts (*Crex crex*), deux espèces nicheuses. A leurs côtés, se trouvent d'autres espèces nicheuses au sol et typiques des prairies humides (Hercent, 1991). Par exemple, on peut citer la Bergeronnette printanière (*Motacilla flava*), le Traquet tavier (*Saxicola rubetra*), l'Alouette des champs (*Alauda arvensis*).

Ces espèces souffrent toutes à des degrés différents de l'intensification des pratiques agricoles et particulièrement de l'avancée constante de la date de fauche qui est incompatible avec l'envol tardif des nichées (Broyer, 1991)

2.3. Préservation et restauration de la richesse floristique et faunistique en Meuse

Pour limiter les dégradations causées par l'intensification des pratiques agricoles, différents programmes ont été mis en œuvre. Dès 1992, la mise en place de Mesures Agri-Environnementales (MAE), anciennement article 19, a permis de proposer aux agriculteurs des mesures de gestion en accord avec les exigences de la conservation de la flore et de la faune des écosystèmes prairiaux alluviaux. Néanmoins, le succès de contractualisation fut assez faible dans ce secteur. 35 contrats ont été signés dans le cadre de l'article 19, représentant une surface de 240 ha. Le nombre de contrats passe à 27 pour une surface de 190 ha dans la cadre des MAE.

De plus, en 1994, une ACNAT (Action Communautaire pour la NATure) a été menée par le Conservatoire des Sites Lorrains (CSL) dans le cadre du programme VANEF (Vallées Alluviales du Nord-Est de la France) ; elle a permis l'acquisition de 65 ha de prairies afin d'assurer la pérennisation de pratiques agricoles extensives sur ces terrains. Enfin, cette zone d'étude a été proposée au Réseau Natura 2000. La mise en place des CTE (Contrats Territoriaux d'Exploitation), aujourd'hui des CAD (Contrats d'Agriculture Durable) devrait permettre une gestion conservatoire du patrimoine naturel sur le site.

II. VALLEE DE LA SEILLE

1. Contexte physique

La vallée alluviale de la Seille se situe à la frontière des départements de la Moselle et de la Meurthe-et-Moselle. Deux unités géographiques sont distinguées : la vallée amont correspondant au Saulnois et la vallée aval. Notre zone d'étude se situe dans la vallée aval dans le secteur de Marly, à quelques kilomètres de Metz. Le débit moyen est de 9,6 m³/S. Le climat est défini comme océanique à nuance continentale. Les précipitations moyennes annuelles varient de 600 à 750 mm. La température moyenne annuelle est de 10°C.

2. Contexte phytoécologique

Suite au projet de construction d'un ouvrage routier pour désengorger le centre de la ville de Metz, une étude d'impact a été initiée afin de caractériser les milieux traversés par cette rocade. Les prairies concernées par ce projet ont fait l'objet d'une description et d'une évaluation (Lecoeuche & Muller, 1998). Les résultats sont les suivants en ce qui concerne les prairies de fauche.

Trois groupements prairiaux ont été décrits : la prairie hygrophile à *Oenanthe fistuleuse*, la prairie mésohygrophile à *Séneçon aquatique* et la prairie mésophile à *Colchique*. De la même manière que pour la vallée de la Meuse, les trois communautés végétales s'organisent le long du gradient hydrique. L'évaluation patrimoniale des prairies a mis en évidence la présence d'espèces rares et/ou protégées, comme *Filipendula vulgaris*, *Oenanthe peucedanifolia*, *Saxifraga granulata*, *Serratula tinctoria*. La présence de ces espèces confère un fort intérêt patrimonial à ces prairies.

III. VALLEE DE LA SARRE

1. Contexte physique

La Sarre résulte de la confluence de 2 rivières, la Sarre blanche et la Sarre rouge. Les 2 rivières se rejoignent en amont de Sarrebourg. La Sarre conflue ensuite avec la Moselle à Trèves en Allemagne. Le climat est océanique à tendance continentale. Le débit moyen

annuel de la rivière est 10m³/s et les précipitations moyennes annuelles varient entre 800 et 900 mm.

2. Contexte phytoécologique

Les prairies alluviales de la vallée de la Sarre ont fait l'objet d'une description phytosociologique (Sélinger-Looten, 2000). Cette vallée abrite de nombreuses espèces végétales oligotrophes, comme *Sanguisorba officinalis*, *Serratula tinctoria*, *Succisa pratensis*. Comme dans la vallée de la Meuse, trois groupements prairiaux sont distingués le long du gradient hydrique et topographique. Les cortèges floristiques des deux vallées se ressemblent bien que pour chacune des communautés végétales des différences soient observées. Par exemple, les prairies mésohygrophiles de la vallée de la Sarre sont caractérisées par la présence d'*Oenanthe peucedanifolia*, absente dans la vallée de la Meuse, alors qu'*Oenanthe silaifolia* est présente dans la vallée de la Meuse.

IV. PLAINE ALSACIENNE

1. Contexte physique

Les sites d'études situés en Alsace sont gérés par le Conservatoire des Sites Alsaciens (CSA). Les parcelles sont des prairies restaurées situées en bordure de deux petits cours d'eau : le Rhin-Tortu et la Lauch. Le Rhin-Tortu, situé en forêt de Neufhof, se jette dans le Rhin. Depuis la création du bassin de rétention, la zone n'est plus inondée que par des remontées de nappe. La Lauch prend sa source dans le Massif vosgien et rejoint l'Ill à Colmar.

Dans la plaine alsacienne, la pluviométrie varie de 530 à 660 mm. Cette variabilité peut s'expliquer par sa localisation entre le Massif vosgien et la Forêt noire. La température moyenne est 10°C, avec une amplitude thermique de l'ordre de 19°C. Le climat est à caractère semi-continentale.

2. Contexte phytoécologique

De la même manière que pour les précédentes vallées, les unités phytosociologiques se distinguent le long du gradient hydrique et topographique. Néanmoins, des différences existent avec les différentes vallées. De plus, le grand Ried Ello-Rhénan est composé de plusieurs rieds, ce qui lui confère une grande diversité. Ainsi, la plaine d'Alsace abrite de nombreuses espèces végétales rares, dont certaines sont fortement menacées.

**POTENTIALITES DE RESTAURATION
DES ECOSYSTEMES PRAIRIAUX
A PARTIR DE LA BANQUE DE
GRAINES DU SOL**

La banque de graines peut-elle contribuer à la restauration de la diversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture ?

Vécrin M.P., Grévilliot F. & Muller S.

(en cours de révision pour Ecologie)



*Illustration des échantillons de sol placés sous serre
(M.P. Vécrin, Mai 2001)*

La banque de graines peut-elle contribuer à la restauration de la diversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture ?

Marie-Pierre VÉCRIN, Frédérique GRÉVILLIOT & Serge MULLER.
Université de Metz, Equipe de Phytoécologie – UPRES EBSE, Campus Bridoux,
2, avenue du Général Delestraint, F-57070 Metz E-mail: mpvecrin@hotmail.com

RÉSUMÉ

Dans la vallée de la Meuse, le stock de graines viables présentes dans le sol d'anciennes cultures a été estimé avant leur reconversion en prairies afin de déduire les possibilités de rétablir un cortège prairial diversifié. Une analyse comparative a été réalisée entre les prairies semi-naturelles et les anciennes cultures, basée sur la composition de la banque de graines du sol et du couvert végétal. Nos résultats montrent que la composition de la banque de graines dépend des trajectoires historiques des parcelles. Pour les trois parcelles étudiées, la banque de graines est très pauvre en espèces prairiales. Le couvert végétal après remise en herbe reflète cette pauvreté et seules des espèces prairiales communes sont présentes. La comparaison des banques de graines des anciennes cultures et des prairies semi-naturelles met en évidence l'importante altération du potentiel séminal causée par la mise en culture. Nos résultats montrent ainsi la difficulté de restaurer, par le biais de la banque de graines du sol, la diversité végétale dans des prairies après un stade en culture.

Mots clés : banque de graines, couvert végétal, plaine inondable, prairies semées, prairies semi-naturelles, reconversion de cultures

Nomenclature : Lambinon et al. (1992)

I. INTRODUCTION

La banque de graines du sol constitue la réserve de graines viables contenues dans le sol et à sa surface (Roberts, 1981). Elle reflète donc une partie de la mémoire des communautés végétales qui étaient présentes par le passé (Moore, 1980) et peut jouer un rôle important dans les possibilités de rétablissement des espèces (Grime et al., 1988). Elle est ainsi particulièrement étudiée lors de projets de restauration, qui visent à rétablir des espèces et des communautés végétales qui ont disparu (Bakker et al., 1996).

De nombreuses études ont mis en évidence la faible similarité entre la banque de graines et la végétation correspondante (Milberg & Hansson, 1993 ; Kalamees & Zobel, 1998 ; Lopez-marino et al., 2000). En effet, les espèces divergent dans la production et la survie des graines (Grubb, 1977 ; Thompson & Grime 1979). De plus, dans le cas des écosystèmes herbacés, de nombreuses espèces sont caractérisées par des graines dont la persistance dans le sol est de courte durée (Bekker et al., 1997). En effet, suivant la classification de Thompson et al. (1997), les espèces prairiales sont principalement de type transitoire, ce qui signifie que les graines persistent dans le sol durant moins d'un an ou de type persistante à court-terme, la persistance des graines dans le sol variant alors entre un et cinq ans. Au vu de ces résultats, de nombreux auteurs concluent à un rôle limité de la banque de graines dans la restauration des écosystèmes dégradés, comme les pelouses calcaires (Hutchings & Booth, 1996a ; Willems & Bik, 1998) ou les prairies humides (MacDonald, 1993 ; Sélinger-Looten & Muller, 2001).

Depuis les années 1950, de nombreuses prairies alluviales ont été mises en culture. Devant leur grand intérêt patrimonial et leurs fonctions écologiques importantes, des projets de restauration ont été initiés en France (Muller et al., 1998). De nombreuses prairies ont ainsi été restaurées à partir de culture grâce au soutien financier apporté par les Mesures Agri-Environnementales (MAE) (Directive 2078/92 CEE), puis plus récemment dans le cadre de la Directive Habitat (Directive 92/43/CEE) par le biais des Contrats Territoriaux d'Exploitation.

Dans le cadre de ces reconversions de culture en prairie, l'analyse du potentiel séminal permet d'estimer le pool d'espèces présentes à l'état latent dans le sol et donc susceptibles de s'établir dans le couvert végétal. Lors de projets de restauration, cela permet ainsi d'estimer en partie les potentialités de restauration d'une prairie diversifiée. Cette estimation peut reposer sur le nombre d'espèces 'désirables' contenues dans le sol. Il s'agit dans notre cas des espèces caractéristiques des prairies alluviales que l'on souhaite voir se réinstaller au sein du

couvert végétal, telles que *Anthoxanthum odoratum*, *Centaurea jacea*, *Leontodon hispidus*, *Silaum silaus*. Suite à une perturbation, la composition de la banque de graines du sol dépend de sa composition initiale et de la perturbation subie (Middleton, 1999). La mise en culture représente en effet une perturbation importante, qui altère la banque de graines (Manchester et al., 1999). Dans le cas d'une prairie qui a été mise en culture, la banque de graines peut ainsi présenter des caractéristiques des cortèges prairiaux passés mais des caractéristiques liées aux pratiques culturales.

Le but de cet article est d'étudier la banque de graines du sol dans des cultures avant leur remise en herbe afin d'estimer le pool de graines viables contenues dans le sol et de le comparer avec la banque de graines de prairies semi-naturelles diversifiées, constituant l'écosystème de référence, défini par Aronson et al. (1993) comme représentant l'objectif des opérations de restauration.

Ces comparaisons permettront de répondre aux questions suivantes :

- 1) Quelles sont les conséquences de la mise en culture sur la composition de la banque de graines ?
- 2) Quelle est la contribution de la banque de graines des cultures dans le rétablissement de la biodiversité prairiale après la remise en herbe ?
- 3) Quelles sont les applications pour la restauration des prairies alluviales ?

II. MÉTHODOLOGIE

1. Sites d'étude

Cette étude a été réalisée dans la vallée de la Meuse au sein d'un site proposé au réseau Natura 2000 (secteur de Stenay). Ce secteur est dominé par des écosystèmes prairiaux qui se distribuent le long d'un gradient hydrique (Gréwilliot et al., 1998a). Ces écosystèmes prairiaux, lorsqu'ils sont gérés de façon extensive (fauche tardive et sans apports fertilisants) constituent les prairies témoins de cette étude. Au niveau topographique le plus élevé, les prairies mésophiles (*Colchico-Festucetum pratensis*) sont rarement inondées. Ce groupement prairial est dominé par des graminées, telles que *Avenula pubescens*, *Arrhenatherum elatius* et des espèces mésophiles, telles que *Sanguisorba minor*, *Colchicum autumnale*. A un niveau intermédiaire, les prairies mésohygrophiles (*Senecioni-Oenanthetum mediae*) occupent de larges surfaces (plus de 85% des écosystèmes prairiaux de la zone) et sont fréquemment inondées. Ce groupement végétal est également dominé par les graminées, telles que *Phleum*

pratense, *Lolium perenne*. Les espèces mésophiles (*Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense*) et mésohygrophiles (*Senecio aquaticus*, *Achillea ptarmica*) caractérisent cette association. Les prairies hygrophiles (*Gratiolo-Oenanthetum fistulosae*) sont situées au niveau topographique le plus bas et sont le plus longuement inondées. Les espèces hygrophiles (*Myosotis scorpioides*, *Mentha aquatica*) et les héliophytes (*Iris pseudacorus*, *Carex acutiformis*) caractérisent ce groupement prairial.

Les trois parcelles expérimentales sont d'anciennes cultures de maïs et leurs caractéristiques sont décrites dans le tableau 1. La parcelle A a été remise en herbe suite à son rachat par le Conservatoire des Sites Lorrains (CSL). Le réensemencement de la parcelle B a été entrepris lorsque son propriétaire a souscrit un contrat de Reconversion des Terres Arables (RTA) dans le cadre des MAE. La parcelle C était trop longuement inondée pour convenir à la culture de maïs et l'agriculteur a cessé toutes activités en 1993 et la végétation a recolonisé spontanément la parcelle pendant 5 ans. Son rachat par le CSL en 1998 a permis sa reconversion par remise en herbe. La composition exacte du semis n'est pas connu car l'agriculteur n'a pas respecté les préconisations du gestionnaire.

Des différences dans les niveaux topographiques, donc de durées et fréquences des inondations, ont pu être observées au sein de chaque parcelle expérimentale. Les échantillonnages (banque de graines du sol et végétation) ont été réparties au sein de chacune de ces parcelles afin d'intégrer ces différences, si la surface était suffisamment grande et homogène pour permettre l'échantillonnage.

Tableau 1 : Description des prairies artificielles étudiées (A, B et C)

		A	B	C
Pratiques culturales	Surface (en ha)	4	4	6,5
	Type de culture	Maïs	Maïs	Maïs
	Début de la mise en culture	1983	1989	1984
	Arrêt de la culture	1999	1999	1993
Pratiques de reconversion	Date de semis	2000	2000	1999
	Nature du semis	Festuca pratensis (65%) Lolium perenne (15%) Lotus corniculatus (10%) Phleum pratense (10%)	Festuca pratensis (85%) Trifolium repens (15%)	Festuca pratensis Lolium perenne Phleum pratense Trifolium repens
	Nombre de fauches/an	2	2	2
	Date de la 1 ^{ère} fauche	début juillet	début juillet	début juillet
Pratiques actuelles	Fertilisation	non	non	non

2. Description de la banque de graines du sol

La banque de graines du sol a été décrite suivant la méthode de ter Heerd et al. (1996). Dans chacun des trois groupements végétaux, 10 échantillons de sol ont été prélevés en avril 2001, afin d'estimer la banque de graines persistante, au sein de prairies semi-naturelles gérées de façon extensive, soit au total 30 échantillons pour les prairies de référence. Dans chacune des trois parcelles expérimentales, 10 échantillons de sol (11 pour la parcelle C) ont également été réalisés l'année qui a précédé leur remise en herbe.

Chaque échantillon est composé de 10 sous-échantillons prélevés sur une surface d'environ 25 m² à l'aide d'une tarière. Les sous-échantillons sont des carottes de sol de 4 cm de diamètre et de 10 cm de long. Les sous-échantillons n'ont pas été subdivisés en deux strates du fait des labours qui ont été réalisés annuellement et donc qui ont modifié la stratification naturelle des graines. Le volume de sol d'un échantillon est 1256 cm³. Après le prélèvement du sol, les échantillons étaient placés deux mois au réfrigérateur (à 5°C). Les échantillons sont ensuite concentrés par tamisage ; après passage sur un premier tamis (maille=2 mm de diamètre), le contenu du second tamis (maille=0,212 mm) est étalé dans des bacs en plastique, remplis successivement d'une couche de terreau non stérile (environ 10 cm), puis une couche de terreau stérile (environ 4 cm) et enfin une fine couche de sable stérile. Les bacs sont ensuite placés sous serre pendant plus de six mois où ils sont soumis à 16 h de lumière à 20°-30°C et 8 h d'obscurité à 10°-15°C et sont arrosés quotidiennement.

3. Description de la végétation

Des relevés phytosociologiques selon Braun-Blanquet (1964) ont été réalisés aux mêmes endroits que les prélèvements de la banque de graines du sol, durant la période de végétation qui a suivi ces prélèvements de sol, sur une surface d'environ 25 m². Les espèces ont été distinguées en trois groupes : les espèces annuelles, les espèces prairiales et les espèces non prairiales, suivant la flore de Lambinon et al. (1992).

4. Analyses de sol

Trois prélèvements de sol ont été réalisés dans chacune des parcelles expérimentales (durant la saison automnale précédant la remise en herbe) et dans la prairie mésohygrophile.

Les éléments dosés sont l'azote (Méthode Kjeldahl) et le phosphore assimilable (Méthode de Joret-Hébert).

5. Traitements statistiques

La similarité entre les échantillons de banques de graines du sol des trois parcelles expérimentales a été estimée grâce à l'indice de Sorensen (1948) et une classification hiérarchique (méthode de Ward/distance de Sorensen) a été réalisée pour distinguer les échantillons de banque de graines du sol.

Des Analyses Factorielles des Correspondances (AFC) ont été réalisées à partir des matrices 'échantillons-banque de graines-espèces' et 'relevés phytosociologiques-espèces' à l'aide du logiciel ADE-4 (Thioulouse et al., 1997). Chacune des deux matrices est composée de 30 relevés ou échantillons de sol réalisés dans les communautés témoins (10 pour chaque niveau hydrique) et de 31 pour les prairies remises en herbe (10 pour les parcelles A et B et 11 pour la parcelle C). Les données sont utilisées en présence – absence. L'option 'cluster' a été utilisée afin de faire apparaître le centre de gravité des groupes des relevés. Les relevés de végétation des parcelles réensemencées ont été réalisés l'année qui a suivi la remise en herbe.

Des analyses de variances à un facteur (ANOVA) ont été réalisées, après transformation logarithmique (de base 10) afin de déterminer les différences significatives des richesses spécifiques (banques de graines et végétation), des densités de plantules et des analyses de sol. Après vérification de la normalité de la distribution des données et de l'homogénéité des variances, la significativité des tests a été vérifiée avec la méthode de Tukey.

Les corrélations (méthode de Pearson) ont été calculées entre les richesses spécifiques des échantillons de sol et des relevés phytosociologiques correspondants.

III. RÉSULTATS

1. Analyse des prairies semi-naturelles

1.1. Composition de la banque de graines

Les résultats de l'analyse de la banque de graines des prairies témoins sont présentés dans le tableau 2a. Les trois communautés prairiales ont des banques de graines largement

dominées par les espèces prairiales, l'espèce majoritaire étant *Poa trivialis*. Les densités de plantules sont significativement différentes (Tableau 3a). Les prairies hygrophiles ont la densité moyenne (11333 plantules/m²) la plus élevée et les prairies mésophiles (3892 plantules/m²) la plus basse. Les prairies mésohygrophiles sont à un niveau intermédiaire (7805 plantules/m²). Les richesses spécifiques ne sont pas significativement différentes (Tableau 3b). Par contre, les compositions des banques de graines des trois communautés sont différentes. Certaines espèces ne sont présentes que dans la banque de graines de la prairie mésophile, comme *Sanguisorba minor*, *Leucanthemum vulgare* alors que d'autres ne sont présentes que dans la banque de graines des prairies hygrophiles, comme *Myosotis scorpioides*, *Galium palustre* (Tableau 4).

Tableau 2 : Composition de la banque de graines (a) des prairies semi-naturelles (M : mésophile, MH : mésohygrophile et H : hygrophile) (b) des prairies artificielles (avant leur remise en herbe).

(a)	M	MH	H
Nbre moyen d'sp./échantillon	13,2	13,3	15,2
Densité moyenne (plantules/m ²)	3892	7805	11333
Espèces dominantes (% de plantules)	<i>Poa trivialis</i> (32%) <i>Leucanthemum vulgare</i> (7%) <i>Plantago lanceolata</i> (6,5%)	<i>Poa trivialis</i> (39%) <i>Agrostis stolonifera</i> (14,5%) <i>Ranunculus repens</i> (12%)	<i>Poa trivialis</i> (25,2%) <i>Ranunculus repens</i> (22,4%) <i>Agrostis stolonifera</i> (7,5%)

(b)	A	B	C
Nbre moyen d'sp./échantillon	5,2	3,5	17,5
Densité moyenne (plantules/m ²)	1416	1130	22105
Espèces dominantes (% de plantules)	<i>Stellaria media</i> (20%) <i>Salix sp.</i> (15%) <i>Mentha arvensis</i> (15%)	<i>Chenopodium album</i> (56%) <i>Solanum nigrum</i> (17%) <i>Stellaria media</i> (9%)	<i>Epilobium sp.</i> (44%) <i>Erysimum cheiranthoides</i> (20%) <i>Betula sp.</i> (6%)

1.2. Relation entre la banque de graines et la végétation correspondante

La richesse de la banque de graines est significativement inférieure à celle du couvert végétal (Figure 1a). De nombreuses espèces ne sont peu ou pas présentes dans la banque de graines du sol, telles que *Avenula pubescens*, *Colchicum autumnale* dans les prairies mésophiles, *Oenanthe silaifolia*, *Silaum silaus* dans les prairies mésohygrophiles, *Oenanthe fistulosa*, *Phalaris arundinacea* dans les prairies hygrophiles, bien que ces espèces soient bien représentées dans le couvert végétal. La corrélation entre la richesse spécifique des relevés et des échantillons de sol n'est pas significative ($r=0,29$; $p>0,01$).

Tableau 3 : Résultats des ANOVA réalisés (a) sur les densités des plantules et (b) sur les richesses spécifiques (banques de graines et végétation) des prairies semi-naturelles et artificielles (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; n.s. = non significatif)

(a) Densités de plantules

	<u>Prairies semi-naturelles</u>
Test F	F(2;27)=46,32 *
M	a
MH	b
H	c

	<u>Anciennes cultures</u>
Test F	F(2;28)=81,31 ***
A	a
B	a
C	b

(b) Richesse spécifique

		<u>Végétation</u>	<u>Banque de graines</u>
Prairies semi-naturelles	Test F	F(2;27)=46,32 ***	F(2;27)=0,58 n.s
	M	a	a
	MH	b	a
	H	c	a
Anciennes cultures	Test F	F(2;28)=59,57 ***	F(2;28)=54,43 ***
	A	a	a
	B	b	b
	C	c	c

2. Analyse des prairies artificielles

2.1. Composition de la banque de graines (avant la remise en herbe)

Parmi les trois anciennes cultures échantillonnées, le site C possède un nombre moyen d'espèces par échantillon (17,5) et une densité de plantules (22105 plantules/m²) significativement plus élevés que les parcelles A et B (Tableau 2b et 3). Le nombre moyen d'espèces par échantillon est de 5,2 pour la parcelle A et de 3,5 pour la parcelle B. Les espèces annuelles, comme par exemple *Chenopodium album*, *Stellaria media*, *Solanum nigrum*, et les rudérales, comme *Sonchus arvensis*, *Epilobium sp.*, sont bien représentées. Mais les densités y sont très faibles et ne sont pas significativement différentes, à savoir au total 1416 plantules/m² pour le site A et 1130 pour B (Tableau 2b et 3).

Les espèces annuelles sont également bien présentes dans la banque de graines du site C, notamment *Erysimum cheiranthoides*, *Chenopodium album*, mais elle est surtout dominée par des espèces d'Epilobes, comme *Epilobium tetragonum*, *Epilobium montanum*, qui représentent 44% du nombre total de graines ayant germé dans les échantillons de la prairie C (Tableau 4). Parmi les 22 espèces prairiales, 2 sont des graminées (*Agrostis stolonifera* et *Poa*

trivialis) et les autres espèces prairiales sont des espèces diverses comme par exemple *Plantago lanceolata*, *Lychnis flos-cuculi*, *Thalictrum flavum*, *Ranunculus repens*. Cette banque de graines d'espèces prairiales est dominée par *Poa trivialis* (6%) et *Glechoma hederacea* (4%), les autres espèces n'étant représentées que par quelques plantules. Dans le site A, 6 espèces prairiales sont recensées, comme *Lychnis flos cuculi*, *Glechoma hederacea* et dans le site B, 8 espèces prairiales, comme *Filipendula ulmaria*, *Potentilla reptans*. Mais ces espèces ne sont représentées que par 1 ou 2 plantules. Le dendrogramme de la figure 2 permet de différencier les 3 parcelles sur la base de la composition de leur banques de graines. La similarité observée entre A et B sur la base de leurs richesses spécifiques et densités se retrouve ainsi également sur la base de leurs compositions alors que le site C est isolé.

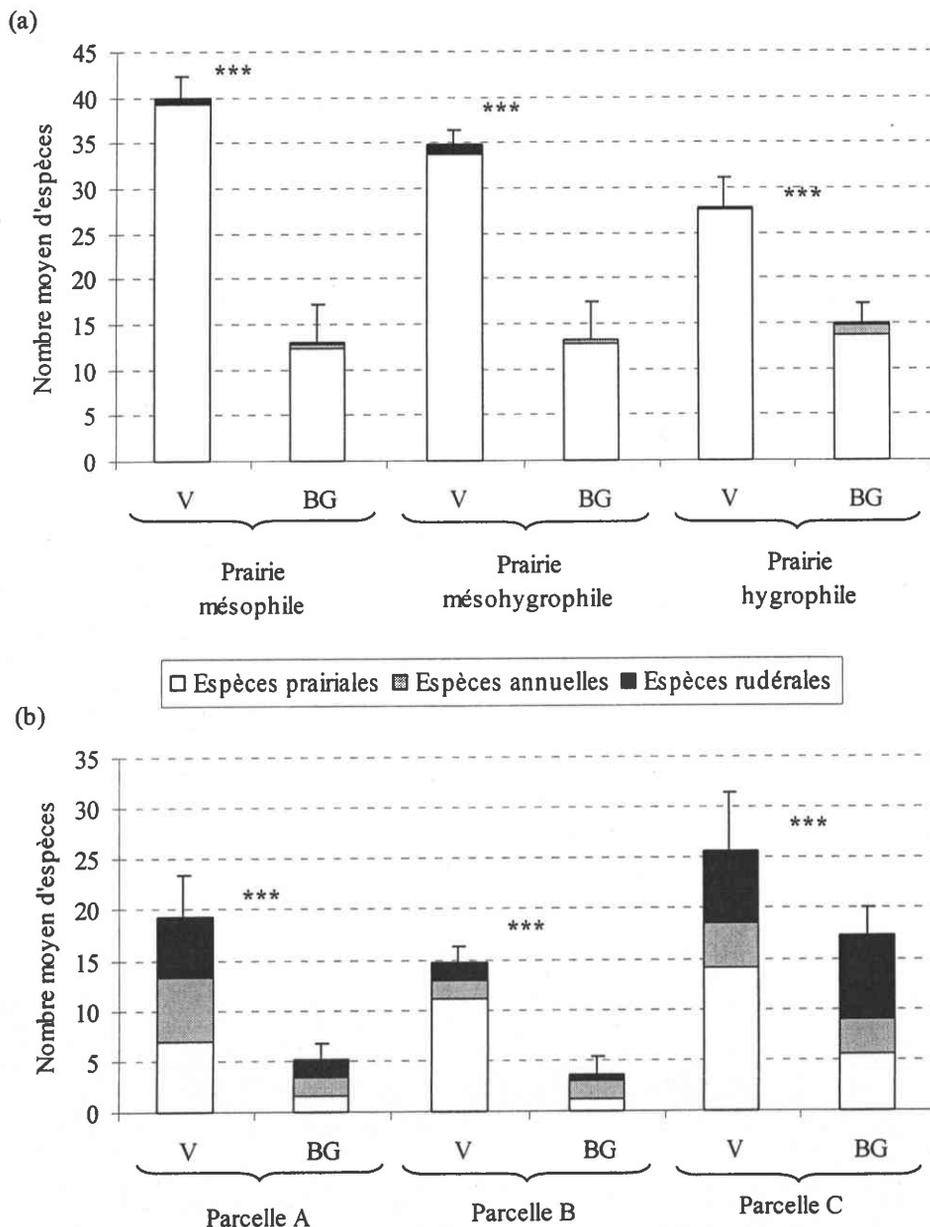


Figure 1 : Comparaison du nombre moyen d'espèces par groupes biologiques pour le couvert végétal (V) (l'année qui a suivi la remise en herbe pour les prairies artificielles) et la banque de graines (BG) (a) dans les prairies semi-naturelles et (b) 46 dans les prairies artificielles (***) $p < 0,001$)

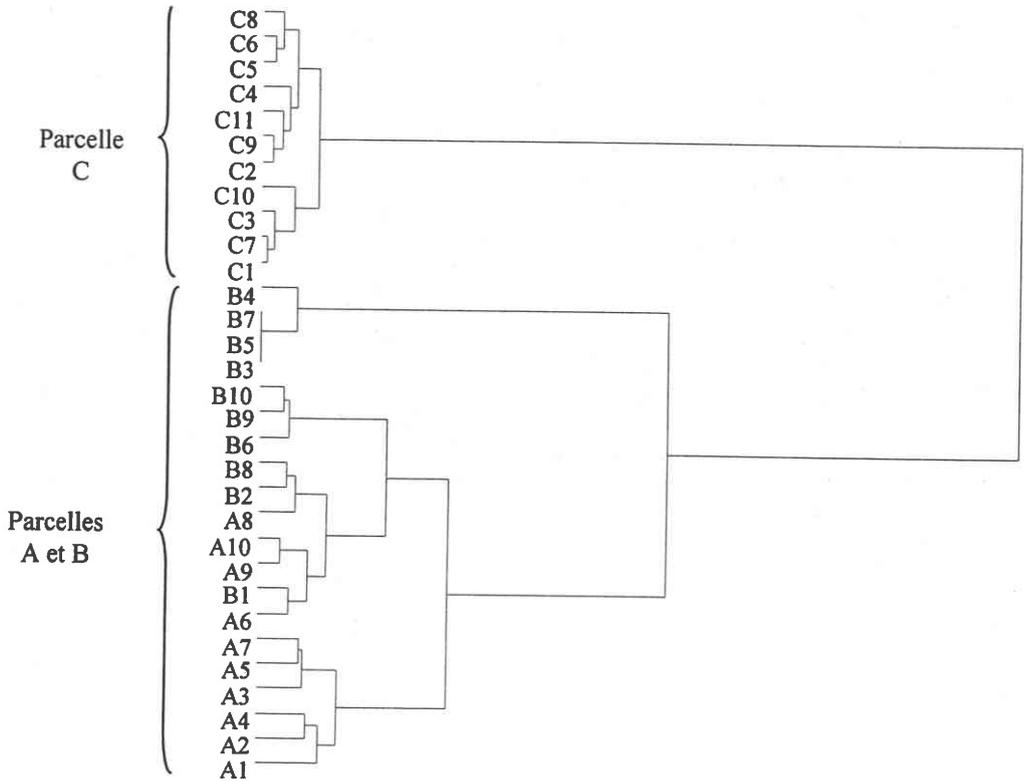


Figure 2 : Dendrogramme réalisé à partir de la composition de la banque de graines du sol des 3 parcelles expérimentales (utilisant la méthode de Ward et l'indice de Sorensen)

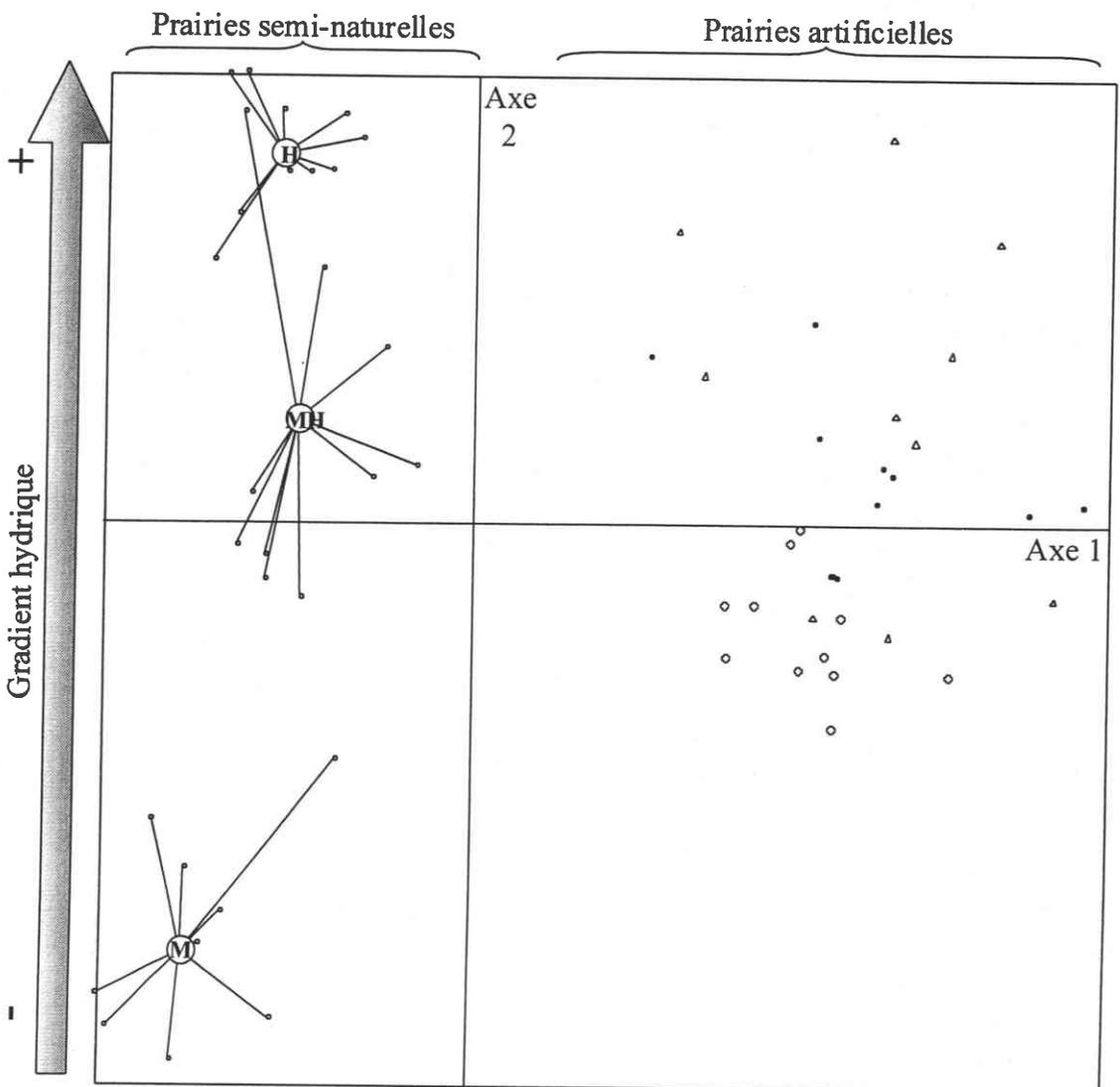


Figure 3 : Analyse Factorielle des Correspondances (axes 1 et 2) réalisée à partir de la composition de la banque de graines (Prairies semi-naturelles : M : prairies mésophiles, MH : prairies mésohygrophiles ; H : prairies hygrophiles ; Prairies artificielles : \triangle : A, \bullet : B et \circ : C)

2.2. Relation entre la banque de graines et la végétation correspondante après semis

Le couvert végétal est significativement plus riche que la banque de graines (Figure 1b). Pour les trois parcelles, la végétation est dominée, l'année qui suit la remise en herbe, par les espèces semées. La faible richesse spécifique de la banque de graines reflète celle du couvert végétal ($r=0,84$; $p<0,01$). Le site B qui possédait la banque de graines la plus pauvre a le nombre moyen d'espèces par relevé le plus faible. Au contraire, le site C avec une banque de graines riche, a la richesse spécifique la plus élevée pour le couvert végétal.

3. Comparaison des prairies semi-naturelles et des prairies artificielles

3.1. Composition de la banque de graines

Les prairies semi-naturelles ont une richesse spécifique et une densité de plantules significativement supérieures aux sites A et B mais significativement inférieures au site C. L'analyse factorielle réalisée à partir de la composition de la banque de graines oppose le long de l'axe 1 (inertie : 13%) les prairies artificielles et les prairies semi-naturelles (Figure 3). Les parcelles A et B sont proches sur le plan factoriel 1-2 alors que C est un peu plus éloigné. L'axe 2 (inertie : 8,5%) représente un gradient hydrique. Ainsi, les échantillons des prairies semi-naturelles sont bien distingués le long de cet axe. La banque de graines du sol des parcelles expérimentales A, B et C correspondent plus ou moins, d'un point de vue hydrique, au niveau de la communauté mésohygrophile.

3.2. Relation entre la banque de graines et la végétation correspondante

En terme de richesse spécifique, la banque de graines du sol est toujours significativement plus pauvre que la végétation correspondante (Figure 1). Les différents groupes écologiques présents dans la banque de graines se retrouvent dans le couvert végétal. L'analyse factorielle des correspondances réalisée à partir des relevés floristiques (Figure 4) permet de distinguer les relevés réalisés dans les prairies semi-naturelles et les prairies semées. Le premier facteur de discrimination (axe 1 : 17%) des relevés est le facteur hydrique. Les prairies semées se situent au niveau des relevés de la communauté mésohygrophile. Les deux types de prairies sont opposées le long de l'axe 2 (inertie : 14%). Les résultats des analyses de la composition du sol montrent que la parcelle A a un niveau de P_2O_5 ($F(3,14)=6,04$; $p<0,01$) inférieur aux parcelles B et C et aux prairies de référence. Des différences ($F(3,14)=20,54$; $p<0,001$) sont observées pour les teneurs en N entre d'une part, les parcelles A et B et d'autre part, la parcelle C et les prairies de référence (Figure 5).

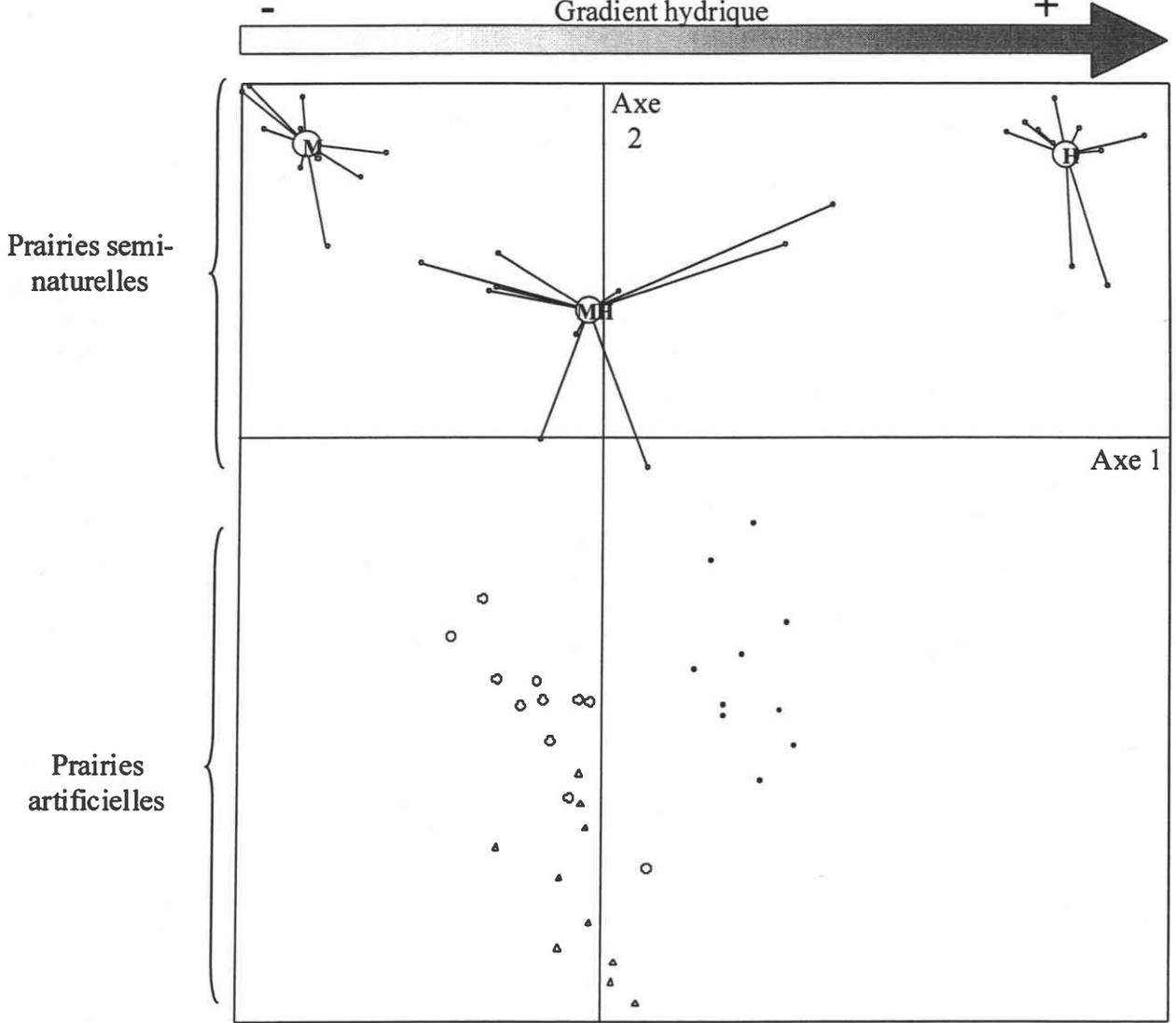


Figure 4 : Analyse Factorielle des Correspondances (axes 1 et 2) réalisée à partir des relevés phytosociologiques (Prairies semi-naturelles : M : prairies mésophiles, MH : prairies mésohygrophiles ; H : prairies hygrophiles ; Prairies artificielles : Δ : A, \bullet : B et \circ : C)

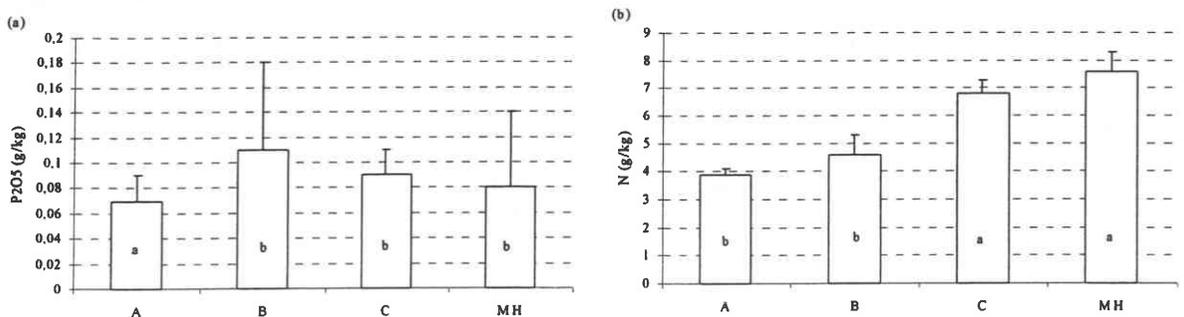


Figure 5 : Résultats des analyses de sol pour les prairies artificielles et la prairie mésohygrophile (a) pour le phosphore et (b) pour l'azote

Tableau 4 : Tableau récapitulatif de la banque de graines (BG) et de la végétation (V) des prairies artificielles (A, B et C) et des prairies semi-naturelles (M : mésophile, MH : mésohygrophile et H : hygrophile). L'abondance des graines est représentée par le pourcentage du nombre total de plantules. Le couvert végétal est représenté par la fréquence de l'espèce (chiffre romain : I : 1 à 19% ; II : 20 à 39% ; III : 40 à 59% ; IV : 60 à 79% et V : plus de 80 %) et le coefficient moyen d'abondance (entre parenthèses). Les espèces présentes dans moins de 10 relevés et échantillons de sol ont été éliminées du tableau.

	A		B		C		M		MH		H	
	BG	V										
<i>Achillea ptarmica</i>		I(1)				I(+)				II(1)		IV(+)
<i>Agrostis stolonifera</i>				II(+)	0,1	I(+)	6,3	II(1)	15	V(2)	7,5	V(2)
<i>Ajuga reptans</i>					0,3	II(+)	2,5	V(+)		III(+)		
<i>Alopecurus pratensis</i>				II(+)				IV(1)		V(2)	0,2	IV(1)
<i>Anthoxanthum odoratum</i>								IV(1)	0,2	III(+)	0,1	IV(1)
<i>Arrhenatherum elatius</i>						III(1)		V(2)		II(2)		
<i>Atriplex prostrata</i>		III(+)			1	I(+)	0,4		0,1			
<i>Betula sp.</i>					6,2							
<i>Bromus racemosus</i>								V(+)		V(1)		II(1)
<i>Caltha palustris</i>										I(1)		V(1)
<i>Capsella bursa pastoris</i>		V(+)		I(+)	0,1	IV(1)	2,2					
<i>Cardamine pratensis</i>							0,5	II(+)	2,1	V(+)	1,4	V(1)
<i>Carex sp.</i>						II(1)	0,2	I(1)	0,9	III(+)	5,7	V(2)
<i>Centaurea jacea</i>				IV(+)			3,2	V(1)	3,3	V(1)	4	V(1)
<i>Cerastium fontanum</i>					0,1	I(+)	3,6	III(+)	0,8	I(+)	0,4	
<i>Chenopodium album</i>	7,9	V(1)	56	IV(+)	5,9	I(+)			0,1			
<i>Cirsium arvense</i>	1,7	II(+)			1,1	V(2)		I(1)	0,3	II(+)		
<i>Colchicum autumnale</i>								V(1)		II(+)		
<i>Convolvulus arvensis</i>		V(1)		IV(+)		V(2)		I(1)		I(1)		I(+)
<i>Crepis biennis</i>		II(+)		IV(+)	0,1	IV(1)		V(1)	0,4	III(1)		
<i>Dactylis glomerata</i>				I(+)		II(1)	0,7	V(1)	0,2	I(1)		
<i>Elymus repens</i>		II(2)		V(2)		V(3)		III(1)		III(1)		I(+)
<i>Epilobium sp.</i>	1,1				44	V(2)	0,4				0,1	
<i>Equisetum arvense</i>		IV(1)						III(1)		II(+)		
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	1,7	V(1)			19	IV(1)						
<i>Festuca pratensis</i>		IV(+)		V(2)		V(1)	0,4	V(2)		V(1)		IV(2)
<i>Festuca rubra</i>						I(1)	0,9	V(1)		IV(1)		II(+)
<i>Filipendula ulmaria</i>			0,7			I(+)		II(1)	0,4	V(1)	0,4	IV(1)
<i>Galium mollugo</i>							0,5	III(+)	0,3	II(+)	0,1	
<i>Galium palustre</i>									0,5	II(1)	1,1	V(1)
<i>Galium verum</i>								V(+)				
<i>Glechoma hederacea</i>	6,7		0,7	III(+)	3,7	II(+)	0,4	IV(+)	1,8	III(+)		
<i>Holcus lanatus</i>							1,1	III(1)	1,4	III(1)	2,5	I(+)
<i>Iris pseudacorus</i>						I(+)				III(+)		V(+)
<i>Juncus sp.</i>			1,4		0,9				1,7		3,7	II(+)
<i>Lathyrus pratensis</i>						I(+)		V(1)		V(1)		II(+)
<i>Leontodon hispidus</i>							0,2	V(+)	0,1	V(+)	0,2	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,6						7,6	V(1)				
<i>Lolium perenne</i>		V(2)				V(2)	0,2	IV(1)	0,6	IV(1)	0,1	
<i>Lotus corniculatus</i>		IV(+)					1,4	V(2)	0,3	V(1)		II(+)
<i>Lychnis flos cuculi</i>	2,8			I(+)	0,1	I(+)	2	IV(+)	5,3	V(+)	11	IV(1)
<i>Lythrum salicaria</i>	11	I(+)			0,1	I(+)			0,3	II(+)	2,4	III(+)
<i>Matricaria inodora</i>	1,1	IV(+)		II(+)	0,1	V(1)						
<i>Medicago lupulina</i>		III(+)					0,7	V(+)				
<i>Myosotis scorpioides</i>									0,3	II(+)	1	V(1)
<i>Oenanthe fistulosa</i>										II(+)	0,6	V(2)
<i>Peucedanum carvifolia</i>								V(1)				
<i>Phalaris arundinacea</i>						II(+)				I(1)		V(2)
<i>Phleum pratense</i>		IV(1)		III(+)		V(2)		I(1)		IV(1)		V(1)
<i>Plantago lanceolata</i>				II(+)	0,1		6,5	V(1)	6,2	V(1)	0,2	III(+)
<i>Plantago major</i>	4,5	I(+)		V(+)				I(+)	0,4		1,8	
<i>Poa pratensis</i>				I(+)		II(+)	0,9	V(+)	0,4	IV(1)		
<i>Poa trivialis</i>	0,6	I(+)	5,6	V(1)	5,9	V(2)	3,2	V(2)	39	V(2)	25	V(1)
<i>Polygonum amphibium</i>		V(1)				V(1)				I(1)		IV(1)
<i>Polygonum persicaria</i>		IV(1)		IV(+)						III(+)		
<i>Potentilla reptans</i>			0,7		0,8	III(2)	0,9	II(+)	0,4	III(+)		
<i>Ranunculus acris</i>							3,8	V(1)	0,6	IV(1)		
<i>Ranunculus repens</i>	1,7	III(1)		V(1)	1	V(1)	4	III(+)	12	V(2)	22	V(2)
<i>Rumex acetosa</i>								V(1)	0,1	IV(1)	0,1	
<i>Rumex crispus</i>		I(+)		V(+)	0,5	II(1)		II(+)	1,7	V(1)	3,3	V(1)
<i>Salix sp.</i>	15		1,4		0,5							
<i>Sanguisorba minor</i>						I(1)	4,9	V(2)				
<i>Senecio aquaticus</i>				I(+)					0,5	II(1)	2,1	V(1)
<i>Senecio jacobaea</i>				I(+)			0,9	V(1)		II(+)		
<i>Silaum silaus</i>								IV(+)		V(1)		
<i>Sinapis arvensis</i>	1,1	V(2)			0,1	IV(1)						
<i>Solanum nigrum</i>		III(+)	17		0,1		3,1		0,6		0,2	
<i>Sonchus arvensis</i>	1,7	V(1)	1,4	I(+)	1,4	III(1)					0,1	
<i>Symphytum officinale</i>		V(1)		II(+)	0,1	IV(1)				IV(1)		
<i>Taraxacum sp.</i>		II(+)		V(1)	0,1	IV(1)	0,2	V(+)	0,7	V(1)	0,4	III(+)
<i>Thalictrum flavum</i>					0,1	IV(+)				II(+)	0,1	I(+)
<i>Tragopogon pratensis</i>		I(1)						V(1)		II(+)		
<i>Trifolium pratense</i>						I(+)	2,7	V(1)	0,1	V(1)		II(+)
<i>Trifolium repens</i>		II(+)	0,7	V(1)		V(1)		IV(1)	0,1	IV(1)	0,2	V(1)
<i>Urtica dioica</i>				II(+)	4,2	V(1)						
<i>Veronica sp.</i>					0,1		3,1	II(+)	0,4		0,8	
<i>Vicia cracca</i>						I(1)		V(1)		V(+)		I(+)

dans la banque de graines des cultures ou des anciennes cultures (Roberts, 1981 ; Thompson & Grime, 1979 ; Bekker et al., 1997). Mais il est possible de supposer, comme Albrecht & Forster (1996), que les densités de graines varient fortement dans les cultures, en fonction (i) des caractéristiques des sites, comme les conditions édaphiques, le niveau hydrique, (ii) des pratiques agricoles, comme le nombre de labours par an, la rotation des cultures, l'application de produits phytosanitaires, (iv) la biologie de dispersion des espèces, comme le mode de dispersion des graines, leur persistance dans le sol, leur type de dormance. Le retournement en culture peut être dommageable à la banque de graines, notamment suite (1) aux dommages physiques et à l'enfouissement des graines par les engins agricoles (Leck et al., 1989 ; Manchester et al., 1998), (2) à la perte de viabilité naturelle des graines (Thompson & Grime, 1979) et (3) à l'utilisation de produits chimiques. Selon Baskin et Baskin (1998), les produits phytosanitaires affectent la viabilité des graines, mais selon l'espèce et le produit, la molécule utilisée peut inhiber ou au contraire favoriser la germination. Ces auteurs font état d'effets combinés des produits. Hald (1999) met en évidence l'effet négatif d'herbicides sur la germination d'espèces. Les exploitants des parcelles A, B et C ayant utilisé de nombreux produits, comme par exemple l'atrazine, il est fort probable que l'utilisation de ces produits explique la pauvreté des banques de graines de ces parcelles (Bekker, R.M., comm. pers.) Selon MacDonald (1993), l'utilisation d'herbicides est responsable de la présence d'une faible quantité d'espèces annuelles et rudérales dans la banque de graines d'une ancienne culture. Par contre, la prairie C présente une banque de graines abondante et riche en espèces, les espèces dominantes sont des espèces annuelles et rudérales. Seulement 14% des graines constituent la banque de graines d'espèces prairiales, parmi lesquelles 22 espèces prairiales différentes étaient présentes. La phase d'abandon de 5 ans semble avoir permis l'enrichissement de la banque de graines en espèces. Ces graines ont pu s'accumuler au cours des années d'abandon grâce à des moyens de dispersion tels que le vent, les animaux et les inondations. De plus, l'absence de fauche pendant ces 5 années d'abandon a permis aux plantes de boucler leur cycle de reproduction et de produire des graines. Les pratiques culturales étant semblables pour les trois parcelles expérimentales durant la période de culture, il est probable que la banque de graines du site C ait été également fortement détruite par le retournement en culture mais que les cinq années d'abandon aient permis sa reconstitution, bien que cela ne soit pas majoritairement en espèces prairiales. Ainsi, malgré leurs différences dans la composition, les trois parcelles expérimentales présentent des banques de graines très pauvres en espèces prairiales.

3. Comparaison des prairies semi-naturelles et artificielles

La banque de graines des anciennes cultures est très différente de celle des prairies semi-naturelles. Schott & Hamburg (1997) mettent également en évidence cette différence dans la composition de banques de graines de prairies dégradées et non dégradées. La banque de graines des prairies semi-naturelles est dominée par les espèces prairiales, alors que ces espèces sont peu représentées dans la banque des graines des prairies artificielles. La richesse spécifique est toutefois significativement inférieure à celle de la végétation, quel que soit le type de prairies étudiées. Ces conclusions sont en accord avec de nombreux travaux (Kalamees & Zobel, 1998 ; Sélinger-Looten & Muller, 2001 ; Chabrerie et al., 2002)

L'AFC réalisée sur les banques de graines montre l'opposition entre les prairies semi-naturelles et les anciennes cultures. Cette opposition très forte s'explique par des espèces uniquement présentes dans les prairies semi-naturelles ou au contraire uniquement dans les prairies artificielles, telles que *Erysimum cheiranthoides*, *Salix sp.*, *Sinapis arvensis*, *Mentha arvensis*. La présence des espèces prairiales dans les échantillons des anciennes cultures peut s'expliquer (i) par la persistance de graines qui étaient présentes avant le retournement en culture, (ii) par des apports naturels, grâce au vent ou aux inondations. Parmi ces espèces, certaines sont qualifiées comme étant persistantes à long-terme (*Poa trivialis*, *Ranunculus repens*) alors que d'autres ont une persistance faible (*Glechoma hederacea*, *Leucanthemum vulgare*) (Thompson et al., 1997). De plus, Ghera & Martinez-Ghera (2000) mettent en évidence une variation dans la persistance de certaines espèces en fonction des conditions dans lesquelles elles se trouvent. Il est donc difficile de conclure quant à la provenance des graines dans le sol.

L'AFC réalisée sur la composition floristique montre que les prairies semi-naturelles et artificielles sont opposées le long de l'axe 2, et non plus le long de l'axe 1, comme c'était le cas sur l'AFC réalisée à partir de la banque de graines. Le premier facteur de discrimination des relevés de végétation est donc le gradient hydrique. Ainsi, les prairies semi-naturelles et artificielles se ressemblent davantage sur la base de leurs couverts végétaux que sur la base de leurs banques de graines. Il est probable que les espèces différentielles de niveau hydrique sont plus importantes dans la végétation exprimée que dans la banque de graines, où ce sont les espèces liées à l'impact humain qui différencient les milieux. Cette ressemblance plus forte pour la végétation s'explique également par la présence des espèces semées. Les espèces qui ont été semées sont spontanément présentes dans les écosystèmes prairiaux de la vallée de la Meuse. Enfin, les quelques espèces prairiales présentes dans les

prairies remises en herbe sont des espèces communes et présentes dans les prairies de référence. Les résultats des analyses de sol montrent que l'absence des espèces oligotrophes dans les prairies artificielles ne s'explique pas par un taux élevé de phosphore. Or, cet élément est connu pour être plus élevé dans les anciennes cultures et être un facteur limitant du rétablissement des espèces prairiales (Gough & Marrs, 1990). Par contre, le taux d'azote est plus bas dans les deux parcelles A et B que dans les prairies semi-naturelles. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Gough & Marrs (1990). Il est possible que le taux d'azote de la parcelle C, qui n'est pas significativement différent des prairies semi-naturelles, résulte des années d'abandon. Les cinq années d'abandon ont permis l'augmentation de l'azote (Gough & Marrs, 1990) qui résulte de la minéralisation de la matière organique accumulée dans le sol.

La corrélation calculée entre la richesse spécifique des relevés phytosociologiques et de la banque de graines du sol, déjà montrée par Albrecht & Pilgram (1997) dans le cas de cultures, est significative pour les prairies remises en herbe alors que ce n'est pas le cas pour les prairies semi-naturelles. Elle peut s'expliquer dans le cas de prairies artificielles, car la banque de graines y a été sollicitée par les perturbations subies par le site, notamment les retournements successifs. La banque de graines forme en effet une réserve qui est utilisée quand la perturbation crée des trouées propices pour le recrutement (Jutila, 2001). Ainsi, le couvert végétal qui s'établit après la remise en herbe reflète la pauvreté de la banque de graines. L'année qui suit leur remise en herbe, le cortège floristique des prairies artificielles est largement dominé par les espèces semées. Les thérophytes sont ponctuelles. Pour le site C, la végétation est également dominée par les espèces semées mais des espèces rudérales sont également présentes, qui traduisent les années d'abandon du site avant sa remise en herbe, ainsi que des thérophytes. Les espèces prairiales ne sont que faiblement représentées, que ce soit en terme d'abondance ou de nombre d'espèces. Leur provenance s'explique majoritairement grâce à leur importante capacité de reproduction végétative (*Ranunculus repens*, *Symphytum officinale*, *Lythrum salicaria*) (Grime et al., 1988). Pourtant, elles sont davantage présentes dans le site C que dans les sites A et B. Le suivi diachronique réalisé dans des prairies remises en herbe met en évidence une évolution positive de la composition du cortège floristique (Sélinger-Looten & Muller, 2001 ; Vécrin et al., 2002). Par exemple, pour la parcelle B, après seulement 2 ans de remise en herbe, *Oenanthe silaifolia*, espèce protégée en région Lorraine, est apparu sur le site et le nombre d'espèces a augmenté de manière significative. Cette évolution positive du nombre d'espèces s'explique certainement par la localisation privilégiée de cette parcelle qui est entourée de prairies semi-naturelles

diversifiées, où *Oenanthe silaifolia* est relativement abondant. A l'opposé, les parcelles A et C sont assez isolées et voisines de cultures et de prairies fertilisées. Or les parcelles voisines jouent le rôle de sources de graines et peuvent ainsi accélérer les processus de restauration (Willems & Bik, 1998).

4. Applications à la restauration des prairies alluviales

Les résultats mettent en évidence une très forte altération de la banque de graines du sol causée par le retournement des prairies et les pratiques culturales. Cette banque de graines pauci-spécifique conduit à un couvert végétal appauvri, dominé par les espèces semées. Toutefois, malgré nos résultats peu significatifs, l'étude diachronique de la végétation exprimée montre une évolution positive de la végétation. Ainsi, la restauration d'un couvert caractéristique des prairies inondables s'avère possible bien que la banque de graines du sol n'y contribue que dans une faible mesure. Une approche multi-site permettrait de confirmer cette hypothèse par le biais de l'analyse, à l'échelle paysagère, de parcelles restaurées suivant différentes conditions.

Cette faible contribution de la banque de graines du sol conduit à s'interroger sur les moyens à mettre en œuvre pour favoriser le rétablissement d'une flore prairiale caractéristique des milieux inondables. Il faut dans un premier temps insister sur l'importance de conserver ces milieux compte tenu de la difficulté à les recréer. De plus, les processus de recolonisation des espèces dépendent du maintien de ces écosystèmes qui constituent des prairies sources de graines (Huxel & Hastings, 1999). Ainsi, par le biais de vecteurs de dispersion, les graines vont avoir la possibilité de coloniser les prairies recrées. Les transports de graines par les inondations apparaissent comme très importants dans les milieux inondables. Il est également envisageable de s'orienter vers d'autres techniques de restauration, telles que la remise en herbe à partir de graines récoltées dans des prairies voisines diversifiées ou le transfert de sol prairial.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Thierry Dutoit et Bernard Clément pour les corrections apportées à ce manuscrit, ainsi que Frédérique Mony pour son aide sur le terrain et le Conservatoire des Sites Lorrains qui nous a permis de réaliser le suivi scientifique sur leurs parcelles.

Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France

Vécrin M.P., Van Diggelen R., Gréville F. & Muller S.

Applied Vegetation Science (2002) 5: 263-270



*Illustration de la zone expérimentale après son réensemencement
(M.P. Vécrin, Juillet 2000)*

Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France

Vécrin MP^{1*}, Van Diggelen R², Grévilliot F¹, and Muller S¹

¹ Equipe de Phytoécologie, EBSE, Univ. of Metz, 2 av du Gal Delestraint, 57070 Metz, France

² Lab. of Plant Ecology, Univ. of Groningen, PO Box 14, 9750 AA Haren, The Netherlands

*Corresponding author: Tel: 333 87 37 84 24 Fax: 333 87 37 84 23 Email: mpvecrin@hotmail.com

Abstract

Attempts to restore species-rich flood plain meadows from abandoned arable fields in the valley of the river Meuse, NE France, were studied. The study area was sown with a commercial seed mixture, composed of *Phleum pratense*, *Festuca pratensis*, *Lolium perenne* and *Trifolium repens*. The above-ground vegetation in the study area 1, 2 and 3 yr after restoration was compared to (1) the vegetation present during the previous 5-yr fallow stage and (2) target flood-plain meadows. Before restoration, the above-ground fallow vegetation was dominated by ruderal species and annual species, while only very few meadow species were present. Sowing first led to tall, dense vegetation, mainly dominated by the sown species. The ruderal and annual species had decreased 3 yr after restoration, but target species were still poorly represented. Species richness was significantly lower in the sown site than in the semi-natural target meadows and the vegetation had a different composition. Analysis of the soil seed bank of the restored meadow showed that only a few meadow species were present and that it was dominated by a few ruderal species.

Three years after sowing, the vegetation of our experimental site is moving slowly towards the target communities but impoverished seed sources seem to limit the success of this restoration operation and will lead to under-saturated communities.

Keywords: Abandoned arable land, alluvial meadow, arable reversion, seed bank, sown grass, species richness.

Nomenclature: Lambinon et al. (1992)

I. INTRODUCTION

Flood-plain meadows are characteristic ecosystems, which are heavily influenced by spring and winter flooding (Carbiener, 1969). They have a high productivity and a substantial exchange of matter and energy with the river (Prach et al., 1996) and may support typical, species-rich plant communities. Land use changes during the past 50 yr have resulted in a serious decline in both the extent and the quality of these ecosystems in various parts of Europe (Green, 1990). Generally, flood-plain meadows were flooded frequently and were used for hay-making under a low-intensity management regime. Recently many sites have been converted into more intensively used fields. They were drained, protected against flooding, fertilized more, cut earlier and more frequently and often converted into arable land. Recently, several of these grassland species and floodplain communities were protected in the Habitat Fauna and Flora Directive of the European Union (92/43/CEE). Consequently, plans have been made to protect sites with existing conservation value and to restore other sites to enhance their conservation value.

The effect of enhanced fertilization on vegetation composition is relatively well known (Oomes & Mooi, 1981; Gréville et al., 1998a) and the potential to reverse vegetation decline by lowering nutrient availability has been studied (Bakker, 1989; Berendse et al., 1992; Oomes & Van der Werf, 1996). Many studies showed that a combination of a high productivity and an absence of viable propagules of characteristic species are serious bottlenecks in the restoration process (Bakker et al., 1996; Verhagen et al., 2001). Consequently, restoration attempts on degraded grasslands very often lead to the development of incomplete, rather species-poor communities (Hutchings & Booth, 1996b; MacDonald et al., 1996)

A conversion of arable fields might result in even stronger constraints for restoration due to a possible destruction of the meadow soil seed bank and modification of the soil chemical composition (Manchester et al., 1998). Consequently, a reversion of arable land to semi-natural grasslands often requires restoration techniques, which are more or less radical according to the intensity and duration of the disturbance (Manchester et al., 1998). Different techniques exist: cheap ones such as spontaneous recolonisation (e.g. Prach & Pyšek, 2001), more expensive ones such as sod cutting (e.g. Sansen & Koedam, 1996) or very expensive ones like complete removal of the top soil (e.g. Van Diggelen et al., 1997). A commonly-used technique is the sowing of meadow species, which is moderately expensive and considered most feasible by many practitioners. This technique leads, at the same time, to (1)

a fast establishment of vegetation cover (Hutching & Booth, 1996b), (2) a reduction in soil erosion and (3) a depletion of fertilizer residuals in the soil (Mitchley et al., 1996). Sowing can be carried out either with commercial seed mixtures or with seeds harvested from neighbouring species-rich meadows.

The present study describes an experiment to restore a species-rich meadow from an abandoned arable field on the floodplain of the river Meuse after sowing with a commercial seed mixture of four matrix species. This evaluation was a part of a large scale practical restoration scheme to discuss the interest of restoration attempts realized in France, in collaboration with the Ministry of Environment (Muller et al., 2000).

The aims of our work were: (1) to analyse vegetation changes after sowing; (2) to compare the vegetation after sowing with that before sowing and with the composition of characteristic species-rich 'target meadows', i.e. meadows with target species (cf. Bakker et al., 2000); (3) to estimate the contribution of the soil seed bank in the restoration of species-rich flood-plain meadows.

II. METHODS

1. Study sites

The restored meadow and target meadows are all situated near Verdun in the Meuse valley (49°26'N, 5°11'E) in the northeastern part of France. In the study site, the river flows through the Wœvre clays, which consist of a mixture of silt and clay.

The restored parcel is 6.5 ha in size and is situated in the high-water bed of the Meuse. It is regularly flooded during the winter. In the past, the area was a typical, extensively managed semi-natural meadow. From 1988 to 1993, it was tilled for maize cultivation but it was flooded too often to be suitable for regular cultivation. The area was then abandoned for 5 yr and recolonised naturally by species such as *Cirsium arvense* and *Urtica dioica*. In 1998 a restoration experiment was started. The above-ground vegetation was mown and ploughed and the site was sown in autumn with a commercial seed mixture of *Phleum pratense*, *Lolium perenne*, *Festuca pratensis* and *Trifolium repens*. The initial sowing density was increased by the farmer. Thus, the exact density is unknown but probably 30-35 kg-seed.ha⁻¹.

The sown species were chosen because they are present in flood-plain meadows of the Meuse and allow for a production that is high enough to keep farmers managing the land. Moreover, *Phleum pratense* is a late species that produces high-quality hay, even with late

cutting dates. *Festuca pratensis* and *Lolium perenne* establish rapidly and are highly productive (Grime et al., 1988). *Trifolium repens* is low and provides some structural heterogeneity within the vegetation. The vegetation developing was cut twice a year (late June, late August) and fertilization was no longer allowed.

Soil samples were collected from target and experimental meadows (before and after sowing) and these samples showed no significant differences for K₂O, P₂O₅, N and MO (Vécrin, unpubl. data).

2. Target communities

In the semi-natural meadows of the Meuse, three associations were distinguished along the wetness gradient (Gréville et al., 1998a) (Appendice 1).

- *Colchico-Festucetum pratensis* mesophilic meadow, occurring in the higher areas of the valley. It is rarely flooded. It contains mesoxerophilic (*Primula veris*, *Avenula pubescens*) and more mesophilic or mesohygrophilic species (*Peucedanum carvifolia*, *Galium verum*, *Ranunculus acris*).

- *Senecioni-Oenanthetum mediae* mesohygrophilic meadow, situated at intermediate topographic positions, where the floods last longer and occur more frequently. This is a meadow community dominated by grasses (*Phleum pratense*, *Festuca pratensis*, *Anthoxanthum odoratum*) but with mesohygrophilic and mesophilic species (*Glechoma hederacea*, *Galium palustre*, *Achillea ptarmica*, *Centaurea jacea*, *Senecio aquaticus*).

- *Gratiolo-Oenanthetum fistulosae* hygrophilic meadow, located in the lower areas of the valley. This type is flooded most frequently and for long periods and characterized by the occurrence of some mesophilic and mesohygrophilic meadow species, mixed with helophytes (*Oenanthe fistulosa*, *Eleocharis palustris*).

The traditional management regime of these grasslands is either to be cut twice for hay or to be cut once with the aftermath being grazed. The first cutting dates usually occur between the end of June and the middle of July.

Based on different topographic levels within the site, which control both flooding frequency and duration, all three communities could potentially occur in the restored meadow.

3. Vegetation description

Nine permanent plots of 4 m² were established in 1998, before sowing. In 1999, 12 further plots were added. All 21 plots were surveyed during the 3 yr following sowing.

Vegetation dynamics were monitored on these permanent plots using the method of De Vries and De Boer (1959). Species frequency (F%) was assessed from its frequency in 25 hand-fulls of vegetation.

To compare the changes in floristic composition during the 4 yr of the survey, we arranged the species into five groups: sown-mixture species, annual species, ruderal species, meadow grasses and other meadow species.

In addition, in June 2001, we recorded phytosociological relevés (Braun-Blanquet, 1964) of 25 m² adjacent to the 21 plots in order to allow comparison with the vegetation of target meadows. In each of the 3 grassland communities present in the Meuse valley, ten phytosociological relevés were carried out. The relevés were performed in semi-natural meadows where agricultural management had been extensive and stable for at least 10 yr.

4. Soil seed bank sampling

The composition of the soil seed bank during the fallow phase was analysed in 11 sites according to the method described by ter Heerdt et al. (1996). Ten replicates were taken at each study site from the top 10 cm with a 4-cm diameter drill. Each sample represented a soil volume of 1256 cm³. The samples were taken in April 1998 and subsequently stored for four months at 5°C until they were analysed further. They were cleaned with water on two sieves, one of 2 mm diameter to remove roots and stones and a second one of 0.212 mm diameter which held back seeds and soil particles. The material on the latter sieve was spread out in trays filled with three layers of soil: first a layer of non-sterilized organic soil, then a layer of sterilized organic soil and finally a layer of sterilized sand. The trays were placed in a greenhouse, with 16-hr daylight at a temperature of 20-30°C and 8-hr nights at 10-15°C, and were watered every day. Seedlings were identified, counted and removed. Unidentifiable seedlings were transplanted until they flowered and could be identified. The seedlings were divided into the following groups: meadow grasses (composed here only of *Poa trivialis* and *Agrostis stolonifera*), other meadow species, annual species, ruderal species, woody species and *Epilobium* species.

5. Statistics

Similarity between relevés was expressed with the Sørensen (1948) Index; differences in means and indices were tested with a Mann-Whitney U-test ($p=0.05$).

We analysed the vegetation dynamics in the experimental meadow during the study years with Correspondence Analysis (CA) on the basis of the frequencies found in the De Vries analysis. The relevés from 2001 were examined with CA to compare the floristic composition of the restored meadow ($n=21$) in 2001 with those from the target communities ($n=10$ per grassland community).

Correlations between Ellenberg wetness values (Ellenberg et al., 1991) and plot position on CA first axis were calculated for permanent plots and relevés.

III. RESULTS

1. Vegetation dynamics in the restored meadow

1.1. Before and immediately after sowing: 1998 - 1999

During the fallow phase (1998), the total number of species was 58, with an average of 26 species per relevé (Figure 1). Taking into account the four sown species, mean species richness per relevé did not increase between 1998 and 1999, *i.e.* before and after sowing. But the species richness of each group is different (Figure 1). Figure 2a showed the results of a Correspondence Analysis of permanent plots from the restored meadows. The sequence along the first axis (inertia: 14%) was highly correlated with Ellenberg wetness values ($r=0.71$, $p<0.01$) and corresponded to the flooding regimes observed in the field.

The second axis (inertia: 11%) distinguished the plots before and after sowing. The plots in 1998 were clearly separated from later years. Excluding the sown species, we observed significant differences ($p=0.05$) between the floristic composition analysed in 1998 and 1999. The species richness decreased significantly and especially the mean number of 'other meadow species' (from 13 in 1998 to 7.5 in 1999) (figure 1). For example, *Galium verum*, *Galium mollugo*, *Primula veris* and *Leontodon hispidus* disappeared in 1999, after ploughing and sowing. Both the number and frequency of ruderal species did not change before and after sowing (figure 2b). The number and frequency of annual species increased significantly in the year following the sowing. Some annual species present in 1998, such as

Galium aparine, *Capsella bursa pastoris*, were still present in 1999 while others were new, e.g. *Chenopodium album*, *Atriplex prostrata*, *Sinapis arvensis*.

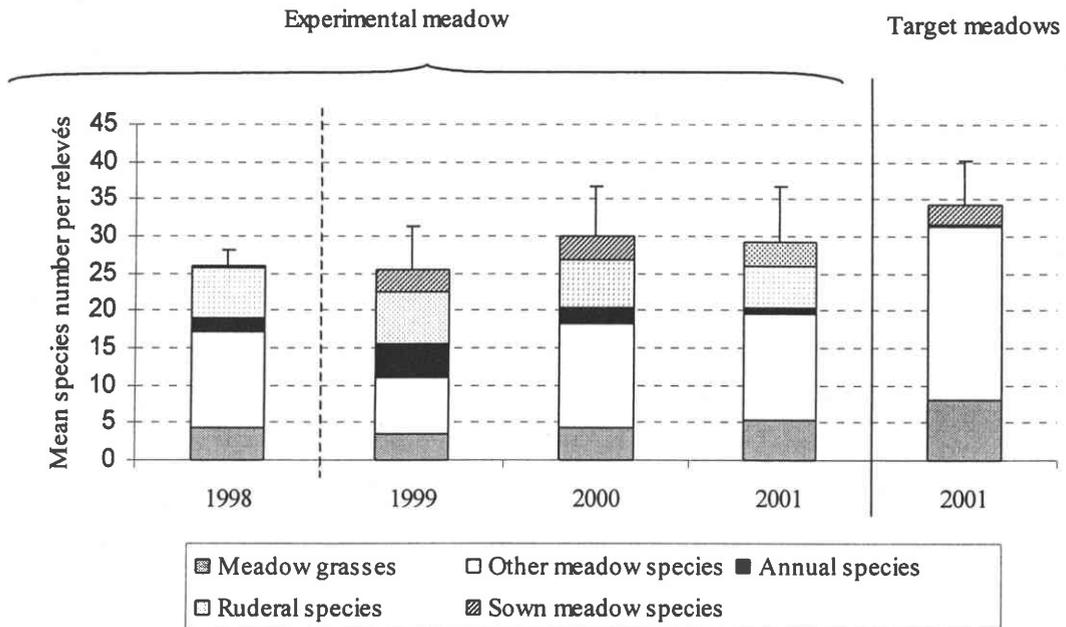


Figure 1: Mean species richness per phytosociological relevés (distinguished in group species) in the experimental meadow (before: 1998 and after sowing: 1999, 2000 and 2001) and in target meadows (2001). Vertical bars denote standard errors.

1.2. After sowing: 1999 - 2001

Figure 2a shows that vegetation changes were less drastic between 1999 and 2001. Nevertheless, species richness increased significantly ($p=0.05$) from 1999 to 2000. This was caused by an increase in the group of 'other-meadow species', e.g. *Centaurea jacea*, *Leucanthemum vulgare*, *Medicago lupulina*, *Lotus corniculatus*. A large number of such species present in 1998 reappeared in 2000 (e.g. *Galium mollugo*, *Galium verum*, *Leontodon hispidus*) but were represented by only a few plants. This is reflected in the frequencies of this group, which did not increase. The number of species from this group did not change from 2000 to 2001. The number of annual species decreased significantly with time. Between 1999 and 2000, *Atriplex prostrata* and *Sinapis arvensis* disappeared and between 2000 and 2001, *Chenopodium album* and *Valerianella locusta* did the same. The mean number of grasses increased between 1999 and 2001. *Alopecurus pratensis* appeared and others grasses already present in 1999 became more frequent, e.g. *Poa pratensis*, *Bromus hordeaceus*, *Bromus racemosus*. Nevertheless, we did not find any significant differences ($p=0.05$) in the mean specific richness between 2000 and 2001. The Sørensen index confirmed the slight difference

observed in Figure 2 for the established vegetation in 2000 and 2001. The Sørensen index is therefore significantly higher in 2000-2001 (0.577) than in 1999-2000 (0.555).

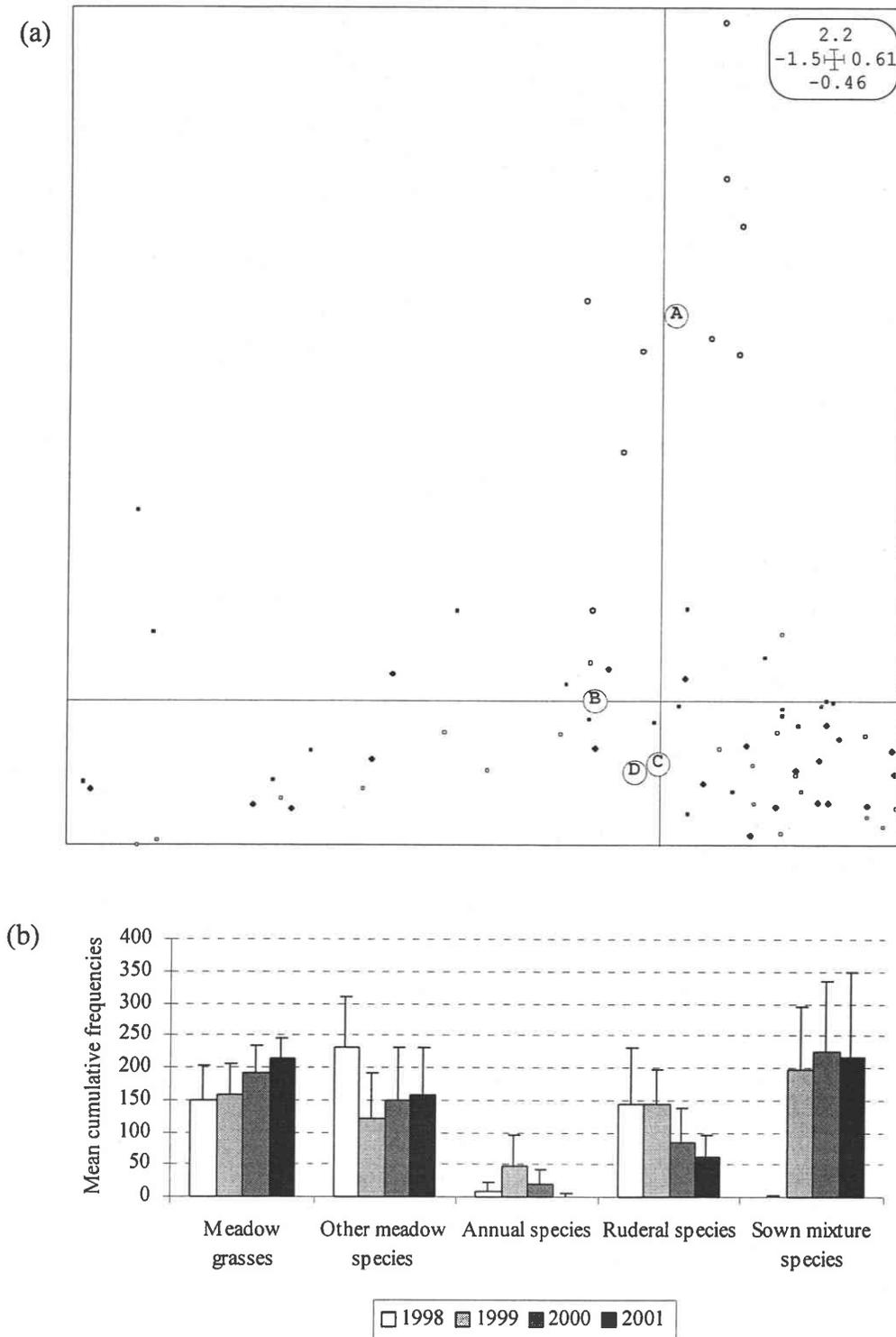


Figure 2: Development of species frequency calculated with De Vries method during the 4 years of survey (A: 1998, B: 1999, C: 2000 and D: 2001) on permanent plots from the restored meadow. (a) CA realized from species frequencies. Permanent plots are identified by year. (open circles for 1998, black-filled squares for 1999, diamonds for 2000, open squares for 2001) (b) Mean cumulative frequencies of each ecological groups. Vertical bars denote standard errors.

2. Comparison with target communities

The mean specific richness of the target meadows was 34 species per relevé, which was significantly greater than for the sown meadow in 2001 (29) (Figure 1). There were more ruderal and annual species in the sown meadow and more meadow species (grasses + other meadow species) in the target meadows. Moreover, all species of the sown mixture were spontaneously present in the semi-natural target meadows.

Correspondence Analysis of relevés from the restored meadow (n=21) and from the target communities (n=30) differentiates these groups along the first two axes. The first axis (inertia: 22%) reflected a wetness gradient whereas the second axis distinguished semi-natural and sown meadows. The different target communities were clearly separated along the first axis and their positions were correlated with Ellenberg wetness values ($r=0.93$, $p<0.01$). The first group consisted of hygrophilic meadow relevés and was found at the wettest sites, with species like *Alopecurus geniculatus* and *Oenanthe fistulosa*. Relevés of the mesohygrophilic community were found at an intermediate wetness level, with species such as *Senecio aquaticus* and *Anthoxanthum odoratum*. The last group of relevés belonged to the mesophilic community, with species like *Tragopogon pratensis* and *Sanguisorba minor*.

From a wetness point of view, the restored meadow was situated at the mesohygrophilic level but some hydric variation appeared in the relevés on the sown area. The local presence of several typical meadow species such as *Sanguisorba minor* (characteristic for mesophilic meadows) and *Glyceria maxima* (characteristic for hygrophilic meadows) and differences in flooding regimes within the restored meadow suggest that different parts develop into different target communities.

The mean Sørensen index between mesohygrophilic relevés and restored meadow was 0.423. This index was significantly higher ($p=0.05$) than the ones from 1999 and 2000, which are respectively 0.293 and 0.381.

3. Soil seed bank of the restored meadow

3.1. Analysis of the soil seed bank

The total number of species found in the seed bank was 51. The seed density was highly variable: between 6 210 and 81 847 seeds.m⁻² with a mean density of 22 105 seeds.m⁻². At the same time, specific richness varied between 15 and 22 species per site, with an average

Table 1: Composition of soil seed bank in experimental meadow, sampled in 1998, before sowing

	Mean density of seedlings/sample (\pm : standard error)	Number of species present in the group	% of whole composition
Meadow grasses		2	6%
<i>Agrostis stolonifera</i>	14 \pm 48		
<i>Poa trivialis</i>	1303 \pm 1088		
Annual species		11	28%
<i>Atriplex prostrata</i>	224 \pm 393		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	7 \pm 24		
<i>Chenopodium album</i>	1317 \pm 1794		
<i>Chenopodium polyspermum</i>	326 \pm 956		
<i>Chaenorrhinum minus</i>	22 \pm 72		
<i>Conyza canadensis</i>	7 \pm 24		
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	4232 \pm 4048		
<i>Matricaria inodora</i>	29 \pm 74		
<i>Sinapis arvensis</i>	22 \pm 51		
<i>Solanum nigrum</i>	22 \pm 37		
<i>Rorippa palustris</i>	7 \pm 24		
Other meadow species		20	8%
<i>Ajuga reptans</i>	72 \pm 240		
<i>Cerastium fontanum</i>	14 \pm 32		
<i>Daucus carota</i>	94 \pm 264		
<i>Glechoma hederacea</i>	832 \pm 540		
<i>Hypochoeris radicata</i>	14 \pm 32		
<i>Juncus spp. (4)</i>	210 \pm 465		
<i>Leontodon hispidus</i>	7 \pm 24		
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	14 \pm 32		
<i>Lythrum salicaria</i>	7 \pm 24		
<i>Plantago lanceolata</i>	7 \pm 24		
<i>Potentilla reptans</i>	181 \pm 548		
<i>Ranunculus repens</i>	217 \pm 345		
<i>Rumex crispus</i>	101 \pm 202		
<i>Symphytum officinale</i>	7 \pm 24		
<i>Taraxacum sp.</i>	14 \pm 32		
<i>Thalictrum flavum</i>	7 \pm 24		
<i>Veronica sp.</i>	7 \pm 24		
Ruderal species		10	7%
<i>Artemisia vulgaris</i>	22 \pm 51		
<i>Cirsium arvense</i>	246 \pm 250		
<i>Cirsium sp.</i>	14 \pm 32		
<i>Cirsium vulgare</i>	7 \pm 24		
<i>Lycopus europaeus</i>	29 \pm 54		
<i>Petasites sp.</i>	14 \pm 32		
<i>Rumex obtusifolius</i>	7 \pm 24		
<i>Sagina procumbens</i>	80 \pm 264		
<i>Sonchus arvensis</i>	261 \pm 228		
<i>Urtica dioica</i>	934 \pm 1,664		
Woody species		3	7%
<i>Salix fragilis</i>	7 \pm 24		
<i>Salix alba</i>	94 \pm 100		
<i>Betula sp.</i>	1368 \pm 1048		
Epilobium sp.		5	44%
<i>Epilobium angustifolium</i>	14 \pm 24		
<i>Epilobium ciliatum</i>	210 \pm 183		
<i>Epilobium hirsutum</i>	224 \pm 507		
<i>Epilobium montanum</i>	282 \pm 338		
<i>Epilobium tetragonum</i>	8946 \pm 13040		

of 17.6 species. Several species were present in all samples, such as *Erysimum cheiranthoides* and *Glechoma hederacea*.

A few species dominated the seed bank composition, such as *Epilobium* spp., which could make up to 44% of the total number of seedlings. Some other species were only present with 1 or 2 seedlings, such as *Capsella bursa-pastoris* or *Plantago lanceolata*.

Table 1 shows the composition of the soil seed bank of the experimental meadow before sowing. Only 14% (meadow grasses + other meadow species) of the seeds could be considered as target species. Almost all grass seeds belonged to *Poa trivialis* which was dominant in the above-ground vegetation. Moreover, almost half of the seeds of meadow species (8%) belonged to *Glechoma hederacea*. In fact, each species group was dominated by a few species only. The group of 'other meadow species' is the richest with 20 species, e.g. *Symphytum officinale*, *Ajuga reptans*, *Glechoma hederacea*, *Taraxacum* sp., *Ranunculus repens* and *Daucus carota*. However, the majority of meadow species appeared with only 1 or 2 plants, for example *Lychnis flos cuculi* and *Plantago lanceolata*.

3.2. Comparison of soil seed bank and vegetation

The mean Sørensen index between seed bank and established vegetation in 1998 was 0.311. Species which were abundant in the seed bank were not or scarce present in the above-ground vegetation, e.g. *Erysimum cheiranthoides*, *Chenopodium album*. In the same way, species which were dominant in the vegetation were not or weakly represented in the seed bank, e.g. *Elymus repens*, *Cirsium arvense*.

The mean Sørensen index calculated between the above ground vegetation in the mesohydrophilic target meadows and the soil seed bank of the experimental meadow was 0.131. This low value emphasises that very few meadow species were present in the seed bank of the experimental meadow at the beginning of the restoration operation.

IV. DISCUSSION

1. Vegetation development in the restored meadow over three years

The above-ground vegetation in our experimental site after three years of restoration was tall, dense and dominated by the sown species. The ecological species groups clearly reflected the different successional stages of this area, *i.e.* first grassland, then cultivation, next abandonment and finally sowing. Sown species took the place of ruderal species, such as

Cirsium arvense and *Epilobium* spp., which dominated the vegetation during the period of abandonment. Re-establishment of target meadow species, such as *Plantago lanceolata* and *Leucanthemum vulgare*, occurred in only a few plots. At that moment only the most common meadow grasses were present and abundant, especially *Poa trivialis* and *Elymus repens*, probably due to their high vegetative reproduction (Grime et al., 1988).

The ploughing and sowing initially led to a reduction in meadow species, but these species quickly reappeared in the above-ground vegetation. These disturbances also led to an increase in frequency of annual species and the maintenance of ruderal species. Both groups of species decreased slowly with time, the cutting regime and the competition of meadow species. Nevertheless, the floristic differences between 2000 and 2001 were small, indicating that the vegetation dynamics were then slower than at the beginning of the restoration.

Nevertheless, an abandonment stage of 5 yr after cultivation has a positive impact on specific richness and on the number of established species. In a case of grassland restoration directly from arable land in the Sarre valley (NE France), Sélinger-Looten (2000) found only 20 species after 3 yr in a very similar site, whereas specific richness was around 29 species per relevé in the present study.

Moreover, in the present case, we assume that it might have been possible to recreate a meadow directly from the cultivation stage by mowing the established vegetation without ploughing and sowing. The floristic composition of the cultivation fallow was dominated by ruderal species but meadow species were equally present. However, sowing was considered essential in order to provide quality hay so that farmers would be willing to manage the area.

2. Comparison with target communities

The mean specific richness was significantly lower in the sown meadow than in the target communities and the floristic compositions were different. Three years after sowing, common meadow species were present and well-represented but target species were scarce present and meso-oligotrophic species, such as *Anthoxanthum odoratum* and *Briza media* were completely absent. Moreover, the majority of characteristic species have not colonised the site at this time, except *Sanguisorba minor* for mesophilic meadows and *Glyceria maxima* for hygrophilic meadows, which could suggest a development towards the target communities. In addition, the similarity between the restored and target meadows increased significantly with time and this suggests that the restoration of this sown meadow will lead in

the direction of the target meadow, but further success of these restoration operations will principally depend on seed sources.

3. Restoration potentialities from the soil seed bank

The soil seed bank was dominated by a few species only (*Epilobium sp.*, *Erysimum cheiranthoides*), while many target meadow species were not found. Similar results are found in other soil seed bank studies (e.g. MacDonald, 1993; Milberg & Hansson, 1993). Most meadow species, such as *Pimpinella saxifraga* or *Briza media*, form a transient seed bank (Thompson & Grime, 1979) which implies that seed mortality is directly related to the cultivation period (Maas & Schopp-Guth, 1995; Bekker et al., 1997). It seems likely that the soil seed bank is partly destroyed during the cultivation stage, probably due to (1) physical damage with agricultural machines (Manchester et al., 1998), (2) chemical destruction by pesticides and (3) burial of seeds by ploughing (Leck et al., 1989).

4. Restoration potentialities from dispersal vectors

During the study time, the vegetation remained under-saturated in comparison to the target communities. Obviously a period of 3 yr was too short a time for target species to cover the distance of several hundred metres between species-rich source areas and restored sites.

When species are no longer present in the soil seed bank they need to disperse to the restored area. Different vectors can be effective, such as wind, floods, animals and agricultural machines (Bakker et al., 1996).

Wind dispersal has often been considered to be highly relevant for the transport of 'missing' species to degraded sites from adjacent species-rich meadows but, in general, measured dispersal distances are generally lower than a few metres for most meadow species (Spence, 1990). Moreover, seed viability sometimes decreases with dispersal distance (Strykstra et al., 1996) and our study site is not immediately surrounded by species-rich meadows. The nearest species-rich meadows are more than 200 metres away. Therefore we expect seed dispersal by wind to be of very limited significance in this case.

Long-distance transport of seeds by floods is probably a more relevant mechanism for the movement of wetland species on a larger scale (Johansson et al., 1996). Sélinger-Looten (2000) obtained mainly seeds from floodplain forest species but found also seeds of several meadows species in her traps.

Long-range seed dispersal thus seems to be rather limited in this and similar cases and certainly insufficient for a quick re-development of species-rich flood-plain meadow vegetation. The soil seed bank is poor in meadow species, wind dispersal is likely to be very low and floods seem to be mainly relevant to the lower parts of the gradient. Except when missing target species are introduced, it is most likely that such 'restored' grasslands will remain highly under-saturated for a long time.

Appendix 1: Synthesis of vegetation composition of experimental meadow (before and after restoration) and target meadows
(I: 0-20%, II: 20-40%, III: 40-60%, IV: 60-80%, V: 80-100% and in brackets, the mean coefficient of abundance-dominance). Only the most frequent species are presented.

	Cultivation fallow 1998	Sown meadow 2001	Target meadow 2001
Number of physiological relevés	9	21	30
Mean number of species	26	29	34
RUDERAL SPECIES			
<i>Urtica dioica</i>	V (1)	IV (+)	
<i>Epilobium sp.</i>	V (1)	III (+)	
<i>Linaria vulgaris</i>	I (1)	I (+)	
<i>Scrophularia nodosa</i>	III (+)	I (+)	
<i>Cirsium arvense</i>	V (2)	V (1)	
<i>Convolvulus arvensis</i>	V (1)	V (1)	I (+)
ANNUAL SPECIES			
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	II (+)		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	II (+)		
<i>Galium aparine</i>	IV (+)	I (+)	
<i>Matricaria inodora</i>	III (1)	I (+)	
SOWN MIXTURE SPECIES			
<i>Lolium perenne</i>	I (+)	IV (1)	III (1)
<i>Phleum pratense</i>		V (2)	III (1)
<i>Trifolium repens</i>		IV (1)	IV (1)
<i>Festuca pratensis</i>		IV (2)	V (2)
MEADOW GRASSES			
<i>Poa trivialis</i>	V (1)	V (2)	V (2)
<i>Elymus repens</i>	V (3)	V (2)	II (1)
<i>Poa pratensis</i>	III (+)	IV (+)	III (1)
<i>Agrostis stolonifera</i>	I (1)	II (1)	IV (2)
<i>Arrhenatherum elatius</i>	II (1)	II (1)	III (2)
<i>Anthoxanthum odoratum</i>			III (1)
<i>Briza media</i>			II (1)
<i>Holcus lanatus</i>			II (1)
OTHER MEADOW SPECIES			
<i>Ranunculus repens</i>	III (2)	V (2)	V (2)
<i>Lychnis flos cuculi</i>	III (+)	III (1)	IV (1)
<i>Glechoma hederacea</i>	V (1)	IV (+)	II (+)
<i>Plantago lanceolata</i>	III (1)	II (+)	IV (1)
<i>Potentilla reptans</i>	IV (1)	III (1)	II (+)
<i>Vicia cracca</i>	I (1)	II (1)	III (1)
<i>Trifolium pratense</i>		II (1)	IV (1)
<i>Centaurea jacea</i>		I (+)	V (1)
<i>Lotus corniculatus</i>		II (+)	IV (2)
<i>Lathyrus pratensis</i>		I (+)	IV (1)
<i>Silaum silaus</i>		I (+)	III (1)
<i>Leucanthemum vulgare</i>		I (+)	II (1)
<i>Senecio aquaticus</i>			II (1)
<i>Ranunculus acris</i>			III (1)
<i>Colchicum autumnale</i>			III (1)
<i>Oenanthe fistulosa</i>			III (2)
<i>Myosotis scorpioides</i>			III (1)
<i>Oenanthe silaifolia</i>			II (1)
<i>Tragopogon pratensis</i>			II (+)
<i>Achillea millefolium</i>			I (+)
<i>Leontodon autumnalis</i>			I (+)

**POTENTIALITES DE DISPERSION DES
GRAINES PAR DES VECTEURS
NATURELS : ROLE DES INONDATIONS
DANS LE RETABLISSEMENT D'UN
COUVERT PRAIRIAL**

Is flood contribution on soil seed bank useful to restore alluvial meadows ?

Vécrin M.P. Grévillet F. & Muller S.

(soumis à Biological Conservation)



*Illustration des inondations de la Meuse (secteur de Mouzay)
(M.P. Vécrin, Décembre 2002)*

Is flood contribution on soil seed bank useful to restore alluvial meadows?

Vécrin M.P. *, Grévillicot F., and Muller S.

Equipe de Phytoécologie, LBFE, Université de Metz, 2 av. du Gal Delestraint, 57070 Metz, France

*Corresponding author: Tel: 333 87 37 84 24 Fax: 333 87 37 84 25 Email: mpvecrin@hotmail.com

Abstract

Restoration of species-rich flood meadows impoverished by agricultural intensification is an important challenge. Previous studies have demonstrated that vegetation restoration could be limited by depleted seed sources. This calls for more knowledge about seed banks. The relationships between flooding regime and soil seed bank were studied in preserved semi-natural meadows. The vegetation and the soil seed bank were compared in three successive meadow communities (hygrophilic, mesohygrophilic and mesophilic) distinguished along a topographic and hydric gradient. Differences in flood duration and frequency between the three associations allowed the study of the contributions of floods to the soil seed bank richness and density. No significant difference was found in species richness among the three soil seed banks, whereas the densities were significantly higher in the wettest community. The three seed bank compositions were clearly distinguished along the hydric gradient. In fact, the three seed bank types constituted an impoverished version of the meadow communities to which they belong. Moreover, only few allochthonous species were present in the soil seed bank. Finally, flood contributions seemed to play a weak role in seed bank enrichment. Thus, this seed dispersal agent would probably be insufficient to enable the restoration of alluvial meadows.

Keywords: flood duration, wetness gradient, seed dispersal, semi-natural meadows, vegetation

Nomenclature: Lambinon et al. (1992)

I. INTRODUCTION

Floodplain grassland restoration could be limited by inappropriate soil characteristics and by depleted seed sources (Bischoff, 2002). Thus, to restore function and structure of degraded ecosystems, it is important first to rehabilitate soil conditions and to re-establish vegetation that have disappeared (Mitchell et al., 2000). The re-appearance of plant species may depend on their capacity to persist in the soil seed bank as a 'memory' of the original plant community (Bakker et al., 1996). Thus, viable soil seed banks may be useful indicator of the probability of success in restoring lost grassland communities (Bekker et al., 1997). Long-term persistent seeds are indeed particularly important in restoration management (Bakker, 1989). These seeds are defined by Thompson et al. (1997) as seeds that persist in the soil for at least five years. However, numerous previous studies have demonstrated that the majority of meadow species do not constitute a persistent seed bank (MacDonald et al., 1996, Bekker et al., 1997). Nevertheless, more knowledge is needed about the soil seed bank of reference ecosystems in order to estimate the pool of meadow species that are able to survive in the soil over several years under species-rich meadows. Indeed, the restoration of species-rich flood meadows after intensification of agricultural practices is an important challenge in numerous countries (Bakker & Berendse, 1999). In floodplains, alluvial meadows were extensively managed for a long time, but in the last 50 years, agricultural management has become more and more intensive and nowadays, restoration of these ecosystems is an important topic (Muller et al., 1998). In one hand, their degradation leads to the disappearance of plant (*Gratiola officinalis*, *Inula britannica*) and animal (*Crex crex*, *Numenius arquata*) species, which are linked to these extensively managed ecosystems. In the other hand, alluvial meadows play important functions, such as flood retention. Nevertheless, preserved meadows still occur and could constitute the ecosystem of reference. This ecosystem represents the restoration goal and permits evaluation of restoration operation (Aronson et al., 1993; White & Walker, 1997). The soil seed bank analysis of these reference ecosystems could be helpful to restore alluvial species-rich meadows. The soil seed bank of these reference meadows indeed constitute the optimal pool of seeds potentially present in the soil of meadow which have been degraded.

Previous studies have demonstrated that vegetation restoration could be limited by impoverished seed sources (Bakker & Berendse, 1999). If a species has disappeared from the persistent soil seed bank, it has to be transported to the site by some vector, e.g. wind, water, animals (Bakker et al., 1996). The spatial processes are indeed very important in restoration

prospects (Huxel & Hastings, 1999). Along river corridor, one major dispersal vector is water (Johansson et al. 1996). However this movement of seeds is very difficult to quantify (Manchester et al., 1998). Soil seed bank analysis in different communities occurring along a hydric gradient could be an indirect method for quantifying the contribution of floods to seed bank enrichment (Hölzel & Otte, 2001).

The aims of this study were (1) to describe the composition of the soil seed bank of three reference species-rich meadow communities distinguished along a hydric gradient, (2) to define the contribution of floods to the soil seed bank enrichment and (3) to evaluate the floods' role for restoration prospects. We hypothesise that the most flooded community shows (1) the richest seed bank because of an important alluvial diaspore input or (2) at the opposite, the poorest seed bank because of a negative effect of water on seed survival.

II. METHODS

1. Study site

The river Meuse rises in the Plateau de Langres and flows into the North Sea 900 km downstream. Its basin, like the whole of the Lorraine, in north-eastern France, is subjected to an oceanic climate with a continental influence (Harmand, 1992). Precipitation is abundant and regular throughout the year with a mean annual rainfall of 904 mm (in the 1969/1990 period). The mean annual temperature is 9.1°C and the temperature range between the coldest and the warmest month is 16.3°C (Faber, 1994).

The river runs through Oxfordian Limestone, except in the area of Mouzay-Stenay where it runs through the Woëvre clays. The alluvial deposits of the high bed are a mix of silt and clay.

2. Meadow communities

In the Meuse valley, alluvial meadows were originating from alluvial forests which were deforested in the 7th century. These meadows were extensively managed until the beginning of the 20th century (Duvigneaud, 1958). But from the half of the 20th century onwards, agriculture became more intensively, with intensive grazing, increasing fertilisation, earlier cutting and maize cultivation. Nevertheless, the Meuse floodplain still holds a sequence of semi-natural extensive mown meadows, corresponding to a sequence of plant

communities along a topographical gradient that reflects the duration of floods and the groundwater levels (Gréville et al., 1998a). The traditional management of these flood meadows is either cutting twice for hay or cutting once with the aftermath being grazed. The first cutting dates are usually in mid or late June.

There is a zonation of three main meadow communities along the topographical gradient from the driest to the wettest community:

- The *Colchico-Festucetum pratensis* or mesophilic meadow is only flooded for short periods. Floods occur for not more than one month and the mean groundwater level in summer is more than one meter below the soil surface. This community is situated in the higher parts of the floodplain. It harbours meso-xerophilic (*Sanguisorba minor*, *Bromus erectus*, *Salvia pratensis*, *Primula veris*, *Ranunculus bulbosus*) and some more mesophilic or meso-hygrophilic (*Ranunculus repens*, *Elymus repens*, *Senecio aquaticus*, *Filipendula ulmaria*) herbaceous plant species.

- The *Senecioni-Oenanthetum mediae* or mesohygrophilic meadow, which is more frequently flooded and for longer periods than the mesophilic one, covers large areas at an intermediate topographical level. These communities are flooded between one and three months per year and the groundwater level in summer is between 40 and 100 cm below the soil surface. Like the previous meadow community, it is a meadow community dominated by grasses. The mesohygrophilic and mesophilic species (*Centaurea jacea*, *Holcus lanatus*, *Senecio aquaticus*, *Galium verum*, *Arrhenatherum elatius*, *Achillea ptarmica*) particularly characterise this intermediate meadow type.

- The *Gratiolo-Oenanthetum fistulosae* or hygrophilic meadow, the most frequently and longest flooded community, colonises the lower areas of the plain (small ditches and marshy meadows). It is regularly submerged for more than 4 months and the groundwater level in summer is less than 40 cm below the soil surface. This association is characterised by the continued presence of some meso-hygrophilic meadow species (*Agrostis stolonifera*, *Senecio aquaticus*, *Poa trivialis*) mixed with many hygrophilic and helophilic ones (*Eleocharis palustris*, *Carex acuta*, *Glyceria maxima*, *Rorippa amphibia*).

3. Description of meadow vegetation

The composition of the above-ground vegetation was monitored in June 2001. 10 phytosociological relevés (each in an area of approximately 30 m²) were realised in each meadow community according to the Braun-Blanquet method (1964). In the mesophilic

meadows, they were labelled M1 to M10, in the meso-hygrophilic, MH1 to MH10 and in the hygrophilic, H1 to H10.

4. Soil seed bank sampling

The composition of the soil seed bank was analysed in the same places as the phytosociological samples (M1 to M10; MH1 to MH10 and H1 to H10). The soil seed bank was sampled according to the method described by ter Heerdt et al. (1996). 10 replicates were taken at each study site from the top 10 cm of soil with a 4 cm diameter drill. Each sample was separated into 2 layers (0-5 cm and 5-10 cm). The standard soil sample represented a soil volume of 1,256 cm³. The samples were taken in April 2001 and subsequently stored for 3 months at 5°C until they were analysed further. They were cleaned with water on two sieves, one of 2 mm diameter to remove roots and stones and a second one of 0.212 mm diameter which held back seeds and soil particles. The material on the latter sieve was spread out in trays filled with three layers of soil: first a layer of non-sterilised organic soil, then a layer of sterilised organic soil and finally a layer of sterilised sand. The trays were placed in a greenhouse, with 16 hours daylight at a temperature of 20-30°C and 8 hours of darkness at 10-15°C, and they were watered once a day. Seedlings were identified, counted and removed to allow for germination of other seeds. Unidentifiable seedlings were transplanted until they flowered and could be identified. The experiment lasted one year. 4 trays with sterile soil and sand were placed between trays in the greenhouse to test whether there was any invasion of species during cultivation.

5. Data analysis

The similarity between seed bank samples and vegetation relevés was expressed with the Sorensen Index (1948): $S=2c/(a+b+2c)$, where a is the number of allochthonous species (present only in the seed bank), b the number of species present only in vegetation and c is the number of autochthonous species (present in vegetation and seed bank samples).

Dendrograms were used to cluster soil seed bank samples from Sorensen index with the Ward method using ADE-4 software (Thioulouse et al., 1997).

A seed longevity index was calculated according to Bekker et al. (1998a). A comparison of the number of hydrochore species was carried out among the three communities for vegetation and soil samples. The mode of dispersion followed the

classification of Julve (1998). Comparisons of seedling densities were carried out for species found in the seed banks of the three communities in order to test differences along the hydric gradient. Differences in means and indexes were tested with a Mann-Whitney U-test ($p=0.05$).

The matrix of phytosociological relevés and soil seed bank samples was analysed by Correspondence Analysis (CA), using ADE-4. The used data were in presence/absence and the layer 0-10 cm of seed bank samples was taken into account. The six groups (3 seed bank and 3 above-ground vegetation types) were represented on the factorial plane using the scatter/star function of ADE-4.

Correlations (Pearson method) between Ellenberg wetness values (Ellenberg et al. 1991) and plot positions on the first axis of the CA were calculated for soil seed bank samples and phytosociological relevés.

Canonical Correspondence Analysis (CCA) was performed with seed bank data and descriptive variables using the CANOCO program (Ter braak, 1988). The variables were flood duration per year, mowing date, Sorensen index, vegetation and seed bank species richness and seed bank densities. The flood durations per year were derived from a mapping realised from a ten year study period (1990-99) and were expressed by the number of weeks under flooding. The mowing dates were regrouped by classes (from early June to late July).

III. RESULTS

1. Comparison of the seed banks between the three meadow communities

The mean density was significantly different among the three meadow communities (lower in mesophilic meadows and higher in hygrophilic meadows) while mean seed species richness was not affected (Table 1). For each community seed bank, *Poa trivialis* was the dominant species and represented at least 25% of the total seedlings found in each community. The seed banks were dominated by meadow species and very few annual species were present, even in density (Table 2). A high similarity between mesohygrophilic and hygrophilic communities was found, whereas the mesophilic samples were isolated from both these communities. Three groups were indeed distinguished along the hydric gradient by the cluster analysis: mesophilic samples, mesohygrophilic and hygrophilic (Figure 1). The mesohygrophilic and hygrophilic seed banks were close together on the cluster because of numerous shared species, such as *Centaurea jacea*, *Lychnis flos cuculi* and *Senecio aquaticus*.

However, species were often more abundant in the hygrophilic samples. Moreover, some species were present only in the hygrophilic meadow seed bank (e.g. *Myosotis scorpioides*, *Galium palustre* and *Carex* sp.).

Table 1 : Recapitulative results of seed bank and vegetation in the mesophilic, mesohygrophilic and hygrophilic communities

	Mesophilic community	Mesohygrophilic community	Hygrophilic community
Total number of species in soil seed bank	36	40	33
Mean specific richness per sample	13.2 +/- 4.2	13.3 +/- 4.2	15.2 +/- 2.5
Mean density (seedlings / m ²)	3,892 +/- 1,622	7,805 +/- 3,512	11,333 +/- 3,213
Dominant species (% of total seedlings)	<i>Poa trivialis</i> (32%) <i>Leucanthemum vulgare</i> (7%) <i>Plantago lanceolata</i> (6.5%)	<i>Poa trivialis</i> (39%) <i>Agrostis stolonifera</i> (14.5%) <i>Ranunculus repens</i> (12%)	<i>Poa trivialis</i> (25.2%) <i>Ranunculus repens</i> (22.4%) <i>Agrostis stolonifera</i> (7.5%)
Vegetation specific richness	39.9 +/- 2.9	34.9 +/- 2.5	27.7 +/- 3.5

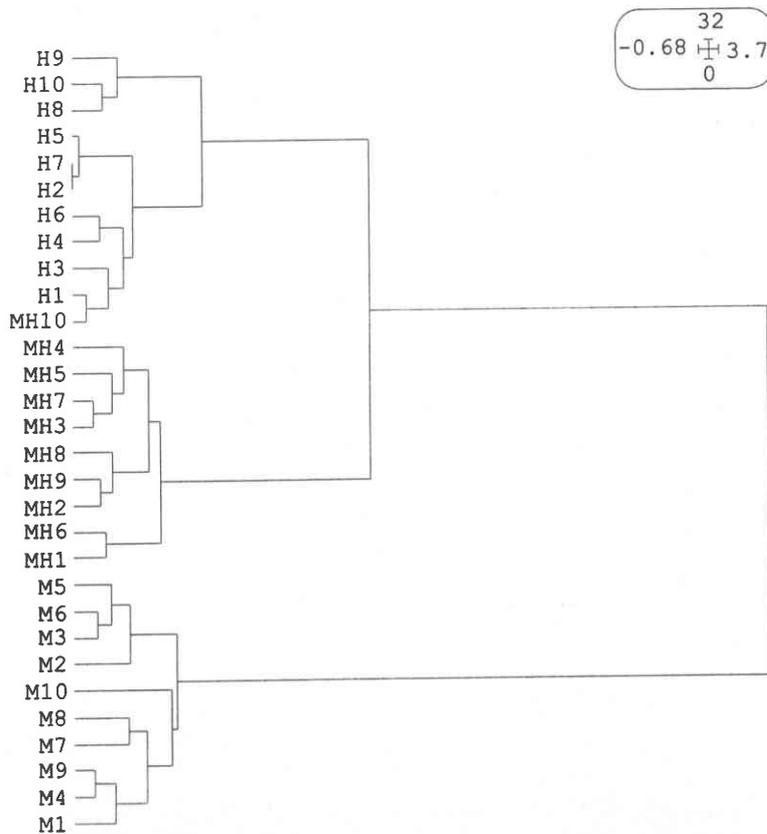


Figure 1: Dendrogram representing a Ward cluster analysis of the species composition of the seed bank plots (based on Sorensen index) (M: mesophilic, MH: mesohygrophilic and H: hygrophilic)

Table 2 : Composition of the soil seed bank and vegetation of the mesophilic, mesohydrophilic and hydrophilic communities. Seed abundance is represented by the percentage of total seed number for each community. Above-ground vegetation is estimated by species frequency (Roman numerals: I: 1 to 19%, II: 20 to 39%, III: 40 to 59%, IV: 60 to 79%, V: 80 to 100%) and mean abundance coefficient given in brackets. (* indicates annual species and hydrochore species are underlined).

	Mesophilic community		Mesohydrophilic community		Hydrophilic community	
	Seed bank	Aboveground	Seed bank	Aboveground	Seed bank	Aboveground
<i>Achillea millefolium</i>		I(+)				
<i>Achillea ptarmica</i>				II(1)		IV(+)
<i>Agrostis stolonifera</i>	6,3	II(1)	14,5	V(2)	7,5	V(2)
<i>Ajuga reptans</i>	2,5	V(+)		III(+)		
<i>Allium sp.</i>		I(+)				
<i>Alopecurus pratensis</i>		IV(1)		V(2)	0,2	IV(1)
<i>Anagallis arvensis*</i>					0,9	
<i>Anihoxanthum odoratum</i>		IV(1)	0,2	III(+)	0,1	IV(1)
<i>Arrhenatherum elatius</i>		V(2)		II(2)		
<i>Atriplex prostrata*</i>	0,4		0,1			
<i>Avenula pubescens</i>		V(2)		I(1)		
<i>Bellis perennis</i>	0,4	III(+)		I(+)		
<i>Briza media</i>		IV(1)				
<i>Bromus erectus</i>		I(1)				
<i>Bromus racemosus</i>		V(+)		V(1)		II(1)
<i>Caltha palustris</i>				I(1)		V(1)
<i>Capsella bursa pastoris*</i>	2,2					
<i>Cardamine pratensis</i>	0,5	II(+)	2,1	V(+)	1,4	V(1)
<i>Carex sp.</i>	0,2	I(1)	0,9	III(+)	5,7	V(2)
<i>Centaurea jacea</i>	3,2	V(1)	3,3	V(1)	4,0	V(1)
<i>Cerastium fontanum</i>	3,6	III(+)	0,8	I(+)	0,4	
<i>Chenopodium album*</i>			0,1			
<i>Cirsium arvense</i>		I(1)	0,3	II(+)		
<i>Colchicum autumnale</i>		V(1)		II(+)		
<i>Convolvulus arvensis</i>		I(1)		I(1)		I(+)
<i>Crepis biennis</i>		V(1)	0,4	III(1)		
<i>Dactylis glomerata</i>	0,7	V(1)	0,2	I(1)		
<i>Daucus carota</i>	0,7	I(1)				
<i>Deschampsia cespitosa</i>		I(+)		I(+)		
<i>Eleocharis palustris</i>						IV(+)
<i>Elymus repens</i>		III(1)		III(1)		I(+)
<i>Epilobium sp.</i>	0,4				0,1	
<i>Equisetum arvense</i>		III(1)		II(+)		
<i>Equisetum palustre</i>				I(+)		IV(+)
<i>Festuca arundinacea</i>		I(+)		I(2)		I(+)
<i>Festuca pratensis</i>	0,4	V(2)		V(1)		IV(2)
<i>Festuca rubra</i>	0,9	V(1)		IV(1)		II(+)
<i>Filipendula ulmaria</i>		II(1)	0,4	V(1)	0,4	IV(1)
<i>Galium mollugo</i>	0,5	III(+)	0,3	II(+)	0,1	
<i>Galium palustre</i>			0,5	II(1)	1,1	V(1)
<i>Galium verum</i>		V(1)		V(+)		
<i>Glechoma hederacea</i>	0,4	IV(+)	1,8	III(+)		
<i>Glyceria maxima</i>						III(+)
<i>Gratiola officinalis</i>						III(1)
<i>Holcus lanatus</i>	1,1	III(1)	1,4	III(1)	2,5	I(+)
<i>Hordeum secalinum</i>		II(+)		IV(1)		
<i>Iris pseudacorus</i>				III(+)		V(+)
<i>Juncus sp.</i>			1,7		3,7	II(+)
<i>Knautia arvensis</i>		I(+)				
<i>Lathyrus pratensis</i>		V(1)		V(1)		II(+)
<i>Leontodon autumnalis</i>		I(+)	0,4	I(+)		II(+)
<i>Leontodon hispidus</i>	0,2	V(+)	0,1	V(+)	0,2	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	7,6	V(1)				
<i>Lolium perenne</i>	0,2	IV(1)	0,6	IV(1)	0,1	
<i>Lotus corniculatus</i>	1,4	V(2)	0,3	V(1)		II(+)
<i>Lychnis fls cuculi</i>	2,0	IV(+)	5,3	V(+)	10,7	IV(1)
<i>Lysimachia nummularia</i>		I(+)		III(+)		I(+)
<u><i>Lythrum salicaria</i></u>			0,3	II(+)	2,4	III(+)
<i>Medicago lupulina</i>	0,7	V(+)				
<i>Medicago sativa</i>			0,1		0,1	
<i>Mentha aquatica</i>						III(+)
<i>Myosotis scorpioides</i>			0,3	II(+)	1,0	V(1)
<i>Oenanthe fistulosa</i>				II(+)	0,6	V(2)
<i>Oenanthe silaifolia</i>				III(1)		II(+)
<i>Ophioglossum vulgatum</i>		I(1)				
<i>Peucedanum carvifolia</i>		V(1)				
<u><i>Phalaris arundinacea</i></u>				I(1)		V(2)
<i>Phleum pratense</i>		I(1)		IV(1)		V(1)
<i>Pimpinella saxifraga</i>		III(+)				
<i>Plantago lanceolata</i>	6,5	V(1)	6,2	V(1)	0,2	III(+)
<i>Plantago major*</i>		I(+)	0,4		1,8	
<i>Plantago media</i>		I(+)				
<i>Poa pratensis</i>	0,9	V(+)	0,4	IV(1)		
<i>Poa trivialis</i>	32,0	V(2)	39,2	V(2)	25,2	V(1)
<u><i>Polygonum amphibium</i></u>				I(1)		IV(1)
<i>Polygonum persicaria*</i>				III(+)		
<i>Potentilla anserina</i>				I(+)		
<i>Potentilla reptans</i>	0,9	II(+)	0,4	III(+)		
<i>Primula veris</i>		V(+)				
<i>Prunella vulgaris</i>	0,9			I(+)		
<i>Pulicaria dysenterica</i>				I(+)		
<i>Ranuncris acris</i>	3,8	V(1)	0,6	IV(1)		
<i>Ranunculus bulbosus</i>		I(2)		I(+)		
<i>Ranunculus repens</i>	4,0	III(+)	12,4	V(2)	22,4	V(2)
<i>Rhinanthus minor*</i>		I(+)		I(1)		
<i>Rumex acetosa</i>		V(1)	0,1	IV(1)	0,1	
<i>Rumex crispus</i>		II(+)	1,7	V(1)	3,3	V(1)
<i>Sanguisorba minor</i>	4,9	V(2)				
<i>Senecio aquaticus</i>			0,5	II(1)	2,1	V(1)
<i>Senecio jacobaea</i>	0,9	V(1)		II(+)		
<i>Silaum silaus</i>		IV(+)		V(1)		
<i>Solanum nigrum*</i>	3,1		0,6		0,2	
<i>Sonchus arvensis</i>					0,1	
<i>Stachys palustris</i>						I(+)
<i>Stellaria palustris</i>						I(1)
<u><i>Symphium officinale</i></u>				IV(1)		
<i>Taraxacum sp.</i>	0,2	V(+)	0,7	V(1)	0,4	III(+)
<i>Thalictrum flavum</i>				II(+)	0,1	I(+)
<i>Tragopogon pratensis</i>		V(1)		II(+)		
<i>Trifolium pratense</i>	2,7	V(1)	0,1	V(1)		II(+)
<i>Trifolium repens</i>		IV(1)	0,1	IV(1)	0,2	V(1)
<i>Trisetum flavescens</i>		V(1)				
<i>Valeriana officinalis</i>				II(1)		I(+)
<i>Veronica serpyllifolia</i>	3,1	II(+)	0,4		0,8	
<i>Vicia cracca</i>		V(1)		V(1+)		I(+)

Only hygrophilic meadows showed significantly higher species richness in the first layer than in the second (Figure 2a), whereas all three communities presented significant higher mean seedling densities in the upper layer than in the lower one (Figure 2b). Most species found in the first layer were present in the second one. The 2 layers were dominated by the same species: *Poa trivialis*, *Agrostis stolonifera* and *Ranunculus repens*. Several species which were abundant in the first layer were absent in the second one (e.g., *Holcus lanatus*, *Plantago lanceolata* and *Lotus corniculatus*). The few species that were present only in the second layer were represented by only 1 or 2 seedlings, e.g. *Atriplex prostrata*, *Chenopodium album* and *Leontodon hispidus*.

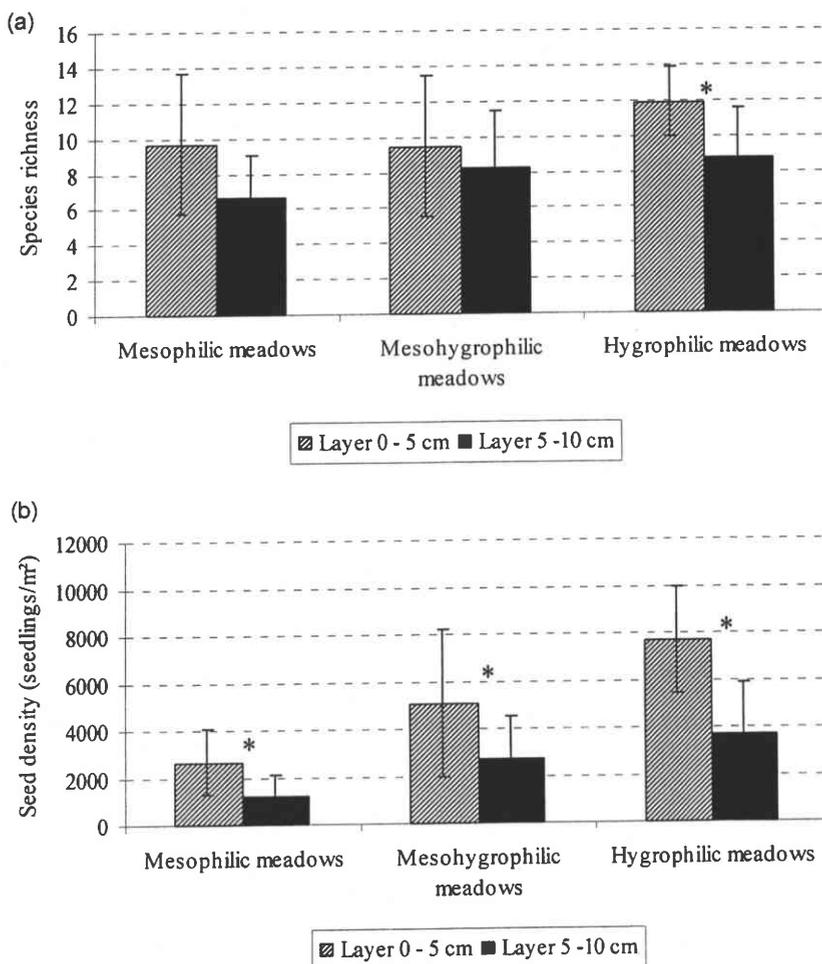


Figure 2: Seed bank description of the 2 layers sampled in the mesophilic, mesohygrophilic and hygrophilic communities. (a) mean specific richness (b) mean density (* $p < 0.05$; Wilcoxon Mann-Whitney test)

2. Comparison of seed bank and corresponding vegetation

2.1. Species richness

Vegetation specific richness was significantly different among the three meadow communities; the mean species richness of mesophilic meadows was the highest whereas the mean specific richness of hygrophilic meadows was the lowest (Table 1). Some species were present in the three communities, e.g., *Poa trivialis*, *Plantago lanceolata*, *Trifolium repens* and *Centaurea jacea* (Table 2). For the three meadow communities, species richness was significantly higher in the above-ground vegetation than in the soil seed bank. Numerous species abundant in the herbaceous vegetation were absent or only weakly represented in the seed bank, for example in the mesophilic meadows, *Avenula pubescens* and *Peucedanum carvifolia*; in the mesohygrophilic meadows, *Lathyrus pratensis* and *Silaum silaus*, and in the hygrophilic meadows, *Phalaris arundinacea* and *Oenanthe fistulosa* (Table 2).

2.2. Similarity between seed bank and corresponding vegetation

The mean Sorensen index comparisons showed that the hygrophilic meadows presented a higher 'vegetation-seed bank' similarity (0.47) than the two other communities (0.35 for M and 0.40 for MH) (Table 3). Nevertheless, no significant difference was found for the number of similar species among the three sampled communities, whereas the number of allochthonous species was significantly higher in the hygrophilic community. Hygrophilic meadows indeed showed the highest number of species present only in the soil seed bank, such as *Anagallis arvensis* and *Plantago major* (Table 2). Based on Sorensen index and number of allochthonous species, no significant difference was found between mesophilic and mesohygrophilic meadows. Moreover, few allochthonous species were present in the seed bank and the majority were annual species (e.g. *Solanum nigrum*, *Atriplex prostrata*). Indeed, in the most cases, species present only in the seed bank samples were present in the surrounding vegetation.

2.3. Comparison of community characteristics between vegetation and seed bank: seed longevity, number of hydrochore species and seed density

The seed longevity index were significantly higher in the seed bank samples than in phytosociological relevés (Table 4). However, this index was significantly lower for the seed bank of the hygrophilic community than for the mesophilic and mesohygrophilic ones.

For vegetation and soil seed bank samples, the number of hydrochore species was significantly higher in the hygrophilic community than in the mesophilic and mesohygrophilic ones (Figure 3).

Poa trivialis presented a significantly higher density in the hygrophilic and mesohygrophilic samples than in the mesophilic samples. Neither *Ranunculus repens* and *Agrostis stolonifera*, principally found in the mesohygrophilic and hygrophilic communities, nor *Centaurea jacea* and *Plantago lanceolata*, principally found in the mesophilic and mesohygrophilic communities, presented significant differences when the results were weighted for the abundance of these species in the vegetation (Table 2).

Table 3 : Mean Sorensen index, mean number of alloctonous species, autochtonous species and species present only in the vegetation for the mesophilic, mesohygrophilic and hygrophilic

	Mesophilic community	Mesohygrophilic community	Hygrophilic community
Mean Sorensen	0.35 +/- 0.09	0.40 +/- 0.09	0.47 +/- 0.06
Mean number of alloctonous species	3.9	3.7	6.0
Mean number of autochtonous species	9.3	9.6	9.2
Mean number of species present only in the aboveground vegetation	30.6	25.3	18.5

Table 4 : Mean longevity seed index for vegetation and seed bank samples for the mesophilic, mesohygrophilic and hygrophilic communities

	Mesophilic community	Mesohygrophilic community	Hygrophilic community
Aboveground vegetation	0.42	0.41	0.35
Seed bank	0.52	0.48	0.41

2.4. Comparison between the three communities

Correspondence analysis based on the sets of species from seed bank and vegetation data allowed us to distinguish 6 different groups: phytosociological relevés and soil samples for the three communities (Figure 4). The first 2 axes of CA represent 20.5 % and 11.5 % of inertia. The three communities were clearly separated along the first axis and their positions were correlated with mean Ellenberg wetness values ($r=0.88$, $p<0.01$). Thus, Axis 1

represented a wetness gradient. Mesophilic meadows were located on the left of the CA, with species like *Leucanthemum vulgare* and *Sanguisorba minor*. Samples of the mesohydrophilic community were found at an intermediate wetness level, with species such as *Senecio aquaticus* and *Anthoxanthum odoratum*. The last groups belonged to the hydrophilic community, with species like *Myosotis scorpioides* and *Oenanthe fistulosa*. Axis 2 clearly discriminated seed bank and above-ground vegetation. Composition of seed bank samples was related to the original vegetation type. Vegetation and seed bank were arranged along the first axis in the same order.

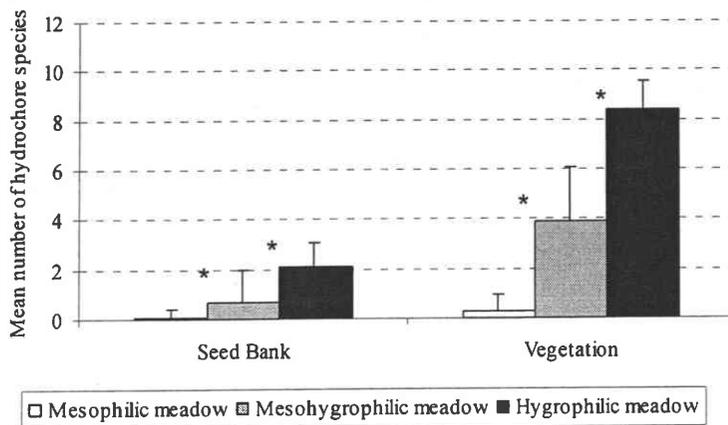


Figure 3: Number of hydrochore species in the seed bank and vegetation of the mesophilic, mesohydrophilic and hydrophilic communities

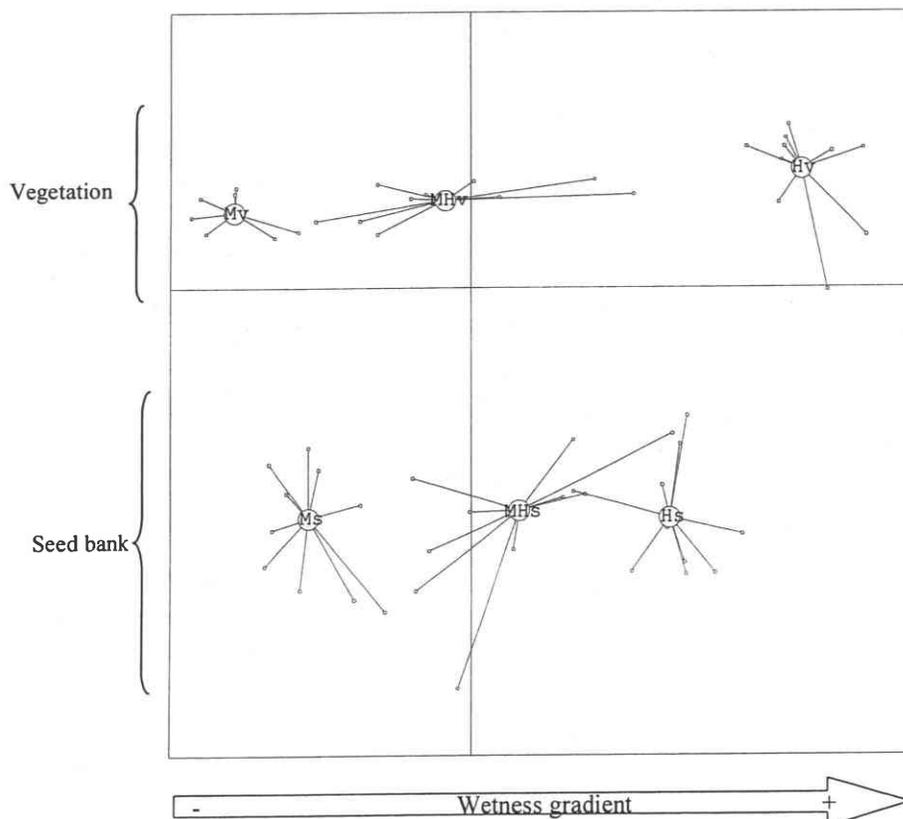


Figure 4: Correspondence analysis based on the seed bank and vegetation species matrix (v: vegetation and s: seed bank, M: mesophilic, MH: mesohydrophilic and H: hydrophilic meadows)

3. Role of environmental variables

The floristic and environmental matrix of seed bank data were submitted to Canonical Correspondence Analysis (CCA) (Figure 5). A zonation among the three meadow communities was observed. The three meadow communities were distinguished along axis 1. Mesophilic samples were situated on the right of the graph whereas hygrophilic ones were on the left. Mesohygrophilic samples were located between the 2 communities. We noticed (a) a strong correlation of flood duration (-0.88) with the first axis, (b) a high correlation of seed bank richness (0.56) and mowing date (-0.56) with the second axis. The eigen values of the first and the second axes (respectively 0.37 and 0.19) explained 66% of the total variance. A high correlation was found between vegetation richness and (i) seed bank density (-0.74) and (ii) flood duration (-0.78). Moreover, a high correlation was found between flood duration and seed bank density (0.68).

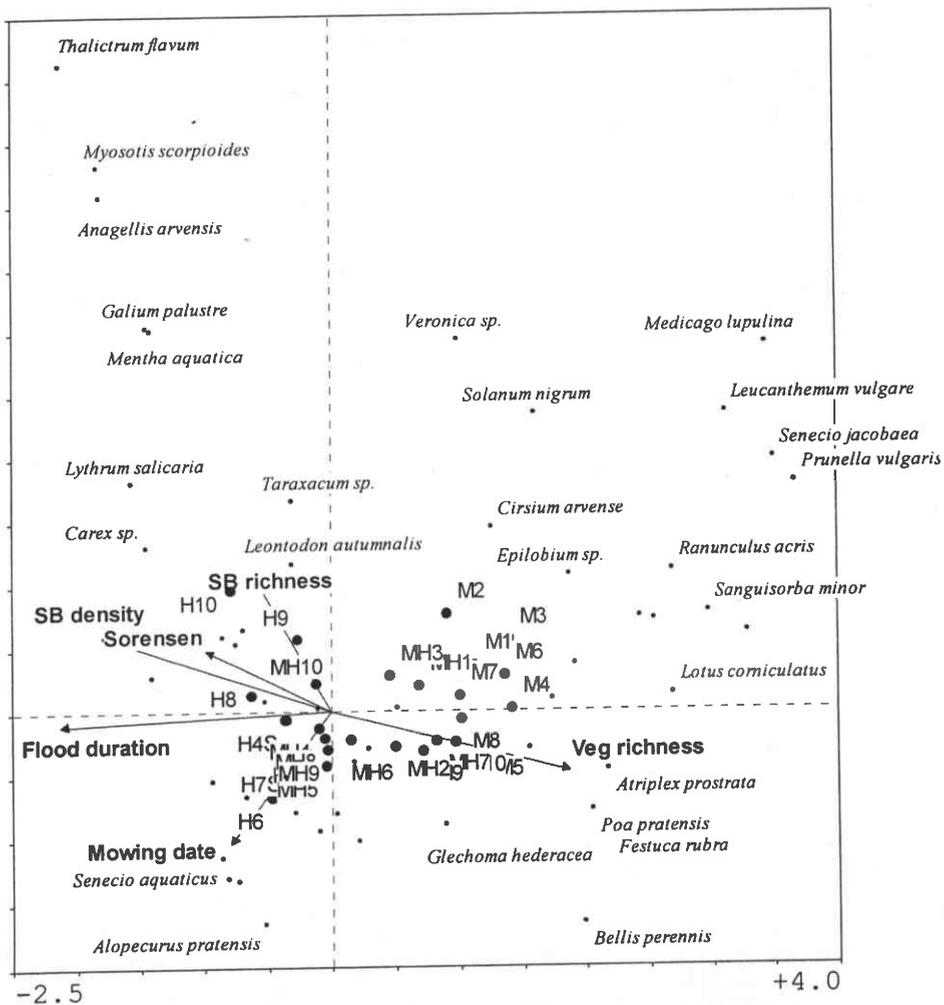


Figure 5: Canonical correspondence analysis according to the floristic and the environmental matrix of the seed bank samples (M: mesophilic, MH: mesohygrophilic and H: hygrophilic meadows; SB: seed bank and Veg: vegetation).

IV. DISCUSSION

1. Analysis of the three soil seed banks

The three soil seed banks were clearly distinguished by their species compositions and densities but no significant differences were found between mean specific richness of the soil seed bank for the three communities. The mean specific richness per sample was similar to results from Hölzel & Otte (2001) in *Arrhenatherion* and *Cnidion* communities. The mean seedling density was higher than results found in flood meadows by MacDonald et al. (1996) (3,376 seedlings/m²) and Hölzel & Otte (2001) in *Arrhenatherion* communities (from 2,260 to 4,060 seedlings/m²). Moreover, as for Hölzel & Otte (2001), a significant increase was found in seedling densities with the increase of flood duration.

The majority of species found in the soil seed bank were meadow species. Indeed few annual species were present in the soil. The seed banks of the three species-rich flood meadows were dominated by the same species: *Poa trivialis*, which seems to be indifferent to the hydric level (Bekker et al., 1998b) and constitutes at least a short-term persistent seed bank, but probably also a long-term one (Thompson et al., 1997). Although the three seed banks were dominated by the same species, in each community species were observed which reflected the hydric level to which they belong, e.g. *Sanguisorba minor* and *Leucanthemum vulgare* in the mesophilic community and *Myosotis scorpioides* and *Galium palustre* in the hygrophilic community.

2. Comparison of seed bank and corresponding vegetation

Three seed bank types corresponding to the three meadow communities were underlined by the correspondence analysis. In spite of a weak similarity between seed bank and corresponding vegetation, seed bank composition reflected the meadow community to which it belongs. Kalamees & Zobel (1998) also showed the same zonation between vegetation and seed bank but in their case, it was a successional gradient. Nevertheless, the results obtained in the present study showed poverty in seed bank species in comparison with the corresponding vegetation. Numerous species from the aboveground vegetation do not contribute to the seed bank, as also observed by Bekker et al. (1998a). This is why only a weak similarity between seed bank and established vegetation was found. Nevertheless, despite a weak Sorensen index between seed bank and vegetation, the two different

compartments were distinguished in the correspondence analysis along the second axis. Thus, the distinction was first marked by the hydric level. Moreover, the major part of the species found in the soil seed bank were meadow species that were present in the above-ground vegetation, but which were mesotrophic widespread species, e.g. *Plantago lanceolata*, *Agrostis stolonifera*, *Ranunculus repens*. Bekker et al. (1997) concluded that seed banks are often dominated by mesotrophic species, while oligotrophic species are not well represented in the soil. Moreover, seedlings present in the soil samples were often cited in other studies. Among the top 100 species ranked by the number of records in the database from Thompson et al. (1997), more than 50% of species germinated in our study were found, e.g. *Trifolium repens*, *Holcus lanatus*, *Cerastium fontanum* and *Poa pratensis*.

With regard to species richness, no significant difference was found in the seed bank among the three communities although significant differences were found in vegetation. Moreover, the Sorensen index 'vegetation-seed bank' was significantly higher for the hygrophilic community. However, there were no more autochthonous species in the hygrophilic community than in the two others. Thus, the higher Sorensen index for the hygrophilic community resulted from a weak vegetation species richness. Thus, these seed banks constitute an undersaturated version of the corresponding communities in the standing vegetation.

3. Contribution of floods to soil seed bank composition

Seed density increased with flood duration and the number of allochthonous species was significantly higher in the hygrophilic community. These two results confirmed the hypothesis that floods allow seed transport. However, the number of allochthonous species was quite low and these species were mostly annual species. Hölzel & Otte (2001) consider that drawing conclusions about floods' contribution to the seed bank is problematic, although they found the same results about increasing seed density with increasing floods. They concluded that the mowing date could play an important role. Kalamees & Zobel (1998) assumed that low seed production could be due to a mowing date falling before seeds could reach maturity. However, in this study we did not find a significant correlation between mowing date and density. Furthermore, the density of common species was not higher in the hygrophilic community than in the mesophilic and mesohygrophilic communities. No significant correlation was found between seed bank richness or density with mowing date. But a correlation (0.55) was found between flood duration and mowing date. This correlation is

explained by the time of flood retreat which is shorter in the mesophilic community than in the hygrophilic community. Indeed, phenological studies showed that in mesophilic community, some species, e.g., *Alopecurus pratensis*, *Cardamine pratensis* and *Poa pratensis*, presented advanced phenological stage as compared to mesohygrophilic or hygrophilic communities. These differences resulted from difference in flood retreat dates and by wetness conditions, which determinate soil temperature (Grévilliot, 1996). Moreover, comparative phenological studies between two French valleys showed similarity in vegetation structure and composition although differences were noticed in the phenological development of several species and in agricultural management (Grévilliot et al., 1998b). It would be interesting to compare soil seed banks from these two valleys to elucidate the role of phenological development and of land management on soil seed bank composition.

Despite the difficulty to conclude about floods' role, several authors have succeeded in demonstrating seed transport by floods, e.g. Schneider & Scharitz (1988), Andersson (1999) and Cellot et al. (2000). However, in this study, no mesophilic species were present in the hygrophilic community seed bank and by the same way, no hygrophilic species were present in mesophilic community seed bank. Moreover, the Ellenberg wetness index reflected the wetness level of the community to which soil samples belonged. Nevertheless, the number of hydrochore species was higher in the hygrophilic community (vegetation and soil samples), but we could assume that species present in this community are more adapted to this dispersion mode than species present in the two other communities. However, seeds could float without specific morphological adaptations (Cook, 1987). Accordingly, one hypothesis can be developed from our results: floods allow the transport of some meadow seeds, especially those of species supporting moist conditions.

Moreover, long flood duration could act in a negative way on the survival of seeds. Bekker et al. (1998b) and Baskin & Baskin (1998) present some consequences of waterlogged conditions on seed bank composition, such as breaking dormancy and seed mortality.

4. Restoration potentialities from soil seed bank

Although the three seed bank types reflected the three meadow communities to which they belong, the soil seed bank seemed to be insufficient to restore the vegetation. Indeed, our results showed that soil seed bank constitutes an impoverished version of the vegetation community. Bakker & Berendse (1999) conclude that both the matrix species present in the established vegetation and the rare (often endangered) species are underrepresented in the

seed bank compared with their abundance in vegetation. Indeed, the majority of species present in the seed bank are meadow but widespread species. These meadow species are persistent species (Bekker et al., 1998a) whereas rare species are usually only transient or short term persistent (Bakker & Berendse, 1999). In our samples, seed longevity index was therefore higher in soil samples than in vegetation. In conclusion, this study shows that the soil seed bank of reference species-rich flood meadows seems, despite the positive contribution of flooding to the seed bank, to be insufficient to assure the passive restoration of such ecosystems. Further work should examine the potential for restoration from seed bank in degraded meadows. Indeed, the results described the optimal soil seed banks because we worked on reference ecosystems, with a high conservation value. But we concluded that the soil seed bank was impoverished in comparison with vegetation. Thus, we could assume that the soil seed bank of a degraded meadow will be poorer than one described in the reference ecosystems.

Moreover, the results showed the risk of drawing conclusions about flood contributions despite the fact that differences were noticed among the three communities along a hydric gradient. Experiments *in situ* will be necessary to further elucidate these results.

AKNOWLEDGMENTS

We thank the helpful comments made by James Aronson on an early draft of this paper.

Importance of hydrochory in the restoration of plant diversity in alluvial meadows

Vécrin, M.P., van Diggelen, R. & Muller, S.



*Illustration des pièges utilisés pour capter les graines flottant à la surface des inondations
(M.P. Vécrin, Octobre 2001)*

Importance of hydrochory in the restoration of plant diversity in alluvial meadows

Vécrin, M.P.^{1*}, Van Diggelen, R.² & Muller, S.¹

¹ Lab. BFE, Univ. of Metz, 2 av du Gal Delestraint, 57070 Metz, France

² Lab. of Plant Ecology, Univ. of Groningen, PO Box 14, 9750 AA Haren, The Netherlands

*Corresponding author: Tel: 333 87 37 84 24 Fax: 333 87 37 84 23 Email: mpvecrin@hotmail.com

Abstract

Floods could play an important role in seed dispersal. In the Meuse valley, the seed movements by floods were analysed in three grassland communities (hygrophilic, mesohygrophilic and mesophilic) distinguished along a topographic gradient. Experiments were realised *in situ* thanks to two types of traps. The first type was used to trap seeds floating at the water surface during the flood events. The second one was placed on the ground to estimate seeds which were deposited by floods. Moreover, time of seed buoyancy was estimated *ex situ* for 24 species present in these meadows.

Trapped seeds were meadow, arable land, river bank and woody species. Meadow species were well-represented in terms of number of species. For the number of seedlings, it was the case only in the ground traps. The number of species was more important in the floating traps than in the ground traps. No significant differences were found among the three communities for the species richness and the number of trapped seeds. The assessment of seed buoyancy time showed that the 24 species could be considered as long-floating species although differences appeared between still and agitated water. Moreover, numerous seeds germinated in the water during the experiment.

These experiments confirmed the ability of meadow species to be dispersed by floods and to colonise meadows. Nevertheless, meadow species were few present in the traps and this dispersal vector therefore seems to be hazardous.

Keywords: alluvial meadows, floodplain, hydrochory, wetness gradient, seed buoyancy, seed dispersal

Nomenclature: Lambinon et al. (1992)

1. INTRODUCTION

Important topics in restoration ecology are seed banks and seed dispersal (Bakker et al., 1996). Impoverished seed sources are indeed a serious bottleneck for restoration (Bakker & Berendse, 1999). Numerous scientists demonstrated that soil seed bank of degraded meadows is depleted because of a transient or short term persistence of the meadow species (MacDonald et al., 1996; Bekker et al., 1997). Seed dispersal constitutes the second important factor in the restoration, the first one being activation of soil seed bank (Bakker et al., 1996). Moreover, the analyse of seed dispersal dynamic could be a key factor to explain ecosystem dynamic (Forman & Godron, 1986) and to understand regeneration of community (Leck et al., 1989). But seed dispersal is complex to study because of the difficulty to follow the trajectory of seeds (Jongejans & Telenius, 2001; Eriksson & Jakobsson, 1999).

The probability of seed arrival depends on the proximity of seed sources and on the dispersal process of species (Bischoff, 2002). Natural seed dispersal agents could be wind, animal, flood. But wind enables seed moving only on few meters. Wind experiments indeed showed that seed moving is seldom realised on a distance more than 10 m (Strykstra, 1997, van Dorp et al., 1996). Thus seed rain is restricted to the surrounding vegetation (Quinn & Robinson, 1987). In calcareous grassland, Fisher et al. (1996) assessed that numerous grassland species could be potentially dispersed by sheeps. But Poschlod et al. (1998) insisted on the decreasing of livestock in the current agricultural landscape, which limited the role of this dispersal agent.

Thus, floods could constitute a major dispersal vector in floodplains. This dispersal vector is one of the most important along river corridors (Johansson et al., 1996). Hydrochory, i.e. seed dispersal by water, is affected by three parameters: buoyancy time, water movement and unidirectional seed deposit (Schneider & Sharitz, 1988). These three factors need to be considered to evaluate recruitment of wetland species. The dispersal of diaspores is a phenomena consisting in three stages: pickup stages, transit stage, and deposition stage (Staniforth & Cavers, 1976). Before flood events, seeds are on the ground, then during the floods, the seeds are exported to other sites (Nilsson et al., 1991). Thus, flood events permit seed moving through usually non linked communities (Schneider & Sharitz, 1988).

Floodplains are constituted by a juxtaposition of vegetal communities, where relative importance of dispersal mode is variable and determinates their evolution (Cluzeau, 1989). Thus, floristical composition of plant community is influenced by neighbouring ones, with propagule dissemination.

The present paper aimed at describing the seed dispersal of meadow species by water in floodplain where natural floods occur during winter and spring period. These study would enable to conclude about colonisation possibility of species in restored sites. Therefore, we investigated the amount and the composition of viable seeds which were dispersed at the surface of water and which were deposited on the ground, during the flood events, in the Meuse river, a free-flowing river, in France. Two types of seed traps were used, one which could float and one which imitate the meadow surface. These traps were placed in three meadow communities which are distinguished along an hydric level. We hypothesised that the most flooded community will receive more seeds than the less flooded community. Moreover these experiments were completed with measure in laboratory of seed buoyancy time for 24 species of these meadows.

II. MATERIAL AND METHODS

1. Study site

The river Meuse rises in the Plateau de Langres and flows into the North Sea 900 km downstream. Its basin, like the whole of the Lorraine, in north-eastern France, is subjected to an oceanic climate with a continental influence (Harmand, 1992). Precipitation is abundant and regular throughout the year with a mean annual rainfall of 904 mm (in the 1969/1990 period). The mean annual temperature is 9.1°C and the temperature range between the coldest and the warmest month is 16.3°C (Faber, 1994).

The river runs through Oxfordian Limestone, except in the area of Mouzay-Stenay where it runs through the Woëvre clays. The alluvial deposits of the high bed are a mix of silt and clay.

This study was realised in a large area of wet meadows, characterised by fluvial deposits and was an area proposed to the Natura 2000 network. Among the 2500 ha, 79% were meadows, 12% were arable land and 2% were woodland. The study sites was flooded more or less regularly in spring and winter.

In the area study, the mean annual flow rate of the Meuse is 50 m³/s. During the experiments (from the beginning of October 2001 to the end of March 2002), the mean flow rate was 118 m³/s but floods occurred only from the end of December. The maximum daily flow rate was 410 m³/s (January 3rd 2002).

2. Grassland communities

The Meuse floodplain holds a high variety of semi-natural extensive mown meadows, corresponding to a sequence of plant communities along a topographical gradient that reflects the duration of floods and the groundwater levels (Gréville et al., 1998a). There is a zonation of three main grassland communities along the topographical gradient from the driest to the wettest community:

- The *Colchico-Festucetum pratensis* or mesophilic meadow is only flooded for short periods. Floods last less than one month and usually few days. The mean groundwater level in summer is more than one meter below the soil surface. This community is situated in the higher parts of the floodplain. It harbours meso-xerophilic (*Sanguisorba minor*, *Bromus erectus*, *Salvia pratensis*, *Primula veris*, *Ranunculus bulbosus*) and some more mesophilic or meso-hygrophilic (*Ranunculus repens*, *Elymus repens*, *Senecio aquaticus*, *Filipendula ulmaria*) herbaceous plant species.

- The *Senecioni-Oenanthetum mediae* or mesohygrophilic meadow, which is more frequently flooded and for longer periods than the mesophilic one, covers large areas at an intermediate topographical level. These communities are flooded between one and three months per year and the groundwater level in summer is between 40 and 100 cm below the soil surface. Like the previous meadow community, it is dominated by grasses. The mesohygrophilic species (*Holcus lanatus*, *Senecio aquaticus*, *Achillea ptarmica*) particularly characterise this intermediate meadow type.

- The *Gratiolo-Oenanthetum fistulosae* or hygrophilic meadow, the most frequently and longest flooded community, colonises the lower parts of the plain (small ditches and marshy meadows). It is regularly submerged for more than four months and the groundwater level in summer is less than 30 cm below the soil surface. This association is characterised by the continued presence of some meso-hygrophilic meadow species (*Agrostis stolonifera*, *Senecio aquaticus*, *Poa trivialis*) mixed with many hygrophilic and helophilic ones (*Eleocharis palustris*, *Carex acuta*, *Glyceria maxima*, *Rorippa amphibia*).

The traditional management of these flood meadows is either cutting twice for hay or cutting once with the aftermath being grazed. The first cutting dates are usually in mid or late June.

3. Experiments in situ

3.1. Estimation of seeds moved by floods

The traps were built from Middleton (1995) and Sélinger-Looten (2000) experiments. Two plastic bottles without bottom were doubled with a net (mesh=0.2mm) and stucked to a middle one used as a float. The trap was attached to a stake with a rope and put down on the ground (Figure 1a). The rope was long enough to enable traps to float at the surface water during the floods. Attachment to a stake thanks to a rope permitted each floating trap to adjust the rise in water level at the beginning of flood and the changing depth flood. Before the first flood event, five traps were put down on the ground in each grassland community. After the flooding, the net were collected and placed in a cold (4°C) environment for three months to ensure that the stratification of seeds were met. The trapped seeds were collected by rinsing the net. Then, the content was spread out in plastic trays filled with sterilised soil. The trays were placed in a greenhouse, with 16 hours daylight at a temperature of 20-30°C and 8 hour darkness at 10-15°C, and were watered every day. Four blanks were added in the greenhouse to control the seed input. Seedlings were identified, counted and removed to allow for germination of other seeds. Unidentifiable seedlings were transplanted until they flowered and could be identified. Nevertheless, it was not possible to identify at the species level the groups of *Betula*, *Carex*, *Epilobium*, *Juncus* and *Prunus*.

3.2. Seeds deposit by flooding events

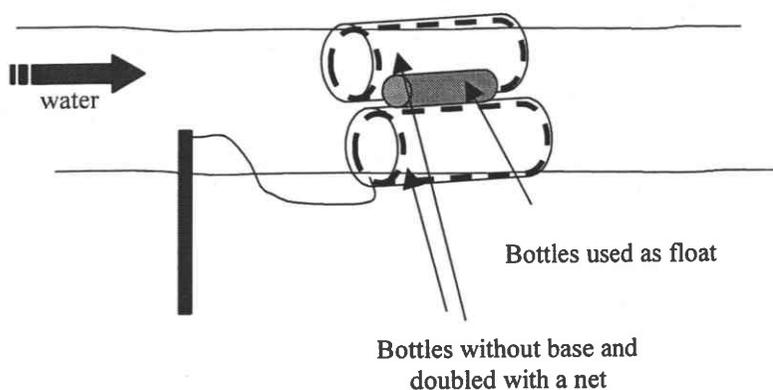
Artificial turf, composed with seeds of *Lolium perenne* and *Lotus corniculatus*, were sown on sterile soil in plastic trays (36 x 36 x 15 cm) and put down into a glasshouse during four months. The vegetation were mown (with a scythe) at a level of 8 cm before putting the traps in the field. Five traps were put down on the ground in each grassland community, at the same place than the previous traps (Figure 1b). After the flooding, the trays were collected and placed in the greenhouse in the same conditions than the previous traps. By the same way, seedlings were identified, counted and removed. Plants of *Lolium perenne* and *Lotus corniculatus* were removed without counting to allow for germination of other seeds.

4. Experiments *ex-situ*

The buoyancy time were estimated on 24 species (Table 2). The seeds were collected from the north-eastern French floodplain during the summer 2002 and were stored in a dry

and dark room (at ambient temperature). 8 samples of 50 seeds or dispersule of each species were placed in plastic trays filled with water. 4 were put on a table and 4 on a special machine. This machine aimed to imitate the water movements during flood events. The water was agitated by placing the trays in an electric shaker. Number of sunk seeds were regularly estimated for the two treatments. By the same way, the number of germinated seeds in water were regularly counted. The buoyancy experiment begun in August 2002. The number of sunk seeds was regularly counted the first day. Counting frequency was then successively reduced until reaching two times every week. The study lasted 6 weeks.

(a)



(b)

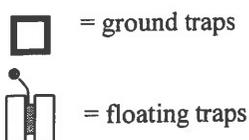
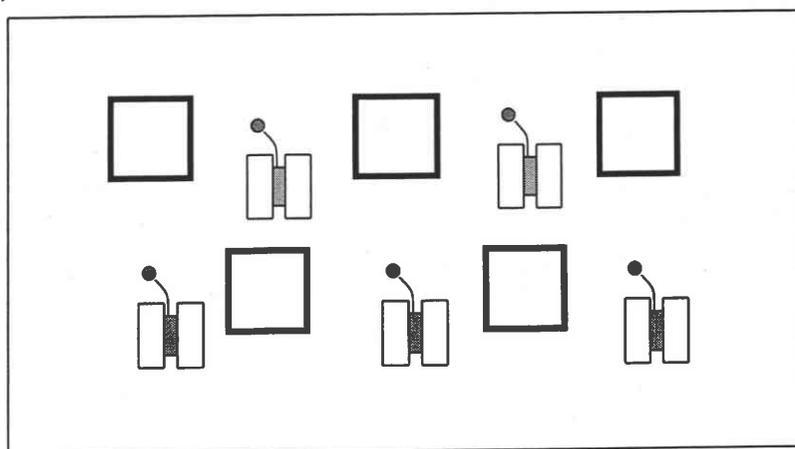


Figure 1: Experimental device present in each meadow community (a) Trap used to capture seeds floating at the surface of the water during the flood events (b) Localisation in the field of both traps

5. Statistical analysis

The number of seedlings per ground trap (surface=0.1296 m²) were converted into seedling density per m². To compare seed composition of the two types of traps, we arranged the species into four groups: woody species, river bank species, arable land species and meadow species. Some species could be present in river bank and hygrophilic meadow, we chose to include these species into the meadow groups. It was especially the case for *Carex* sp., *Juncus* sp., *Lythrum salicaria*, *Mentha aquatica*, *Veronica* sp.

Spearman's correlation index was calculated to determine the relationship between the number of sunk seeds and the number of germinated seeds. The correlation was significant if the probability was inferior to 0.05.

Similarity between seed composition and vegetation was expressed with the Sorensen index (1948).

Comparison of number of species and seedlings among the three communities were performed with a Kruskal Wallis Anova. In the *ex situ* experiment, differences in means of sunk and germinated seeds were tested with a Mann-Whitney U-test.

III. RESULTS

1. Seeds moved by flooding events

29 species germinated from floating traps (Table 1). Number of species and seedling densities per traps were highly variable: for the number of species, from 4 to 10; for the number of seedlings, from 16 seedlings/trap to 643 seedlings/trap (Figure 2a). Among the 29 species, 62% were meadow species but represented only 28% of the total number of seedlings (Figure 3a and 4a). The dominant species was *Ranunculus sceleratus*, which represented 59% of the total number of seedlings and explained the high variability in seedling density. The other well-represented species were *Carex* sp. (11%), *Ranunculus repens* (10%) and *Lycopaeus europaeus* (10%). The other species were very few represented, such as *Plantago lanceolata*, *Alnus glutinosa*, *Cardamine pratensis*.

As a high variability among seedling density and number of species were observed, no significant difference was found among the 3 meadow communities. By the same way, distinction based on seed composition among the 3 communities was not feasible.

Nevertheless, some species were trapped only in one community, such as *Carex sp.* and *Cardamine pratensis* in the hygrophilic, *Centaurea jacea* and *Poa trivialis* in the mesohygrophilic, *Heracleum sphondylium* and *Sonchus arvensis* in the mesophilic community (Table 1). *Ranunculus sceleratus* seeds were found only in the traps placed in the mesophilic and meso-hygrophilic communities. Some species were present in the 3 communities, e.g. *Lycopus europaeus*, *Mentha aquatica*, *Ranunculus repens*.

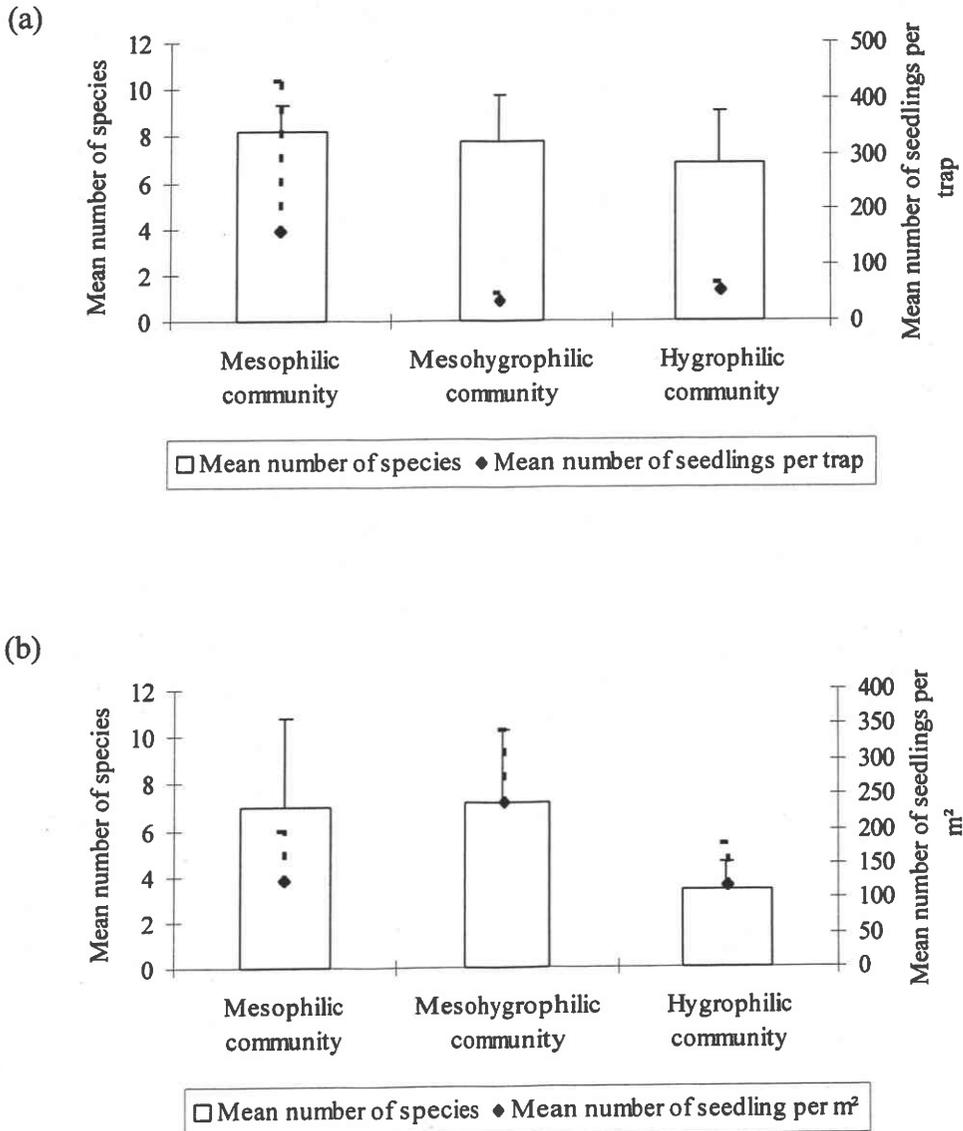
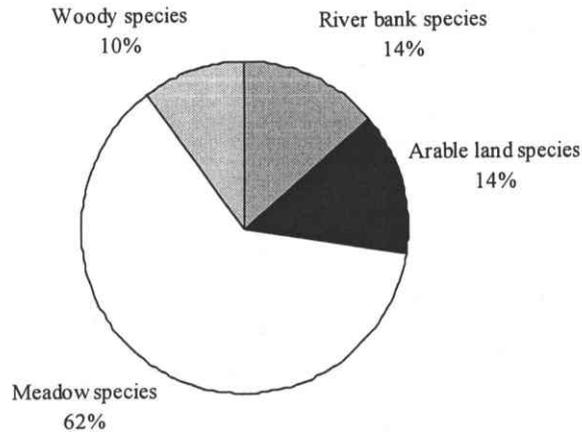


Figure 2: Mean number of species and mean number of seedlings per m² trapped in the 3 types of community (a) with the floating traps and (b) with the ground traps

(a)



(b)

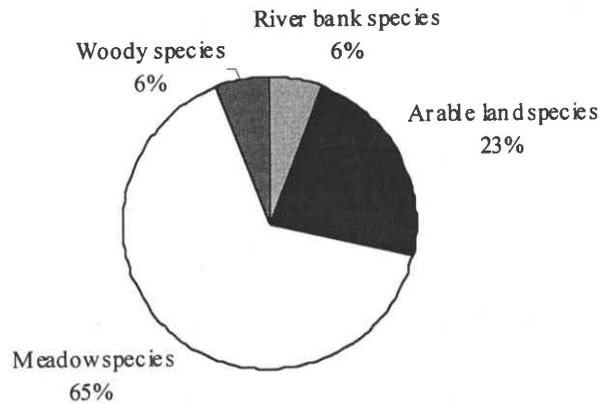


Figure 3: Percentage of species per species group trapped (a) with the floating traps and (b) with the ground traps

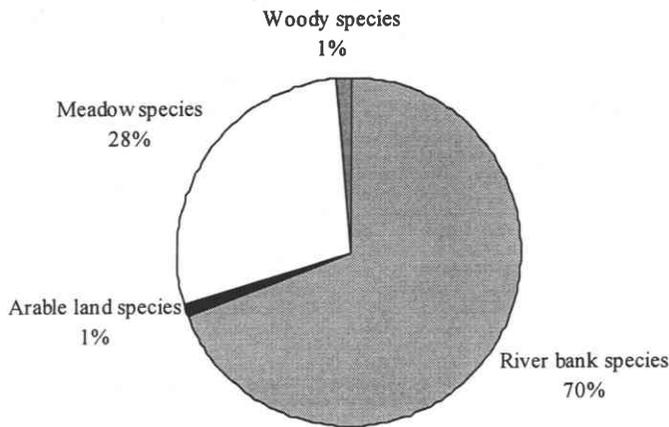
2. Seeds deposit by flooding events

The total number of germinated species from the ground traps was 35. Number of species and seedling density per traps were highly variable among traps: for the number of species, from 2 to 12; for the seedling density, from 23 seedlings/m² to 363 seedlings/m² (Figure 2b). The dominant species were *Ranunuculus repens*, which represented 18% of the

total number of seedlings, *Poa trivialis* (17%), *Centaurea jacea* (12%) and *Sonchus arvensis* (10%) (Table 1).

Among the 35 species, 65% were meadow species and represented 80% of the total number of seedlings (Figure 3b and 4b). Nevertheless, 11 species were present with a density less than 1%, e.g. *Agrostis stolonifera*, *Senecio jacobaea*.

(a)



(b)

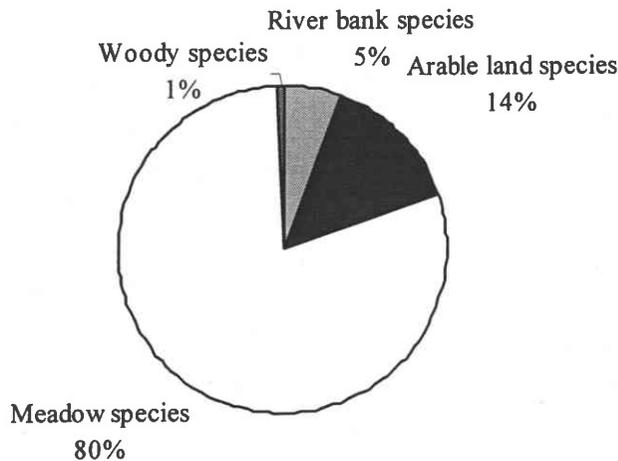


Figure 4: Percentage of seedlings according the species group trapped (a) in the floating traps and (b) in the ground traps

No significant difference was found for the number of species and the seedling density, among the three communities, because of a high variability in the results. Nevertheless, 14 species were only present in the traps placed in the mesophilic community (Table 1), among which 5 arable land, 2 river bank and one woody species. By the same way, some species were present only in the mesohydrophilic community, such as *Holcus lanatus*,

Glechoma hederacea and only in the hygrophilic community, such as *Filipendula ulmaria*, *Solanum nigrum*.

Table 1 : Percentage of seedlings per community with the floating traps and with the ground traps

	Floating traps			Ground traps		
	mesophilic community	mesohydro. community	hygrophilic community	mesophilic community	mesohydro. community	hygrophilic community
River bank species						
<i>Bidens tripartita</i>	0.1					
<i>Glyceria fluitans</i>		1.1	0.8			
<i>Lycopus europaeus</i>	2.5	36.5	14.8	17.7		
<i>Ranunculus sceleratus</i>	89.7	6.2		3.7		
Arable land species						
<i>Chenopodium album</i>	0.4	0.6	1.5	4.9		
<i>Convolvulus arvensis</i>				1.2		
<i>Coryza canadensis</i>	0.1					
<i>Epilobium</i> sp.				1.2		
<i>Plantago major</i>				1.2		
<i>Poa annua</i>				1.2		
<i>Solanum nigrum</i>						1.3
<i>Sonchus arvensis</i>	0.2			13.4	1.9	27.3
<i>Stellaria media</i>					0.6	
<i>Verbena officinalis</i>	0.1	0.6				
Meadow species						
<i>Agrostis stolonifera</i>				1.2		
<i>Cardamine pratensis</i>			3.5	3.7	5.8	
<i>Carex</i> sp.			51.1			2.8
<i>Centaurea jacea</i>		1.1		2.4	19.5	6.5
<i>Cerastium fontanum</i>				1.2	0.6	
<i>Festuca pratensis</i>		0.6			0.6	
<i>Filipendula ulmaria</i>			0.4			3.9
<i>Glechoma hederacea</i>					1.3	
<i>Heracleum sphondylium</i>	0.1					
<i>Holcus lanatus</i>		0.6			3.2	
<i>Juncus</i> sp.	0.1		3.3	8.5		1.3
<i>Lychnis flos cuculi</i>		0.6				1.3
<i>Lythrum salicaria</i>	0.6	1.1		1.2	0.6	
<i>Medicago lupulina</i>				1.2		
<i>Mentha aquatica</i>	0.2	4.5	1.1	1.2		
<i>Plantago lanceolata</i>	0.1	5.6	2.7		1.4	2.6
<i>Poa trivialis</i>		1.7		17.7	24.3	1.3
<i>Ranunculus acris</i>	0.2	6.7		1.2	4.5	
<i>Ranunculus repens</i>	3.0	29.8	17.4	1.2	2.1	32.5
<i>Rumex crispus</i>	0.7	1.7	1.1	7.0		
<i>Senecio jacobaea</i>				2.4		
<i>Thalictrum flavum</i>			0.4			
<i>Trifolium pratensis</i>				4.9	5.2	1.3
<i>Trifolium repens</i>					0.6	
<i>Veronica</i> sp.		0.6	0.8	1.2		
Woody species						
<i>Alnus glutinosa</i>	1.0		0.8	1.2		
<i>Betula</i> sp.		0.6			0.6	
<i>Prunus</i> sp.	0.6		0.8			

3. Comparison between both types of traps

The number of trapped species was more important in the ground traps than in the floating traps, respectively 35 and 29. Among the 35 species, 22 were similar between the both traps (Table 1). The number of meadow species was higher in the ground traps than in the floating traps: 23 against 18 where 16 were similar between the both. 2 river bank species were present in the ground traps against 4 in the floating traps and 2 woody species against 3 (Figure 3 and 4). The number of arable land species was more important in the ground traps: 8 against 4 in the floating traps. The index of similarity, based on the species composition, was 68% between the both traps. But the index of similarity was lower when each community was considered: 54% for mesophilic one, 53% for mesohygrophilic one and 39% for hygrophilic one.

4. Comparison with above ground vegetation

The index of similarity was weak between vegetation and seed traps for each sampled community. Vegetation and floating trap results were 0.8% for the mesophilic one, 30% for the mesohygrophilic one and 39% for the hygrophilic one. Vegetation and ground trap results were 27% for the mesophilic one, 37% for the mesohygrophilic one and 38% for the hygrophilic one.

The similar species were meadow species. Few meadow species were indeed present in the seed traps without being in the surrounding vegetation. For the mesophilic community, the following species were present only in the traps: *Agrostis stolonifera*, *Cardamine pratensis*, *Heracleum sphondylium*, *Ranunculus repens*, *Rumex crispus*. But all these species were present in the neighbouring community. By the same way, *Lychnis flos cuculi* and *Lythrum salicaria* for the mesohygrophilic community and *Plantago lanceolata*, *Trifolium pratense*, *Veronica sp.* for the hygrophilic community were present in the traps without being in the surrounding vegetation but all were found in the neighbouring communities.

5. Estimation of seed buoyancy time

5.1. Comparison of buoyancy time between the 2 controlled conditions

The number of sunk seeds was significantly higher ($p < 0.01$) in shacked water than in calm water. Among the 24 studied species, several trends were observed when seed buoyancy

was studied in calm and agitated water. The first trend correspond in similar curve between the two experiments because no sunk seed was noticed (Figure 5a). This was only the case for *Carex acuta*. The second trend correspond to similar curve between the two experiments but we noticed difference of the sunk seed number in the treatments. For 6 species (*Plantago lanceolata*, *Silaum silaus*, *Allium vineale*, *Lotus corniculatus*, *Filipendula vulgaris*, *Taraxacum officinale*), the curve were similar with less than 1/3 of seeds which differ (Figure 5b). For 10 species, (*Colchicum autumnale*, *Hordeum secalinum*, *Arrhenatherum elatius*, *Leontodon hispidus*, *Festuca arundinacea*, *Rumex acetosa*, *Crepis biennis*, *Galium mollugo*, *Bromus erectus*, *Cerastium fontanum*), we observed similar curves with a large difference in sunk seed number (Figure 5c). A third trend corresponded to 5 species, where no seed sank in calm water whereas seeds sank in the shacked water (*Oenanthe silaifolia*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne*, *Centaurea jacea* and *Rumex crispus*) (Figure 5d). For 2 species (*Poa pratensis* and *Leucanthemum vulgare*), the number of sunk seeds were higher in calm water (Figure 5e).

5.2. Comparison of buoyancy time among the 24 tested species

For each species, the number of sunk seeds in calm water was either equal or lower than in agitated water, except for *Ranunculus repens* and *Leucanthemum vulgare*. The number of sunk seeds was significantly higher in the agitated water than in the calm water. In calm water, the mean number of sunk seeds was lower than 1 seed for 9 species (Table 2). For the 24 tested species, all the 50 seeds never sank in still water and the sunk seed number was the higher for *Cerastium fontanum* (mean = 39.5). In shacked water, the mean number of sunk seeds was lower than 1 seed for 3 species and the higher mean number of sunk seeds was 49.75 for *Festuca arundinacea*. The difference between the two treatments was specially important for *Bromus erectus* and *Lolium perenne* (Table 2).

5.3. Comparison of number of germinated seeds in calm and agitated water

No significant difference was found for the number of germinated seeds in calm and shacked water (Table 2). But the number of germinated seeds was significantly lower ($p < 0.001$) than the number of sunk seeds in calm water whereas it was not the case in agitated water. In shacked water, the number of germinated seeds was significantly correlated with the number of sunk seeds ($r = 0.64$, $p < 0.001$). At the opposite, no correlation was found in calm water ($r = 0.16$). Moreover, a high significant correlation was found for the number of germinated seeds found in the calm and in the shacked water ($r = 0.97$, $p < 0.001$). By the same

way, a significant correlation was found for the number of sunk seeds found in the calm and in the shacked water ($r=0.49$, $p<0.05$).

A significant correlation was found between the wetness Ellenberg species value and the number of germinated seeds. In calm water, r was -0.48 ($p<0.05$) and in shacked water, $r=-0.49$ ($p<0.05$). No correlation was found between the seed weight and number of sunk seeds.

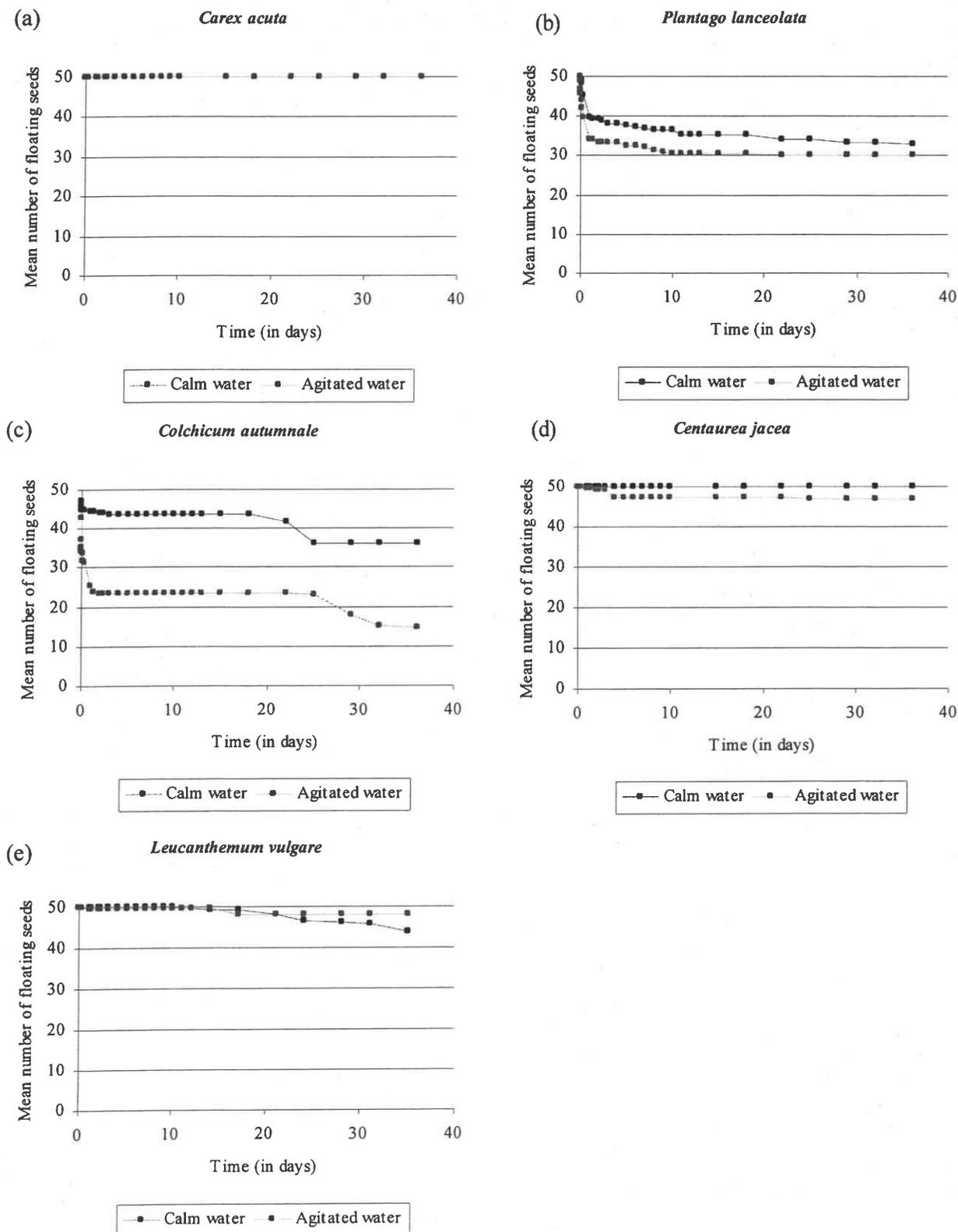


Figure 5: Comparison of mean number of sunk seeds in calm and agitated water. (a) *Carex acuta* (b) *Plantago lanceolata* (c) *Colchicum autumnale* (d) *Centaurea jacea* (e) *Leucanthemum vulgare* 101

Table 2: Mean number of sunk seeds and of germinated seeds after 6 weeks in calm and agitated water

	Mean number of sunk seeds		Mean number of germinated seeds	
	Calm water	Shacked water	Calm water	Shacked water
<i>Allium vineale</i>	3	13.25	36.25	42.25
<i>Arrhenatherum elatius</i>	15.75	48.25	29.75	33.75
<i>Bromus erectus</i>	0.75	49	50	50
<i>Carex acuta</i>	0	0	0	0
<i>Centaurea jacea</i>	0	3.25	50	42
<i>Cerastium fontanum</i>	39.5	49	50	50
<i>Colchicum autumnale</i>	14	35.5	0	0
<i>Crepis biennis</i>	1.5	20.25	44.25	50
<i>Festuca arundinacea</i>	9	49.75	50	50
<i>Filipendula vulgaris</i>	2.67	9.75	17.51	22.25
<i>Galium mollugo</i>	4.25	37	50	50
<i>Hordeum secalinum</i>	7.67	49.5	49.5	48.75
<i>Leontodon hispidus</i>	1.75	46.25	46.5	45.75
<i>Leucanthemum vulgare</i>	6	2	47.5	36.75
<i>Lolium perenne</i>	0.25	45.75	48.75	47.75
<i>Lotus corniculatus</i>	1.75	6.5	9	6.25
<i>Oenanthe silaifolia</i>	0	2	15.75	11.25
<i>Plantago lanceolata</i>	17	20	9	4.5
<i>Poa pratensis</i>	0	0.25	17	7
<i>Ranunculus repens</i>	3	0.25	3.5	0
<i>Rumex acetosa</i>	0.25	1.75	12.5	17
<i>Rumex crispus</i>	0	2.5	2.5	0.75
<i>Silaum silaus</i>	0.5	11.5	0	0
<i>Taraxacum officinale</i>	2	11.25	45.25	42.25

IV. DISCUSSION

1. Analysis of seed transport by floods

The experiments realised *in situ* showed that the major part of trapped species were meadow species. Although the seedling densities seemed weak, the results represented the number of dispersal viable seeds. A comparison with Middleton (1995) showed equally a high variability and a weak percentage of viable seeds among the trapped seeds (from 3 to 85% of viable seeds). The number of species was more important in the ground traps than the floating ones. This result could be explained by a mobilisation of seeds which were present on the ground and were suspended again with the flood events. All seeds which were deposited on the soil could be carried away at the surface of water but could be moved only on a short distance. This phenomena could explain the highest number of meadow species in the ground

traps because the trapped species were species present in the surrounding vegetation. Skoglund (1990) insisted on the great influence of parent plants growing in the experimental area. At the opposite, a high number of seedlings was found in the floating traps. We could hypothesise that species which were trapped at the surface of floods were adapted to water dispersal and then could float during a long time on long distances. Unfortunately we did not assess the buoyancy time of *Ranunculus sceleratus*.

Meadow species were well-represented in the both traps in term of number of species but for the number of seedlings, it was only the case in the ground traps. The number of similar meadow species was high, 16 species among the 18 present in the floating traps. Nevertheless, the index of similarity between both traps in the same community was weak. These weak similarity index could be explained by two reasons. On the one hand, the river bank species which were found in the floating traps were absent in the ground traps, apart in the mesophilic meadow traps where river bank species were present. Moreover, the presence of annual species was more important in the mesophilic meadows. The presence of these two groups of species was unexpected in this community, because it is the less flooded one. The presence of river bank species were more expected in the hygrophilic community where habitat conditions were more similar with the habitat of these species. On the other hand, numerous meadow species were present in the ground traps without being present in the floating traps (e.g. *Cerastium fontanum*, *Medicago lupulina*, *Trifolium pratensis*). By the same way, the similarity index was weak between seed traps and vegetation because of the absence in the traps of numerous species of the aboveground vegetation. Similar experiments were realised in the Sarre valley (Sélinger-Looten, 2000) and the same group species were noticed with similar species, such as *Alnus glutinosa* for the woody species, which is a well-represented tree in alluvial forest, *Cardamine pratensis*, *Ranunculus repens* for the meadow species, *Lycopus europaeus* for the river bank species and *Chenopodium album* for the arable land species. Moreover, the author did not find differences among the sampled communities because of a high variability in the results.

2. How can we explain the absence of numerous species present in the aboveground vegetation ?

We could assume some hypotheses to explain the absence of numerous species in the traps.

(1) Meadow species could not be able to float. But the experiments realised *ex situ* showed that the tested meadow species could float during a quite long time. In calm water, for any of the 24 studied species, all the 50 seeds never sank. According Andersson et al. (2000), all the 24 species could be considered as long-floating species, because they float longer than 2 days. Nevertheless, the number of sunk seeds was higher in shacked water than in calm water, except for *Carex acuta* (no sunk seed in the both treatments), *Leucanthemum vulgare* and *Ranunculus repens*. Staniforth & Cavers (1976) equally showed that the floating ability of *Polygonum sp.* was considerably shorter in shacked water than in standing water. Andersson et al. (2000) gave some estimations from their own experiments and from Romell one (1938). The comparison with our results showed that we found a longer buoyancy time for some species, e.g. *Cerastium fontanum*, *Leucanthemum vulgare*, *Rumex acetosa*. But, Danvind & Nilsson (1997) tested buoyancy time of seeds and found high variability in the results.

(2) The seeds of meadow species were not able to reach maturity and were not viable. In the three types of community, soil seed bank was described (Vécrin, unpublished data) and all the meadow species, apart *Heracleum sphondylium*, trapped in the floods were present in the seed bank. But numerous species were present in the soil seed bank without being trapped during the floods, e.g. *Sanguisorba minor*, *Leucanthemum vulgare*, *Galium mollugo*, *Lotus corniculatus*. Thus if viable seeds were able to integrate soil seed bank, we could assume that the seeds could reach maturity before the mowing of the meadows. But Wolters & Bakker (2002) found that the upper layer of soil seed bank reflects more the above ground vegetation than driftline material; then seeds which enrich the soil seed bank originate more from surrounding vegetation than from the driftline material.

(3) The seeds could be present in the traps but they were not viable because of a long time of immersion. The germination of seeds could be either inhibit or enhance by water (Baskin & Baskin, 1998). Staniforth & Cavers (1976) indeed showed for some species an increase of germinated seeds viability in shacked water and at the opposite an increase of dormancy for other species. They concluded that these phenomena are linked to differences in germination strategies of species. *Ranunculus repens* and *Carex sp.* were able to float during a long time and these two species did not or few germinate. This ability could explain their high presence in the traps. We could hypothesise that these species are able to maintain seed dormancy in water during a long time. Thus they are capable of floating on long distance without germinating. Then, when the seeds arrive on a new site, the seeds are viable and could

germinate and establish in the vegetation. Moreover, these species are well-represented in the soil seed bank. At the opposite, some other species germinated quickly during the experiment. By example, the first germinations for *Arrhenatherum elatius*, *Leucanthemum vulgare* and *Plantago lanceolata* begun the first week of the experiment. Even if these species could float during a long time, these well-germinated species are lost in terms of restoration prospects because the seedlings will not establish in a new site. Nevertheless, the experiments were realised in august at room temperature. Thus we could assume that in natural condition, especially during winter and spring floods, these species could perhaps not or less germinate in water. The level of oxygen, which is necessary for germination, indeed varies with temperature and depth of water. The germination capacity of *Rumex crispus* was tested in a cold room (5°C) and in the darkness and all the seeds germinated in 5 days (Vécrin, unpubl. data). The germination rate was higher in water condition than on the Petri dishes, as equally observed by Baskin & Baskin (1998) for other species. Nevertheless, some aquatic plants are able to germinate in the water and the seedlings float until they could establish themselves (Cook, 1987).

The duration of floods could last only few days in the mesophilic and until four months in the hygrophilic ones. Some species, such as aquatic species, are indeed able to survive during a long time during the floods (Baskin & Baskin, 1998). We found a negative correlation between wetness Ellenberg value and number of seeds germinated. We could assume that mesophilic species were not able to maintain the dormancy state during a long period in water. Flooding lead to anoxia and low oxygen level, which could enhance seed germination in some species, such the shore ones (Jutila, 2001). Germination strategies are very complex and various among the species. Species react differently to the environmental conditions, such as the temperature, the water immersion, the oxygen level (Grime et al., 1988; Baskin & Baskin, 1998).

(4) The traps could be not well-adapted to the aims of the experiment and were not effective to catch all the species which were moved by floods. Cellot et al. (1998) indeed considered flood drift constitutes a possibility of moving and distribution of propagules but seeds trapped in drift material represent an under estimation of number of present seeds. Moreover, the estimation of seed buoyancy time could not be realistic from natural conditions, even in the shacked water. During the flood events, the flow rate could reach more than 400 m³/s. During the floods, floating things, such as trees, could be obstacles for the

seeds and lead to their fall, even seeds could hook to other materials and be dispersed by this way (Danvind & Nilsson, 1997).

3. Conclusions about restoration potentialities

Our experiments assessed transport of viable seeds which could reach meadows thanks to the flood events. This dispersal agent could contribute to the enrichment of seed bank although the trapped meadow species seeds were widespread species. The buoyancy time seemed not to be a problem because the sampled meadow species were long-floating species. Moreover, water movements are so fast than even short-floating species could be dispersed in a short time over a long distance (Andersson et al., 2000). Over a long period, Skoglund (1990) estimated that most species could reach any flooded part and germinate or enrich the seed bank. Nevertheless, Nilsson et al. (1991) found that species with long floating seeds were more abundant along river corridors than short floating seed species.

Three factors determinate seed survival after their deposit: abiotic characteristic of arrival site, competition and predation (Cluzeau, 1989). Even if the seeds are viable, they could arrive on a non favourable site for their germination and establishment (Schupp, 1988). Availability of appropriate sites could indeed limit their establishment (Harper, 1977). Skoglund (1990) compared number of transported seeds with number of seedlings *in situ* and found a difference because of a limited number of appropriate sites.

In conclusion, seed dispersal by water appears to be very complex because of the influence of numerous parameters, which determinate the dispersal and installation of seeds on a new site. But flood constitutes a possible agent of seed dispersal on a long distance in floodplains thanks to the ability of meadow species to float during a long time.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank F. Grévilliot for her helpful comments on the manuscript.

**ANALYSE DES DIFFERENTES
TECHNIQUES DE RESTAURATION DE
PRAIRIES ALLUVIALES APRES UNE
PERIODE DE CULTURE**

Restauration de prairies alluviales dans les espaces protégés: synthèse des techniques et études expérimentales

Vécrin M.P. & Muller S. *



*Illustration de la remise en herbe d'une parcelle expérimentale
(M.P. Vécrin, Mai 2000)*

* Une version abrégée de cet article est sous presse dans la Revue d'Ecologie (Terre et Vie).

Restauration de prairies alluviales dans les espaces protégés: synthèse des techniques et études expérimentales

Vécrin M.P.* & Muller S.

Equipe de Phytoécologie, LBFE, Université de Metz, 2 av. du Gal Delestraint, 57070 Metz, France

*Corresponding author: Tel: 333 87 37 84 24 Fax: 333 87 37 84 25 Email: mpvecrin@hotmail.com

Résumé :

La mise en place d'aires de protection permet le maintien d'écosystèmes naturels ainsi que la restauration d'écosystèmes qui ont été dégradés. C'est le cas des prairies alluviales qui ont été mises en culture. Ainsi, de nombreux projets de restauration ont été entrepris au sein d'espaces protégés afin de favoriser le rétablissement d'une flore prairiale typique. Les principales techniques existantes pour reconverter les cultures en écosystèmes prairiaux ont été testées dans le nord-est de la France et ont fait l'objet d'un suivi floristique. Cette évaluation, complétée par une synthèse bibliographique, a permis de dresser les avantages et inconvénients de chacune de ces techniques.

Mots-clés : prairies alluviales, recolonisation spontanée, étrépage, remise en herbe, transfert de sol, gestion appropriée, culture

Nomenclature : Lambinon et al. (1992)

I. INTRODUCTION

La restauration est définie selon la Society for Ecological Restoration comme étant « une transformation intentionnelle d'un milieu pour y rétablir l'écosystème considéré comme étant indigène et historique. Le but de cette intervention est de revenir à la structure, la diversité, la fonction et la dynamique de cet écosystème » (SER, 2002). Pour de nombreux écosystèmes dégradés, les conditions édaphiques et le couvert végétal sont les premiers compartiments à restaurer (Mitchell et al., 2000). Lorsque cette restauration concerne les prairies alluviales altérées par un retournement en culture, le rétablissement des espèces et des communautés végétales présentes avant la mise en culture s'avère particulièrement long et difficile. Les raisons en sont une importante fertilité du sol (Janssens et al., 1998) et une banque de graines du sol endommagée par la phase de culture (Bakker, 1989). Or ces écosystèmes prairiaux alluviaux présentent un fort intérêt pour les fonctions écologiques qu'ils assurent (Krebs, 2000) et pour les nombreuses espèces animales et végétales qu'ils abritent (Carbiener, 1969).

La mise en place d'aires de protection tels que des protections réglementaires (Réserves Naturelles, Arrêtés de Protection de Biotope), la constitution du réseau Natura 2000, permet le maintien et la préservation d'écosystèmes naturels et semi-naturels mais peut également conduire à des projets de restauration. Ainsi, depuis plus de 20 années, de nombreuses opérations de restauration, comme la reconversion de cultures en prairies, ont été entreprises au sein d'espaces protégés selon différentes méthodes (Muller et al., 1998). En effet, plusieurs techniques de restauration peuvent être utilisées pour rétablir un cortège floristique prairial:

- (1) La reconstitution d'un couvert herbacé par semis consiste à introduire dans le site à restaurer des graines d'une ou de plusieurs espèces. Les graines utilisées pour la remise en herbe peuvent soit provenir du commerce ou soit avoir été récoltées dans des prairies voisines diversifiées.
- (2) La recolonisation spontanée consiste à laisser la végétation coloniser le site naturellement, aucune intervention n'étant réalisée.
- (3) L'amélioration des conditions édaphiques par étrépage consiste à éliminer la couche superficielle du sol de la culture afin de réduire la fertilité du sol et la quantité de produits phytosanitaires accumulées pendant les années de culture. Cette opération est suivie d'un semis ou d'une recolonisation spontanée.

(4) Le transfert de sol consiste à déplacer la couche superficielle du sol d'un site donneur afin de l'établir en tant que communauté fonctionnelle sur un site receveur (Bullock, 1998).

Cet article présente un exemple de chacune de ces méthodes mises en application lors d'opérations de restauration d'écosystèmes prairiaux alluviaux dans le nord-est de la France au sein d'espaces protégés. L'objectif de ces opérations est de rétablir l'écosystème de référence, à savoir la prairie alluviale semi-naturelle, gérée de façon extensive, c'est à dire le stade présent avant que les pratiques agricoles ne soient modifiées. Nos résultats complétés par une synthèse bibliographique permettent ainsi :

- de dresser les avantages et les inconvénients de ces techniques,
- de définir des préconisations pour favoriser le rétablissement d'une flore prairiale diversifiée,
- de conclure quant à l'intérêt des espaces de protection pour la restauration des écosystèmes prairiaux.

II. MATÉRIELS & MÉTHODES

1. Sites d'étude

L'ensemble des sites d'études sont des anciennes cultures dont les descriptifs sont présentés dans le tableau 1.

- Parcelle SC (Semis Commercial): Cette ancienne culture a été remise en herbe en 1994 avec un mélange commercial composé de *Festuca pratensis*, *Lolium perenne*, *Phleum pratense* et *Trifolium repens*. Le suivi floristique, initié en 1996, avait fait l'objet d'un premier bilan (Sélinger-Looten & Muller, 2001). De plus, des précisions de l'agriculteur ont permis de confirmer la composition du semis.
- Parcelle SL (Semis de graines Locales): Le Conservatoire des Sites Alsaciens (CSA) est gestionnaire depuis 1995 de cette ancienne culture. La remise en herbe a été réalisée avec un mélange de graines récoltées dans des prairies riediennes diversifiées.
- Parcelle RS (Recolonisation Spontanée): Des mesures compensatoires à la construction de la rocade de Metz ont permis l'acquisition de plusieurs parcelles, dont RS et TS. RS est une ancienne culture de blé, en rotation avec du colza, où la végétation colonise spontanément le milieu depuis 2001.

- Parcelle E (Etrépage): En 1998, le CSA, par le biais de mesures compensatoires à la construction de la Rocade de Strasbourg, a entrepris la restauration de cette ancienne culture de maïs. La couche superficielle du sol de la culture a été décapée sur 30 cm, puis le site a été semé avec un mélange de graines récoltées dans la prairie contiguë gérée de façon extensive.
- Parcelle TS (Transfert de Sol): Cette parcelle est contiguë à la parcelle RS. Un transfert d'un sol de prairie mésophile, vouée à la destruction car située sur le tracé de la rocade, a été réalisé en février 2001 vers une ancienne culture de blé, située à 200 m du site donneur. Sur 20 cm, le sol de la culture a été préalablement décapé et remplacé par le sol prairial.

Tableau 1 : Caractéristiques des sites d'études (APB signifie Arrêté de Protection de Biotope et CSA Conservatoire des Sites Alsaciens)

	SC	SL	RS	E	TS
Technique de reconversion	Semis commercial	Semis de graines locales	Recolonisation spontanée	Etrépage puis semis	Transfert de sol
Année de reconversion	1994	1995	2001	1998	2001
Ancien mode de culture	Maïs	Maïs	Blé	Maïs	Blé
Localisation	Vallée de la Sarre	Zone inondable de l'Ill	Vallée de la Seille	Zone inondable de l'Ill	Vallée de la Seille
Type de protection	Natura 2000	Gestion du CSA	APB	Gestion du CSA	APB
Surface	3 ha	2 ha	0,2 ha	5 ha	1 ha
Début du suivi floristique	1996	1999	2001	1999	2001
Méthode de suivi	carrés permanents	carrés permanents	transects	transects	transects
Nombre de répétitions	1	3	2	3	6
Gestion actuelle	2 fauches/an pas de fertilisation	2 fauches/an pas de fertilisation	2 fauches/an depuis 2002 pas de fertilisation	1 fauche/an pas de fertilisation	2 fauches/an depuis 2002 pas de fertilisation
Date de la 1ère fauche	fin juin	fin juin	fin juin	fin juin	fin juin

2. Méthode d'études

Lorsque le suivi a été initié l'année qui a suivi la mise en place de la technique de

restauration (Site E, Site RS, Site TS), la méthode de suivi par points-quadrats de Daget & Godron (1982) a été adoptée. Le long de transects de 20 m, des lectures de végétation sont réalisées tous les mètres sur un carré de 50 cm x 50 cm. Au sein de chaque carré de lecture, toutes les espèces présentes sont notées et un coefficient d'abondance-dominance leur est attribué.

Lorsque le suivi a débuté plusieurs années après le début de la reconversion (Site SL et SC), nous avons utilisé la méthode des poignées de De Vries & De Boer (1959) au sein de carrés permanents.

Ces 2 méthodes nous permettent de calculer la contribution spécifique (CS%) pour chaque espèce présente, qui correspond au rapport de l'abondance de l'espèce à la somme des abondances de toutes les espèces.

3. Traitements statistiques

Les espèces ont été regroupées suivant 3 groupes : les graminées prairiales, les autres espèces prairiales et les espèces annuelles et rudérales, suivant la flore de Lambinon et al. (1992). Pour la parcelle SC, les espèces semées ont été distinguées dans une quatrième catégorie.

L'analyse de variance (ANOVA) et le test U de Mann-Whitney ont été utilisés, selon la normalité des données, afin de tester si les moyennes étaient significativement différentes.

III. RÉSULTATS

1. Parcelle SC : Semis Commercial

En 1996, 17 espèces étaient présentes au sein du carré permanent alors qu'en 2002, 33 espèces sont recensées. Cette augmentation du nombre d'espèces s'accompagne d'une forte régression des espèces semées (de 95% en 1996 à moins de 1% en 2002) (Figure 1). Les espèces semées sont fortement présentes deux ans après le semis. Mais en 2002, *Lolium perenne* et *Trifolium repens* ont disparu du dispositif. *Festuca pratensis* et *Phleum pratense* sont toujours présents mais ont fortement régressé. De 1996 à 2002, leurs contributions spécifiques ont respectivement diminué de 73% et 21% à moins de 1% (Figure 2). Cette diminution des espèces semées s'accompagne d'une augmentation des graminées prairiales spontanées, qui représentent en 2002, 90% de la contribution spécifique totale. Parmi ces

graminées, *Agrostis capillaris* et *Holcus lanatus* sont dominantes. Ces deux espèces, présentes dès 1996, ont en 2002 une contribution spécifique respectivement de 55% et 31%.

Le groupe composé des autres espèces prairiales est absent en 1996. Ces résultats ne signifient pas que les espèces n'étaient pas présentes mais que les espèces étaient présentes ponctuellement. Ces espèces sont les suivantes : *Achillea ptarmica*, *Ajuga reptans*, *Lotus corniculatus*, *Lychnis flos-cuculi* et *Rumex crispus*. En 2002, l'ensemble de ces espèces sont toujours présentes. De nouvelles espèces sont également apparues comme *Centaurea jacea*, *Prunella vulgaris* et *Ranunculus acris*, mais la plupart sont présentes ponctuellement. La contribution des espèces prairiales, représentant 9% en 2002, résulte de *Lotus corniculatus*, *Ranunculus repens*, *Trifolium pratense* et *Lychnis flos cuculi*.

Les espèces rudérales et annuelles, déjà présentes ponctuellement en 1996, sont absentes du dispositif en 2002.

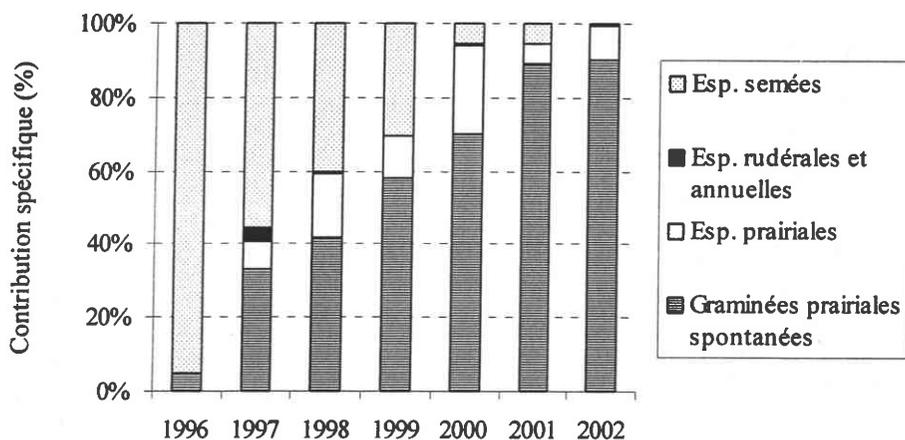


Figure 1 : Evolution des contributions spécifiques sur la parcelle SC de 1996 à 2002

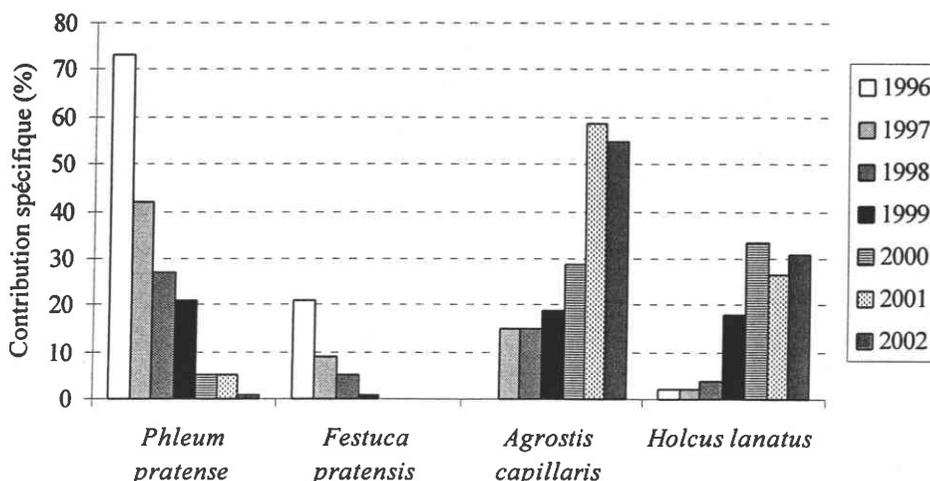


Figure 2 : Comportement de certaines espèces de la parcelle SC de 1996 à 2002 suivant leurs contributions spécifiques

2. Parcelle SL : Semis de graines Locales

En 2002, le nombre moyen d'espèces par carré permanent est 12,5. Aucune augmentation significative n'a été observée depuis que le suivi est initié sur SL, c'est à dire depuis 1999. De la même manière, les modifications du couvert végétal sont faibles (Figure 3). Depuis 1999, la végétation est fortement dominée par les graminées ; leur contribution spécifique est supérieure à 97% depuis 1999. Les espèces dominantes sont *Festuca arundinacea*, *Holcus lanatus*, *Arrhenatherum elatius* et *Poa trivialis*. La contribution spécifique du groupe des graminées ne varie pas entre 1996 et 2002, elle est comprise entre 97 et 99%. Toutefois, sur la figure 4, on observe que la contribution spécifique de *Festuca arundinacea* augmente alors que celles de *Poa trivialis* et *Arrhenatherum elatius* diminuent.

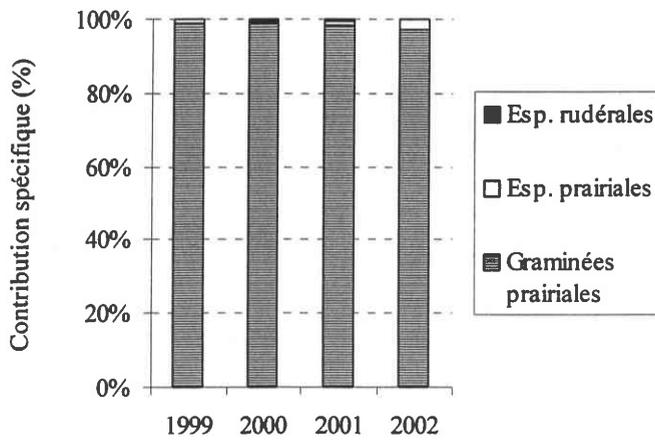


Figure 3 : Evolution des contributions spécifiques sur la parcelle SL de 1999 à 2002

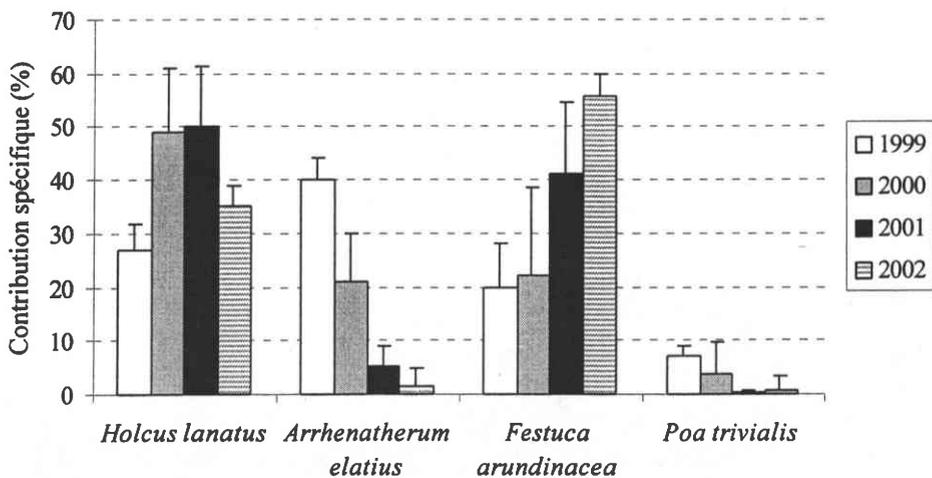


Figure 4 : Comportement de certaines espèces de la parcelle SL de 1999 à 2002 suivant leurs contributions spécifiques

Les espèces rudérales sont peu présentes (moins de 1% de 1996 à 2002) ainsi que les espèces prairiales (autre que les graminées). En effet, les fréquences et les contributions spécifiques des espèces prairiales sont très faibles bien que quelques espèces mésotrophes soient présentes par quelques pieds, comme *Knautia arvensis*, *Rhinanthus minor*.

3. Parcelle RS : Recolonisation Spontanée

En 2001, le nombre moyen d'espèces par carré de lecture de 0,25 m² est de 3 alors qu'en 2002, 6 espèces sont en moyenne présentes par carré. Cette augmentation significative ($p < 0,001$) du nombre moyen d'espèces s'accompagne d'une diminution de la surface de sol nu (Figure 5). La colonisation a été principalement réalisée par deux graminées, *Elymus repens* et *Poa trivialis* (Figure 6). *Poa trivialis* est l'espèce la plus abondante en 2002 alors qu'elle n'était présente que ponctuellement en 2001. A l'opposé, en 2002, *Brassica napus* a disparu des transects, seuls quelques pieds ont été recensés sur le site. La contribution spécifique des espèces rudérales et annuelles diminue de 2001 à 2002 ; néanmoins leur nombre d'espèces augmente significativement ($p < 0,001$) avec l'apparition par exemple de *Apera spica-venti*, *Galium aparine*, et *Matricaria inodora*. De la même manière, le nombre d'espèces prairiales augmente significativement ($p < 0,001$) de 2001 à 2002 grâce à l'apparition de *Plantago lanceolata*, *Ranunculus repens* et *Trifolium repens*. Malgré cette augmentation du nombre d'espèces, leur contribution spécifique reste inférieure à 1 %.

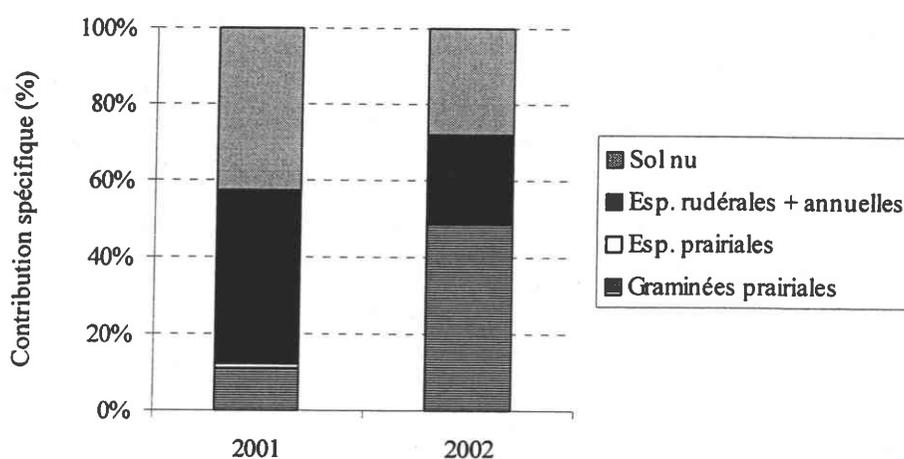


Figure 5 : 3 : Evolution des contributions spécifiques sur la parcelle RS de 2001 à 2002

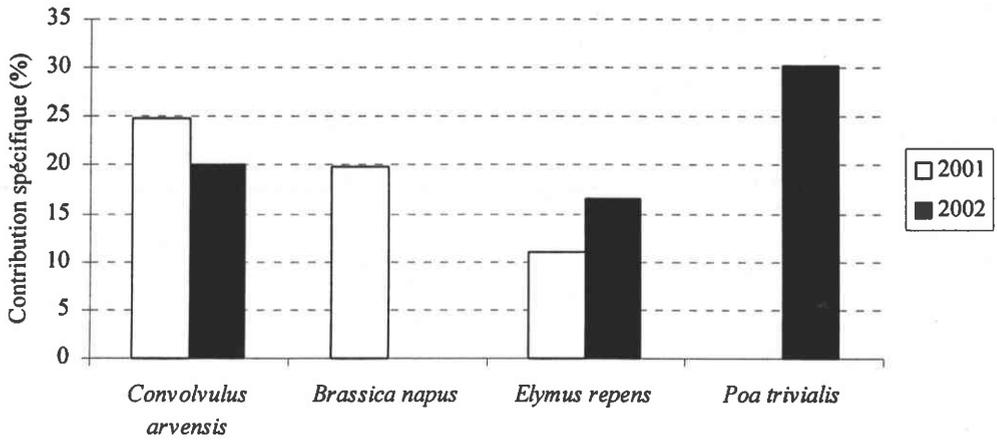


Figure 6 : Comportement de certaines espèces de la parcelle RS de 2001 à 2002 suivant leurs contributions spécifiques

4. Parcelle E : Etrépage

En 1999, les espèces rudérales et annuelles, comme *Setaria viridis*, *Mentha arvensis*, contribuent à 47% au couvert végétal alors qu'en 2002, elles couvrent 1 % de la surface (Figure 7). Le sol nu, qui ne représentait que 20% en 1999, représente près de 30% en 2002. De 2001 à 2002, on remarque que le pourcentage de sol nu augmente, cette augmentation s'accompagne d'une diminution des espèces rudérales et annuelles. La plupart d'entre elles ont en effet disparu en 2002 ; *Solidago canadensis* et *Cirsium arvense* sont encore présentes ponctuellement.

Les graminées prairiales sont peu présentes en 1999, mais leur contribution spécifique augmente dès 2000, grâce notamment à *Festuca arundinacea* (Figure 8). Depuis 1999, plusieurs graminées sont apparues, comme *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* et *Trisetum flavescens*.

Parmi les espèces prairiales, autres que les graminées, *Galium mollugo* est fortement présent dès le début du suivi. Seul *Achillea millefolium* a disparu depuis le début du suivi. Il était présent sur les transects en 1999 et 2000 mais depuis 2001, il est toujours présent sur le site mais a disparu des transects. Par contre, d'autres espèces sont apparues depuis 1999, comme *Medicago lupulina*, *Prunella vulgaris*, *Sanguisorba minor*. Mais ces espèces sont peu abondantes dans le couvert.

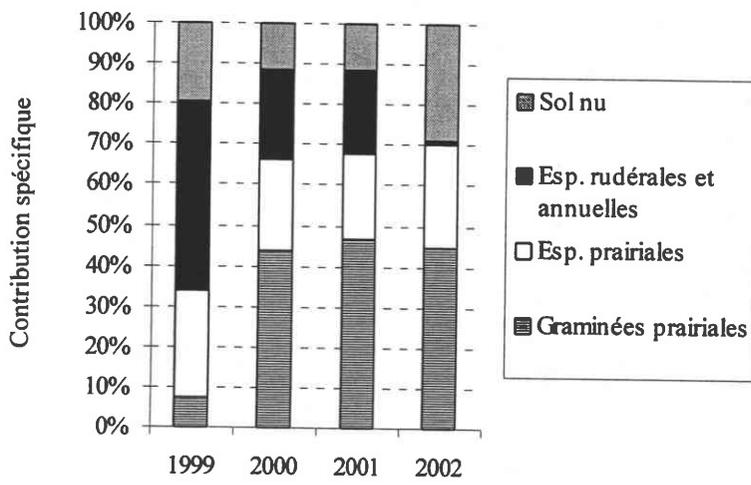


Figure 7 : Evolution des contributions spécifiques sur la parcelle E de 1999 à 2002

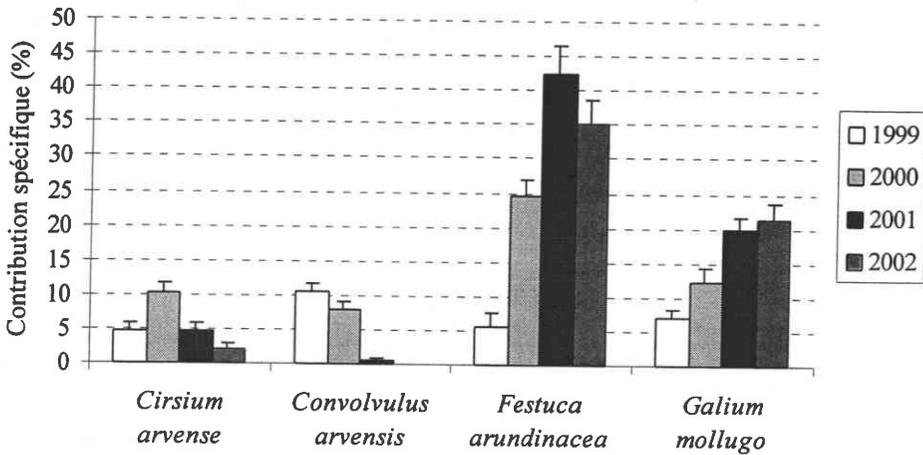


Figure 8 : Comportement de certaines espèces de la parcelle E de 1999 à 2002 suivant leurs contributions spécifiques

5. Parcelle TS : Transfert de Sol

En 2002, parmi les espèces recensées sur le site, 75% sont des espèces prairiales, comme *Colchicum autumnale*, *Senecio jacobaea* et 25% des espèces rudérales et annuelles, comme *Chenopodium album*, *Cirsium arvense*. 47 espèces sont communes entre les sites donneur et receveur, dont *Filipendula vulgaris* (espèce protégée en région Lorraine). De 2001 à 2002, le nombre moyen d'espèces prairiales par carré de lecture a significativement augmenté ($p < 0,001$) et une surface importante de sol nu en 2001 est colonisée en 2002,

majoritairement par les espèces prairiales (Figure 9). Les espèces rudérales et annuelles sont très peu présentes les deux années du suivi.

En 2001, bien que le nombre d'espèces prairiales soit important, seules 4 espèces dominent le couvert végétal : *Agrostis stolonifera*, *Centaurea jacea*, *Lotus corniculatus* et *Plantago lanceolata*. De la même manière, on retrouve ces 4 espèces qui dominent le couvert en 2002, mais des modifications sont notées dans leurs contributions spécifiques respectives (Figure 10). Outre l'augmentation et la régression de certaines espèces, on note la disparition de 13 espèces (dont *Festuca rubra*, *Galium aparine*, *Oenanthe peucedanifolia*) alors que 22 (dont *Lychnis flos cuculi*, *Phleum pratense*, *Senecio jacobaea*) sont apparues en 2002.

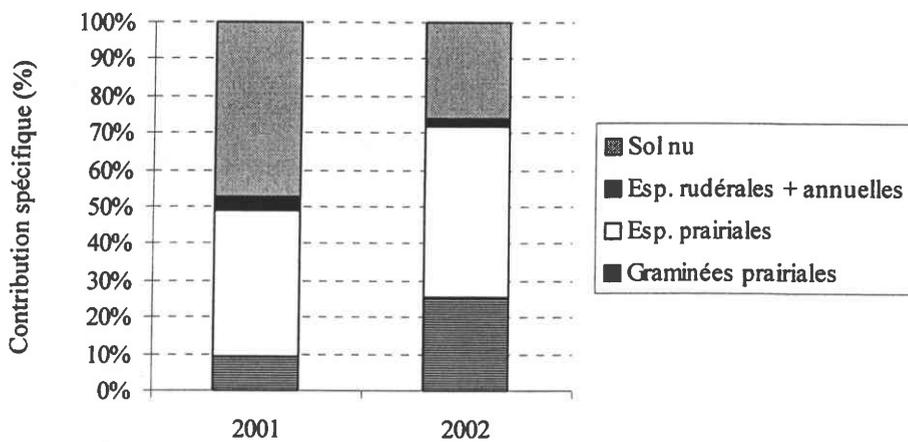


Figure 9 : Evolution des contributions spécifiques sur la parcelle TS en 2001 et 2002

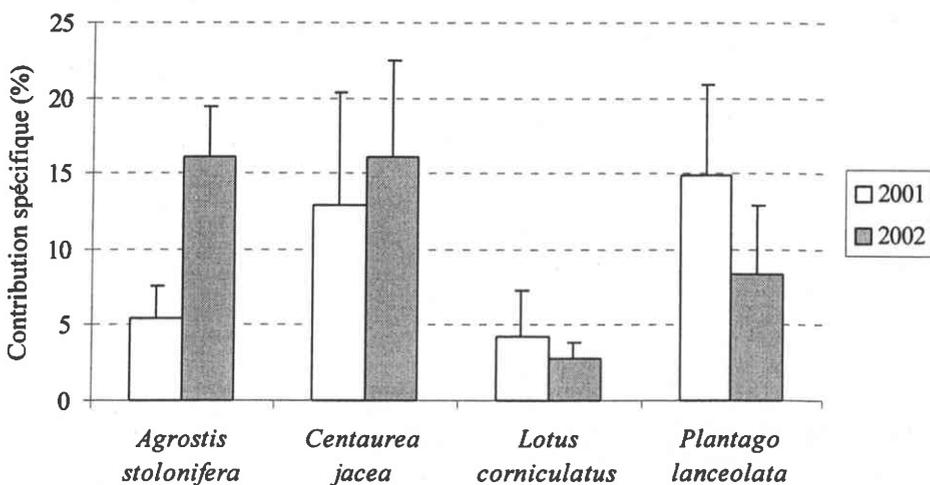


Figure 10 : Comportement des espèces dominantes de la parcelle TS de 2001 à 2002 suivant leurs contributions spécifiques

IV. DISCUSSION

1. Reconstitution d'un couvert herbacé par semis

1.1. Semis de graines du commerce

Selon Sélinger-Looten & Muller (2001), 3 stades de successions végétales sont observés dans les prairies remises en herbe après culture : un stade initial, dominé par les espèces semées, puis un stade de transition où se développent les espèces prairiales les plus communes et enfin le stade de maturation où apparaissent les espèces mésotrophes ou oligotrophes caractéristiques des prairies de référence. La parcelle SC, 8 ans après la remise en herbe, entre dans ce stade de maturation car quelques espèces mésotrophes, comme *Anthoxanthum odoratum*, sont présentes. L'introduction d'espèces semées a conduit les premières années à un couvert végétal fortement dominé par ces espèces. Deux après la remise en herbe, les espèces semées contribuent à plus de 90% au couvert végétal. Le semis s'est bien implanté dès les premières années et les espèces introduites ont régressé devant la compétition d'espèces prairiales spontanées. Ainsi, le semis conduit à la reconstitution rapide d'un couvert herbacé, de bonne valeur fourragère et facilitant la déseutrophisation du sol tout en limitant son érosion (Mitchley et al., 1996). Cette technique est peu coûteuse et simple à mettre en œuvre car les besoins matériels et techniques nécessaires sont disponibles pour de nombreux agriculteurs. Mais le semis de graines commerciales entraîne l'introduction d'espèces qui ne sont pas natives du site et qui limitent le recrutement d'espèces spontanées (Mitchley et al., 1996). De plus, le semis permet de limiter la colonisation des espèces rudérales (van der Putten et al., 2001) ; elles ne sont en effet présentes que ponctuellement sur le site SC.

Pour faciliter la réussite du semis, il est préférable de choisir des espèces présentes spontanément dans les milieux prairiaux alluviaux et adaptées aux inondations afin de faciliter leur installation. Par exemple, *Festuca pratensis* et *Phleum pratense* sont des graminées de bonne productivité, qui s'installent rapidement et qui résistent aux inondations. Pour la parcelle SC, les espèces semées ont fortement régressé, voire disparu. Elles sont remplacées par des espèces spontanées, notamment *Agrostis capillaris* et *Holcus lanatus*. Ces deux espèces sont parmi les espèces dominantes de la prairie semi-naturelle voisine. Ainsi, la trajectoire du site SC tend vers l'écosystème de référence bien que 8 années après la restauration, l'ensemble du cortège floristique n'ait pas réapparu.

Des semis plus complexes peuvent être utilisés, où plus de 10 espèces sont semées, telles que *Festuca rubra*, *Lathyrus pratensis*, *Silaum silaus*, afin de favoriser le rétablissement de l'ensemble de la communauté. Ces espèces sont pour la plupart disponibles dans le commerce mais à un coût élevé. Hopkins et al. (1999) mettent en évidence l'intérêt de ces semis complexes bien que toutes les espèces ne parviennent pas à s'installer dans le couvert végétal.

1.2. Semis de graines récoltées dans une prairie voisine riche et diversifiée

Les graines peuvent être récoltées directement dans la prairie, manuellement ou mécaniquement, ou en utilisant le foin (Stevenson et al., 1997). Le semis de graines issues d'une prairie voisine riche et diversifiée présente un très fort intérêt, car il est susceptible d'apporter une grande diversité floristique sur la parcelle en introduisant des espèces adaptées aux milieux, tout en évitant d'introduire des génotypes étrangers à la région (Pfadenhauer & Grootjans, 1999). Ce moyen est bon marché et peut être facile à mettre en œuvre. Toutefois, le suivi diachronique réalisé sur le site SL montre qu'après 7 ans de remise en herbe, peu d'espèces prairiales sont présentes dans le couvert végétal, qui est dominé par les graminées. La composition du semis n'étant pas connu, plusieurs hypothèses sont formulées pour expliquer le développement de ces espèces. La première hypothèse est que parmi les graines récoltées, peu étaient viables. En effet, les graines n'arrivent pas forcément à germer, elles peuvent par exemple être endommagées par des insectes ou des champignons (Stevenson et al., 1997) ou par les conditions climatiques pour les graines contenues dans le fourrage (Manchester et al., 1999). La seconde hypothèse concerne les conditions édaphiques, qui peuvent ne pas convenir à l'installation des espèces prairiales. Ainsi certaines espèces, valorisant mieux les nutriments du sol, peuvent dominer le couvert végétal et entraîner ainsi l'exclusion d'autres. Il est ainsi probable que des espèces graminéennes, comme *Arrhenatherum elatius*, *Festuca arundinacea*, aient pu valoriser de meilleure façon les nutriments du sol et donc se développer au détriment d'autres espèces. Néanmoins, de mauvaises conditions climatiques ou une gestion inappropriée, durant les premières années de la remise en herbe, peuvent également expliquer la dominance des graminées.

Le premier inventaire floristique réalisé avant la mise en place de notre suivi fait état de la présence d'espèces prairiales, telles que *Allium vineale*, *Anthoxanthum odoratum* et *Vicia tenuifolia* ainsi que d'une proportion de sol nu importante. Il semblerait alors que le semis ait permis l'installation de nombreuses espèces mais ces espèces ne se sont pas maintenues. L'hypothèse la plus probable semble donc être une compétition importante des

graminées qui a conduit à la disparition des espèces prairiales. De plus, le site est isolé d'autres prairies par une digue ; il n'est connecté à d'autres écosystèmes prairiaux que lors des inondations. Mais ces écosystèmes prairiaux sont rares car le paysage est composé majoritairement de cultures et de zones anthropisées. Les sources naturelles de graines sont donc très rares. Les espèces prairiales peuvent ainsi difficilement se rétablir sur le site SL.

Pour faciliter la réussite du semis de graines issues de prairies diversifiées, il est important de réaliser la récolte durant la période où la plupart des espèces prairiales a leurs graines qui arrivent à maturité ou d'effectuer plusieurs passages de récolte, car toutes les espèces prairiales n'arrivent en général pas à maturité en même temps. MacDonald (2000), qui a utilisé ce mode de restauration, conclut à un succès après plus de 10 ans mais le semis utilisé résultait de 5 passages de récolte dans une prairie source.

2. Recolonisation spontanée

La recolonisation va dépendre des sources de propagules, qui sont présentes dans le sol ou qui vont être apportées par dispersion naturelle (Prach & Pyšek, 2001). Ces moyens de dispersion sont par exemple le vent, les inondations, les animaux. Plusieurs auteurs (Manchester et al., 1999 ; Degn, 2001 ; Prach & Pyšek, 2001) présentent les avantages et les inconvénients de cette technique. Les avantages correspondent à l'absence de travaux et de dépense, le caractère natif des espèces colonisatrices et donc l'assurance de la conservation du patrimoine génétique.

Par contre, les inconvénients peuvent être nombreux : les premières années, la surface de sol nu est importante. En effet, sur la parcelle RS, le pourcentage de sol nu la première année était de 40%. Ce sol nu peut favoriser le développement d'espèces adventices et rudérales. Les premières espèces à s'établir sur des anciennes cultures sont des espèces rudérales et annuelles, qui sont présentes dans la banque de graines du sol (Bekker et al., 1997). Dans le cas de RS, les espèces rudérales étaient fortement présentes la première année, mais dès la seconde année de suivi, les graminées prairiales sont abondantes. Toutefois, les autres espèces prairiales sont très peu représentées et seules des espèces communes sont observées, comme *Ranunculus repens*. Néanmoins, l'arrêt de la culture est récent et le couvert végétal est instable, comme le montrent les importantes modifications observées entre 2001 et 2002. Le suivi doit être poursuivi avant de pouvoir conclure quant à l'intérêt de cette méthode.

De plus, les premières années, la récolte de fourrage est quasi nulle et le foin de mauvaise qualité car les espèces qui se développent ne seront pas de bonnes espèces fourragères. Enfin, la recolonisation par les espèces caractéristiques des prairies alluviales extensives peut être très lente, car le sol nu d'une culture peut représenter un milieu inhospitalier pour des plantules d'espèces adaptées à se régénérer en prairies (Pywell et al., 2002).

Les risques d'érosion du sol sont à la fois un avantage, car cela permet l'élimination des éléments minéraux et des produits phytosanitaires pendant les inondations (Gough & Marrs, 1990) et un inconvénient, car le sol peut être « dépouillé » de sa couche superficielle.

Ainsi, cette méthode est conseillée lorsqu'il n'y a pas d'impératifs de temps et lorsque la parcelle à restaurer est entourée de prairies sources, car les procédés de recolonisation sont lents et incertains (Manchester et al., 1999).

3. Amélioration des conditions édaphiques par étrépage

L'étrépage conduit à un sol plus pauvre en nutriments et plus bas, offrant donc des conditions plus humides à la végétation (Jansen & Roelofs, 1996). Toutefois, même si les conditions abiotiques ressemblent à celles de la communauté de référence, le rétablissement du cortège floristique n'est pas garanti (Van Diggelen et al., 1997) car les espèces prairiales doivent avoir la capacité de recoloniser la parcelle (Bakker, 1989). Ainsi, on peut choisir de laisser la végétation recoloniser spontanément le site ou de semer si on estime que les sources potentielles de recolonisation des espèces prairiales sont insuffisantes (Verhagen et al., 2001). Pour la parcelle E, il est probable que le semis de graines locales ait pu s'établir parce que le sol n'était plus riche en éléments minéraux. La contribution des espèces rudérales et annuelles a diminué. Mais cinq ans après l'opération, la surface de sol nu est importante. Il est probable que les conditions édaphiques rendent difficile l'établissement des espèces. Le décapage des 30 premiers centimètres du sol conduit à d'importantes modifications des caractéristiques du sol, qui peuvent ne pas convenir aux espèces prairiales. Toutefois, depuis le début du suivi, seule une espèce prairiale a disparu. Les espèces constituant le cortège floristique en 2002 de la parcelle E sont pour la plupart présentes dans la prairie voisine, d'où proviennent les graines. De la même manière peu d'espèces de cette prairie de référence sont absentes de la parcelle E. C'est le cas par exemple de *Colchicum autumnale*, *Dianthus carthusianorum* et *Succisa pratensis*. Les principales différences entre les deux sites s'expriment au niveau de l'abondance des espèces, de la densité et de la hauteur du couvert végétal. Ainsi, 5 ans après

l'étrépage, le bilan de l'opération est positif bien que l'objectif ne soit pas encore atteint. Le suivi doit être poursuivi.

Mais cette méthode est contraignante, notamment en raison des moyens techniques et financiers qu'elle nécessite. Elle est par ailleurs peu appropriée pour restaurer une prairie de grande taille (Janssens et al., 1998).

Pour augmenter le succès de l'étrépage, Van Diggelen et al. (1997) recommandent de réaliser au préalable un inventaire des conditions hydrologiques, du statut en nutriments du sol et de la banque de graines à diverses profondeurs afin de choisir avec pertinence l'épaisseur de sol à décaper.

4. Transfert de sol

Le transfert de sol permet l'introduction d'une diversité potentielle importante, la préservation des écotypes et la conservation d'un écosystème qui pourrait être détruit (Bullock, 1998). Toutefois, ce transfert de sol entraîne la destruction d'un site donneur et demande d'importants moyens techniques et financiers. Cette technique est appropriée notamment quand le site donneur est voué à la destruction, comme par exemple dans le cadre de mesures compensatoires à la construction d'un ouvrage d'art ou d'une infrastructure autoroutière (Bruelheide & Flintrop, 2000). Mais, le transfert de sol n'est pas un substitut pour la conservation *in situ*. C'est une solution d'urgence qui ne doit être utilisée que lorsque d'autres solutions sont impossibles (Klötzli, 1987).

Ces transferts de sol peuvent être réalisés de deux manières: (a) le sol est transféré en « vrac », c'est à dire que la couche superficielle du sol et la végétation à sa surface sont mélangées. La couche superficielle du sol de la prairie est pelletée puis transportée jusqu'au site receveur puis étalée. Ce déplacement permet l'introduction de propagules d'espèces prairiales, tout en empêchant l'expression de la banque de graines de la culture. Toutefois, avec cette méthode, le sol risque d'être érodé, structuré et contaminé par les espèces rudérales et adventices. Pour la parcelle TS, cette méthode a permis le développement de nombreuses espèces prairiales et bien que la surface de sol nu soit importante la première année (plus de 40%), la présence d'espèces rudérales était très ponctuelle. De plus, de nombreuses espèces du site donneur sont présentes dès la première année. Mais, la surface de sol nu a diminué mais reste tout de même importante (plus de 25%). Les graminées prairiales, peu présentes en 2001, constituent en 2002, 25% du couvert végétal. De plus, certaines espèces présentes en 2001 ont disparu en 2002 alors que d'autres sont apparues en 2002.

Ainsi, de la même manière que pour le site RS, d'importantes modifications du couvert végétal sont observées. Malgré un bilan positif dès les premières années, le suivi doit se poursuivre avant de pouvoir conclure quant au succès total de cette opération.

(b) Le sol est transporté sous forme de « banquettes », qui sont des blocs de terre de longueur et épaisseur variables. Ce mode de transfert devrait accélérer le rétablissement de la communauté entière (Manchester et al., 1999). Les banquettes sont alors placées les unes contre les autres et des interstices se créent entre les différentes banquettes. Toutefois, ces fissures permettent l'aération du sol et les procédés de minéralisation (Klötzli, 1987), mais ce sont des espaces susceptibles d'être colonisés par des espèces rudérales et elles peuvent créer des difficultés pour la gestion agricole ultérieure du site.

Les probabilités de réussite d'une telle opération sont élevées si le travail est réalisé soigneusement et si la gestion ultérieure est appropriée (Klötzli, 1987). En effet, le succès de cette méthode dépend des différentes étapes du transfert. (1) La compatibilité entre les sites donneur et receveur doit être vérifiée notamment au niveau de l'hydrologie, du substrat et de la topographie. Des changements au niveau de ces conditions peuvent être responsables de changements dans la composition floristique qui s'exprime après le transfert (Manchester et al., 1999). (2) La préparation du site receveur peut être réalisée de différentes manières : élimination de la couche superficielle comme dans notre exemple, élimination de la végétation de la culture avec des produits phytosanitaires (Bullock, 1998). (3) Le déplacement du sol doit être réalisé avec soins pour ne pas trop perturber la végétation. Il est préférable de réaliser l'opération durant la saison hivernale, voire au début de printemps, pour faciliter le transport et l'étalement du sol. (4) La gestion ultérieure doit être cohérente avec la gestion réalisée préalablement sur le site donneur.

5. Comment choisir parmi ces différentes techniques?

Bien que les généralisations soient impossibles car la restauration est un phénomène complexe (Zedler, 2000), il est possible d'orienter le choix de la méthode à mettre en œuvre pour reconvertir une culture en prairie. Il est difficile d'estimer les potentialités de restauration du site car la restauration est un processus soumis à de nombreux facteurs biotiques et abiotiques. Toutefois, il est primordial de s'assurer que le fonctionnement hydrologique du site n'est pas trop altéré. En effet, le régime hydrologique est crucial pour maintenir ou restaurer la biodiversité et le fonctionnement des prairies alluviales (Zedler, 2000). La technique peut également être sélectionnée en fonction de l'intensité de la perturbation subie

(Manchester et al., 1999). Ainsi, si le nombre d'années en culture est important, si les engrais et pesticides ont été abondamment utilisés, la rétablissement d'une flore prairiale s'avère difficile et l'étrépage peut être envisagé.

Il est de plus possible d'estimer les sources potentielles de graines. En effet, les espèces végétales possèdent de nombreux moyens de dispersion, comme le vent, les inondations, les animaux et les machines agricoles. Ainsi si la parcelle à restaurer est entourée de parcelles sources, c'est à dire de prairies semi-naturelles diversifiées, la recolonisation spontanée des espèces prairiales sera facilitée. Mais si cette parcelle est isolée de prairies sources, l'introduction d'espèces peut s'avérer nécessaire (Van der Putten et al., 2002).

Lorsque l'on s'interroge sur les moyens disponibles, dans de nombreux cas, le choix de la méthode s'impose par lui-même. Dans un premier temps, si aucun site donneur voué à la destruction n'est disponible, le transfert de sol est évidemment à proscrire. Dans un second temps, si les moyens financiers sont insuffisants, l'étrépage est alors inaccessible. La restauration peut alors être envisagée par remise en herbe ou par recolonisation spontanée si les sources de recolonisation naturelles sont estimées suffisantes.

6. Comment favoriser cette restauration?

La mise en œuvre d'une technique de restauration n'est qu'une première étape car il faut attacher une grande importance à la gestion qui va être appliquée à long terme sur ce site (Wells, 1983). Une gestion appropriée doit favoriser la survie des plantules (Jones & Hayes, 1999), limiter l'invasion d'espèces rudérales (Snow et al., 1997), jouer un rôle dans la dispersion des graines, en fauchant par exemple d'abord une prairie diversifiée puis en fauchant le site à restaurer car les machines agricoles sont un vecteur important de dispersion des graines (Strykstra et al., 1996). Les expérimentations de Jones & Hayes (1999) mettent en évidence l'intérêt d'une gestion par 2 fauches suivies d'un pâturage en automne. De plus, il est très important de conserver des prairies riches et diversifiées, car elles constituent la principale source de diversité pour les prairies à reconstituer (Huxel & Hastings, 1999).

V. CONCLUSIONS

Les aires protégées sont ainsi des espaces propices à la mise en œuvre d'opérations de restauration des écosystèmes prairiaux. En effet, elles offrent la possibilité de tester des techniques différentes, d'assurer une gestion appropriée et un suivi scientifique. Les suivis

scientifiques, lorsqu'ils sont effectués sur le long terme, permettent de faire un bilan de l'opération effectuée dans l'objectif:

- de comprendre les processus de la restauration et du rétablissement des espèces prairiales,
- d'adapter la gestion au fur et à mesure dans le cas où elle serait inappropriée,
- d'estimer le succès en se référant aux objectifs de la restauration et donc à notre écosystème de référence,
- de réaliser un suivi temporel sur le long terme afin de diffuser les résultats et de servir de référence si l'opération de restauration a été un succès.

Ces suivis permettront de déboucher sur l'élaboration d'outils de restauration pour les gestionnaires qui pourront cibler au mieux les enjeux et les possibilités de restauration.

REMERCIEMENTS

Nous remercions C. Garbey, F. Gréwilliot et J. Signoret pour leurs commentaires constructifs sur ce manuscrit.

Is top soil translocation an effective technique to compensate for meadow destruction ?

Vécrin M.P. & Muller S.

(Applied Vegetation Science, sous presse)



*Illustration du décapage du site receveur
(M.P. Vécrin, Février 2001)*

Is topsoil translocation an effective technique to compensate for meadow destruction?

VECRIN M.P.* & MULLER S.

Laboratoire Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystèmes - Université de Metz

Campus Bridoux – 2 avenue du Général Delestraint F-57 070 Metz

email: mpvecrin@hotmail.com and muller@sciences.univ-metz.fr

*Corresponding author: fax: +33387378423

Abstract

In France, most civil engineering and excavation projects are, at present, accompanied by compensatory measures with the aim of preserving biodiversity. In order to avoid destruction of habitats of high conservation interest, harbouring two legally protected plant species in north-eastern France, an experiment of soil translocation was conducted on an area of one hectare. The donor site was an extensively managed mesophilic meadow and the receptor site was a neighbouring arable land. The vegetation of the translocated meadow was described 8 and 17 months after soil translocation, and compared (1) with vegetation resulting from more classical restoration techniques tested on the arable land (natural regeneration and seed mixture sowing) and (2) with soil seed bank and vegetation previously present on the donor site. Results showed that the soil translocation technique permitted the development of numerous meadow species, including two legally protected species, and few ruderal species despite a high area of bare ground. This technique seems effective in terms of number and abundance of meadow species compared to natural regeneration and commercial seed sowing. For these two classical methods, the species richness was lower and only widespread species were present. Topsoil translocation provides a good compensatory method to avoid habitat and species destruction. However, the study must continue, with the aim of assessing the longer term development and stabilisation of the vegetation of the translocated meadow.

Keywords: alluvial meadow, compensation measure, cultivation stage, natural regeneration, seed bank, sowing, soil spreading, vegetation

Nomenclature: Lambinon et al. 1992

I. INTRODUCTION

In France, due to the 1976 nature protection law, civil engineering projects must be accompanied by ecological impact assessments before the beginning of the project (Journal Officiel de la République Française, 1977). They allow at least a description of the initial state of the site, the evaluation of the forecasted modifications caused by the projects and measures to decrease and/or compensate the degradation or destruction of habitats and species.

These assessments first try to avoid impact on nature (Weems & Canter, 1995; Bonnie, 1999). If this is not possible, measures will then try to minimise the impact. The last solution is to propose compensatory measures in order to counterbalance the impact. Compensation measures require actions that are intended to compensate for loss and/or degradation of natural biotopes by re-creation of the lost areas elsewhere in the landscape and by enhancement of the ecological infrastructure and quality of surrounding landscape (Cuperus et al., 1999). Re-creation means the re-establishment of ecological structures and services that have been destroyed or irreversibly impaired (Urbanska, 2000). Translocation is a solution employed in compensation measures and can be used for fauna (Platenberg & Griffiths, 1999) and soil (Bruelheide & Flintrop, 2000). Community translocation involves the removal of an assemblage of species from a donor site with the aim to establish it as a functional community at a receptor site (Bullock, 1998). This technique avoids community destruction but constitutes an important perturbation for vegetation and soil. Thus, there is an uncertain and unpredictable outcome with this technique. Nevertheless, as compensatory mitigation is becoming widespread practice, it is urgently necessary to predict success rates for restored ecosystems (Zedler & Callaway, 1999).

In our case study, a soil translocation was carried out in 2001 in order to limit the destruction of an alluvial meadow habitat of high conservation value, which was threatened by a road construction. The ecological impact assessment pointed out the presence of this high value habitat and the legally protected species (Lecoeuche & Muller, 1998). In addition to the purchase of preserved meadows, compensatory measures were required, in the form of a restoration operation, by transferring meadow soil to ex-arable land. A scientific survey was initiated from the beginning of the soil translocation.

More classical restoration techniques were also tested in order to evaluate the effectiveness of soil meadow translocation for restoring alluvial meadows. Arable land reversion was tested by sowing with commercial seed mixture and compared to natural regeneration.

The aims were to: (1) analyse the vegetation present in the two years following the soil translocation, (2) compare this vegetation with seed bank and vegetation of the donor site and (3) compare the soil translocation technique with two classical restoration methods, in order to draw conclusions about the value of the soil translocation technique as a compensatory measure.

II. MATERIALS AND METHODS

1. Study area

The soil transfer was carried out in response to road building near Metz (NE France). An ecological impact assessment described the ecosystems present on the proposed layout of the road (Lecoeuche & Muller, 1998), and because of the high ecological value, compensatory measures were required. About 30 ha of private alluvial meadows were purchased by the French Ministry of Civil Engineering to be protected and managed extensively, and restoration project to recreate a meadow from arable land was proposed. The technique consisted to transfer topsoil from a meadow on the layout of the road and which harboured two species with regional legal protection in Lorraine: *Filipendula vulgaris* and *Oenanthe peucedanifolia*, to the ex-arable land.

2. Description of the restoration operation

The soil translocation operation was carried out in February 2001. First, the topsoil of the arable land was stripped (to a depth of 20-30 cm) over 1 ha. Second, the topsoil from the meadow (to a depth of 20-30 cm) was taken using a bulldozer with a shovel (width=2.5 meters) and put in buckets (volume=12 m³). The soil was then immediately moved to the receptor site and spread out with a tracked vehicle. The whole operation lasted one week.

The donor site was a mesophilic meadow; the dominant species were *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca pratensis*. Mesophilic and mesoxerophilic species were present, such as *Colchicum autumnale*, *Sanguisorba minor*, *Primula veris*. This *Colchico-Festucetum pratensis* (Duvigneaud, 1958) meadow was a meadow of high ecological value with oligotrophic species, such as *Betonica officinalis*, *Luzula campestris*, *Saxifraga granulata*, *Serratula tinctoria*. At this stage, before soil translocation, seven

phytosociological samples (each of an area of approximately 30 m²) were taken according to the Braun-Blanquet method (1964) to describe vegetation on the donor site.

The receptor site was neighbouring arable land from which the topsoil had been stripped. This had been under intensive wheat cultivation with fertilisers and pesticides applied.

Part of the receptor site was excluded from the stripping operation in order to study other cheaper restoration techniques: (1) natural regeneration and (2) commercial seed mixture sowing. This part was sown in June 2001 and the seed rate was 30 kg.ha⁻¹ with a commercial mixture of *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea* and *Lotus corniculatus*.

3. Management

Before soil translocation, the donor site was extensively managed, with one or two cuts per year, without fertilisation. After the soil transfer, the receptor site was also extensively managed. In 2001, the site was mown in September and in 2002, it was mown in June and September. Except in 2001, the hay was removed from site.

4. Vegetation recording on restored area

The annual vegetation survey was carried out along 20m transects, using the method of Daget & Godron (1982). Measures of vegetation were at 1m interval using 50cm × 50cm squares. The specific contribution (CS%) was calculated with an allocation of points to species (from 1 to 5). The points represented the percentage cover of each species. Six transects were established in the translocated part and two transects in each part where classical techniques were applied.

Species were split into two groups: (i), meadow species, and (ii), ruderal and annual species, (according to Lambinon et al., 1992).

Hay production in each restoration area was measured in both September 2001 and June 2002; 4 sub-samples of 0.25m² were cut randomly in the vegetation. The 4 sub-samples were dried at 70°C for 48h, weighed and expressed as T/ha/year.

5. Description of soil seed bank

The soil seed bank was described using the method of Ter Heerdt et al. (1996), but the sample depth was 20 cm instead of 10 cm to reflect the depth of soil using in translocation. Three samples of 10 replicates were taken in the donor site from the top 20 cm with a 4 cm drill. Each sample was separated into 4 layers (0-5, 5-10, 10-15 and 15-20 cm). The samples were taken in February 2001 and subsequently stored at 5°C until they were analysed further. They were cleaned with water in two sieves, one of 2 mm and a second one of 0.212 mm diameter. The material on the latter sieve was spread out in trays filled with three layers of soil: first a layer of non-sterilised organic soil, then a layer of sterilised organic soil and finally a layer of sterilised sand. The trays were placed in a greenhouse, with 16 hours daylight at a temperature of 20-30°C and 8 hours of darkness at 10-15°C, and they were watered once a day. Seedlings were identified, counted and removed to allow germination of other seeds. The experiments lasted one year.

6. Description of soil characteristics

Soil samples were collected from donor and receptor site before restoration operations. In the both sites, 3 soil samples were taken in autumn 2000. Significant differences were noticed for P₂O₅, which was lower in the donor site and for N, which was higher in the donor site (Table 1).

Table 1: Mean values (in g/kg) for topsoil chemical characteristics with SE in brackets.

	<u>Donor site</u>	<u>Receptor site</u>
P ₂ O ₅	0.024 (0.001)	0.049 (0.002)
K ₂ O	0.213 (0.006)	0.22 (0.001)
N	5.036 (0.529)	3.35 (0.216)
MO	92 (10)	57 (4)
C/N	10.62 (0.46)	9.84 (0.35)

7. Statistics

Differences in means were tested with a Mann-Whitney *U*-test.

III. RESULTS

1. Vegetation present in the two years following the soil translocation on the receptor site

1.1. Description of vegetation present in September 2001

79 species were present on the site, of which 75 % were meadow species, e.g. *Anthoxanthum odoratum*, *Colchicum autumnale*, *Galium verum*, *Leucanthemum vulgare* (App. 1). Other species were ruderal and annual species, e.g. *Chenopodium album*, *Cirsium arvense*, *Sonchus arvensis*, and their mean specific contribution was 4%. The dominant species were *Plantago lanceolata* (mean specific contribution of 15%), *Centaurea jacea* (13%) and *Agrostis stolonifera* (5.5%). Bare ground covered 47% of the area. The mean number of species per transect was 34 (from 22 in transect 3 to 37 in transects 4 and 6) whereas the mean number of species per 50 cm x 50 cm quadrat was 9 (from 5 in transect 3 to 11 in transect 4) (Figure 1a).

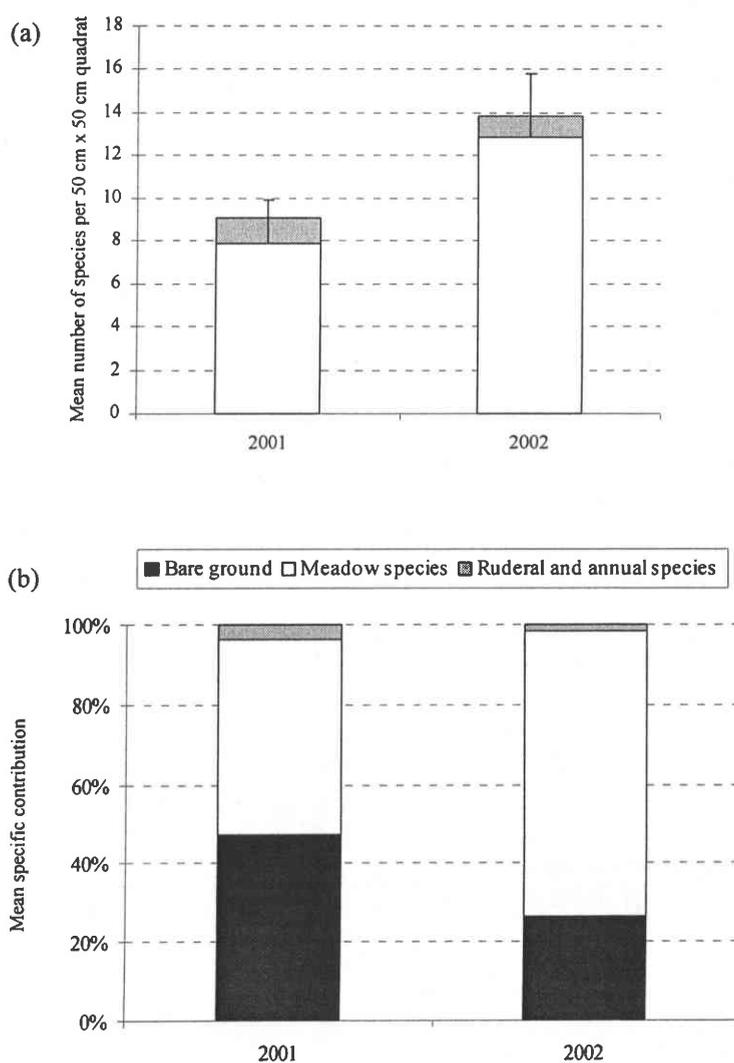


Figure 1: Results of the 6 transects made on soil translocation area in 2001 and 2002. (a) Mean number of species per 50 cm x 50 cm quadrat, (b) Mean specific contribution per transect

1.2. Description of vegetation present in June 2002

In 2002, 88 species were recorded on the soil translocation area, 73 % of these were meadow species. The dominant species were *Agrostis stolonifera* (mean specific contribution of 16%), *Centaurea jacea* (16%) and *Plantago lanceolata* (8%). The area of bare ground covered 26% of the parcel. Ruderal and annual species constituted 2 % of the vegetation. The mean number of species per transect was 45 (from 39 in transect 3 to 48 in transect 4) whereas the mean number of species per 50 cm x 50 cm quadrat was 14 (from 10 in transect 3 to 16 in transect 4) (Figure 1a).

1.3. Comparison between the vegetation present in 2001 and 2002

In 2002, 88 species were counted, whereas 79 species were present in 2001. Among these 79 species, 13 species did not reappear in 2002, including *Dactylorhiza fistulosa*, *Oenanthe peucedanifolia*, *Festuca rubra*, *Galium aparine*, *Barbarea vulgaris* (App. 1) On the other hand, 21 species, which were not present in 2001, appeared in 2002, e.g. *Arrhenatherum elatius*, *Lychnis flos-cuculi*, *Phleum pratense*, *Senecio jacobaea*. From 2001 to 2002, the mean number of meadow species increased significantly ($p < 0.001$) (Figure 1a), whereas no significant difference was found for the number of ruderal and annual species. The mean percentage of bare ground was still high, although it decreased from 47% in 2001 to 26% in 2002. This decrease in bare ground was accompanied by an increase in the contribution of meadow species (Figure 1b). In 2001, although the number of meadow species was high, a limited number of these species dominated the vegetation, particularly *Centaurea jacea*, *Lotus corniculatus* and *Plantago lanceolata*. These three species represented 32% of the sampled area (against 27% in 2002). Grasses, which were weakly present in 2001 (the mean specific contribution was 9%), increased in 2002 with a mean specific contribution of 25%.

The mean number of ruderal and annual species was low and their specific contribution was very low too (Figure 1).

2. Comparison of vegetation established on the receptor site with the vegetation and the seed bank of the donor site

2.1. Vegetation of the donor site

The vegetation of the donor site was dominated by grasses, such as *Festuca pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius* and by mesohygrophilic and mesophilic forbs, e.g. *Centaurea jacea*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus acris* and *Leucanthemum vulgare* (App.

1). 64 species were present on the donor site whereas 79 species were present on the receptor site in 2001 (88 in 2002). Among the 64 species, numerous species were present on the receptor site in 2001 (n=45) and 2002 (n=48). In 2001, 19 species and in 2002, 15 species had still not appeared in the receptor site, e.g. *Briza media*, *Saxifraga granulata*, *Serratula tinctoria*, whereas 8 meadow species, found in the donor site, appeared on the receptor site only in 2002, such as *Lychnis flos-cuculi*, *Cerastium fontanum*, *Tragopogon pratensis*. However 5 species, *Dactylorhiza fistulosa*, *Festuca rubra*, *Heracleum sphondylium*, *Lysimachia nummularia*, *Oenanthe peucedanifolia*, which were present at both the donor and receptor sites, disappeared between 2001 and 2002.

2.2. Soil seed bank of the donor site

33 species germinated from the soil seed bank (App. 1). The mean species richness was 22 and the mean density was 13,615 seedlings/m². A small number of species dominated the soil seed bank: *Agrostis stolonifera* (29%), *Poa trivialis* (12%) and *Ranunculus acris* (11%). Other species were more limited, such as *Galium mollugo*, *Cardamine pratensis*. The two upper layers were significantly the richest and the most abundant ones, whereas the two deepest layers were very poor in species richness and density (Figure 2).

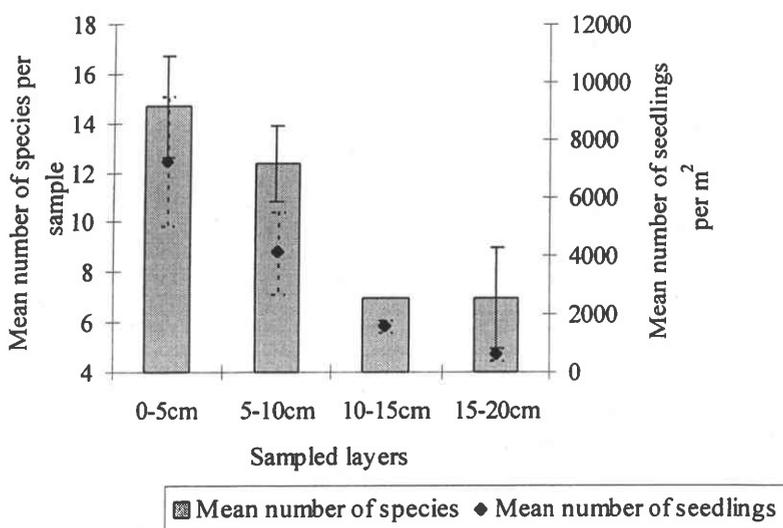


Figure 2: Composition of soil seed bank of the donor site (mean number of species per sample and mean number of seedlings per m²)

Of the 33 species present in the soil seed bank, (i) 10 species present in the soil were not present in the vegetation of the donor site, such as *Festuca arundinacea*, *Glechoma*

hederacea, (ii) 30 were present on the receptor site in 2001 and 31 in 2002. Only one, *Juncus* sp., present in the soil did not appear in the vegetation of the receptor site. 26 species in 2001 and 31 species in 2002 appeared on the receptor site without being present in the seed bank and the vegetation of the donor site, e.g. *Daucus carota*, *Ranunculus bulbosus*, *Sanguisorba minor*.

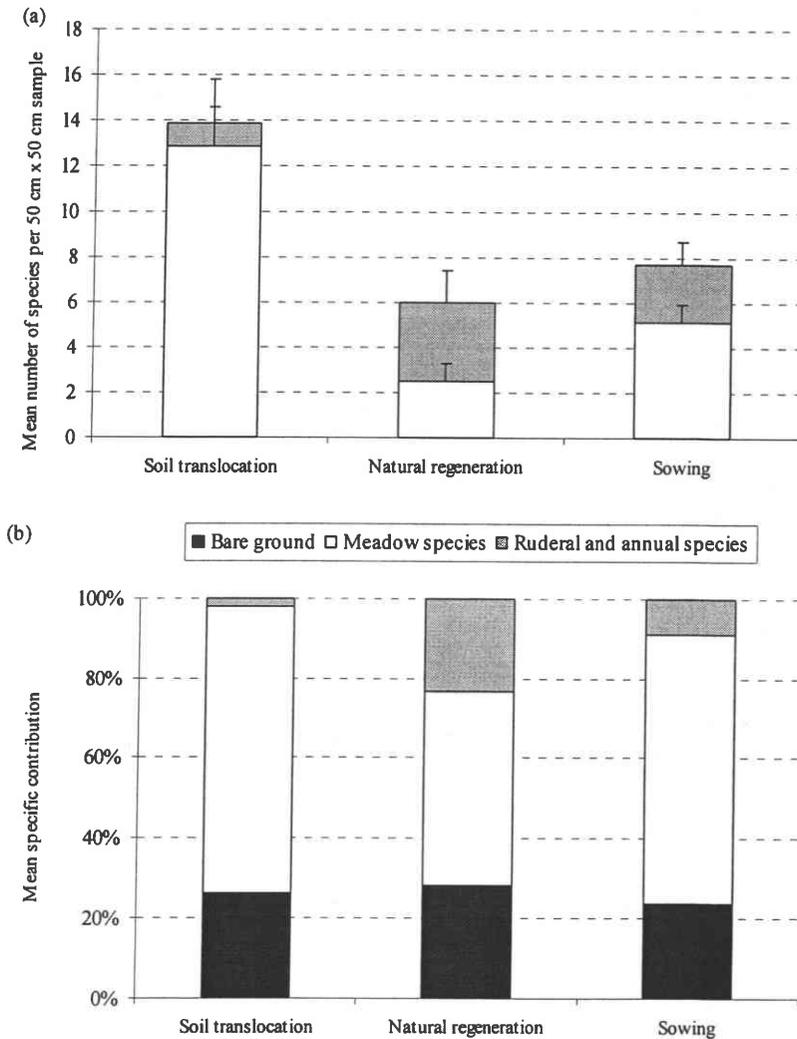


Figure 3: Comparison of vegetation on the studied transects in 2002 with the three restoration techniques. (a) Mean number of species per 50 cm x 50 cm quadrat, (b) Mean specific contribution per transect

3. Comparison of vegetation established with the three restoration techniques

3.1. Comparison based on vegetation

The mean number of species and the mean number of meadow species were significantly greater ($p < 0.001$) with the soil transfer technique, whereas the lowest species

richness was found with the natural regeneration technique (Figure 3a). Nevertheless, with sowing and recolonisation techniques, the mean number of meadow species significantly increased ($p < 0.001$) between 2001 and 2002. Similarly, the meadow specific contribution was the highest with the soil transfer technique whereas the lowest result was found with the natural regeneration technique. Moreover, natural regeneration and sowing allowed the development of only widespread species, e.g. *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*, *Symphytum officinale*. The specific contribution of meadow species resulted only from grasses. In 2002, the dominant species were *Elymus repens* and *Poa trivialis*. Their contribution was 47% in the recolonisation area and 31% in the sown area.

A marked decrease in ruderal and annual specific contribution was noticed in the recolonisation and sown areas, respectively from 45 % to 23 % and from 58 % to 9 %. In 2002, the mean area of bare ground per 50 cm x 50 cm quadrat was not different between the three techniques (around 25%) (Figure 3b).

3.2. Comparison based on dry matter

With the three techniques, there was a significant difference in dry matter production between 2001 and 2002 (Figure 4). In 2002, the greatest production was from natural regeneration.

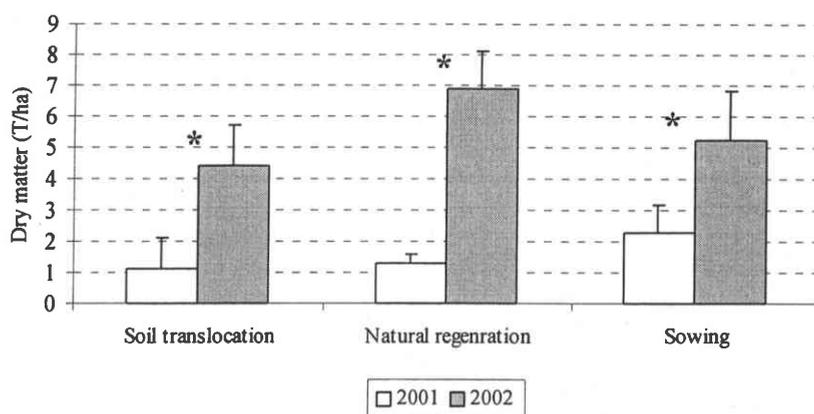


Figure 4: Comparison of dry matter yield in 2001 and 2002 with the three restoration techniques (* $p < 0.05$; Mann-Whitney U-test)

IV. DISCUSSION

1. Does established vegetation reflect vegetation and seed bank of the donor site?

The established vegetation on the translocated area was dominated by meadow species and positive changes in the vegetation were noticed on the receptor site, despite the disappearance of *Oenanthe peucedanifolia* in 2002. We noticed important vegetation changes between 2001 and 2002, with an increase in the number of species, a gain and loss of species, a decrease in bare ground area and an increase in meadow species contribution.

Numerous species were identical between the donor and receptor sites, including one protected species (*Filipendula vulgaris*) in 2002. However oligotrophic species, such as *Serratula tinctoria*, *Saxifraga granulata*, *Luzula campestris*, *Briza media* were still missing on the receptor site. Although quantitative methods used for studying vegetation were not identical between the donor and receptor sites, it was clear that the abundance of grasses was different. We expected that other grasses will colonise the site later. Some grasses can also vegetatively reproduce, such as *Poa trivialis*, *Elymus repens*. *Agrostis stolonifera* was three times more frequent in 2002 than in 2001. But other grasses, present on the donor site, do not have this capacity for lateral vegetative spread, this include *Arrhenatherum elatius*, *Avenula pubescens*, *Dactylis glomerata* (Grime et al., 1988) and this might explain their absence or low abundance.

Conversely, some species, e.g. *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata*, were over-represented on the receptor site. These species were probably favoured because they are present in large range of habitats and are drought resistant (Grime et al., 1988). But we might expect that their frequency will decrease in the following years.

Numerous meadow species colonised the receptor site (1) from propagules present in the donor site and (2) from other dispersal sources. These species could (i) be present in the seed bank of the donor site without being in the aboveground vegetation, (ii) be moved to the receptor site by a dispersal agent from neighbouring meadows, (iii) be overlooked during initial survey.

Thus, some species were present in the soil seed bank of the donor site but not in its vegetation, e.g.: *Rumex crispus*, *Festuca arundinacea*, *Glechoma hederacea*. Other species were present on the meadow around the donor site but were not integrated in the soil translocation, such as *Sanguisorba minor*, *Elymus repens*, or were present on neighbouring meadows, such as *Ranunculus bulbosus*, *Daucus carota*, *Achillea millefolium*. Moreover,

other species are vernal or lowgrowing species, such as *Ficaria verna* and *Prunella vulgaris*. So, we could assume that these species could have been present on the donor site but were overlooked.

Why did all the species present on the donor site not appear in the receptor site? Among the 64 species, 19 species did not appear in 2001 and 16 in 2002. These species might appear later, for example species such as *Cerastium fontanum* and *Lychnis flos cuculi*, set only in 2002. The arrival of *Lychnis flos cuculi* probably results from its presence in the soil seed bank. Second, their reproduction or establishment strategy could make their establishment on the receptor site difficult, such as for *Briza media*, *Luzula campestris* (Grime et al., 1988). Grime et al. (1988) describe *Briza media* as a species which does not produce a persistent seed bank and seedlings have difficulty in their establishment. Thus, Pywell et al. (2003) concluded that some biological traits, e.g. seed biology, regenerative strategy, determinate the re-establishment of species.

2. Does soil translocation constitute an effective technique to recreate alluvial meadows?

In the short-term, the soil translocation technique presented a higher mean number and specific contribution of meadow species than the natural regeneration and sowing methods. Two years after treatment, the soil translocation technique was more effective in re-establishing meadow species than the other two methods. Moreover, in comparison with the two other techniques, crop production was not significantly different the second year of the experiment. Pywell et al. (2002) showed that natural regeneration led to a vegetation type which did not resemble to the target one whereas sowing seed mixtures enabled the development of a vegetation type similar to the target one. Nevertheless, in their experiment, the seed mixture was more complex than the one used here.

Soil translocation appeared to constitute a good compensatory measure to avoid the complete destruction of alluvial meadow. Here, soil translocation established numerous meadow species, but the operation is still recent. Indeed, the survey showed important modifications in floristic composition between 2001 and 2002. The vegetation is still unstable and the area of bare ground is still high, and we expected further change. After only one year, Worthington & Helliwell (1987) obtained an almost completely vegetated site. In our case, we assumed that the meteorological conditions (wet spring and dry summer) were not favourable to the establishment of vegetation.

Soil translocation leads to the destruction of a donor site and needs large financial and technical resources. Good et al. (1999) considered this technique as the most ambitious and expensive in restoration projects, and is particularly appropriate when a site is condemned to destruction, for example in the case of road building (Bruelheide & Flintrop, 2000). Other authors, such as Klötzli (1987), consider this technique only as an emergency solution. Nevertheless, two factors indeed could limit the reestablishment of species: inappropriate site conditions and impoverished seed sources (Bischoff, 2002). Soil translocation allows the introduction of meadow propagules and inhibits arable land seed bank expression. But, this method involves marked disturbance of soil structure and vegetation (Bruelheide & Flintrop, 2000) and slight disturbances may lead to weed invasions (Klötzli, 1987). However, Worthington & Helliwell (1987) noticed an increase in the number of species after translocation and a limited invasion by weed species. The increase in species probably resulted from perturbation of soil and vegetation. Moreover, moving soil allowed soil seed bank recruitment.

Another method of soil translocation is turf transplantation. In general turf transplantations are more successful than spreading operations (Pywell et al., 1995), probably because this method could facilitate the reestablishment of the entire community (Manchester et al., 1999). Bullock (1998) presented a review of soil translocation operations from turf transfer or spreading soil. He concluded that all the projects lead to vegetation modifications although it was not always linked to the translocation. Moreover, even if the receptor site was not similar to the donor site, the result could be successful. Six years after translocation, Standen & Owen (1999) observed vegetation change and the vegetation type of the receptor site corresponded to the donor site vegetation.

3. What are the conditions of success for soil translocation?

The success of soil translocation may depend on the good progress of the stages of translocation. First, compatibility between donor and receptor sites needs to be evaluated (Worthington & Helliwell, 1987; Bullock, 1998). Thus, abiotic factors, such as hydrology, substrate, slope, topography, have to be similar between the two sites. Some environmental differences between donor and receptor sites could lead to modifications in the vegetation composition (Manchester et al., 1999). In our case, the absence of the mesoxerophilic species, such as *Primula veris*, *Rhinanthus minor*, *Avenula pubescens*, on the receptor site may be linked to a receptor site a little wetter than the donor site. Second, the preparation of the

receptor site needs to be relevant (Bullock, 1998). Several arrangements could be possible, for example, soil excavation, as in this study case, vegetation elimination or no intervention. Soil movement needs to be carried out carefully to minimise soil disturbance. Undertaking the soil translocation during a dry period facilitates transport and soil spreading. Lastly, management of the translocated community has to be coherent with previous management of the donor site (Klötzli, 1987; Bullock, 1998). For example, in their assessment, Bruelheide & Flintrop (2000) observed important vegetation modifications after turf translocation. But as they chose to retard the mowing date, it is difficult to determine which factor led to the vegetation changes.

4. Conclusions about compensation measures

Compensatory measures are becoming widespread practice (Zedler & Callaway, 1999), but to be successful specialists must to be involved in the project (Bonnie, 1999) and it is necessary to integrate direct and indirect negative effects of the project (Seiler & Eriksson, 1997). Mitigation rates (=proportion of area to be restored to area damaged) are based on how long it might take to reach the target and how closely the site is expected to match reference sites (Zedler & Callaway, 1999). Cuperus et al. (1999) suggested that the mitigation ratio should include surface area to compensate degraded and isolated sites. Moreover, it has been suggested that compensatory policies need to integrate the fact that compensated sites would not rapidly replace the function of the original site, that time allotted to restore these functions needs to be increased and that short term data should not be considered (Zedler & Callaway, 1999). In our case, after two years, numerous questions persist: What will the trajectory of the receptor site be? Will the species present increase or decrease? Will other typical meadow species, in particular oligotrophic ones which were present in the donor site, appear? Will ruderal species disappear? Thus, it is important to continue the monitoring to assess the evolution and stabilisation of vegetation, to estimate the success of the operation and to conclude as to the interest of this technique in the long term. It is indeed really important to publish such soil translocation results, even if they are negative results (Hodder & Bullock, 1997).

Numerous authors argue that recreated ecosystems are not exactly similar to original ecosystems (Klötzli, 1987 ; Ehrenfeld, 2000 ; Young, 2000). Conversely, Worthington & Helliwell (1987) justify that this expensive operation of translocation is interesting because it permits economic activity with a reduced impact on nature. Thus, it is important to consider

these measures carefully and to ensure adequate monitoring. Even if this kind of operation is successful, one must never forget that such translocation may constitute a passport to habitat degradation by developers.

ACKNOWLEDGMENTS

We gratefully acknowledge improvements by F. Grévillet (University of Metz), R.H. Marrs (University of Liverpool), and two anonymous referees. This study was supported by Lorraine Region ("Zone Atelier Moselle" program) and the "Direction Départementale de l'Équipement de la Moselle".

Appendix 1: List of species present on the donor site (seed bank and vegetation) and on the receptor site (in 2001 and 2002).

	Donor site		Receptor site	
	Seed bank	Vegetation	2001	2002
Total number of species	33	64	79	88
Meadow species				
<i>Achillea millefolium</i>			XXX	XXX
<i>Achillea ptarmica</i>			XXX	XXX
<i>Agrostis stolonifera</i>	XXX		XXX	XXX
<i>Ajuga reptans</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Allium</i> sp.		XXX	XXX	XXX
<i>Alopecurus pratensis</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Arrhenatherum elatius</i>		XXX		XXX
<i>Avenula pubescens</i>		XXX		
<i>Bellis perennis</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Briza media</i>		XXX		
<i>Bromus racemosus</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Cardamine pratensis</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Carex acuta</i>		XXX		
<i>Carex cuprina</i>		XXX		
<i>Carex spicata</i>				XXX
<i>Carex vulpina</i>		XXX		
<i>Centaurea jacea</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Cerastium fontanum</i>		XXX		XXX
<i>Colchicum autumnale</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Crepis biennis</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Cynosurus cristatus</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Dactylis glomerata</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Dactylorhiza fistulosa</i>		XXX	XXX	
<i>Daucus carota</i>			XXX	XXX
<i>Elymus repens</i>			XXX	XXX
<i>Festuca arundinacea</i>	XXX		XXX	XXX
<i>Festuca pratensis</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Festuca rubra</i>		XXX	XXX	
<i>Filipendula ulmaria</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Filipendula vulgaris</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Galium mollugo</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Galium verum</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Glechoma hederacea</i>	XXX		XXX	XXX
<i>Heracleum sphondylium</i>		XXX	XXX	
<i>Holcus lanatus</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Hordeum secalinum</i>				XXX
<i>Juncus</i> sp.	XXX			
<i>Lathyrus pratensis</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Leontodon autumnalis</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Leontodon hispidus</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Leucanthemum vulgare</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Lolium perenne</i>			XXX	XXX
<i>Lotus corniculatus</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Luzula campestris</i>		XXX		
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	XXX	XXX		XXX
<i>Lysimachia nummularia</i>		XXX	XXX	
<i>Medicago lupulina</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Myosotis cespitosa</i>				XXX
<i>Oenanthe fistulosa</i>			XXX	
<i>Oenanthe peucedanifolia</i>		XXX	XXX	
<i>Phleum pratense</i>				XXX
<i>Plantago lanceolata</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Poa pratensis</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Poa trivialis</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Potentilla reptans</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Primula veris</i>		XXX		

<i>Prunella vulgaris</i>			XXX	XXX
<i>Ranunculus acris</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Ranunculus bulbosus</i>			XXX	XXX
<i>Ranunculus ficaria</i>			XXX	
<i>Ranunculus repens</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Rhinanthus minor</i>		XXX		
<i>Rumex acetosa</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Rumex crispus</i>	XXX		XXX	XXX
<i>Sanguisorba minor</i>			XXX	XXX
<i>Saxifraga granulata</i>		XXX		
<i>Senecio jacobaea</i>				XXX
<i>Senecio aquaticus</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Serratula tinctoria</i>		XXX		
<i>Silaum silaus</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Stachys officinalis</i>		XXX		
<i>Symphytum officinale</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Taraxacum</i> sp.		XXX	XXX	XXX
<i>Tragopogon pratensis</i>		XXX		XXX
<i>Trifolium dubium</i>		XXX		XXX
<i>Trifolium pratense</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Trifolium repens</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Trisetum flavescens</i>		XXX		XXX
<i>Veronica chamaedrys</i>		XXX		XXX
<i>Veronica</i> sp.	XXX		XXX	XXX
<i>Vicia hirsuta</i>		XXX		XXX
<i>Vicia sativa</i>	XXX	XXX	XXX	XXX

Ruderal and annual species

<i>Alopecurus myosuroides</i>				XXX
<i>Atriplex prostrata</i>	XXX		XXX	
<i>Barbarea vulgaris</i>			XXX	
<i>Bromus sterilis</i>				XXX
<i>Chenopodium album</i>			XXX	XXX
<i>Chenopodium polyspermum</i>			XXX	XXX
<i>Chaenorhinum minus</i>				XXX
<i>Cirsium arvense</i>			XXX	XXX
<i>Cirsium vulgare</i>			XXX	XXX
<i>Convolvulus arvensis</i>		XXX	XXX	XXX
<i>Epilobium</i> sp.	XXX			XXX
<i>Galium aparine</i>			XXX	
<i>Geranium pyrenaicum</i>			XXX	XXX
<i>Gnaphalium uliginosum</i>			XXX	
<i>Lepidium campestre</i>				XXX
<i>Matricaria maritima</i>	XXX		XXX	XXX
<i>Matricaria recutita</i>				XXX
<i>Plantago major</i>	XXX		XXX	XXX
<i>Plantago media</i>			XXX	XXX
<i>Poa annua</i>			XXX	
<i>Polygonum aviculare</i>			XXX	XXX
<i>Polygonum lapathifolium</i>	XXX	XXX	XXX	XXX
<i>Polygonum persicaria</i>			XXX	
<i>Rorripa palustris</i>			XXX	XXX
<i>Sinapis arvensis</i>			XXX	XXX
<i>Sonchus arvensis</i>			XXX	XXX
<i>Sonchus oleraceus</i>			XXX	XXX
<i>Triticum aestivum</i>				XXX
<i>Valerionella locusta</i>				XXX
<i>Veronica arvensis</i>				XXX

Comment améliorer l'état de conservation des prairies artificielles en plaine inondable ? Exemple d'une zone proposée au réseau Natura 2000

Vécrin M.P., Jager C. & Muller S.



*Illustration des prairies semi-naturelles de la vallée de la Meuse
(M.P. Vécrin, Juin 2002)*

Comment améliorer l'état de conservation des prairies artificielles en plaine inondable ? Exemple d'une zone proposée au réseau Natura 2000

Vécrin M.P., Jager C. & Muller S.
Laboratoire Biodiversité et Fonctionnement des Ecosystèmes – Université de Metz
Campus Bridoux – 2 avenue du Général Delestraint
57 070 Metz (France)

Résumé

La mise en place du réseau Natura 2000 a pour objectif le maintien et la restauration des habitats et des espèces dans un état de conservation favorable. En plaine inondable, les prairies artificielles issues de cultures sont des habitats appauvris, nécessitant des mesures de gestion appropriées afin d'améliorer leur état de conservation. Ce travail, réalisé dans la vallée de la Meuse, est une étude comparative des prairies artificielles et semi-naturelles, dans le but d'établir des préconisations de gestion favorisant la restauration de la diversité végétale dans les prairies artificielles.

Par le biais d'une enquête agricole couplée à des relevés phytosociologiques, les prairies artificielles et semi-naturelles de la zone d'étude ont été comparées. Nos résultats mettent en évidence différents types de cortèges floristiques, qui sont liés, (i) au mode d'exploitation de ces prairies, (ii) à l'intensité des perturbations, qu'elles soient de nature anthropique ou naturelle, (iii) à l'ancienneté de la recréation de la prairie et (iv) au caractère plus ou moins extensif de la gestion. Le rétablissement d'une flore prairiale riche et diversifiée après des antécédents cultureux s'avère possible. L'étude comparative avec des prairies semi-naturelles met en évidence différents types d'habitats prairiaux, différenciés selon le gradient hydrique et l'intensité des pressions anthropiques. Les différents groupes distingués sont à la fois composés de prairies semi-naturelles et artificielles, y compris le groupe des prairies riches et diversifiées.

Cette étude met en évidence l'importance des pratiques agricoles dans la restauration de la biodiversité des prairies artificielles, ainsi que dans l'amélioration de leur état de conservation.

Mots-clés : reconversion, richesse spécifique, diversité, pratiques agricoles, prairies semi-naturelles, prairies artificielles

Nomenclature : Lambinon et al. (1992)

I. INTRODUCTION

Les prairies alluviales artificielles sont des habitats issus de cultures reconverties en prairies. Depuis les années 1950, l'intensification des pratiques agricoles s'est accentuée dans un souci de rentabilité (Green, 1990), conduisant en particulier à la transformation des terres les plus sèches en cultures (Grévilliot, 1996). Plusieurs travaux ont mis en évidence les conséquences du retournement en culture, qui limite la restauration de prairies et le faible état de conservation qui en résulte (MacDonald, 1993 ; Snow et al., 1997 ; Manchester et al., 1999). Ces prairies retournées sont généralement caractérisées par un sol riche en éléments minéraux, défavorable au développement d'une flore prairiale (Gough & Marrs, 1990) et par une banque de graines du sol altérée (MacDonald, 1993), ce qui conduit au développement d'un cortège floristique appauvri. Ces prairies sont généralement réhabilitées à partir de semis de graines commerciales, composés principalement de graminées, comme *Festuca pratensis*, *Lolium perenne* et parfois de légumineuses, comme *Lotus corniculatus*, *Trifolium repens*. Ces semis conduisent les premières années à une végétation largement dominée par les espèces semées (Sélinger-Looten & Muller, 2000). Rarement, la reconversion se fait par colonisation spontanée.

Le réseau Natura 2000, établi à partir des directives Habitats (92/43/CEE) et Oiseaux (79/409/CEE) relatives à la conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvages, a pour objectif le maintien et la restauration du patrimoine naturel. Il fait suite à d'autres dispositifs agri-environnementaux initiés précédemment comme les Mesures Agri-Environnementales (MAE). Ces différents programmes visent à assurer une conservation et une restauration des habitats (Muller et al., 1998). En effet, des mesures de gestion sont mises en place afin de développer une agriculture durable et de promouvoir des pratiques agricoles favorables pour la conservation du patrimoine naturel (Burel et al., 1998).

Afin de répondre à ces objectifs de conservation, chaque site proposé au réseau Natura 2000 fait l'objet de l'élaboration d'un Document d'Objectifs. Ce document est constitué d'une synthèse des données économiques, sociologiques et écologiques de la zone. Une cartographie des habitats naturels et des espèces remarquables est associée afin de dresser un état initial du patrimoine naturel. Cette cartographie constitue une base de données pour les gestionnaires d'espaces naturels afin d'évaluer l'état de conservation des habitats et de définir les modalités de gestion conservatoire ou de restauration à mettre en œuvre. Pour mener à bien cette mission, le gestionnaire se doit de définir les objectifs de gestion à atteindre afin d'élaborer

l'outil de conservation et de restauration. Par le biais de ces projets, les habitats et les espèces doivent être conservés ou rétablis dans un état de conservation favorable (Osterman, 1998).

Dans le cadre du réseau Natura 2000, les prairies artificielles sont considérées comme des habitats appauvris. En effet, trois niveaux de conservation sont habituellement distingués : l'habitat bien conservé correspond aux prairies riches et diversifiées gérées par une agriculture extensive ; l'habitat appauvri est affecté aux prairies gérées de façon intensive et aux prairies artificielles alors que les habitats dégradés ou détruits par la mise en culture ou les plantations de peupliers, constituent un mauvais état de conservation de ces écosystèmes prairiaux.

Les prairies artificielles doivent alors faire l'objet d'une gestion appropriée afin de rétablir un état de conservation favorable. Les préconisations de gestion, visant à reconstituer une flore et une faune typiques et représentatives des prairies inondables, ainsi que la fonctionnalité de ces milieux, sont particulièrement importantes pour ces prairies artificielles.

Ce travail présente une analyse des prairies artificielles dans une zone proposée au réseau Natura 2000, en vallée de la Meuse (secteur de Stenay). Il consiste en une phase descriptive de la végétation et en une phase de comparaison du couvert végétal avec les pratiques actuelles et passées de la gestion agricole des parcelles. Dans un premier temps, les prairies artificielles sont étudiées afin d'en établir une typologie dans la zone d'étude. Dans un second temps, ces prairies sont comparées avec les prairies semi-naturelles. Ces différentes analyses permettront de dégager des préconisations de gestion efficaces pour restaurer les anciennes cultures reconverties en prairies. Nous concluons quant à la faisabilité de la restauration des prairies artificielles dans le dispositif Natura 2000.

Les questions auxquelles nous souhaitons répondre sont les suivantes :

- 1) Les prairies alluviales artificielles sont-elles à juste titre qualifiées d'habitats appauvris ?
- 2) Quels sont les facteurs qui freinent le rétablissement de la flore prairiale ?
- 3) Comment favoriser l'évolution des prairies artificielles vers un état de conservation plus favorable ?

II. MATERIELS ET METHODES

1. Zone d'étude

Cette analyse comparative a été réalisée dans la vallée de la Meuse au sein d'un site proposé au réseau Natura 2000 (secteur de Stenay ; FR 4100234) d'une surface d'environ

2500 ha. Ce secteur est dominé par des écosystèmes prairiaux distingués le long d'un gradient hydrique (Gréviolot et al., 1998a). Gérés de façon extensive (fauche tardive, après le 15 juin, avec peu ou pas d'apports fertilisants), les écosystème prairiaux semi-naturels constituent les prairies de référence de cette étude, c'est à dire l'objectif à atteindre (Aronson et al., 1993).

Dans la vallée de la Meuse, trois groupements prairiaux se succèdent le long du gradient hydrique et topographique. Au niveau le plus élevé, se situent les prairies mésophiles rarement inondées du *Colchico-Festucetum pratensis*. Ce groupement prairial est dominé par des graminées, telles *Avenula pubescens*, *Arrhenatherum elatius* et des espèces mésophiles comme *Sanguisorba minor*, *Colchicum autumnale*. Cet habitat est répertorié dans la Directive Habitat comme d'intérêt communautaire (code Natura 6510). De par sa situation topographique, il est fortement menacé par l'intensification des pratiques agricoles, notamment par la mise en culture. A un niveau intermédiaire, les prairies mésohygrophiles (*Senecioni-Oenanthetum mediae*) occupent des surfaces importantes (plus de 85% des écosystèmes prairiaux de la zone) et sont plus fréquemment inondées. Cet habitat est également dominé par les graminées, telles *Phleum pratense*, *Lolium perenne*. Les espèces mésophiles (*Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense*) et mésohygrophiles (*Senecio aquaticus*, *Achillea ptarmica*) caractérisent cette association prairiale. Les prairies hygrophiles (*Gratiolo-Oenanthetum fistulosae*) sont situées au niveau topographique le plus bas et sont les plus longuement inondées. Les espèces hygrophiles (*Myosotis scorpioides*, *Mentha aquatica*) et les héliophytes (*Iris pseudacorus*, *Carex acutiformis*) sont abondants dans ce groupement prairial.

2. Description de la végétation

Des relevés phytosociologiques ont été réalisés sur des surfaces homogènes d'environ 25 m² (Braun-Blanquet, 1964). De plus, dans les prairies artificielles, la hauteur de la végétation a été mesurée et le pourcentage de sol nu estimé.

3. Variables agro-écologiques

Dans la première partie de ce travail, portant uniquement sur les prairies artificielles, ont été utilisées les variables descriptives suivantes:

- antécédents cultureux : culture ou friche culturale, réensemencement (oui ou non), date du dernier retournement, nombre d'années en culture avant la réhabilitation,

- pratiques actuelles : mode de gestion (fauche, mixte, pâturage), type de fertilisation (aucune, organique, minérale, les deux), nombre de coupes (0, 1, ou 2), utilisation de produits phytosanitaires (oui ou non), date de première fauche (aucune [pour pâturage], mai, début juin, mi juin, juillet),
- description du couvert végétal : richesse spécifique, hauteur du couvert, pourcentage de sol nu, nombre de graminées, nombre d'espèces rudérales et annuelles, indices F et N d'après Ellenberg et al. (1991), indice de diversité de Shannon (l'équitabilité n'a pas été prise en compte car une forte corrélation a été mise en évidence avec la diversité ($r=0,91$, $p<0,01$)),
- description de l'environnement de la parcelle : pourcentage de surface prairiale environnante, calculé à partir de la cartographie de végétation de Gréville et al. (2000) au sein d'une zone tampon de 10 ha (Arcview).

La seconde partie du travail porte sur une comparaison des prairies artificielles et semi-naturelles gérées par fauche exclusive ou par un mode mixte et les variables agro-écologiques suivantes ont été utilisées :

- antécédents culturels : prairie ou culture,
- pratiques actuelles : type de fertilisation (aucune, organique, minérale, les deux), nombre de coupes, date de fauche (mai, début juin, mi juin, juillet), mode de gestion (fauche exclusive ou mixte, c'est à dire fauche puis pâturage du regain),
- description du couvert végétal : richesse spécifique, indice de diversité de Shannon, indice F et N d'après Ellenberg, nombre de graminées et d'espèces rudérales.

Les pratiques agricoles sont issues d'une enquête agricole réalisée sur l'ensemble de la zone Natura 2000 (Hombourger & Nidercorn, 2002).

4. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été réalisées de façon similaire pour les deux volets de cette étude. Pour le premier volet de cette étude, les analyses ont été réalisées à partir de 36 relevés, correspondant aux 36 prairies artificielles. Plusieurs relevés ont été réalisés par prairies artificielles, parmi lesquels un relevé a été choisi aléatoirement. Le deuxième jeu de données est constitué d'une matrice composée de relevés (i) de prairies semi-naturelles de fauche ou mixte ($n=56$) et (ii) des anciennes cultures reconverties en prairie de fauche ou mixte ($n=46$) (réalisés selon un échantillonnage stratifié le long d'un gradient hydrique, pour

les deux types de prairies, et de la pression anthropique, uniquement pour les prairies semi-naturelles).

Pour chacune des 2 matrices relevés X espèces, une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été réalisée. Les analyses ont été réalisées à partir des données en abondance-dominance car l'objectif était de mettre en évidence des différences dans les dynamiques de végétation (Balent, 1991). Puis une classification hiérarchique (méthode de Ward / distances euclidiennes) a été réalisée sur les coordonnées de relevés sur les axes de l'AFC, correspondant à 60% d'inertie, afin de réaliser des groupes.

Pour chacune des 2 matrices relevés X variables descriptives, une Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (ACM) a été réalisée et de la même manière les coordonnées des relevés ont été utilisées afin de distinguer des groupes de relevés. La ressemblance entre les groupes obtenus par les deux analyses a été estimée à l'aide de l'indice de Sorensen (1948) suivant Alard & Poudevigne (1999).

Pour les deux jeux de données, nous avons réalisé une analyse de co-inertie, qui permet d'étudier la co-structure entre une AFC et une ACM. Un test de permutation de Monte-Carlo (1000 permutations) a été réalisé pour tester la signification de la relation espèces - variables environnementales (Dolédec et al., 1997).

Les analyses multivariées ont été réalisées avec le logiciel ADE-4 (Thioulouse et al., 1997) et les comparaisons de moyenne (Test U de Mann-Whitney) avec le logiciel Statistica (Statsoft, 1997).

III. RESULTATS

1. Analyse des prairies artificielles de la zone d'étude

L'enquête agricole a révélé l'existence de 36 prairies artificielles. 6 parcelles sont pâturées, 5 sont en mode mixte; le mode de gestion le plus appliqué est donc la fauche exclusive, qui est pratiquée sur 25 parcelles. Les informations apportées par l'enquête agricole n'étaient pas suffisamment précises pour estimer la quantité des apports fertilisants mais 14 prairies ne reçoivent aucun apport.

Parmi ces prairies artificielles, la plupart ont été remises en herbe. Les données détaillées de remise en herbe n'ont pas pu être prises en compte dans l'analyse car de nombreux agriculteurs ne se souvenaient pas avec précision de la nature et de la densité de leurs mélanges de graines. Toutefois, les mélanges utilisés proviennent du commerce et sont

composés principalement de graminées et quelquefois de légumineuses. Les espèces les plus couramment citées sont *Lolium perenne*, *Festuca pratensis* et *Trifolium repens*. Pour seulement 2 parcelles, la végétation a colonisé spontanément le milieu. Les dates de création de ces prairies varient fortement, les plus anciennes existent depuis 1975 alors que les plus récentes datent de 2000. Le nombre d'années en culture varie de 1 an à 30 ans.

1.1. Description basée sur la composition floristique

128 espèces sont présentes parmi les 36 relevés. L'AFC (Figure 1) présente 23 % de l'inertie sur les 2 premiers axes. L'axe 1 correspond à un axe hydrique. Les espèces présentes préférentiellement dans les habitats mésophiles sont situées à la droite du graphique, comme *Sanguisorba minor*, *Tragopogon pratensis*, les espèces mésohygrophiles au centre, comme *Senecio aquaticus*, *Oenanthe silaifolia* et les espèces hygrophiles sont localisées à sa gauche, comme *Mentha aquatica*, *Oenanthe fistulosa*, *Myosotis scorpioides*. Le deuxième axe de l'AFC représente un axe de pression anthropique. Ainsi, les espèces favorisées par le pâturage sont situées à l'extrémité positive de l'axe 2, comme *Poa annua*, *Cynosurus cristatus*, et les espèces favorisées par la déprise sont situées à l'extrémité négative, comme *Urtica dioica*, *Artemisia vulgaris*.

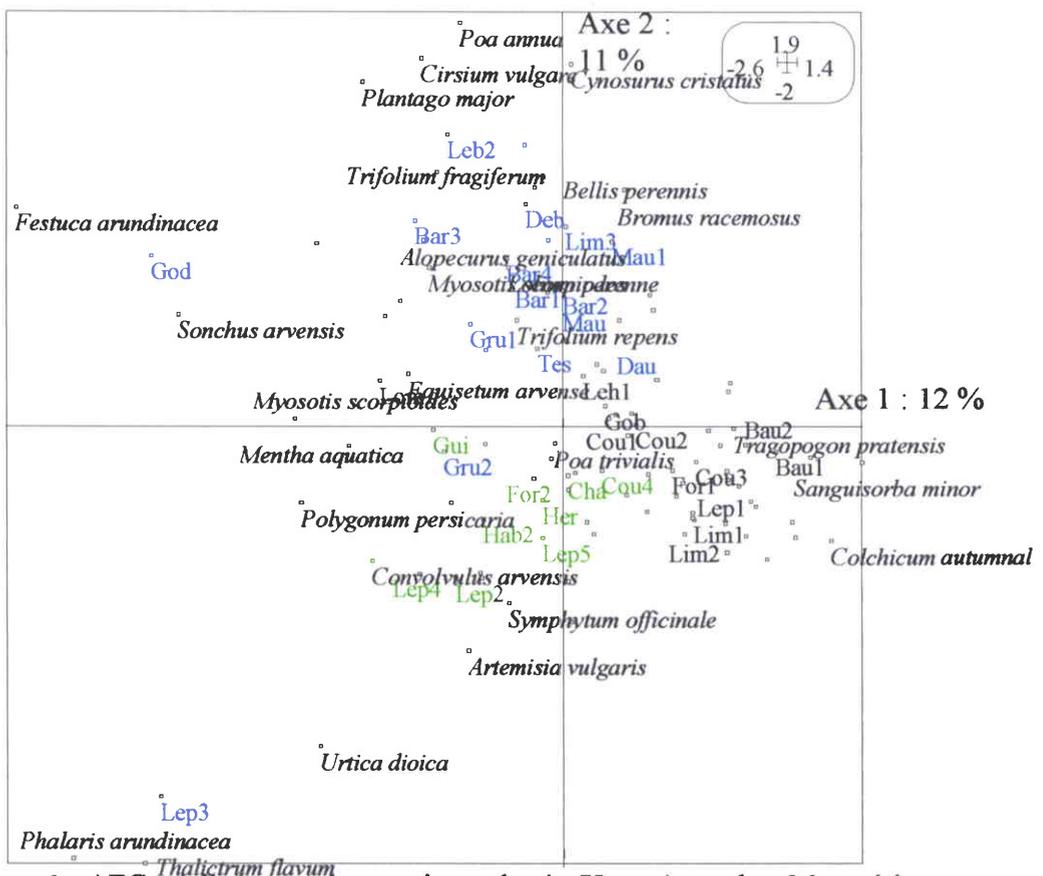


Figure 1: AFC réalisée sur la matrice relevés X espèces des 36 prairies artificielles. Les relevés du groupe 1 sont en bleu, du groupe 2 en vert et du groupe 3 en noir.

Certaines espèces sont très répandues et sont situées au centre du graphique, c'est le cas par exemple de *Poa trivialis*, *Taraxacum officinale*, *Rumex crispus*. Les espèces dominantes sont *Festuca pratensis* et *Poa trivialis*. De nombreuses espèces rudérales et annuelles s'expriment, bien que leurs fréquences et abondances restent faibles (*Chenopodium album*, *Cirsium arvense*, *Sonchus arvensis*).

Parmi les espèces prairiales, on peut distinguer des espèces caractéristiques des différents niveaux trophiques. Ainsi, les espèces eutrophes et mésotrophes sont bien représentées, comme *Elymus repens*, *Rumex crispus*. Des espèces oligotrophes, comme *Anthoxanthum odoratum*, *Briza media*, *Peucedanum carvifolia*, sont présentes dans certaines prairies.

La classification ascendante hiérarchique a permis de distinguer 3 groupes. Le groupe 1 correspond aux relevés hygrophiles et pâturés. Le groupe 2 regroupe les relevés où sont présentes les espèces eutrophes, comme *Artemisia vulgaris*, *Rumex obtusifolius*, *Symphytum officinale*. Le groupe 3 comprend les relevés mésophiles et mésohygrophiles restants.

1.2. Description basée sur les variables agro-écologiques

Une grande variabilité est observée en ce qui concerne la richesse spécifique et la diversité obtenues dans ces prairies. La richesse varie de 13 à 43 espèces par relevé phytosociologique (la moyenne étant 25 +/- 7) et l'indice de diversité de Shannon de 1,56 à 4,88 (la moyenne étant 3,3 +/- 0,6).

Les deux premiers axes de l'ACM (Figure 2) représentent 24 % de l'inertie. Trois groupes ont été distingués par la classification hiérarchique. Le groupe 1 correspond aux prairies pâturées. Le groupe 2 comprend les anciennes friches culturales et les cultures remises en herbe récemment (depuis moins de 6 ans). Le groupe 3 regroupe les parcelles issues de remises en herbe anciennes et/ou gérées extensivement.

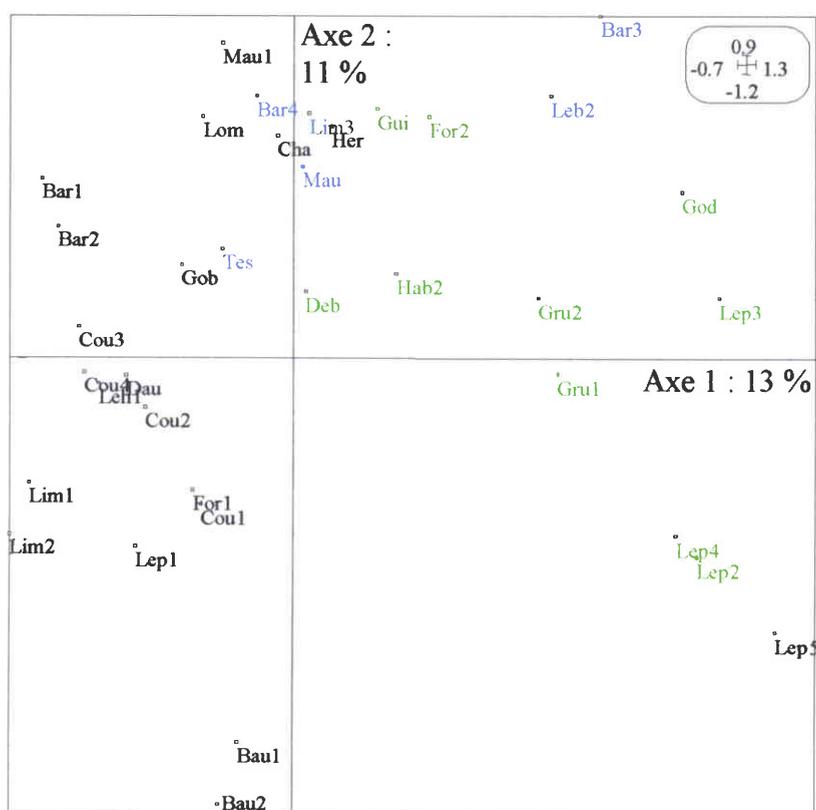


Figure 2: ACM sur la matrice relevés X variables agro-écologiques des 36 prairies artificielles. Les étiquettes des relevés du groupe 1 sont en bleu, du groupe 2 en vert et du groupe 3 en noir.

1.3. Description basée sur le couplage des 2 jeux de données

La comparaison des groupes obtenus avec les deux jeux de données montre une similarité importante pour les groupes 3 (81%). La similarité est moins importante pour les groupes 2 (71%) et groupes 1 (55%). L'analyse de co-inertie illustre la covariation entre l'ordination des relevés suivant leur composition spécifique et suivant les variables agro-écologiques (Figure 3). Les corrélations obtenues sont respectivement 0,95 pour l'axe 1 et 0,89 pour l'axe 2.

Sur la figure 4, le gradient de la richesse spécifique, de la diversité de Shannon et du nombre de graminées est opposé aux gradients F et N d'Ellenberg et aux nombres d'espèces rudérales et annuelles. Le pourcentage de prairies environnantes suit un gradient similaire à celui de la richesse spécifique, c'est à dire que le plus le pourcentage de prairies environnantes est important, plus la richesse spécifique de la prairie est élevée. Les modes de reconversion des prairies, à savoir remise en herbe ou recolonisation spontanée, sont distingués par l'analyse et les prairies recolonisées spontanément sont caractérisées par une richesse et une diversité plus importantes. Il est difficile de tirer des conclusions de ces résultats, car le nombre de parcelles qui n'ont pas été remises en herbe est très faible et de plus, leur dernier retournement est très ancien. De la même manière, les prairies issues de friches culturales sont distinguées par rapport aux parcelles semées directement après l'arrêt de la culture.

La date du dernier retournement intervient dans une large mesure. Les prairies les plus riches et diversifiées sont celles qui sont reconverties depuis une période supérieure à 6 ans. Le nombre d'années en culture suit un gradient identique à celui de la richesse spécifique, mais de nombreuses prairies riches et diversifiées ont été des cultures pendant de nombreuses années. Le nombre d'années en culture n'apparaît donc pas être un frein à la restauration. L'utilisation de produits phytosanitaires en prairie est trop peu fréquente (dans seulement 3 parcelles) pour conduire à des conclusions bien que sur le graphique, les prairies où sont appliqués des produits soient les plus pauvres. Les relevés avec une forte richesse et diversité sont en relation avec un mode de gestion de fauche exclusive et une absence de fertilisation. La date de fauche ne semble pas être un facteur déterminant la richesse et la diversité des prairies artificielles.

En conclusion, les analyses ont permis de distinguer 3 groupes, basés sur leur composition floristique et sur leur variables agro-écologiques. Le groupe 1 correspond aux prairies les plus perturbées, soit par des inondations plus importantes, soit par le pâturage. Le second groupe correspond, sur la base de la composition floristique et des pratiques agricoles, aux prairies intensives ou issues de remise en herbe récente. Ces prairies sont caractérisées par une richesse floristique et un indice de Shannon moyen à faible. Le groupe 3 est composé d'anciennes cultures, qui sont reconverties en prairies depuis plus de 6 ans. Leur mode de gestion extensif a permis le développement d'une flore riche et diversifiée.

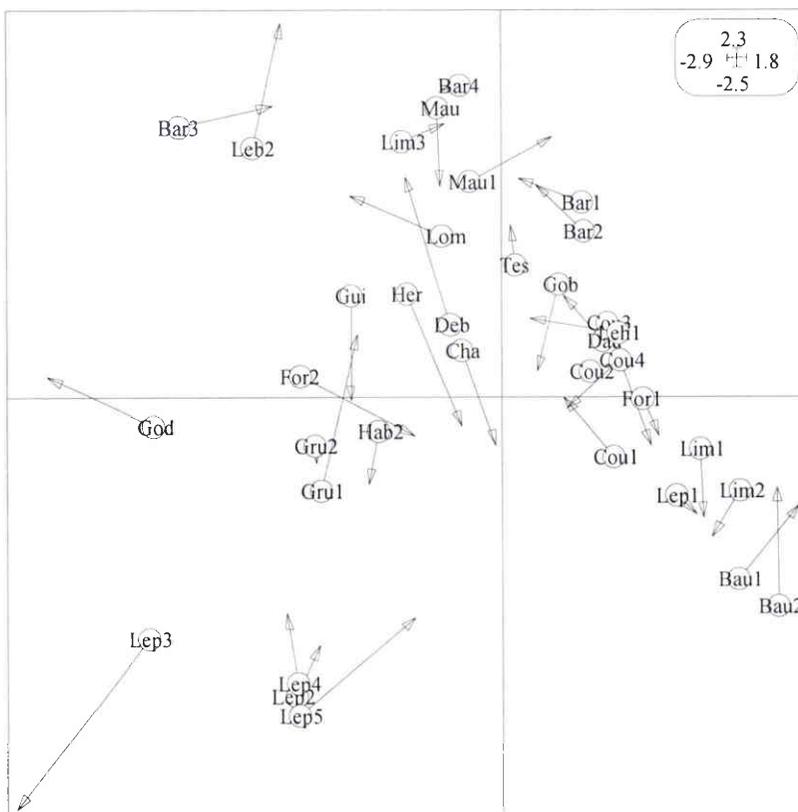


Figure 3: Co-structure réalisée sur les matrices relevés X espèces et relevés X variables agro-écologiques. Chaque relevé est représenté par un cercle, qui positionne le relevé selon les variables descriptives ; la fin de la flèche indique la position selon les assemblages d'espèces.

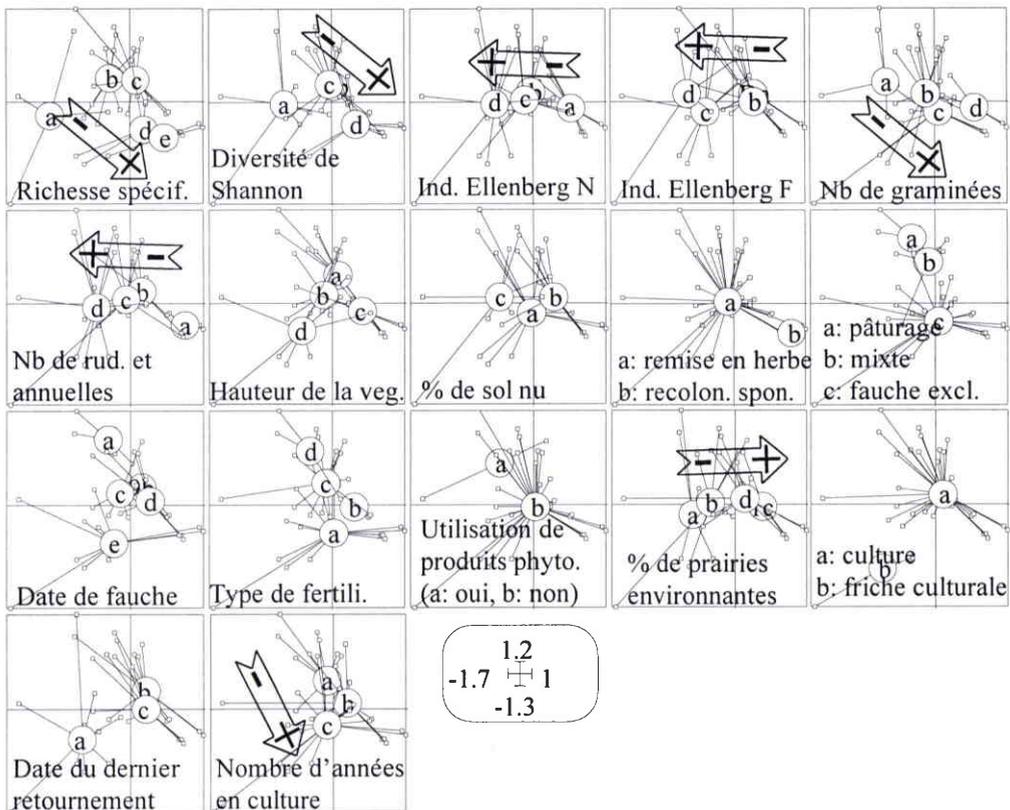


Figure 4 : Résultats de l'analyse de co-inertie pour l'ensemble des variables agro-écologiques. Lorsque la légende n'est pas précisée ; a représente la catégorie la plus faible et e, la plus élevée. Les légendes pour la date de fauche sont les suivantes : a : aucune, b : mai, c : début juin, d : fin juin, e : juillet ; pour la fertilisation : a : pas de fertilisation, b : fertilisation organique, c : fertilisation minérale et d : fertilisation organique et minérale.

2. Comparaison des prairies semi-naturelles et artificielles

2.1. Description basée sur les assemblages d'espèces

L'analyse a été réalisée sur 102 relevés (56 en prairies semi-naturelles et 46 en prairies artificielles) comprenant 157 espèces au total. L'AFC de ces relevés présente une inertie de 21% sur les deux premiers axes (Figure 5). Le premier axe est un axe hydrique, avec les espèces mésophiles (*Avenula pubescens*, *Briza media*, *Senecio jacobaea*) opposées aux espèces hygrophiles (*Equisetum palustre*, *Mentha aquatica*, *Eleocharis palustris*). L'axe 2 constitue un axe de pression anthropique. On retrouve ainsi le long de cet axe des espèces rudérales telles *Sonchus arvensis*, *Plantago major*, *Convolvulus arvensis*, qui distinguent les prairies artificielles et semi-naturelles.

Certaines espèces sont bien représentées dans les deux types de prairies, essentiellement des graminées, comme *Poa trivialis*, *Festuca pratensis*, *Elymus repens*. Parmi

les autres espèces prairiales bien présentes, on trouve *Cardamine pratensis*, *Rumex crispus* et *Ranunculus repens*.

Certaines espèces ne sont présentes que dans les anciennes cultures, comme *Alopecurus myosuroides*, *Urtica dioica*, *Chenopodium album*, *Artemisia vulgaris*. Au contraire, d'autres espèces ne sont présentes que dans les prairies semi-naturelles, c'est le cas par exemple de *Carex panicea*, *Equisetum palustre*, *Primula veris* (Annexe 1). De plus, certaines espèces sont bien représentées dans un type de prairie et sont plus rares dans l'autre. Ainsi, *Cirsium arvense*, *Polygonum persicaria*, *Convolvulus arvensis* sont plus fréquents dans les relevés des anciennes cultures que dans les prairies semi-naturelles. A l'opposé, *Silaum silaus*, *Filipendula ulmaria*, *Centaurea jacea* sont plus fréquents en prairies semi-naturelles.

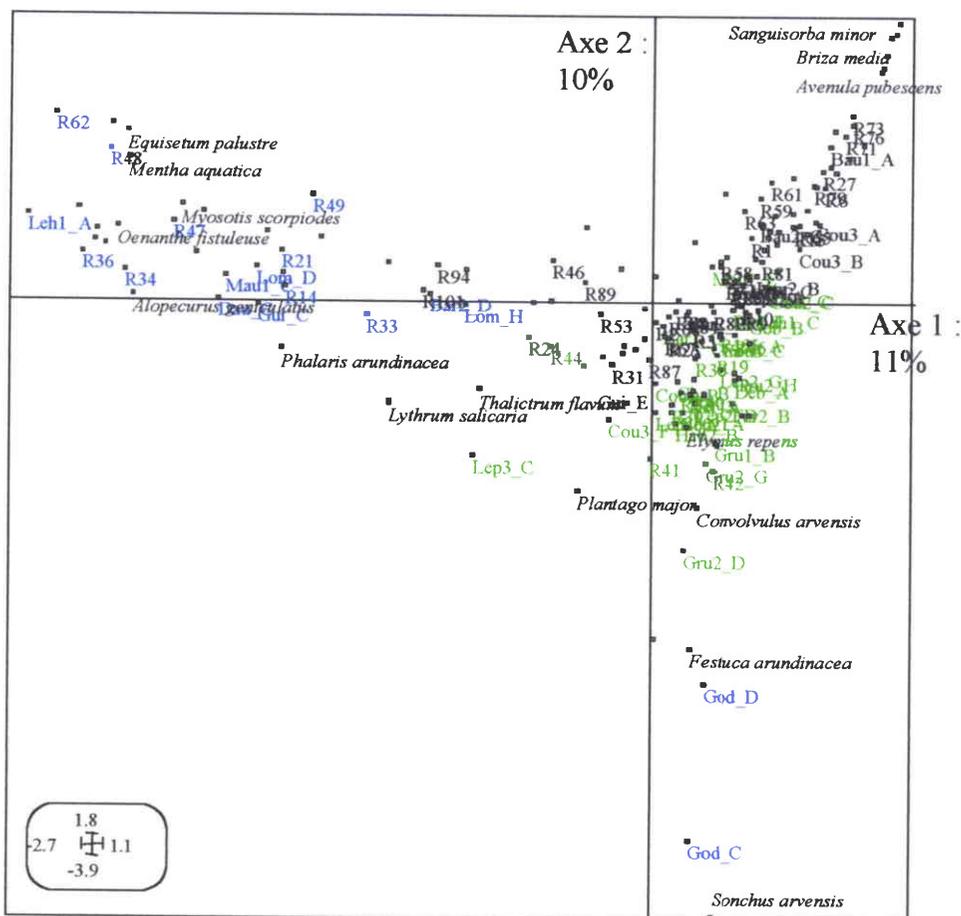


Figure 5: AFC réalisée sur la matrice relevés X espèces des prairies semi-naturelles et artificielles. Les relevés du groupe 1 sont en bleu, du groupe 2 en vert et du groupe 3 en noir.

La classification hiérarchique réalisée sur les coordonnées de l'AFC nous a permis de distinguer 3 groupes. Le groupe 1 correspond aux milieux les plus humides et les plus rudéralisés (relevés Leh1_A, R36, R34, God_D). Ils correspondent aux extrémités négatives des axes 1 et 2. Ils sont ainsi caractérisés par des espèces hygrophiles, telles que *Oenanthe fistulosa*, *Mentha aquatica* sur l'axe 1 et des espèces rudérales, telles que *Sonchus arvensis*, *Convolvulus arvensis* sur l'axe 2. Le groupe 3 est constitué principalement de relevés de prairies semi-naturelles, correspondant à des prairies mésophiles et mésohygrophiles, avec quelques relevés de prairies artificielles. Par contre, le groupe 2 est lui constitué principalement de relevés de prairies artificielles bien que quelques relevés de prairies semi-naturelles y soient présents. Leur cortège floristique est caractérisé par des espèces communes, telles qu'*Elymus repens*, *Poa trivialis*, *Ranunculus repens*.

2.2. Description basée sur les variables agro-écologiques

La richesse spécifique et le nombre de graminées sont significativement supérieurs dans les prairies semi-naturelles (RS = 27,7 +/- 8,8; Nombre de graminées = 8,1 +/- 3,0) que dans les prairies reconverties (RS = 23,9 +/- 7,3 ; Nombre de graminées = 6,8 +/- 2,5). Les seuils de significativité sont respectivement p=0,05 et p=0,001. En revanche, le nombre d'espèces rudérales et annuelles est significativement inférieur (p=0,001) dans les prairies semi-naturelles (0,8 +/- 0,9) que dans les prairies reconverties (3,0 +/- 2,9). Aucune différence significative (p>0,05) n'a été obtenue pour l'indice de diversité (pour les prairies semi-naturelles : 3,8 +/- 0,8 ; pour les prairies reconverties : 3,3 +/- 0,8), les indices d'Ellenberg N (pour les prairies semi-naturelles : 4,9 +/- 1,0; pour les prairies reconverties : 4,5 +/- 0,5) et F (pour les prairies semi-naturelles : 5,2 +/- 1,0; pour les prairies reconverties : 5,1 +/- 0,9).

L'ACM réalisée sur la matrice des variables agro-écologiques présente une inertie de 21 % sur les deux premiers axes (Figure 6). La classification hiérarchique réalisée sur les coordonnées des relevés a permis de distinguer 3 groupes. Le groupe 1 correspond aux relevés caractérisés par une richesse spécifique, un nombre de graminées et une diversité faibles ainsi qu'un nombre d'espèces rudérales important. Le groupe 3 est constitué des relevés à richesse et diversité élevées alors que le groupe 2 est un groupe intermédiaire entre les 2 précédents.

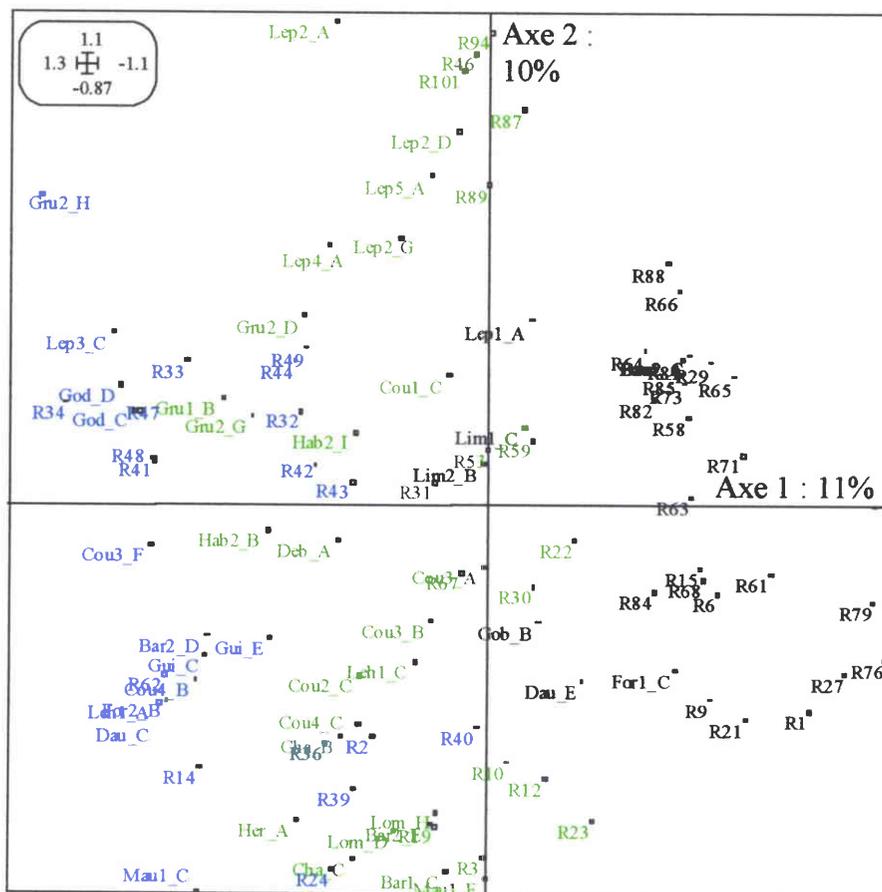


Figure 6: ACM réalisée sur la matrice relevés X variables descriptives des prairies semi-naturelles et reconverties. Les étiquettes des relevés du groupe 1 sont en bleu, du groupe 2 en vert et du groupe 3, en noir.

2.3. Description basée sur le couplage des 2 jeux de données

La comparaison des groupes obtenus avec les deux jeux de données montre une similarité importante pour le groupe 2 (71%). La similarité est moins importante pour les groupes 1 (59,6%) et 3 (59,3%).

L'analyse de co-inertie (Figure 7) illustre la covariation entre l'ordination des relevés suivant leur cortège floristique et suivant les variables agro-écologiques. Les corrélations obtenues sont respectivement de 0,89 pour l'axe 1 et de 0,82 pour l'axe 2. Sur la figure 8, on peut noter que les gradients de la richesse spécifique, du nombre de graminées et de l'indice de diversité sont opposés aux gradients F et N d'Ellenberg. De plus, les centres de gravité des deux types de prairies sont opposés selon l'axe 2, cette opposition suit le nombre d'espèces rudérales et annuelles par relevé. En effet, les prairies semi-naturelles ont un nombre faible d'espèces rudérales alors que c'est le contraire pour les prairies reconverties.

Ainsi la forte similarité pour des groupes 2 s'explique par le fait qu'ils sont composés de relevés caractérisés par un cortège floristique appauvri, que ce soit par l'intensification des pratiques agricoles ou par le semis qui a suivi la reconversion de la culture. La faible similarité des groupes 1 peut s'expliquer car malgré un indice hydrique important, les prairies hygrophiles ne sont pas toutes caractérisées par une richesse et une diversité faibles.

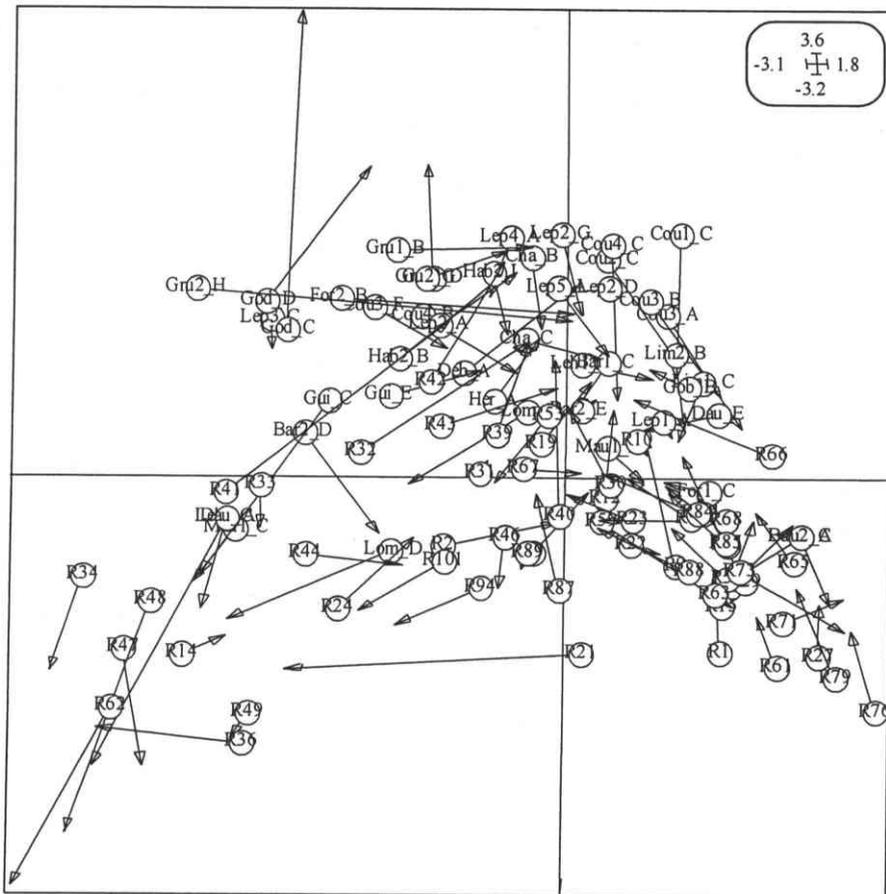


Figure 7: Co-structure réalisée sur les matrices relevés X végétation et relevés X variables descriptives. Chaque relevé est représenté par un cercle, qui positionne le relevé selon les variables descriptives ; la fin de la flèche indiquant la position selon les assemblages d'espèces.

Enfin, la ressemblance moyenne pour les groupes 3 s'explique par le fait que parmi les prairies reconverties gérées extensivement, toutes n'ont pas le cortège floristique associé à une gestion extensive comme c'est le cas dans les prairies semi-naturelles. Cela signifie que pour les anciennes cultures, les antécédents cultureux conduisent à un assemblage d'espèces qui ne traduit pas les pratiques agricoles. Ainsi, seuls quelques relevés d'anciennes cultures sont présents dans le groupe 3 de l'ACM, soit le groupe des prairies riches et diversifiées.

Les résultats de l'analyse montrent également que le type de fertilisation, le mode de gestion, le nombre de coupes et la date de fauche ne permettent pas de différencier les relevés des prairies semi-naturelles et artificielles.

En conclusion, cette analyse a permis de mettre en évidence plusieurs groupes de relevés ; le groupe 1 caractérisé par un niveau de perturbation élevé, soit par le biais des inondations, soit par leur antécédents cultureux. Le groupe 2 correspond à des prairies intensives, qu'elles soient semi-naturelles ou artificielles, ainsi que des prairies artificielles

qui possèdent encore un cortège floristique banal, malgré des pratiques extensives. Enfin, le groupe 3 correspond aux prairies riches et diversifiées, les prairies semi-naturelles mais quelques prairies reconverties y sont également présentes.

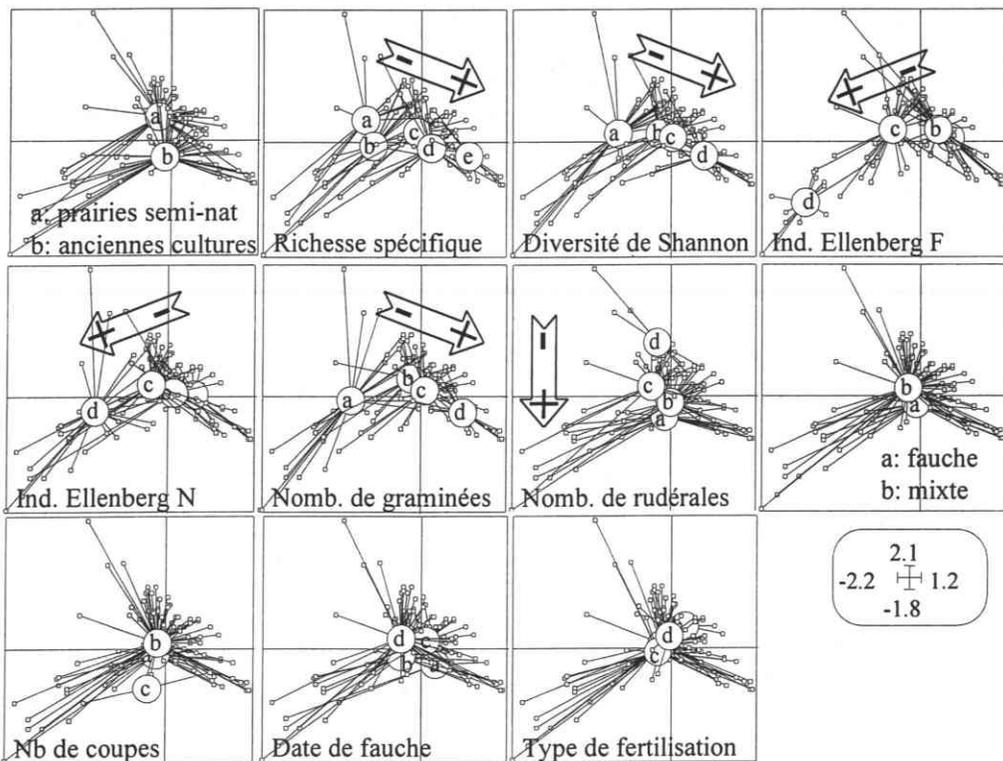


Figure 8: Résultats de l'analyse de co-inertie pour l'ensemble des variables agro-écologiques. Lorsque la légende n'est pas précisée, a représente la catégorie la plus faible et e, la plus élevée. Les légendes pour la date de fauche sont les suivantes : a : mai, b : début juin, c : fin juin, d : juillet ; pour la fertilisation : a : pas de fertilisation, b : fertilisation organique, c : fertilisation minérale et d : fertilisation organique et minérale

IV. DISCUSSION

1. Typologie des prairies artificielles de la zone d'étude

Sur les 2500 hectares de la zone, 2200 ha sont des écosystèmes prairiaux. Selon notre enquête (qui porte sur 2052 ha de la zone), 8 % sont des prairies artificielles, c'est à dire résultant de la restauration à partir de culture. Il est probable que les prairies artificielles soient sous-estimées, car les agriculteurs qui exploitent depuis peu de temps une parcelle peuvent ne pas avoir eu connaissance de phases de culture antérieures à leur activité.

Sur l'ensemble des 36 prairies artificielles étudiées, 128 espèces ont été recensées. Parmi ces espèces, la plupart sont des prairiales (75 %) mais les espèces rudérales et les adventices des cultures sont tout de même présentes. De la même manière, des espèces oligotrophes (*Briza media*, *Peucedanum carvifolia*) à eutrophes (*Rumex crispus*, *Urtica dioica*) sont présentes ainsi que des espèces mésoxérophiles (*Avenula pubescens*, *Primula veris*) à hygrophiles (*Caltha palustris*, *Oenanthe fistulosa*). Parmi les espèces présentant un statut de protection, les espèces prairiales protégées au niveau régional rencontrées sur la zone d'étude, *Oenanthe silaifolia*, *Ophioglossum vulgatum* et *Stellaria palustris*, sont également présentes dans les prairies artificielles. Toutefois, les deux dernières ont été trouvées dans des prairies dont le dernier retournement date de plus de 15 ans, et il s'agit de la seule station pour *Ophioglossum vulgatum* de la zone. *Oenanthe silaifolia*, espèce protégée en limite d'aire de répartition, est la plus répandue des trois sur la zone d'étude, et c'est également celle qui semble réapparaître le plus facilement.

De nombreux auteurs considèrent que plus la durée de mise en culture est longue, plus la banque de graines sera appauvrie (Maas & Schopp-Guth, 1995 ; Bekker et al., 1997). Or nos résultats montrent que la durée de culture n'influence pas la richesse du couvert. Au contraire, nous obtenons un gradient identique entre la richesse spécifique et le nombre d'années en culture. Il est possible que ce résultat soit biaisé par le fait que les prairies qui ont été le plus longtemps en culture sont également celles qui ont été restaurées depuis de nombreuses années.

En effet, le nombre d'années en prairies depuis l'arrêt de la culture joue un rôle important. Un temps de latence minimum de 6 ans est nécessaire pour rétablir une flore prairiale riche et diversifiée, au sein de laquelle les espèces rudérales et annuelles sont peu présentes. Lors des premières années qui suivent l'arrêt de la culture, la végétation est dominée par les espèces semées (Sélinger-Looten & Muller, 2001). L'arrivée des espèces prairiales peut être lente, mais elle est favorisée par les prairies environnantes qui représentent des sources de graines potentielles ; comme le montre les gradients similaires observés entre le pourcentage de prairies environnantes et la richesse spécifique.

De la même manière qu'en prairies semi-naturelles, on observe une richesse spécifique qui diminue alors que le niveau hydrique augmente (Grévilliot, 1996).

Nos résultats ne nous permettent pas de conclure quant à l'intérêt d'un semis ou de la recolonisation spontanée, les prairies échantillonnées recolonisées spontanément étant trop peu nombreuses. Néanmoins, nos résultats montrent que ces prairies possédaient un niveau de résilience leur permettant de retrouver la composition floristique antérieure à la perturbation.

Les deux modes de reconversion présentent des avantages et des inconvénients (Vécrin & Muller, soumis). Par exemple, dans le cas de la recolonisation spontanée, l'érosion peut favoriser l'élimination des fertilisants et des produits phytosanitaires contenus dans le sol (Gough & Marrs, 1990) alors que le semis a un rôle structurant pour la végétation.

Bien que l'analyse ne nous permette pas de conclure quant aux conséquences sur les modifications du cortège floristique de l'application de produits phytosanitaires, il n'en est pas moins indispensable d'interdire leur application. En effet, même si leur effet sur la flore n'est pas mis en évidence, ils agissent sur d'autres paramètres, comme les caractéristiques du sol et de sa micro-faune, ainsi que sur la banque de graines.

L'analyse de co-inertie met en évidence la complexité des processus de restauration. En effet, les différences observées entre les deux matrices de données résultent à la fois de variables environnementales, comme le niveau hydrique, le pourcentage de prairies environnantes, les pratiques culturales, les modes de gestion passés. Néanmoins, malgré cette complexité, les résultats obtenus permettent de préconiser des mesures de gestion favorisant le rétablissement d'une flore prairiale typique des prairies alluviales. Les pratiques de gestion qui semblent appropriées sont les suivantes. Le mode de gestion par fauche exclusive correspond le plus aux objectifs de restauration d'une flore riche et diversifiée. En effet, sur les analyses, les zones pâturées se distinguent et des études précédentes ont montré que le pâturage conduit à une modification du cortège prairial, avec la disparition d'espèces, telles *Achillea ptarmica*, *Lychnis flos cuculi*, et l'apparition d'espèces favorisées par le piétinement ou le broutage, comme *Hordeum secalinum*, *Plantago major* (Muller et al., 2000). D'après nos résultats, le mode de gestion mixte ne semble pas le plus approprié. Néanmoins, le nombre de prairies artificielles en mode mixte est plus faible que celui des prairies exclusivement fauchées. Il conviendrait de confirmer ces résultats. En effet, des études précédentes (Bakker, 1989 ; Jones & Hayes, 1999) insistent sur l'intérêt d'un régime mixte, les fauches permettant de limiter le développement des espèces compétitives et le pâturage permettant la création de trouées favorables à la germination des graines. De plus, les travaux de Grévilliot (1996) réalisés, sur les prairies semi-naturelles de la vallée de la Meuse, concluent que le mode de gestion mixte ne conduit pas à des modifications de la végétation par rapport à une fauche exclusive. La première fauche doit intervenir durant le mois de juin. Il serait judicieux de ne pas préconiser une date de fauche trop tardive, après le 1^{er} juillet, pour les reconversions récentes. En effet, nos résultats montrent que cette date de fauche permet soit à des richesses spécifiques élevées, soit à des richesses faibles. Il semblerait que ces résultats soient en effet liés à l'ancienneté de la restauration. De plus, il a été démontré qu'une

date de fauche tardive favorise le développement d'espèces sociales (*Filipendula ulmaria*, *Carex sp.*) et conduit à des cortèges floristiques pauci-spécifiques, mais elle s'avère tout de même intéressante du point de vue de la faune et de la mosaïque d'habitats. De plus, une date de fauche tardive induit souvent l'absence d'une deuxième coupe. La mégaphorbiaie, dominée par *Filipendula ulmaria*, est d'ailleurs un habitat d'intérêt communautaire au titre de Natura 2000, bien qu'appauvri d'un point de vue floristique. Lors des préconisations de gestion, il faut ainsi établir des priorités dans les actions à mettre en œuvre, car les exigences de certaines espèces ne sont pas forcément cohérentes avec des habitats présentant un bon état de conservation (Muller, 1999). Par exemple, *Carex hordeistichos* est une espèce protégée au niveau national qui se développe dans des milieux pâturés intensivement, qui présentent un mauvais état de conservation. L'impact de la date de fauche (début ou fin juin) a été testé par Sélinger-Looten & Muller (2001) sur une culture remise en herbe. Après 4 ans d'expérience, il n'apparaît pas de différence significative quant à la date de fauche la plus appropriée. L'absence de fertilisation est conseillée. Ces préconisations correspondent à celles formulées pour les prairies alluviales semi-naturelles (Muller, 2001).

2. Comparaison des prairies artificielles et des prairies semi-naturelles

L'analyse réalisée sur la base de la composition floristique a permis de distinguer 3 groupes, dont un constitué majoritairement (à 70 %) de relevés de prairies restaurées. Ce groupe correspond aux relevés présentant un cortège floristique appauvri. Néanmoins, certains des relevés des prairies artificielles sont présents dans les 3 groupes, dont celui composé de relevés où la richesse et la diversité spécifiques sont les plus élevées.

La comparaison des espèces présentes dans chacun des deux types prairiaux met en évidence que certaines espèces ne sont présentes que dans les prairies restaurées. Ces espèces sont des espèces rudérales et adventices, comme *Matricaria inodora*, *Cirsium vulgare*, *Chenopodium album*. Toutefois, certaines espèces rudérales et annuelles sont présentes mais peu fréquentes dans les prairies semi-naturelles, notamment lorsqu'elles sont pâturées en regain (*Plantago major*, *Cirsium arvense*). A l'opposé, il apparaît que peu d'espèces sont présentes uniquement dans les prairies semi-naturelles. En effet, on note plutôt des différences dans les fréquences et abondances, certaines espèces prairiales étant plus fréquentes en milieu semi-naturel qu'artificiel et inversement. Ce phénomène peut s'expliquer par les difficultés d'installation ou de développement rencontrées par les espèces prairiales dans les prairies artificielles. Snow et al. (1997) obtiennent un nombre d'espèces élevé dans d'anciennes

cultures maïs, même après 10 ans, des différences persistent dans la structure et l'hétérogénéité des communautés végétales. Celles-ci sont probablement liées à différents paramètres, comme les conditions édaphiques. En effet, des différences sont notées entre les deux types de prairies, notamment au niveau des caractéristiques édaphiques. Dans leur étude comparative, Gough & Marris (1990) concluent à une différence dans l'azote total et le phosphore extractible. Ainsi, l'azote total est supérieur dans les prairies semi-naturelles alors que le phosphore est supérieur dans les anciennes cultures. Le phosphore est en effet un facteur limitant dans le rétablissement d'une flore prairiale (Janssens, 1998). Les travaux de Gough & Marris (1990) et Snow et al. (1997) montrent que la diminution du phosphore est assez lente dans les anciennes cultures.

De manière surprenante et malgré ces remarques, aucune différence significative n'a été observée entre les indices N d'Ellenberg des prairies semi-naturelles et artificielles. Toutefois, les travaux de Janssens (1998) mettent en évidence que cet indice informe plus sur le statut nutritionnel du sol que son statut en azote. Ainsi, comme les deux types de prairies artificielles et semi-naturelles sont constitués de prairies gérées de manière extensive et intensive, aucun type prairial ne se distingue. Par contre, des différences significatives ont été notées sur la base du nombre de graminées et d'espèces rudérales. Bien que les semis composés d'espèces hautement compétitives conduisent à un développement limité de rudérales (Wakeman-Dawson & Aebischer, 1998), ce groupe d'espèces traduit les antécédents des anciennes cultures. En ce qui concerne les graminées, les espèces les plus répandues, comme *Poa trivialis* et *Elymus repens*, colonisent rapidement les prairies artificielles, alors que d'autres semblent avoir des difficultés à se réinstaller, comme *Anthoxanthum odoratum* ou *Trisetum flavescens* (Vécrin et al., 2002)

La comparaison des groupes obtenus sur la base de la composition floristique et des variables descriptives montre une ressemblance moyenne pour les groupes 1 et 2. Ce phénomène peut s'expliquer par les perturbations subies par les prairies anciennement cultivées. En effet, même si certaines d'entre elles sont aujourd'hui gérées de manière extensive, leur cortège floristique n'est pas forcément en cohérence avec les pratiques actuelles. Ainsi, on obtient seulement un indice de similarité de 59% pour les groupes 3, qui correspond aux prairies riches et diversifiées et gérées de manière extensive. L'indice n'est pas plus élevé car les anciennes cultures mettent un certain temps avant de recouvrir un cortège typique des prairies. Les premières séries d'analyse ont montré qu'un minimum de 6 ans était nécessaire pour obtenir une prairie riche et diversifiée. Ainsi, des relevés des prairies artificielles présents dans le groupe 3 de l'AFC, grâce à la présence de quelques espèces

prairiales caractéristiques, ne se retrouvent pas dans le groupe 3 de l'ACM du fait de paramètres qui traduisent leur passé cultural, comme une diversité floristique faible ou un nombre d'espèces rudérales important. En effet, les assemblage d'espèces dans les prairies semées reflètent l'instabilité de ces milieux, où les espèces typiques des prairies et les espèces des milieux perturbés se côtoient (Chabrierie et al., 2001), ce qui conduit à des différences entre les analyses basées sur la composition floristique et sur les variables agro-écologiques.

Notre étude ne nous permet pas de conclure quant au groupement végétal qui se restaure le plus facilement. En effet, que cela soit pour la prairie mésophile ou hygrophile, des prairies à forte richesse et forte diversité ont été observées. Néanmoins, ces prairies artificielles sont restaurées depuis plus de 10 ans. De plus, il convient de préciser que les retournements de prairies hygrophiles sont plus rares que ceux des prairies mésophiles. Les prairies mésophiles sont en effet fortement menacées par le retournement en culture. Grévilliot & Muller (1995) font état de la disparition d'un groupement végétal, le pré à *Bromus erectus*, décrit par Duvigneaud (1958). Le retournement en culture est une hypothèse émise pour expliquer sa disparition, à laquelle est associée la disparition d'espèces telles que *Linum catharticum*, *Polygala calcarea* et *Viola hirta*.

3. Intérêt du réseau Natura 2000 dans la restauration des écosystèmes prairiaux

Lors de l'enquête agricole, une partie du questionnaire portait sur les motifs de retournement de la prairie en culture. La raison principale évoquée était relative aux besoins d'augmentation de la surface en culture de l'exploitation. Les agriculteurs ont également été questionnés quant à leur motivation de reconverter les cultures en prairies. La plupart d'entre eux incriminait le niveau hydrique de la parcelle incompatible avec la culture. En effet, lors d'inondations tardives, les semis ne pouvaient être effectués que trop tardivement. A l'opposé, des inondations précoces entraînaient des difficultés dans la récolte. Peu d'agriculteurs ont bénéficié d'une aide via les MAE (contrat RTA, c'est à dire Reconversion des Terres Arables) ou l'article 19 (Contrat E). En effet, seuls trois agriculteurs (deux dans le cadre de l'article 19 et un dans le cadre des MAE) ont souscrit à ces types de contrats. Ces résultats sont d'autant plus surprenants que les CTE semblaient rencontrer un vif succès auprès des agriculteurs de la zone. En effet, de nombreux agriculteurs ont fait part de leur intérêt pour reconverter leur culture dans le cadre de CTE. Nos estimations grâce à l'enquête agricole montrent que 50% des cultures actuelles (soit 145 ha) pourraient être reconverties en prairies dans les années à venir, suivant les estimations basées sur l'enquête agricole. Mais on peut se demander s'il

serait judicieux que l'ensemble des cultures soient reconverties en prairies, même si cela paraît optimiste. En effet, les cultures peuvent jouer un rôle important notamment dans la nourriture des oiseaux en hiver (Wakeman-Dawson & Aebischer, 1998).

Nos résultats mettent en évidence une durée minimale de 6 ans après l'arrêt de la culture pour que les prairies présentent un bon état de conservation selon les critères adoptés pour les prairies semi-naturelles. Or les CTE, ou les contrats qui les remplacent, les Contrats d'Agriculture Durable (CAD), ne sont envisagés que sur 5 ans. Il faudra ainsi veiller à la reconduction de ces contrats. Toutefois les modifications de ces contrats risquent d'être très préjudiciables à leurs succès. En effet, les CTE succédaient déjà à l'article 19, modifié en MAE. Aujourd'hui, ce sont les CAD qui remplaceraient les CTE. Ainsi, en l'espace de seulement 10 ans, les agriculteurs se sont vus proposer différents types de contrats. Bien que les objectifs de ces contrats successifs soient cohérents, il n'en reste pas moins très déstabilisants, démotivants et lourds à gérer pour les agriculteurs qui croulent sous les démarches administratives. Ce manque de durabilité dans les propositions de l'Etat est dommageable, car il renvoie une image instable et non crédible de ces mesures.

De plus, Kleijn et al. (2001) ont réalisé un bilan des MAE et concluent à un succès très limité des mesures sur la flore et l'avifaune. Mais cette étude a été réalisée aux Pays-Bas, où les écosystèmes sont plus dégradés et les diminutions de fertilisation ne descendaient que jusqu'à 100 kg N/ha/an, ce qui reste très élevé. Toutefois, les conclusions mettent en évidence l'intérêt de proposer des dispositifs agri-environnementaux appropriés aux objectifs de conservation. En ce sens, le réseau Natura 2000 s'avère prometteur car les mesures environnementales proposées sont conçues à l'échelle du paysage et les mesures socio-économiques à l'échelle de l'exploitation ; le couplage de ces 2 échelles de décision devant permettre l'optimisation d'une démarche de conservation à une échelle optimale, l'échelle du paysage.

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier la Chambre d'agriculture de la Meuse pour sa collaboration dans la réalisation de l'enquête agricole, ainsi que Benoît Hombourger et Aurélie Niedercorn, qui ont réalisé cette enquête auprès des agriculteurs. Les agriculteurs sont également remerciés pour avoir répondu à notre questionnaire. Merci à Mathias Voirin pour son aide

dans la réalisation des relevés sur le terrain, ainsi qu'à Frédéric Mony et Cendrine Garbey pour leur aide dans les traitements statistiques.

Annexe 1: Tableau récapitulatif des espèces présentes dans les prairies artificielles et semi-naturelles (de fauche et mixte). Les espèces sont caractérisées par la fréquence d'apparition dans les relevés phytosociologiques (chiffre romain : I : 1 à 19% ; II : 20 à 39% ; III : 40 à 59% ; IV : 60 à 79% et V : plus de 80 %) et le coefficient moyen d'abondance (entre parenthèses).

	Prairies artificielles	Prairies semi-naturelles
<i>Achillea millefolium</i>		I(1)
<i>Achillea ptarmica</i>	I(+)	I(1)
<i>Agrimonia eupatoria</i>	I(1)	
<i>Agrostis sp.</i>		I(1)
<i>Agrostis capillaris</i>	I(1)	I(+)
<i>Agrostis stolonifera</i>	III(2)	IV(2)
<i>Ajuga reptans</i>	II(+)	II(+)
<i>Alisma plantago aquatica</i>	I(1)	I(+)
<i>Allium sp.</i>		I(+)
<i>Alopecurus geniculatus</i>	I(1)	I(1)
<i>Alopecurus myosuroides</i>	I(+)	
<i>Alopecurus pratensis</i>	II(1)	IV(1)
<i>Angelica sylvestris</i>	I(+)	I(+)
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	I(+)	II(1)
<i>Arrhenatherum elatius</i>	II(2)	II(2)
<i>Artemisia vulgaris</i>	I(+)	
<i>Avenula pubescens</i>	I(+)	I(1)
<i>Bellis perennis</i>	I(+)	I(+)
<i>Briza media</i>	I(1)	I(1)
<i>Bromus hordeaceus</i>	I(+)	
<i>Bromus racemosus</i>	I(1)	II(1)
<i>Caltha palustris</i>	I(+)	I(+)
<i>Calystegia sepium</i>		I(+)
<i>Cardamine pratensis</i>	III(+)	III(+)
<i>Carex acuta</i>	I(2)	I(1)
<i>Carex disticha</i>	I(1)	II(2)
<i>Carex flacca</i>		I(+)
<i>Carex hirta</i>	I(1)	II(+)
<i>Carex muricata</i>	I(1)	I(+)
<i>Carex pallescens</i>	I(+)	
<i>Carex panicea</i>		I(+)
<i>Carex sp.</i>	I(+)	I(3)
<i>Carex spicata</i>	I(+)	
<i>Carex tomentosa</i>	I(+)	
<i>Carex vulpina</i>		I(+)
<i>Centaurea jacea</i>	III(1)	IV(1)
<i>Cerastium fontanum</i>	I(+)	II(+)
<i>Chenopodium album</i>	I(+)	
<i>Chenopodium polyspermum</i>	I(+)	
<i>Cirsium arvense</i>	III(+)	I(+)
<i>Cirsium vulgare</i>	I(+)	
<i>Colchicum autumnale</i>	I(1)	II(1)
<i>Convolvulus arvensis</i>	III(1)	I(1)
<i>Crepis biennis</i>	III(1)	II(1)
<i>Cynosurus cristatus</i>	I(1)	I(1)
<i>Dactylis glomerata</i>	II(1)	II(1)

	Prairies artificielles	Prairies semi-naturelles
<i>Daucus carota</i>	I(+)	I(1)
<i>Deschampsia cespitosa</i>	I(+)	I(+)
<i>Eleocharis palustris</i>	I(1)	I(1)
<i>Eleocharis uniglumis</i>		I(+)
<i>Elymus repens</i>	IV(2)	III(2)
<i>Epilobium sp.</i>	I(+)	
<i>Equisetum arvense</i>	II(1)	I(+)
<i>Equisetum fluviatile</i>	I(+)	I(+)
<i>Equisetum palustre</i>		I(+)
<i>Festuca arundinacea</i>	I(2)	I(+)
<i>Festuca pratensis</i>	IV(2)	IV(2)
<i>Festuca rubra</i>	I(1)	II(1)
<i>Filipendula ulmaria</i>	I(+)	IV(2)
<i>Galium aparine</i>	I(+)	I(+)
<i>Galium mollugo</i>	I(1)	I(+)
<i>Galium palustre</i>	I(+)	II(1)
<i>Galium verum</i>	I(1)	III(1)
<i>Geranium dissectum</i>	I(+)	
<i>Glechoma hederacea</i>	III(1)	II(+)
<i>Glyceria fluitans</i>		I(+)
<i>Glyceria maxima</i>	I(2)	I(1)
<i>Gratiola officinalis</i>		I(1)
<i>Holcus lanatus</i>	II(2)	II(1)
<i>Hordeum secalinum</i>	I(1)	III(1)
<i>Iris pseudacorus</i>	I(+)	I(+)
<i>Juglans regia</i>		I(+)
<i>Juncus articulatus</i>		I(+)
<i>Juncus effusus</i>	I(+)	I(+)
<i>Juncus glaucus</i>	I(1)	I(+)
<i>Juncus sp.</i>	I(1)	
<i>Lathyrus pratensis</i>	II(+)	IV(1)
<i>Leontodon autumnalis</i>		I(+)
<i>Leontodon hispidus</i>	II(+)	III(1)
<i>Leucanthemum vulgare</i>	II(+)	I(1)
<i>Linaria vulgaris</i>	I(+)	
<i>Lolium perenne</i>	IV(2)	III(2)
<i>Lotus corniculatus</i>	III(1)	IV(1)
<i>Luzula campestris</i>		I(+)
<i>Lychnis flos cuculi</i>	II(1)	III(+)
<i>Lycopus europaeus</i>	I(+)	
<i>Lysimachia nummularia</i>	II(+)	II(+)
<i>Lysimachia vulgaris</i>	I(+)	
<i>Lythrum salicaria</i>	I(+)	I(+)
<i>Matricaria inodora</i>	I(+)	
<i>Medicago lupulina</i>	I(+)	I(+)
<i>Mentha aquatica</i>	I(+)	I(+)
<i>Mentha arvensis</i>	I(+)	
<i>Myosotis scorpioides</i>	I(1)	I(1)
<i>Oenanthe fistulosa</i>	I(1)	II(2)
<i>Oenanthe silaifolia</i>	I(+)	I(+)
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	I(+)	
<i>Peucedenum carvifolia</i>	I(+)	I(1)
<i>Phalaris arundinacea</i>	II(1)	II(1)
<i>Phleum pratense</i>	IV(2)	III(1)
<i>Pimpinella major</i>	I(+)	I(+)

	Prairies artificielles	Prairies semi-naturelles
<i>Plantago lanceolata</i>	IV(1)	IV(1)
<i>Plantago major</i>	I(+)	I(+)
<i>Plantago media</i>	I(1)	I(+)
<i>Poa annua</i>		I(+)
<i>Poa pratensis</i>	II(+)	II(1)
<i>Poa trivialis</i>	V(2)	IV(2)
<i>Polygonum amphibium</i>		I(+)
<i>Polygonum lapathifolium</i>		I(+)
<i>Polygonum persicaria</i>	III(1)	I(+)
<i>Potentilla anserina</i>	I(+)	I(+)
<i>Potentilla reptans</i>	II(1)	II(+)
<i>Primula veris</i>		I(1)
<i>Prunella vulgaris</i>	I(+)	I(+)
<i>Pulicaria dysenterica</i>		I(+)
<i>Ranunculus bulbosus</i>		I(1)
<i>Ranunculus acris</i>	II(1)	III(1)
<i>Ranunculus repens</i>	V(2)	V(2)
<i>Rhinanthus minor</i>		I(1)
<i>Rorripa palustris</i>		I(+)
<i>Rorripa sylvestris</i>	I(+)	
<i>Rubus sp.</i>	I(1)	
<i>Rumex acetosa</i>	II(+)	III(1)
<i>Rumex crispus</i>	V(1)	IV(1)
<i>Rumex obtusifolius</i>	I(+)	
<i>Salix sp.</i>	I(+)	
<i>Sanguisorba minor</i>	I(+)	I(1)
<i>Scirpus sp.</i>	I(+)	
<i>Senecio aquaticus</i>	I(+)	II(1)
<i>Senecio erucifolius</i>	I(+)	
<i>Senecio jacobaea</i>	I(+)	I(1)
<i>Senecio vulgaris</i>	I(+)	
<i>Silaum silaus</i>	I(+)	III(+)
<i>Sinapis arvensis</i>	I(1)	
<i>Sonchus arvensis</i>	I(+)	
<i>Stachys palustris</i>	I(+)	
<i>Stellaria palustris</i>	I(1)	I(+)
<i>Symphytum officinale</i>	III(1)	III(+)
<i>Taraxacum officinale</i>	V(1)	IV(+)
<i>Thalictrum flavum</i>	I(+)	I(+)
<i>Tragopogon pratensis</i>	I(+)	II(1)
<i>Trifolium dubium</i>	I(+)	
<i>Trifolium fragiferum</i>	I(+)	
<i>Trifolium pratense</i>	III(+)	III(1)
<i>Trifolium repens</i>	IV(1)	IV(1)
<i>Trifolium sp.</i>		I(+)
<i>Trisetum flavescens</i>	I(+)	I(1)
<i>Urtica dioica</i>	I(+)	
<i>Valeriana officinalis</i>	I(+)	I(2)
<i>Veronica arvensis</i>	I(+)	I(+)
<i>Veronica chamaedrys</i>	I(+)	I(+)
<i>Veronica scutellata</i>	I(+)	I(1)
<i>Veronica serpyllifolia</i>	I(+)	I(1)
<i>Vicia cracca</i>	I(+)	II(+)
<i>Vicia hirsuta</i>		I(+)
<i>Vicia sp.</i>	I(+)	II(+)
<i>Vicia villosa</i>		I(+)

DISCUSSION GENERALE

I. POTENTIALITES DE RESTAURATION DES ECOSYSTEMES PRAIRIAUX A PARTIR DE LA BANQUE DE GRAINES DU SOL

1. Description des banques de graines des écosystèmes de référence

Les banques de graines du sol des trois communautés prairiales, constituant les écosystèmes de référence de cette étude, sont caractérisées par (i) des nombres d'espèces inférieurs à ceux des végétations correspondantes, (ii) l'absence de nombreuses espèces présentes dans le couvert végétal, (iii) la dominance de quelques espèces prairiales et la faible présence des espèces annuelles et rudérales, (iv) la dominance de quelques espèces seulement (article 3). Ces résultats sont en accord avec certains travaux précédents (Milberg & Hansson, 1993 ; Hutching & Booth, 1996a). Par ailleurs, la base de données de Thompson et al. (1997) indique que de nombreuses espèces de nos inventaires floristiques ont un indice de longévité très faible. En effet, les espèces prairiales possèdent pour la plupart, une banque de graines transitoire (*Rumex acetosa*, *Festuca pratensis*, *Pimpinella saxifraga*) ou persistante à court terme, c'est à dire à durée de vie inférieure à cinq ans (*Plantago lanceolata*, *Agrostis stolonifera*, *Senecio jacobaea*). Ainsi, il n'est pas surprenant qu'elles soient absentes dans la banque de graines du sol. De nombreux travaux concluent aux faibles potentialités de rétablissement d'un couvert herbacé à partir de la banque de graines, du fait de la faible persistance des espèces-cibles dans le sol. Ainsi, l'intérêt de la banque de graines de sol apparaît comme limité pour la restauration d'écosystèmes dégradés. Toutefois, les travaux réalisés dans les prairies halophiles (Mony, Vécrin & Muller, soumis a) ont montré que des espèces patrimoniales halophiles, comme *Spergularia marina*, *Cerastium dubium*, ont une persistance dans le sol assez importante (plus de cinq ans). En effet, sur la base de la composition de la banque de graines et des indices de longévité de ces graines (Thompson et al., 1997), il apparaît que les prairies halophiles possèdent des potentialités de restauration plus importantes que les prairies alluviales classiques (Mony, Vécrin & Muller, soumis b). En effet, les indices de longévité des espèces présentes dans les habitats les plus halophiles sont significativement supérieurs à ceux des espèces observées dans la vallée de la Meuse. De plus, les espèces oligotrophes du couvert végétal de la vallée de la Meuse ne sont que très rarement présentes dans la banque de graines alors qu'au contraire celles des prairies halophiles sont présentes dans la banque de graines.

2. Description de la banque de graines des anciennes cultures

Au vu de ces premières conclusions, il convient alors de s'interroger sur la composition de la banque de graines du sol des écosystèmes dégradés, au moment où l'on souhaite intervenir pour les restaurer. En effet, la banque de graines de l'écosystème alternatif stable est insuffisante pour permettre sa restauration. Qu'en est-il alors après une dégradation, en l'occurrence dans ce travail, après une phase de mise en culture ?

L'analyse de la banque de graines de trois cultures avant remise en herbe a permis de mettre en évidence les dommages importants causés par la mise en culture sur le stock semencier du sol ([article 1](#)). En effet, les analyses comparatives avec la banque de graines des prairies semi-naturelles mettent en évidence un pool d'espèces très appauvri. Les espèces prairiales ne sont que très peu représentées.

Néanmoins, il est surprenant de constater que même les espèces des cultures, pourtant considérées comme persistantes dans le sol (Bekker et al., 1997) sont très rares. Cette altération de la banque de graines semble résulter (i) des retournements successifs du sol qui enfouissent et causent des dommages physiques aux graines (Leck et al., 1989 ; Manchester et al., 1998), (ii) des nombreux produits phytosanitaires utilisés (Hald, 1999) et (iii) de la perte de viabilité naturelle des graines pendant les années de culture.

3. Implications pour la végétation qui en résulte

La faible richesse de la banque de graines, en terme d'abondance et de nombre d'espèces, conduit à l'installation d'un couvert végétal peu diversifié après restauration. La végétation est alors dominée par les espèces semées ; les espèces indigènes sont très peu présentes, ce qui s'explique entre autres par leur absence dans le sol. La plupart des espèces prairiales présentes dans le couvert végétal sont connues pour se régénérer facilement végétativement, comme *Ranunculus repens* et *Poa trivialis* (Grime et al., 1998).

Seul un site présentait une banque de graines abondante, du fait notamment de la forte représentativité d'espèces annuelles et rudérales. Cette parcelle est une ancienne friche culturale, au niveau de laquelle une phase d'abandon de cinq ans a permis la recolonisation spontanée de la végétation. Avant son retournement et sa remise en herbe, l'analyse de la banque de graines et du couvert végétal a mis en évidence une présence d'espèces prairiales malgré l'abondance d'espèces rudérales, principalement dans le couvert, et d'espèces annuelles, dans la banque de graines du sol ([article 1](#)). Malgré le long passé culturel de ce site,

son stock semencier diffère celui des autres parcelles, échantillonnées juste après l'arrêt de la culture. La phase d'abandon de 5 ans semble avoir permis la reconstitution de la banque de graines. L'étude de la dynamique de la végétation de cette ancienne friche culturale ([article 2](#)), qui a été réensemencée avec un mélange commercial, montre que le couvert végétal reflète les différents stades traversés par le site, à savoir la prairie semi-naturelle, la culture, la friche puis la prairie remise en herbe. La banque de graines peut ainsi représenter la mémoire des stades traversés par le site. Mais compte tenu des importants dommages causés à la banque de graines du sol lors de la mise en culture, la présence d'espèces prairiales semble plutôt provenir d'apports naturels réalisés pendant les 5 années d'abandon. Compte tenu de l'isolement de la parcelle par rapport à d'autres prairies, les graines sont probablement arrivées grâce aux inondations. Ces conclusions mettent évidence l'importance des processus de dispersion des graines dans les potentialités de restauration du couvert végétal.

II. POTENTIALITES DE DISPERSION DES GRAINES PAR DES VECTEURS NATURELS : ROLE DES INONDATIONS ET DU VENT DANS LE RETABLISSEMENT D'UN COUVERT PRAIRIAL

1. Estimation indirecte des apports de graines par les inondations

Il est difficile d'étudier la dispersion des graines par des vecteurs naturels car les graines sont soumises à différents processus, comme la prédation, la dispersion secondaire. Le modèle développé Chambers & MacMahon (1994) illustre la complexité des voies que peut prendre une graine, une fois qu'elle a quitté le plant-mère, ainsi que les conditions qui peuvent conduire à un échec de la germination. Une possibilité d'étudier indirectement les apports de graines par les inondations consiste en l'analyse de la banque de graines du sol suivant un gradient d'humidité (Hölzel & Otte, 2001), ce qui permet d'évaluer indirectement les apports par les inondations en comparant des zones peu inondées à des zones régulièrement et longuement inondées. L'hypothèse de travail est que les zones longuement inondables devraient comporter une banque de graine plus abondante que les zones moins inondées. Ainsi, la banque de graines des prairies semi-naturelles a été décrite au sein des trois communautés végétales distinguées le long d'un gradient hydrique et topographique ([article 3](#)).

La comparaison des banques de graines avec les écosystèmes de référence montre que celles-ci reflètent les communautés végétales auxquelles elles correspondent, bien qu'elles constituent des versions appauvries de ces communautés. En effet, la plupart des espèces présentes à l'état latent dans le sol sont issues de plants-mères de la végétation environnante. Les analyses statistiques réalisées sur ces jeux de données nous ont permis de distinguer les 3 types de banques de graines selon les communautés auxquelles elles appartenaient. Ainsi, les espèces présentes dans le sol permettent de caractériser le couvert végétal correspondant.

Aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les trois communautés sur la base de la richesse spécifique de la banque de graines, alors que des différences étaient notées pour la densité de plantules. En effet, la banque de graines de la prairie hygrophile est significativement plus abondante que les deux autres. De plus, le nombre d'espèces hydrochores du sol est plus important dans ce groupement. Ces résultats semblent confirmer les hypothèses de travail, à savoir que la communauté la plus longtemps inondée présente la banque de graines la plus abondante en graines du fait d'apports plus importants par les inondations. Mais au vu des résultats, il est difficile de conclure à un réel apport de graines par les inondations. En effet :

(i) Il est probable que les espèces présentes dans la prairie hygrophile produisent un nombre de graines plus important, qui peuvent alors incorporer la banque de graines. Il faudrait ainsi réaliser des analyses supplémentaires, comme un triplet d'analyse des correspondances, afin d'intégrer, en plus du tableau floristique et des variables agro-écologiques, les traits biologiques des espèces, comme le nombre de graines produites par pied, la longévité des graines, la forme des graines.

(ii) Selon Kalamees & Zobel (1998), la date de fauche précoce par rapport à la phénologie des espèces conduit à une banque de graines plus pauvre que la végétation présente, car de nombreuses espèces n'ont pas la possibilité de boucler leur cycle de reproduction et les graines n'arrivent pas à maturité. Les résultats dans la vallée de la Meuse montrent qu'il n'y pas de corrélation entre la date de fauche et la densité de graines dans la banque de graines. De plus, les densités des espèces présentes dans au moins deux types de communautés ne sont pas différentes. C'est le cas par exemple des densités de *Plantago lanceolata* et *Centaurea jacea*. Seul *Poa trivialis* est plus abondant dans la prairie hygrophile.

(iii) Le nombre d'espèces hydrochores est également plus important dans la végétation de la prairie hygrophile que dans les deux autres communautés. Ainsi, ce nombre d'hydrochores plus important dans la banque de graines traduit soit un apport de graines

d'espèces hydrochores par les inondations, soit un enrichissement de la banque de graines par la végétation environnante.

(iv) Enfin, les graines allochtones, c'est à dire non issues de la végétation environnante, sont très peu présentes dans le sol et la majeure partie sont des espèces annuelles, donc inintéressantes en terme de restauration des écosystèmes prairiaux.

2. Estimations directes des apports de graines par les inondations

Les déplacements de graines par les inondations hivernales et printanières ont été évalués grâce à l'utilisation de deux types de pièges ([article 4](#)). De la même manière que pour la banque de graines du sol, les trois communautés prairiales ont été échantillonnées. L'analyse des transports de graines à la surface de l'eau des inondations a montré une forte variabilité, ce qui ne nous a pas permis de distinguer ces apports en fonction des durées et des fréquences d'inondations. De la même manière, la composition des graines déposées sur le sol par les inondations présente une forte variabilité. En effet, cinq pièges ont été installés par communauté prairiale mais la variance de nos résultats était trop importante pour déduire des différences significatives entre les communautés.

Toutefois, nos résultats mettent en évidence que les espèces prairiales sont bien représentées dans les pièges, notamment dans les pièges placés au sol. Il semblerait que cette forte présence d'espèces prairiales résulte surtout de la végétation environnante et que ce phénomène résulte d'une mobilisation par les inondations des graines déposées sur le sol au cours de la saison de végétation. Cette hypothèse serait à vérifier par des expériences supplémentaires. Andersson et al. (2000) ont utilisé des pièces de bois de petite taille et ont montré que le déplacement de ces substituts pouvait être assimilé à celui de graines. Ce genre d'expériences permet de suivre le parcours des graines. Leurs travaux mettent en évidence également l'influence du vent et du courant dans le déplacement des graines lors des inondations.

Lors de nos expérimentations *in situ* où nous avons estimé les quantités de graines transportés par les inondations, nous supposons que le groupement le plus inondé serait celui où nous piégerions le plus de graines. Or nos résultats ne nous permettent pas de conclure quant à la distinction de la composition des apports suivant le gradient topographique et hydrique. En ce qui concerne les pièges flottants, le protocole n'était certainement pas adapté aux remontées de nappe, qui sont fréquentes dans la prairie hygrophile. En effet, les inondations résultent à la fois de débordements de la rivière et de remontées de nappe

phréatique. Dans le cas de remontées de nappe, l'eau est alors stagnante, cela a pu alors conduire à des pertes de graines durant les périodes où le courant était nul ou faible.

3. Estimation *ex-situ* de la durée de flottabilité des graines

Des estimations *ex situ* du temps de flottabilité des graines d'espèces présentes dans ces prairies mettent en évidence leur grande capacité de flottabilité. En effet, les espèces prairiales testées peuvent toutes être classées comme étant des espèces à longue durée de flottabilité, selon Andersson et al. (2000). Cela signifie donc que les 24 espèces testées sont potentiellement capables de coloniser un site à restaurer, même si celui-ci est éloigné de prairies-sources. Nos résultats mettent en évidence une forte capacité germinative dans l'eau pour plusieurs espèces, ce qui signifie que certaines n'ont pas la capacité de maintenir leur état de dormance lorsqu'elles sont immergées. Pour certaines espèces, ces germinations étaient plus rapides dans l'eau que sur du coton dans des boîtes de Pétri. Il nous était alors difficile d'estimer le temps de flottabilité des graines du fait des germinations. L'expérience a alors été renouvelée dans des conditions moins favorables à la germination, c'est à dire dans une chambre froide et à l'obscurité. Mais certaines graines ont également germé. Ainsi, si les inondations apparaissent comme un vecteur de dispersion des graines, certaines graines, qui n'ont pas la capacité de maintenir l'état de dormance, germent durant ces inondations. Elles risquent donc d'être « perdues » en terme de restauration car elles risquent d'être déposées à un moment qui n'est pas propice à leur établissement, soit du fait des conditions climatiques, soit du fait d'une nouvelle inondation qui risque de nuire au développement de la plantule. Cela implique qu'elles ne pourront pas coloniser de nouveaux sites car elles auront germé avant d'arriver sur un site approprié.

Afin de conclure quant à cette expérience, il conviendrait de tester la viabilité des graines qui n'ont pas germé pendant l'expérience de flottabilité. L'estimation du temps de flottabilité a été réalisée sur des graines fraîches. Les graines ont été stockées au sec, à l'obscurité pendant 1 mois et il n'y a pas eu de stratification. Selon Grime et al. (1988), le taux de germination de *Ranunculus repens* augmente après un stockage au sec. Pour d'autres espèces, l'immersion provoque l'entrée en dormance et la levée se fait avec le froid. Devant la complexité des stratégies de germination des espèces, il est nécessaire de savoir si les graines n'ont pas germé dans l'eau pendant l'expérience parce qu'elles sont dormantes ou parce qu'elles ne sont pas viables. Les tests de germination sont actuellement en cours pour répondre à ces questions.

4. Comment expliquer l'absence de tant d'espèces dans les pièges ?

Pourquoi tant d'espèces, comme *Bromus erectus*, *Oenanthe silaifolia*, *Silaum silaus*, sont absentes des pièges alors que la plupart des espèces sont capables de flotter ? Les hypothèses suivantes peuvent expliquer leur absence :

(i) Les graines sont présentes dans les pièges mais n'ont pas germé lors de l'étalement sous serre, soit parce qu'elles ne sont pas ou plus viables, soit parce que le protocole n'était pas adéquat pour lever leur dormance. Afin de confirmer cette hypothèse, il conviendrait, avant d'étaler le contenu de nos pièges sous serre, de le trier sous loupe binoculaire afin de recenser l'ensemble des graines présentes dans les pièges.

(ii) L'estimation du temps de flottabilité *ex situ* ne reflète pas les conditions environnementales. Les mouvements de l'eau sont très rapides en milieu naturel, les débits peuvent atteindre parfois 400 m³/s et les obstacles peuvent être très nombreux, comme du bois mort, ce qui affecte la flottabilité des graines. Afin de confirmer cette hypothèse, des estimations de flottabilité sont actuellement en cours (par F. Grévillet) suivant des vitesses d'agitation différentes.

(iii) La viabilité des graines est peut être affectée par une durée d'immersion trop importante. Des expériences sont également en cours (par F. Grévillet) sous serre afin de tester la viabilité des graines suivant différentes durées d'immersion, variant d'une semaine à plusieurs mois.

(iv) Les graines n'ont pas le temps d'arriver à maturité avant la fauche. Elles sont déposées sur le sol puis emportées par les inondations, mais ne sont pas capables de germer, ce qui rejoint en fait la première hypothèse. Pourtant, de nombreuses espèces sont présentes dans la banque de graines du sol et n'ont pas été piégées lors des expérimentations, par exemple *Leucanthemum vulgare*, *Sanguisorba minor*, *Oenanthe fistulosa*. Il est possible d'en déduire (a) que la quantité de graines dispersées de ces espèces est trop faible pour être captée par les pièges, ce qui signifie (b) que les pièges ne sont pas adaptées pour répondre à la question car ils ne permettent pas de détecter les graines dispersées en faible quantité ou (c) que l'année au cours de laquelle le piégeage a été réalisé *in situ*, les graines n'ont pas réussi à arriver à maturité, à cause de conditions climatiques non favorables, ce qui explique les différences entre la banque de graines du sol et les piégeages.

(v) Les expériences mettent en évidence la complexité des transports de graines par les inondations. La dispersion des graines par les inondations est soumise à l'influence de tant de paramètres que le piégeage *in situ* ne reflète pas leur composition.

5. Estimation des apports de graines par le vent

Dans la vallée de la Meuse, des expérimentations ont été réalisées afin d'estimer la quantité de graines dispersée par le vent. 9 entonnoirs, au fond duquel un filet permettait de piéger les graines, ont été placés au centre d'un carré fauché de 10 m sur 10 m. Ce dispositif mis en place dans une prairie semi-naturelle, gérée de façon extensive, a été installé dès le retrait des inondations jusque fin septembre. Toutes les semaines, les filtres ont été récoltés et placés au réfrigérateur (à 5°C) pendant deux mois. Ensuite, le contenu des filtres a été mis à germer dans des pots remplis de terreau stérile. Les pots ont été placés sous serre pendant plusieurs mois. L'arrosage a été réalisé quotidiennement pendant la durée de l'expérience.

Cette expérience n'a permis le piégeage que de quelques graines d'espèces, comme *Lolium perenne*, *Taraxacum officinale*, durant toute la période printanière et estivale. Cette expérience nous a permis de prendre en considération, d'une part la faible distance parcourue par les graines grâce au vent et d'autre part, la faible quantité de graines capables d'atteindre le stade de fructification et de maturation avant que la fauche n'intervienne. Par exemple, les graines d'*Achillea ptarmica*, de *Filipendula ulmaria* et d'*Oenanthe fistulosa* arrivent à maturité après le 15 juillet. Or plus de 75 % des prairies sont fauchées à cette date. Mais il persiste des zones refuges pour ces espèces où elles peuvent achever leur maturation, comme les bords de chemin, les noues. Des études phénologiques seraient nécessaires pour compléter ce travail. De telles études avaient été réalisées dans la vallée de la Meuse en 1993 (Grévillet et al. 1998b) et avaient notamment mis en évidence un développement phénologique plus tardif de certaines espèces dans la vallée de la Meuse, en comparaison avec la vallée de la Saône et des différences entre les prairies mésophiles et hygrophiles.

6. Importance du site d'installation des graines

Toutefois, notre étude à l'échelle paysagère nous a permis de mettre en évidence sur certaines parcelles remises en herbe le retour d'un cortège prairial caractéristique, au sein duquel sont présentes des espèces oligotrophes et des espèces protégées, comme *Oenanthe silaifolia*, *Ophioglossum vulgatum* et *Stellaria palustris*. Ainsi, malgré ces faibles déplacements de graines mis en évidence, le rétablissement des espèces prairiales, même rares, sont possibles. Mais les études de van Dorp et al. (1997) insistent sur les espèces à faible taux de déplacement qui auront des difficultés à s'installer sur les sites recréés.

Plusieurs auteurs (Grubb, 1977 ; Harpet, 1997 ; Schupp, 1988) considèrent le problème de site d'implantation comme très important. Même si les graines sont capables de se disperser, elles doivent atteindre un site propice à leur germination et leur établissement, ce qui peut diminuer grandement leur chance d'installation dans le couvert végétal. Aussi, il serait très intéressant d'étudier les capacités des espèces à s'établir dans différentes conditions. Touzard (1999) a testé l'influence de la température sur les capacités germinatives de plusieurs espèces et met en évidence un large spectre de réponse en fonction des espèces échantillonnées et des températures testées. Janssens (1998) n'a pas mis en évidence d'effets des éléments N, P et K sur la germination de graines de quelques espèces prairiales. Différentes expériences sont actuellement en cours sous serre (par F. Grévillet) afin d'étudier les capacités germinatives des espèces au sein du couvert végétal suivant différentes densités et doses d'engrais et la présence de trouées ou non. Ces expérimentations permettront de préciser les exigences des espèces pour leur installation au sein du couvert végétal.

III. ANALYSE DES DIFFERENTES TECHNIQUES DE RESTAURATION DES PRAIRIES ALLUVIALES APRES UNE MISE EN CULTURE

1. Synthèse des différentes techniques

Différentes techniques sont applicables afin de reconvertir les cultures en prairies. La synthèse réalisée au sein d'espaces protégés en Alsace et en Lorraine illustre des exemples de chacune d'entre elles et discute leurs intérêts et inconvénients ([article 5](#)).

1.1. La recolonisation spontanée

La méthode la plus simple consiste à laisser la végétation spontanée coloniser le sol. Bien que cette méthode conduise dans un premier temps au développement d'espèces rudérales et adventices, elle peut permettre le développement d'un cortège prairial classique. En effet, la description des prairies reconverties de la vallée de la Meuse montre que certaines parcelles qui n'ont pas été remises en herbe par réensemencement ont une flore caractéristique des prairies inondables ([article 7](#)). Pourquoi ne pas laisser faire la recolonisation spontanée puisqu'on a vu qu'après de nombreuses années, le retour d'un cortège prairial était possible ? Cette méthode reste en effet peu employée du fait des problèmes d'érosion potentielle des sols à nu et de gestion des sites. Dans le cadre d'acquisition de sites, cette méthode serait

envisageable mais, il est alors difficile de motiver un agriculteur s'il ne récolte pas de foin, comme c'est le cas pendant les premières années.

1.2. La remise en herbe

1.2.1. A partir d'un mélange de graines commerciales

La technique la plus employée consiste à semer un mélange de graines. En effet, dans la vallée de la Meuse, sur 36 anciennes cultures, la recolonisation spontanée n'a été réalisée que sur deux parcelles. Le mélange de graines peut provenir du commerce ou être récolté dans des prairies voisines. Lorsque la remise en herbe est à l'initiative de l'agriculteur, elle est généralement effectuée à partir de graines provenant du commerce. Dans le cas d'acquisition de sites par des gestionnaires d'espaces naturels, il est fréquent que la provenance des graines soit locale.

Lors de la remise en herbe de culture en prairie avec un mélange de graines commerciales, différents stades sont distingués : le stade initial où le couvert végétal est dominé par les espèces semées, le stade transitoire où apparaissent les espèces prairiales communes et le stade de maturation où les espèces les plus exigeantes colonisent le site (Sélinger-Looten & Muller, 2001). Selon Coin (1992), cette phase de maturation intervient à partir du stade où le recouvrement des espèces indigènes est supérieur à celui des espèces semées. Le suivi diachronique réalisé sur une culture remise en herbe dans la vallée de la Sarre met en évidence d'importantes modifications du cortège floristique, et surtout la quasi disparition des espèces semées. Dans les expérimentations menées par Coin (1992), la parcelle étudiée est entrée en phase de maturation cinq ans après la reconversion. Toutefois, dans la majeure partie des cas, il est difficile de distinguer la phase de maturation en se basant sur la disparition des espèces semées car celles-ci font partie du cortège naturel des prairies et persistent.

Mais l'introduction d'espèces semées peut être problématique pour la conservation de la diversité génétique (Smulders et al., 2000). De plus, les espèces semées sont des variétés améliorées, ce qui peut conduire à leur dominance au détriment d'espèces indigènes. Dans leurs travaux, Pywell et al. (2002) utilisent des graines commerciales d'espèces natives, provenant de productions récentes à partir d'espèces sauvages. Mais ces graines ne sont disponibles en France qu'à un coût très élevé.

van der Putten et al. (2002) ainsi que Pywell et al. (2002) ont comparé des mélanges de graines, composés de peu et de beaucoup d'espèces. Les premiers obtinrent moins

d'invasion avec le semis le plus diversifié alors que les seconds ne purent pas conclure sur la base de leur expérience.

1.2.2. A partir de graines locales

Sur la base de nos résultats, l'introduction de graines locales est peu concluante. Les expérimentations menées dans la plaine d'Alsace montrent que 7 ans après le semis, le cortège floristique est dominé par seulement quelques graminées (article 5). Or trois ans après la remise en herbe, de nombreuses espèces prairiales étaient présentes, comme *Anthoxanthum odoratum*, *Knautia arvensis*, *Galium mollugo*. La disparition ou l'absence très ponctuelle des espèces prairiales, après 7 ans, résulte probablement de la compétition avec les graminées. Il est possible que le semis de graines locales ait échoué dans ce cas car le sol était trop riche. Les expériences menées par MacDonald (2000) sont un succès, 13 ans après la restauration. Manchester et al. (1999) obtiennent également de bons résultats malgré la difficulté de certaines espèces de s'installer au sein du couvert.

Une des conditions essentielles à la réussite de ce mode de remise en herbe est la composition du mélange de graines. Lorsque la récolte est réalisée directement en prairie, il faut veiller à choisir une date de récolte cohérente avec les périodes de maturation des graines. Les graines n'arrivant pas toutes à maturité en même temps, il est préférable de réaliser plusieurs récoltes durant la saison de végétation pour s'assurer un nombre varié d'espèces. Dans le cas de MacDonald (2000), la récolte a été renouvelée cinq fois pendant la période de végétation. Pour cette raison, l'utilisation de « dépôts de foin » limite l'introduction d'espèces car ils ne contiennent que les graines qui sont à maturité au moment de la fauche de la prairie. De plus, cela dépend de la durée pendant laquelle le fourrage est resté au sol et des conditions climatiques durant la période de récolte du fourrage qui peuvent altérer la viabilité des graines. Pfadenhauer & Grootjans (1996) considèrent que lorsque la récolte est réalisée à la période où le maximum de graines est mature, cette technique possède plusieurs avantages : son faible coût, sa facilité de mise en œuvre, la garantie de l'introduction des espèces autochtones et adaptées au milieu.

Le fond de grange est une source de graines souvent appréciée des gestionnaires des espaces naturels mais les inconvénients sont les mêmes que ceux des dépôts de foin avec en plus un problème de viabilité des graines. Il est en effet impossible de savoir depuis combien de temps les graines sont stockées dans le grenier. Cette expérience a été testée ; le suivi initié montrait des débuts prometteurs de cette expérience où de nombreuses espèces étaient

présentes mais la gestion du site a été interrompu après seulement deux ans. Le site a alors été rapidement colonisé par des espèces spontanées.

Pour encourager la réussite de semis, Wells et al. (1989) recommandent que (i) les espèces semées soient adaptées aux conditions environnementales du site, (ii) l'absence d'espèces non désirables dans le sol, (iii) une bonne préparation du sol avant le semis et (iv) une gestion attentive du site. Il convient également de choisir une densité de semis pertinente en fonction de la nature de semis. Lorsque le semis est issu du commerce, la viabilité des graines est assurée ; il est donc plus facile de choisir la densité que dans le cas de semis de graines locales, dont la composition et la viabilité des graines ne sont pas connus. Si la densité est trop importante, le couvert dense risque de nuire au développement des plantules. Au contraire, une densité trop faible favorisera la colonisation par les espèces rudérales.

1.3. L'étrépage

Le décapage de la couche superficielle du sol de la culture est principalement utilisé lorsque les conditions édaphiques sont incompatibles avec les objectifs de la restauration. Dans le cas de restauration d'écosystèmes prairiaux après une phase de culture, ce moyen permet notamment l'élimination des produits phytosanitaires et des éléments minéraux accumulés. Avant de mettre en œuvre cette technique, il est préférable de réaliser des études hydrologiques et édaphiques pour s'assurant que le décapage ne va pas conduire à des conditions inappropriées à l'objectif de la restauration. Cette étude peut également être complétée par une analyse stratifiée du potentiel séminal. Il sera alors possible de choisir la couche de sol à décapier en fonction de la composition de la banque de graines (Valentin et al., 1999). Les travaux de Valentin et al. (1998) ont également permis de mettre en évidence une relation entre la dynamique de la végétation et de la banque de graines. Dans notre cas d'étude, l'analyse de la banque de graines réalisée après le décapage du sol a mis en évidence l'importance de *Setaria viridis* dans le sol mais surtout de *Plantago major*. Or cette dernière espèce n'est apparue que ponctuellement sur le site alors que *Setaria viridis* était fortement présent l'année qui a suivi le décapage. Mais les espèces prairiales étaient très peu présentes dans le sol.

Les résultats de Verhagen et al. (2001) mettent en évidence que malgré des conditions abiotiques favorables au rétablissement des espèces-cibles, les processus de restauration sont très lents car limités par des sources de graines appauvries. Aussi, malgré une évolution

positive de la végétation vers la communauté cible, l'introduction des espèces manquantes peut s'avérer nécessaire.

1.4. Le transfert de sol et de banquettes de prairie

Le transfert de sol ou de banquettes de prairie, lorsque le site donneur est voué à la destruction, s'avère être une technique efficace mais coûteuse. Dans le cadre de cette thèse, les transferts de sol et de banquettes ont été testés. Dans les deux cas, les sites étaient voués à la destruction suite à la construction d'une route et suite à une demande d'extension de gravière. Après deux ans, le bilan de ces deux opérations est positif. Les changements observés dans la végétation sont importants dans le cas du transfert de sol en vrac mais ces changements sont positifs, excepté la disparition d'une des deux espèces protégées. Dans le cas du transfert de banquettes, une grande majorité des espèces présentes sur le site donneur apparaît sur le site receveur (Vécrin & Muller, 2002). Bullock (1998) considère que ce type de transfert est le moins perturbant pour la flore. Cela permet également d'accélérer le rétablissement de la communauté (Manchester et al., 1999). Lorsque le choix du site receveur est cohérent avec le site donneur et que le transfert est réalisé soigneusement, cette technique s'avère être une réussite (Klötzli, 1987) et elle permet l'introduction d'espèces autochtones. Mais les interstices qui peuvent être créés lorsque les banquettes ne sont pas correctement installées peuvent constituer un obstacle très important pour la gestion ultérieure du site, car elles empêchent le passage des engins agricoles.

Parmi les inconvénients de ces techniques, la destruction du site donneur est le plus important ; il faut également considérer le coût élevé de ce type d'opération. Ces deux techniques sont particulièrement difficiles à mettre en œuvre de par les moyens techniques et financiers qu'elles demandent. Le déplacement nécessite plusieurs jours de travail. Par exemple, dans le cas du transfert de sol « en vrac », le déplacement et le transfert ont nécessité une semaine de travail pour un hectare pendant lesquels trois machines travaillaient. Pour le transfert de banquettes, les travaux nécessitent encore davantage de temps, car le travail est plus délicat à réaliser. De plus, le déplacement de sol doit être réalisé lors de conditions climatiques favorables au développement. Lorsque le sol est trop humide, il n'est pas possible de circuler avec les engins. Malgré ces contraintes, l'évaluation réalisée sur le court-terme met en avant l'intérêt de cette technique pour éviter la destruction complète d'une prairie.

1.5. Les autres techniques

Outre les techniques présentées dans l'article 5, Janssens (1998) propose une technique pour améliorer les conditions édaphiques en diminuant la quantité de phosphore actif présent dans le sol. Pour cela, il utilise des oxydes de fer, qui fixent le phosphore présents dans le sol. L'auteur considère cette technique comme étant simple et peu coûteuse à mettre à place.

Un autre moyen d'éliminer les éléments minéraux contenus dans le sol est l'utilisation d'espèces « nurses », comme *Lolium multiflorum*. Elles ont un rôle structurant pour la végétation mais jouent également le rôle de « pompe ». Toutefois, l'élimination des éléments minéraux par ce moyen peut être longue. Les espèces nurses peuvent aider le développement des espèces semées, d'une part en limitant la compétition de certaines espèces et d'autre part en améliorant les conditions environnementales ; néanmoins la compétition pour les ressources peut nuire à l'installation des espèces prairiales (Pywell et al., 2002). Il est en outre dommage d'utiliser une espèce nurse dans le cas de semis de graines locales car cela introduit des graines d'une espèce allochtone (MacDonald, 2000).

Pour augmenter la biodiversité, Seffer et al. (1999) utilisent des transplants pour introduire des plants producteurs de graines. Cette technique permet d'éviter le transfert de toute la communauté, comme le transfert de sol. Hopkins et al. (1999) testèrent cette méthode mais leur estimation, réalisée sur seulement 2 ans, conclut à un intérêt limité de cette méthode, principalement car deux ans est une période trop courte pour permettre aux espèces de s'étendre. Néanmoins, ils recommandent cette méthode lorsque les possibilités d'installation par les graines sont difficiles pour les espèces, du fait d'un nombre limité de graines disponibles ou de la faible compétitivité des plantules.

Ces différentes techniques n'ont pas été testées car elles n'ont pas été mises en application dans la zone d'étude, c'est à dire en Alsace et en Lorraine.

2. Comment choisir la technique de restauration ?

Comme expliqué dans l'article 5, le choix de la technique de restauration est très important et peut conditionner le succès de l'opération. Lorsque l'objectif est de rétablir un écosystème prairial, plusieurs questions se posent : Le site est-il voué à la destruction ? Le site est-il situé à proximité de sites de référence et de parcelles sources ? Le site possède-t-il de fortes potentialités de restauration ? Les moyens financiers sont-ils importants ? A partir de la réponse à ces questions, un modèle dichotomique est proposé afin de sélectionner parmi les

techniques possibles (Figure III. 1). Ainsi, si aucun site n'est voué à la destruction, le transfert de sol est à proscrire. Si le site n'est pas situé à proximité d'écosystèmes sources, il convient de s'orienter vers un semis de graines commerciales, éventuellement d'espèces « nurses » si le sol est riche en éléments minéraux. En effet, l'absence de site de référence à proximité lui confère de faibles potentialités de restauration. Il est donc inutile de s'orienter vers une technique lourde comme l'étrépage car on a vu que même si les conditions édaphiques sont rétablies, l'absence de sources de graines est un frein à la restauration. De plus, le semis de graines locales est impossible du fait de l'absence d'écosystème de référence à proximité. Par contre, si le site de référence est situé à proximité, il convient d'estimer les potentialités de restauration. Bien qu'il soit difficile d'estimer l'ensemble des paramètres jouant un rôle dans la restauration, il est important d'estimer le taux d'éléments minéraux dans le sol et les sources de graines potentielles. Dans le cas de fortes potentialités, la recolonisation spontanée ou le semis de graines sont alors préconisés. Dans le cas de faibles potentialités de restauration, il est alors possible à l'aide de moyens financiers importants d'étréper le sol pour améliorer les conditions abiotiques. Si les moyens financiers manquent, il faut alors s'orienter vers un semis de graines.

Ce modèle permet entre autres de limiter l'intervention. Ainsi, MacDonald (2000) recréa une prairie alluviale avec un semis de graines locales, en s'assurant des conditions appropriées du site et d'une gestion adéquate ; mais cela a pris plusieurs années, « le temps que la nature face son œuvre ». Un interventionnisme trop actif peut conduire au « jardinage ». Van Andel (1998) considère que des erreurs de gestion peuvent être commises si l'on s'efforce de gérer la nature uniquement dans un souci de favoriser la richesse spécifique sans intégrer les mécanismes de l'écosystème.

Les différentes déclinaisons des termes proposés par Aronson et al. (1993) et Bradshaw (1996) constitue alors de bonnes alternatives dans le cas où la restauration n'est plus possible. Il est ainsi important de bien considérer les antécédents, les potentialités du site en terme de réhabilitation ainsi que les moyens disponibles pour y parvenir. Dans le cas d'une perturbation trop importante du milieu, il convient de s'orienter directement vers une réaffectation plutôt que de persister à vouloir rétablir l'état antérieur. Dans la vallée de la Meuse, les résultats montrent que certaines prairies recréées ont un cortège floristique similaire à celui des prairies semi-naturelles gérées de manière extensive, malgré les antécédents cultureux ([article 7](#)). Bien que la technique de restauration employée soit simple, à savoir remise en herbe ou recolonisation spontanée, le rétablissement de la flore prairiale a été possible. Les raisons principales sont liées à la matrice paysagère où a été réalisée l'étude.

Le contexte meusien constitue un écosystème favorable à la restauration des prairies, car (i) la dynamique hydrologique est intacte, (ii) la surface prairiale reste encore importante et connectée, (iii) l'agriculture pratiquée est dans l'ensemble extensive. Les expériences de Pywell et al. (2002) et Hopkins et al. (1999) concluent que la restauration est principalement limitée par des sources de graines appauvries plus que par un sol riche en éléments minéraux. En effet, grâce à leur modèle, Prins et al. (1996) prédisent que la moitié des espèces cibles ne réapparaîtront pas dans le siècle à venir aux Pays Bas et concluent que si l'objectif est d'atteindre une communauté complète, des mesures supplémentaires doivent être envisagées.

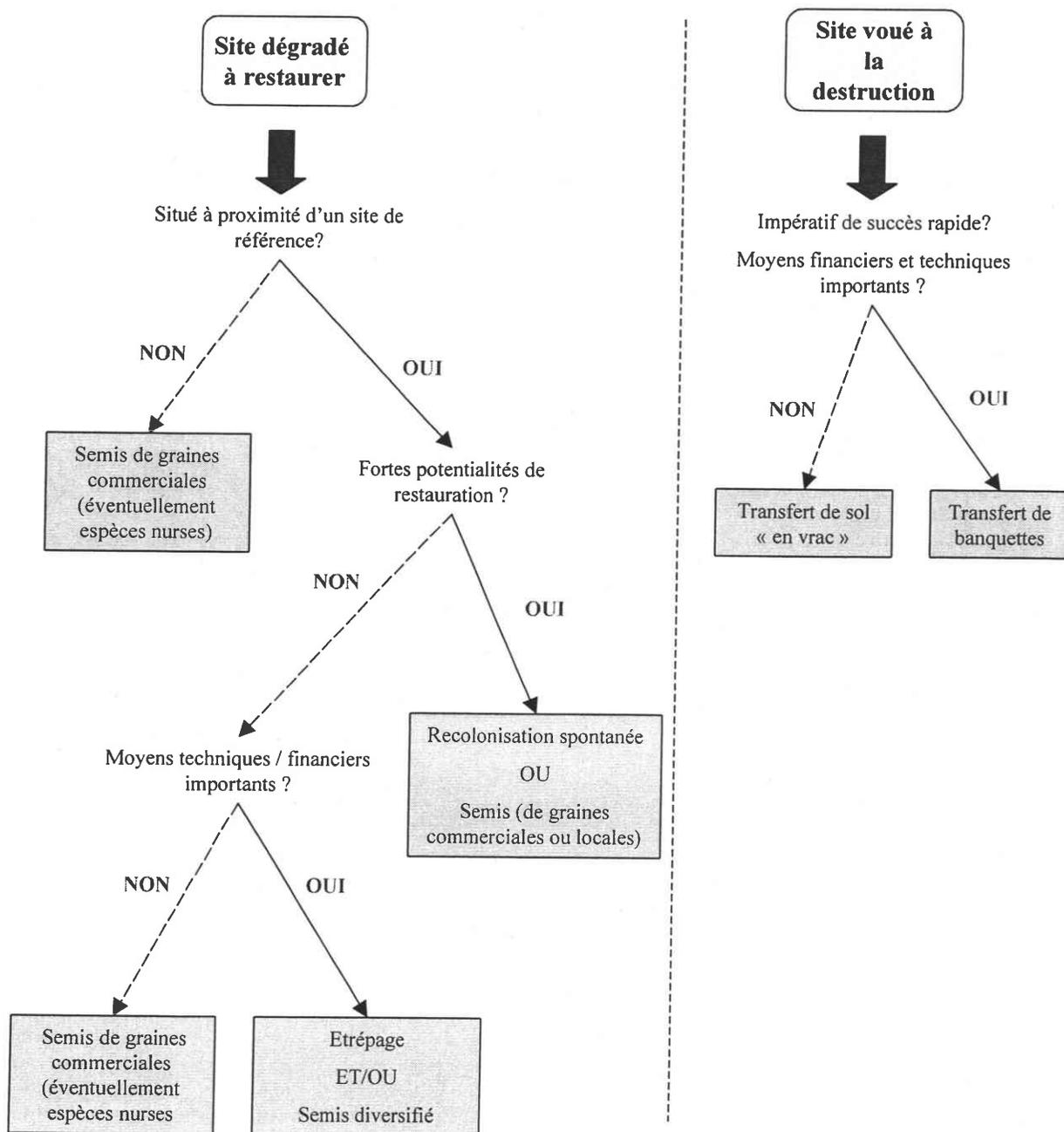


Figure III.1. : Modèles de sélection du mode de restauration d'un écosystème prairial

3. Dynamique de la végétation

La dynamique de la végétation a été étudiée dans des sites où les antécédents cultureux, les conditions environnementales et les modes de restauration sont différents. Il est donc difficile de comparer les résultats entre eux. Il est néanmoins possible de conclure sur certains points.

Lors de la réhabilitation de la friche culturale, la phase d'abandon avant la remise en herbe a permis de ne pas passer par la phase initiale, décrite par Sélinger-Looten & Muller (2001) où seules les espèces semées dominant (article 2). Les premières années qui suivent la remise en herbe, la richesse spécifique est plus élevée dans l'ancienne friche culturale que dans les parcelles remises en herbe directement après l'arrêt de la culture. Bien que les espèces apportées pendant le semis soient bien présentes, on observe un assemblage d'espèces plus complexe que dans le cas de remise en herbe classique. Avant la remise en herbe, la présence d'espèces prairiales a été mise en évidence malgré que la dominance du couvert par des espèces rudérales, notamment par *Cirsium arvense*. Seules quelques espèces prairiales sont bien représentées, comme *Elymus repens* et *Ranunculus repens*, mais le nombre d'espèces prairiales était important. Le labour puis le semis ont conduit dans un premier temps à la diminution des espèces prairiales. Mais le suivi diachronique met en évidence une évolution positive du site, sa trajectoire le rapprochant en effet de l'écosystème de référence.

Un suivi diachronique a été réalisé dans une parcelle remise en herbe depuis 12 ans. Le couvert végétal est aujourd'hui très proche de celui observé dans l'écosystème de référence. De plus, les faibles modifications floristiques qui sont aujourd'hui observées semblent liées à des facteurs naturels, notamment les conditions climatiques. Il apparaît donc qu'après un laps de temps, l'écosystème se stabilise et les fluctuations observées dans la végétation ne dépendent plus des perturbations engendrées par la mise en culture. Leur fonctionnement se rapproche ainsi de l'écosystème de référence.

Les conditions climatiques extrêmes peuvent influencer les successions végétales, soit en accélérant les processus soit au contraire en les inhibant (Fischer, 1987). MacDonald (2000) constate la faible proportion de certaines espèces, comme *Carex flacca*, *Sanguisorba officinalis*, après une remise en herbe, même 13 ans après, du fait de conditions climatiques non favorables à leur installation durant les premières années de l'expérience. Il convient ainsi d'insister sur le côté aléatoire des processus de restauration car des conditions climatiques non favorables peuvent empêcher le développement de certaines espèces. Dans le cas de semis, des inondations précoces peuvent entraîner la mortalité de plantules de semis automnal.

La figure III.2. illustre les différentes trajectoires qui résultent des différents cas d'étude observés dans le cas de restauration de prairies artificielles après une mise en culture. L'arrêt de la mise en culture peut être suivi par la mise en place d'une technique de restauration. La prairie recréée peut alors évoluer vers l'écosystème de référence mais si la réhabilitation échoue, le site évolue alors vers un écosystème pauvre en espèces prairiales.

Lorsque la culture cesse, le site peut également évoluer spontanément ; soit l'agriculteur maintient une gestion agricole et dans ce cas, le site peut évoluer vers la prairie de référence, soit aucune gestion n'est appliquée et le site évolue vers une friche culturale. Dans notre cas d'étude, la friche a subi une intervention anthropique, à savoir le semis, elle devient alors une prairie recréée. Mais le rajeunissement de la friche culturale, c'est à dire une intervention pour ramener l'écosystème à un stade antérieur (Le Floch & Aronson, 1995), aurait certainement entraîné un retour vers l'écosystème de référence. Malheureusement, cette trajectoire n'a pu être étudiée.

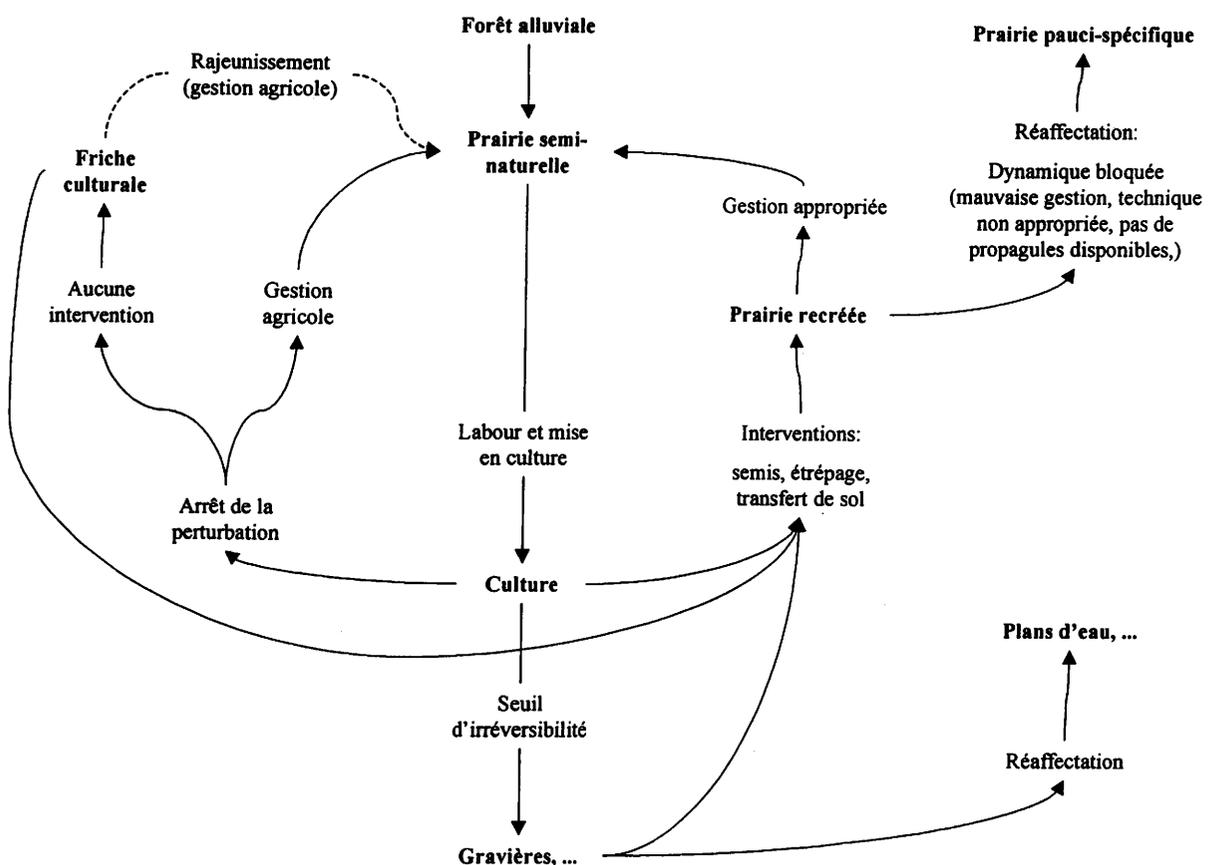


Figure III.2. : Illustration des différentes trajectoires observées dans le cadre de la restauration de prairies alluviales après une phase de culture (modifié à partir d'Aronson et al. (1993) et Muller et al. (1998))

Nos études ne nous permettent pas de conclure quant au groupement végétal prairial qui se restaure le plus facilement. En effet, que ce soit pour la prairie mésophile ou hygrophile, des prairies restaurées à forte richesse et forte diversité ont été observées. Néanmoins, ces prairies sont reconverties depuis plus de 10 ans. Nous avons proposé l'hypothèse suivante : la végétation prairiale se rétablit le plus facilement dans le groupement le plus inondé car les apports de graines sont les plus importants et les perturbations et les trouées stimulent la banque de graines du sol. Néanmoins, les inondations peuvent aussi freiner l'installation des espèces prairiales car les longues durées d'inondations rendent difficile la germination et l'établissement des plantules. Aussi, il serait intéressant de réaliser des études diachroniques au sein des différents groupements où serait testée la même technique de restauration au sein de sites comparables.

Les généralisations sont en effet difficiles en écologie de la restauration (Zedler, 2000) du fait des histoires différentes des sites et surtout de la complexité des processus de restauration (Willems et Bik, 1998). Néanmoins, l'utilisation de groupes fonctionnels permettrait de conclure quant aux traits de vie des espèces qui facilitent leur retour après l'arrêt de la culture (Lavorel et al., 1997 ; Lavorel et al., 1999). Des analyses futures sont prévues afin de dégager les caractéristiques des espèces qui favorisent ou au contraire limitent leur retour. Ces analyses permettraient de dégager des groupes d'espèces qui sont capables de se réinstaller facilement alors que d'autres au contraire nécessitent de longues durées avant de recoloniser les sites. Pywell et al. (2003) ont réalisé ce type d'étude et concluent quant à l'intérêt de certains traits biologiques, comme la stratégie de régénération et la biologie des graines, qui conditionnent l'installation des espèces. Ils préconisent ainsi d'introduire certaines espèces, qu'ils qualifient de peu performantes, plusieurs années après la restauration pour permettre leur maintien dans le couvert végétal.

4. Importance de la gestion

La gestion appliquée après la mise en œuvre d'une technique de restauration est un facteur clé qui détermine le succès ou non de l'opération de restauration. Dans l'article 7, l'analyse comparative de l'ensemble des prairies remises en herbe dans le site d'étude situé dans la vallée de la Meuse, nous a permis de (i) de mettre en évidence le rôle des pratiques agricoles dans la restauration des prairies et (ii) de dégager des préconisations de gestion. D'après nos résultats, la gestion qui apparaît comme la plus favorable au retour d'une flore

prairiale riche et diversifiée consiste à faucher exclusivement les prairies (deux fauches par an), limiter les apports en fertilisants et pratiquer une date de fauche au mois de juin. Les résultats concernant le mode d'exploitation ne correspondent pas aux préconisations de Bakker (1989) et Jones & Hayes (1999). Ces derniers recommandent un mode de gestion mixte, à savoir fauche suivie d'un pâturage. De plus, Gréviollet & Muller (2002) n'observent pas de différence significative sur la base de la composition floristique entre les prairies fauchées exclusivement et les prairies mixtes. Ainsi, des expérimentations supplémentaires seraient nécessaires afin de répondre plus précisément à cette question. Il serait possible de mettre en place un dispositif expérimental au sein d'une parcelle gérée de manière mixte avec un exclos pour éviter que les bêtes ne pâturent sur l'ensemble de la parcelle. En ce qui concerne la date de fauche, le protocole initié par Sélinger-Looten & Muller (2001) a été poursuivi permettant d'avoir un recul de 7 ans pendant lesquels trois modes de fauche différents ont été appliqués : début juin, fin juin, aucune fauche. A l'heure actuelle, aucune différence significative n'est observée entre les deux dates de fauche. Seul le dispositif où aucune fauche n'est réalisée se distingue par un cortège pauci-spécifique.

Pour conclure, la gestion mise en œuvre est très importante et peut conditionner dans une large mesure le succès de l'opération de restauration. Quel que soit le type d'opération mis en œuvre, la gestion apparaît comme déterminante pour le succès de la restauration. De plus, lorsque les objectifs de restauration sont clairement établis et que le suivi est réalisé, il est également possible de prendre des mesures de gestion appropriées dans le cas où le site ne suit pas la trajectoire escomptée (Pywell et al., 2002)

Il convient de préciser que la restauration des écosystèmes prairiaux ne consiste pas uniquement en la mise en œuvre d'une opération ponctuelle. Les efforts investis dans la restauration peuvent être inutiles si une gestion appropriée n'est pas mise en œuvre ultérieurement. Les expériences présentées dans ce travail insistent sur la durée nécessaire pour restaurer un écosystème prairial et sur la complexité des processus de restauration. Il faut donc faire preuve de patience pour obtenir l'objectif de restauration.

IV. APPLICATIONS DE CE TRAVAIL POUR LES POLITIQUES LOCALES

1. Cadre des mesures compensatoires

Dans le cadre de cette thèse, plusieurs suivis diachroniques ont été effectués dans le cadre des mesures compensatoires. Les opérations réalisées consistaient en des transferts de sol, « en vrac » (article 6) et sous forme de banquettes (Vécrin & Muller, 2002). A court terme, ce type d'opérations s'avère efficace. Malgré le bilan positif de ces opérations, il convient de s'interroger sur l'intérêt de ces mesures. Il faut en effet faire preuve de prudence dans l'utilisation de ces mesures. Les études d'impact doivent alors être réalisées avec soin et les mesures compensatoires ne devraient être accordées que lorsque aucune alternative au projet n'est possible pour empêcher la dégradation ou la destruction d'habitats naturels et semi-naturels.

Lorsque la dégradation est inévitable, il faut alors s'interroger sur la surface à restaurer. Sur quelle base l'établir ? Zedler & Callaway (1999) parlent de *mitigation ratio*, c'est à dire la surface qui doit être restaurée par rapport à la surface qui a été détruite. Cette estimation est d'autant plus difficile que (i) la restauration est une science qui ne conduit pas avec certitude à l'objectif que l'on s'était fixé et (ii) les effets du projet peuvent être directs ou indirects, temporaires et permanents. Seiler & Eriksson (1997) déclinent les différents effets induits par la construction d'un ouvrage routier : tout d'abord les effets directs, comme la perte d'habitats et la modification des habitats, qui conduisent à des effets indirects, comme la dégradation et la fragmentation du paysage ; ceci a pour conséquence un stress écologique, une perte de biodiversité et un changement dans l'utilisation des terres. En d'autres termes, il est difficile d'estimer et de chiffrer ce qui est perdu et il est d'autant plus difficile de trouver des mesures compensatoires égales à ces destructions. De plus, il est important de préciser que les mesures compensatoires ne doivent pas justifier des opérations coûteuses de restauration, sous prétexte que des fonds sont disponibles à des fins écologiques.

Selon Ledoux et al. (2000), le principe de '*mitigation banking*' pourrait être une alternative aux mesures compensatoires. La restauration des habitats est réalisée en amont des projets, cela confère ainsi à l'organisme qui va entraîner des dégradations « des crédits » pour compenser les impacts futurs. Ce moyen permet d'éviter que les mesures compensatoires mises en place soient un échec ou ne soient pas mises en place, comme c'est souvent le cas (Zedler & Callaway, 1999). Mais ce principe semble difficile à mettre en œuvre, car il nécessite d'anticiper la dégradation et donc la restauration des écosystèmes, rajoutant ainsi

des démarches avant la mise en œuvre des projets. Or les impératifs liés au milieu naturel sont souvent sous-estimés voire négligés lors de la conception de projets de développement.

2. Projets d'aménagements fluviaux

La vallée de la Meuse est régulièrement inondée et certaines inondations sont tristement célèbres, comme celles de mars 1995 qui ont été à l'origine d'importants dommages directs et indirects. L'Etablissement Public d'Aménagement de la Meuse et de ses Affluents (EPAMA) propose différents scénarios d'aménagement afin de diminuer les effets de ces inondations dommageables pour les zones anthropiques, notamment les villes, telles que Charleville-Maizières et Givet. Krebs (2001) a élaboré un modèle afin de déterminer suite à ces aménagements quels seraient les modifications pour les habitats. Mais ces données représentent les potentialités d'occupation de sols. L'assèchement ou au contraire l'augmentation de la durée d'inondation, conduira à des translations des habitats. Mais quelles compositions floristiques des habitats vont résulter de ces changements ?

Ainsi, un modèle sera élaboré afin de prédire quels sont les changements attendus au niveau de la composition floristique, en se basant sur les connaissances acquises lors de ce travail de thèse, notamment sur la capacité des graines à persister dans le sol, à coloniser les milieux et les modifications attendues dans les successions végétales.

3. Applications de Natura 2000

Le dispositif Natura 2000, mis en place à l'échelle du paysage, a pour objectif la préservation et la restauration du milieu naturel. Sa mise en application se base sur de nombreuses concertations entre les principaux acteurs de la plaine inondable ; ce qui constitue une approche pertinente pour gérer le paysage (Aronson & Le Floc'h, 1996).

Ce dispositif est un excellent modèle pour étudier la restauration des écosystèmes prairiaux (article 7), mais également ses relations avec les sciences économiques et sociales. En effet, Kleijn et al. (2001) soulèvent le problème de l'efficacité des mesures agri-environnementales sur la biodiversité. Il convient donc de réfléchir aux mesures proposées, en terme d'efficacité sur la préservation et la restauration des habitats, mais également en terme des conséquences socio-économiques. Natura 2000 est ainsi un excellent défi pour les sciences sociales. Comment convaincre de nombreuses personnes qui ne sont pas spécialistes de la biodiversité à agir pour sa protection (Mougenot & Roussel, 1999) ? Natura 2000

constitue ainsi un dispositif adéquat pour étudier les relations socio-économiques, sociologiques et environnementales des plaines alluviales. L'estimation du succès des opérations de restauration ne sera ainsi pas uniquement évaluée à l'échelle de l'habitat, et donc sur des critères biologiques, mais également à l'échelle du paysage.

V. INTERETS ET LIMITES DE LA RESTAURATION

La restauration présente de nombreux intérêts, les principaux ayant été cités en introduction de cette thèse dans le chapitre « pourquoi restaurer les prairies alluviales ? ». Pour reprendre les principales idées qui y sont développées, la restauration des écosystèmes dégradés est le seul moyen d'augmenter notre capital naturel. De plus ces écosystèmes assurent de très nombreuses fonctions écologiques. De plus, l'écologie de la restauration est un domaine pluridisciplinaire, qui fait appel par exemple à l'écologie du paysage, de la conservation, des communautés. C'est donc un champ d'étude très intéressant pour les scientifiques et elle permet de tester de nombreux concepts et théories développées en écologie (Young, 2000). De plus, par les réponses qu'elle peut apporter, l'écologie de la restauration est un domaine où scientifiques et gestionnaires peuvent travailler ensemble. Hobbs & Harris (2001) considèrent que les écologues de la restauration ne pourront pas trouver seuls les réponses, il y a un réel besoin de mener des discussions avec la société à une échelle plus large. Du fait que les opérations ne sont pas généralisables, il y a un besoin important de tester sur de nombreux sites et dans de nombreuses conditions (Pywell et al., 2002).

Malgré ces nombreux avantages, la restauration n'en a pas moins des limites ou des inconvénients. Tout d'abord, il convient de garder à l'esprit que le succès de la restauration n'est pas garanti. La difficulté à prédire d'éventuelles déviations par rapport au développement de la végétation attendu pendant la restauration d'un écosystème illustre une des limites de l'écologie de la restauration (Klötzli, 2001). La restauration passe par des opérations coûteuses. C'est le cas notamment dans le cadre des mesures compensatoires où le travail est parfois vite fait et le suivi peu réalisé ou trop souvent sur le court terme (Zedler, 2000). Les développements économiques sont souvent urgents, ce qui ne permet pas de penser au projet de restauration d'un point de vue scientifique et d'utiliser les connaissances pour formuler des stratégies de restauration pertinentes (van Diggelen et al., 2001). Cela

conduit à un autre problème, c'est à dire le poids des politiques dans les décisions liées à la restauration, qui jouent un rôle important pour établir les priorités et décider des projets de restauration (Hobbs & Harris, 2001). Mais le problème est que les projets doivent être économiquement viables.

Le succès des opérations de restauration dans le cadre des mesures compensatoires est alors à la fois un atout et une limite de ce type d'opération. C'est en effet une porte ouverte à de nombreuses abus, car ces mesures sont alors une autorisation légale à dégrader le milieu naturel et semi-naturel. Il conviendrait certainement d'établir un seuil ou une limite. Mais comment mettre en place ce seuil et sur quels critères le calculer ? Ce genre d'opérations est souvent soutenu et valorisé par les entrepreneurs comme des opérations emblématiques montrant leur bonnes intentions, mais il faut garder à l'esprit les importantes dégradations causées à l'environnement par certains projets.

Enfin, il reste très important de signaler qu'un écosystème restauré ne sera pas équivalent à un écosystème original (Klötzli, 1987 ; Ehrenfeld, 2000 ; Young, 2000). La restauration devrait alors constituer un moyen de restaurer ce qui a été préalablement détruit, plutôt qu'une justification pour détruire ce qui est aujourd'hui encore bien préservé. Nous devons agir pour élaborer des stratégies de restauration qui pourront aider à réparer les larges dégâts causés par l'homme depuis le dernier millénaire (Hobbs & Harris, 2001).

Il y a un véritable besoin en écologie de la restauration, car malgré son jeune âge, cette science s'avère très importante ; les projets de restauration se multiplient et mobilisent de nombreux acteurs et gestionnaires de l'environnement. La recherche en écologie de la restauration doit donc veiller à établir des solutions efficaces et réalistes.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aerts, R., Huiszoon, A., Van Oostrum, J.H.A, Van de Vijver, C.A.D.M. & Willems, J.H. 1995. The potential for heathland restoration on formerly arable land at a site in Drenthe, The Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 32: 827-835.
- Alard, D. 1998. *Echelle et dynamique de la biodiversité dans les écosystèmes prairiaux*. Thèse d'Habilitation à Diriger les Recherches. Université de Rouen, 50 p.
- Alard, D. 2002. La restauration des écosystèmes calcicoles de la basse vallée de la Seine : l'importance des échelles spatio-temporelles pour définir un écosystème de référence. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* (suppl. 9) : 159-173.
- Alard, D & Poudevigne, I. 1999. Factors controlling plant diversity in a rural landscape : a functional approach. *Landscape and Urban Planning* 46 : 29-39.
- Albrecht, H. & Forster, E.M. 1996. The weed seed bank of soils in a landscape segment in southern Bavaria – I. Seed content, species composition and spatial variability. *Vegetatio* 125 : 1-10.
- Albrecht, H. & Pilgram, M. 1997. The weed seed bank of soils in a landscape segment in southern Bavaria. II. Relation to environmental variables and to the surface vegetation. *Plant ecology* 131 : 31-43.
- Anderson, P. 1995. Ecological restoration and creation : a review. *Biological Journal of the Linnean Society* 56 (suppl.) : 187-211.
- Andersson, E. 1999. *Relationships between hydrochory and riparian flora in boreal rivers*. Doctoral Thesis, University of Umea. 95 p.
- Andersson, E., Nilsson, C & Johansson, M.E. 2000. Plant dispersal in boreal rivers and its relation to the diversity of riparian flora. *Journal of Biogeography* 27: 1095-1106.
- Antoine, C. 2002. *Déterminismes des assemblages de gastéropodes aquatiques en zones alluviales. (Rive sud du lac de Neuchâtel-CH et Basse plaine de l'Ain-F)*. Thèse, Université de Genève, 173 p.
- Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle, C. & Pontanier, R. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the South. *Restoration Ecology* 1:8-17.
- Aronson, J. & Le Floc'h, E. 1996. Que faire de tant de notions de paysage ? *Natures, Sciences, Sociétés* 4 : 264-266.

- Aronson, J., Le Floch, E., David, J.F., Dhillon, S., Abrams, M., Guillerm, J.L. & Grossmann, A. 1998. Restoration ecology studies at Cazarils (southern France): Biodiversity and ecosystem trajectories in a mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning* 41 : 273-283.
- Bakker, J.P. & Berendse, F. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *TREE* 14 : 63-68.
- Bakker, J.P. 1989. *Nature management by grazing and cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bakker, J.P., Bos, A.F., Hoogveld, J. & Muller, H.J. 1991. The role of the seed bank in restoration management of semi-natural grasslands. In : Ravera, O. (Eds) : *Terrestrial and Aquatic Ecosystems ; perturbation and recovery*. Pp 449-455. Ellis Horwood, New York.
- Bakker, J.P., Grootjans, A.P., Hermy, M. & Poschlod, P. 2000. How to define targets for ecological restoration? – Introduction. *Applied Vegetation Science* 3: 3-6.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M. & Thompson, K. 1996. Seed bank and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 461-490.
- Balent, G. 1991. Construction of a reference frame for studying changes in species composition in grasslands : the example of an old-field succession. *Options Méditerranéennes* 15 : 73-81.
- Baskin, C.C., & Baskin, J.M. 1998. *Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, San Diego, CA.
- Bekker, R.M., Bakker, J.P., Grancin, U., Kalamees, R., Milberg, P., Poschlod, P., Thompson, K. & Willems, J.H. 1998a. Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. *Functional Ecology* 12: 834-842.
- Bekker, R.M., Oomes, M.J.M. & Bakker, J.P. 1998b. The impact of groundwater level on soil seed bank survival. *Seed Science Research* 8: 399-404.
- Bekker, R.M., Verweij, G.L., Bakker, J.P. & Fresco, L.F.M. 2000. Soil seed bank dynamics in hayfield succession. *Journal of Ecology* 88 : 594-607.
- Bekker, R.M., Verweij, G.L., Smith, R.E., Reine, R., Bakker, J.P. & Schneider, S. 1997. Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology* 34: 1293-1310.
- Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J. & Elberse, W.T. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands. *Biological Conservation* 62: 59-65.

- Bischoff, A. 2002. Dispersal and establishment in floodplain grassland species as limiting factors in restoration. *Biological Conservation* 104: 25-33.
- Bonnie, R. 1999. Endangered species mitigation banking: promoting recovery through habitat conservation planning under the Endangered Species Act. *The Science of the Total Environment* 240: 11-19.
- Bornette, G. & Amoros, C. 1996. Disturbance regimes and vegetation dynamics – Role of floods in riverine wetlands. *Journal of Vegetation Science* 7 : 615-622.
- Bossuyt, B., Heyn, M. & Hermy, M. 2002. Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium : consequences for regeneration of ancient forest, vegetation. *Plant Ecology* 162 : 33-48.
- Bournérias M., Delpech R., Dorigny A., Géhu J.M., Lecointe A., Maucorps J., Provost M., Solau J.L., Tombal P. & Wattez J.R. 1978. Les groupements de prairies et leurs satellites dans la vallée inondable de l'Oise. In : *Coll. Phytos V* : "Les prairies humides". Lille 1976. Pp 90-139.
- Bradshaw, A.D. 1996. Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 : 3-9.
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie*. 3rd ed. Springer, Wien.
- Broyer J. 1991. *Conservation des écosystèmes agricoles dans le Val de Saône et dans la Dombes : définition de normes de gestion*. Ministère de l'Environnement, 122 p.
- Broyer J. 1994. La régression du Rôle de Genêts *Crex crex* en France et la gestion des milieux prairiaux. *Alauda* 62 : 1-7.
- Bruelheide, H. & Flintrop, T. 2000. Evaluating the transplantation of a meadow in the Harz mountains, Germany. *Biological Conservation* 92: 109-120.
- Bullock, J.M. 1998. Community translocation in Britain: setting objectives and measuring consequences. *Biological Conservation* 84: 199-214.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Cœur, D., Duns, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E. & Lefeuvre, J.C. 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19 : 47-60.
- Cairns, J. 2000. Setting ecological restoration goals for technical feasibility and scientific validity. *Ecological Engineering* 15 : 171-180

- Carbiener, R. 1969. Le grand Ried d'Alsace, écologie d'un paysage. *Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse* 734: 15-44.
- Cellot, B., Mouillot, F. & Henry, C.P. 1998. Flood drift and propagule bank of aquatic macrophytes in a riversine wetland. *Journal of Vegetation Science* 9: 631-640.
- Chabrerie, O., Poudevigne, I., Bureau, F., Vincelas-Akpa, M., Nebbache, S., Aubert, M., Bourcier, A. & Alard, D. 2001. Biodiversity and ecosystems functions in wetlands : a case study in the Estuary of the Seine river, France. *Estuaries* 24 : 1088-1096.
- Chabrerie, O., Alard, D. & Touzard, B. 2002. Diversité de la végétation et du réservoir de graines du sol dans une pelouse calcicole du nord-ouest de la France. *Canadian Journal of Botany* 80 : 827-840.
- Chambers, J.C. & MacMahon, J.A. 1994. A day in the life of a seed : movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Review of Ecology & Systematics* 25 : 263-292.
- Chesson, P.L. & Warner, R.R. 1981. Environmental variability promotes coexistence in lottery competitive systems. *American Naturalist* 117 : 923-943.
- Clewell, A.F. 2000. Restoration of natural capital. *Restoration Ecology* 8 : 1.
- Cluzeau, C. 1989. Dissémination des diaspores et distribution des espèces végétales dans les systèmes fluviaux. *Rapport bibliographique de DEA. Analyse et modélisation des systèmes biologiques*, Université de Lyon I. 30 p.
- Coin, R. 1992. *Variabilité spatio-temporelle des communautés végétales artificielles sur les ouvrages des aménagements hydroélectriques ; enseignements en vue d'améliorer les techniques de végétalisation*. Thèse, Université de Grenoble.
- Cook, C.D.K. 1987. Dispersion in aquatic and amphibious vascular plants. In : Crawford, R.M.M. (Eds). *Plant life in aquatic and amphibious habitats*. Pp 179-190. Blackwell Scientific Publications, London.
- Cuperus, R., Canters, K., Udo de Haes, H.A. & Firedman, D.S. 1999. Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological Conservation* 90: 41-51.
- Daget, P. & Godron, M. 1982. *Analyse fréquentielle de l'écologie des espèces dans les communautés*. Paris, Masson.
- Danvind, M & Nilsson, C. 1997. Seed floating ability and distribution of alpine plants along a northern Swedish river. *Journal of Vegetation Science* 8: 271-276.

- De Foucault B. 1984. *Systémique, structuralisme et synsystématique des prairies hygrophiles des plaines atlantiques françaises*. Thèse d'Etat, Université de Rouen, 675 p et tableaux.
- De Vries, D.M. & De Boer, T. 1959. Methods used in botanical grassland research in the Netherlands and their applications. *Herbage Abstracts* 27: 1-7.
- Degn, H.J. 2001. Succession from farmland to heathland: a case for conservation of nature and historic farming methods. *Biological Conservation* 97: 319-330.
- Deiller, A.F., Walter, J.M.N. & Trémolières, M. 2002. Effects of flood interruption on species richness, diversity and floristic composition of woody regeneration in the upper Rhine alluvial hardwood forest. *Regulated Rivers : Research Management* 17 : 393-405.
- Dolédec, S., Chessel, D. et Mercier, P. 1997. *Profils écologiques et analyse de co-inertie. Documentation ADE-4 « Analyses multivariées et expression graphique des données environnementales »*. Université de Lyon I. 28 p.
- Duchauffour P., 1988. *Abrégés de Pédologie*. Masson 2^{ème} édition. 224 p.
- Duvigneaud J. 1958. Contribution à l'étude des groupements prairiaux de la plaine alluviale de la Meuse lorraine. *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique* 91 : 7-77.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8: 2-9.
- Elberse, W.T., van den Bergh, J.P. & Dirven, J.G.P. 1983. Effects of use and mineral supply on the botanical composition and yield of old grassland on heavy-clay soil. *Netherland Journal of Agricultural Science* 31 : 63-88.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*. Göttingen, 18. 248 p.
- Eriksson, O. & Jakobsson, A. 1999. Recruitment trade-offs and the evolution of dispersal mechanisms in plants. *Evolutionary Ecology* 13: 411-423.
- Faber M. 1994. *Contribution à l'étude hydroclimatique de la Meuse de sa source à la station de Stenay*. Mémoire de maîtrise, Université de Nancy, 76 p et annexes.
- Fisher, A. 1987. Vegetation development from denuded ground to grassland. In: van Andel, J., Bakker, J.P. & Snaydon, R.W. (Eds). *Disturbance in Grasslands*. Pp 119-128. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

- Fischer, S.F., Poschlod, P. & Beinlich, B. 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33:1206-1222.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Génot, J.C. 1998. *Ecologiquement correct ou protection contre nature ?* Edisud, Aix-en-Provence, 155 p.
- Ghersa, C.M. & Martinez-Ghersa, M.A. 2000. Ecological correlates of weed seed size and persistence in the soil under different tilling systems : implications for weed management. *Field Crops Research* 67 : 141-148.
- Gibson, D.J., Seastedt, T.R. & Briggs, J.M. 1993. Management practices in tallgrass prairie : large- and small-scale experimental effects on species composition. *Journal of Applied Ecology* 30 : 247-255.
- Good, J.E.G., Wallace, H.L., Stevens, P.A. & Radford, G.L. 1999. Translocation of herbe-rich grassland from a site in Wales prior to opencast coal extraction. *Restoration Ecology* 7: 336-347.
- Gough, M.W. & Marrs, R.H. 1990. A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities : implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation* 51 : 83-96.
- Grace, J.B. 1990. On the relationship between plant traits and competitive ability. In : Grace, J.B. & Tilman, D. (Eds). *Perspectives on Plant Competition*. Pp 51-65. Academic Press, London.
- Green, B.H. 1990. Agricultural intensification and the loss of habitat, species and amenity in British grasslands: a review of historical change and assessment of future prospects. *Grass and Forage Science* 45: 365-372
- Grévilliot F., 1996. *Les écosystèmes prairiaux de la plaine alluviale de la Meuse lorraine : phytosociologie, dynamique et fonctionnement, en relation avec les gradients hydriques et les modifications des pratiques agricoles*. Thèse, Université de Metz, 217 p et annexes.
- Grévilliot, F., Branciforti, J., Vécrin, M.P., Courte, C. & Mulelr, S. 2000. *Cartographie et état de conservation des habitats et espèces du site Natura 2000 de la vallée de la Meuse n°82 (Secteur de Stenay, FR 4100234)*. DIREN Lorraine. 36 p et annexes.
- Grévilliot, F., Broyer, J. & Muller, S. 1998b. Phytogeographical and phenological comparison of the Meuse and the Saône valley meadows (France). *Journal of Biogeography* 25: 339-360.
- Grévilliot, F., Krebs, L. & Muller, S. 1998a. Comparative importance and interference of hydrological conditions and soil nutrient gradients in floristic biodiversity in flood meadows. *Biodiversity and Conservation* 7:1495-1520.

- Gréville F. & Muller S., 1994. Les groupements végétaux prairiaux de la plaine alluviale de la Meuse (Lorraine, France). Position syntaxonomique et biogéographique dans le cadre ouest-européen. *37 th IAVS Symposium "Large area vegetation surveys"*. Bailleul.
- Gréville, F. & Muller, S. 1995. Application de l'analyse diachronique globale à l'étude de l'évolution d'une végétation prairiale. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences* 318 : 491-497.
- Gréville, F. & Muller S. 1996. Etude de l'impact des changements des pratiques agricoles sur la biodiversité végétale dans les prairies inondables du Val de Meuse : présentation méthodologique et premiers résultats. *Acta botanica Gallica*. 143 : 317-338.
- Gréville, F. & Muller, S. 2002. Grassland ecotopes of the upper Meuse as references for habitats and biodiversity restoration : a synthesis. *Landscape Ecology* 17 (Suppl. 1) : 19-33.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Ed. J. Wiley and sons, Chichester.
- Grime, J.P., Hodgson, J. & Hunt, R. 1988. *Comparative plant ecology. A functional approach to common British species*. Unwin Hyman, London.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities : the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52 : 107-145.
- Hald, A.B., 1999. Germination of seeds from two non-target species subjected to sublethal herbicide dosages. *Proceedings of the 1999 Brighton conference Weeds*. Pp. 267-272.
- Harmand D., 1992. *Histoire de la vallée de la Meuse*. Lorraine. Presse universitaire de Nancy, 146 p.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London, New York.
- Henry, C.P. & Amoros, C. 1995. Research, restoration ecology of riverine wetlands I : a scientific base. *Environmental Management* 19 : 891-902.
- Hercent J.L., 1991. *Application de l'article 19 en vallées de la Meuse, Thinte et Loison*. DESS, INPL et Université de Metz, 25 p et annexes.
- Hobbs, R.J. & Harris, J.A. 2001. Restoration Ecology : repairing the earth's ecosystems in the new millenium. *Restoration Ecology* 9 : 239-246.
- Hobbs, R.J. & Norton, D.A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4 : 93-110.

- Hodder, K.H. & Bullock, J.M. 1997. Translocations of native species in the UK: implications for biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 34: 547-565.
- Hölzel, N. & Otte, A. 2001. The impact of flooding regime on the soil seed bank of flood-meadows. *Journal of Vegetation Science* 12: 209-218.
- Hombourger, B. & Nidercorn, A. 2002. *Enquête agricole concernant les pratiques exercées dans la zone inondable du secteur de Stenay (Vallée de la Meuse, zone Natura 2000 n° FR 4100234)*. Rapport de DESU, Université de Metz, 39 p.
- Hopkins, A., Pywell, R.F., Peel, S., Johnson, R.H. & Bowling, P.J. 1999. Enhancement of botanical diversity of permanent grassland and impact on hay production in Environmentally Sensitive Areas in the UK. *Grass and Forage Science* 54: 163-173.
- Hutchings, M.J. & Booth, K.D. 1996a. Studies on the faisibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and he seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33 : 1171-1181.
- Hutchings, M.J. & Booth, K.D. 1996b. Studies of the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. II. Germination and early survivorship of seedlings under different management regimes. *Journal of Applied Ecology* 33: 1182-1190.
- Huxel, G.R. & Hastings, A. 1999. Habitat loss, fragmentation, and restoration. *Restoration Ecology* 7: 309-315.
- Jackel, A.K. & Poschlod, P. 1994. Diaspore production and the influence of the size of diaspore traps on the quantitative result of seasonal diaspore rain in two calcareous grassland sites. *Ber. Inst. Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Heft 3* : 123-132.
- Jansen, A.J.M. & Roelofs, J.G.A. 1996. Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. *Ecological engineering* 7: 279-298.
- Janssens, F. 1998. *Restauration des couverts herbacés riches en espèces*. Thèse, Université catholique de Louvain, 111 p.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallwin, J.R.B., Bakker, J.P., Bekker, R.M. & Fillat, F. 1998. Relationships between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69-78.
- Jensen, K. 1998. Species composition of soil seed bank and seed rain of abandoned wet meadows and their relation to aboveground vegetation. *Flora* 193: 345-359

- Johansson, M.E., Nilsson, C. & Nilsson, E. 1996. Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science* 7: 593-598.
- Jones, A.T. & Hayes, M.J. 1999. Increasing floristic diversity in grassland: the effects of management regime and provenance on species introduction. *Biological Conservation* 87: 381-390.
- Jongejans, E. & Telenius, A. 2001. Field experiments on seed dispersal by wind in ten umbelliferous species (Apiaceae). *Plant Ecology* 152 : 67-78.
- Journal Officiel de la République Française, 1977. Loi n°76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.
- Julve, P. 1998. *Index écologique et chorologique de la flore de France*. Version: 23 avril 2002. <http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/cataminat.htm>
- Jutila, H.M. 1999. Effect of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea, Finland. *Plant Ecology* 140 : 77-88.
- Jutila, H.M. 2001. Effect of flooding and draw-down disturbance on germination from a seashore meadow seed bank. *Journal of Vegetation Science* 12: 729-738.
- Kalamees, R. & Zobel, M. 1998. Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. *Acta Oecologica* 19:175-180.
- Kentula, M.E. 2000. Perspectives on setting success criteria for wetland restoration. *Ecological engineering* 15 : 199-209.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413 : 723-725.
- Klötzli, F. 1987. Disturbance in transplanted grasslands and wetlands. In: van Andel et al. (Eds). *Disturbance in Grasslands*. Pp 79-96. Dr W. Junk, Dordrecht, NL.
- Klötzli, F. & Grootjans, A.P. 2001. Restoration of natural and semi-natural wetlands systems in central Europe : progress and predictability of developments. *Restoration Ecology* 9 : 209-219.
- Kollmann, J. & Goetze, D. 1998. Notes on seed traps in terrestrial plant communities. *Flora* :31-40.
- Krebs L., 1995. *Prairies alluviales de Lorraine et qualité des eaux souterraines*. DESE Arlon, 73 p et annexes.

- Krebs, L. 2000. *Fonctionnement hydrochimique et biogéochimique d'un écosystème prairial inondable soumis à différentes pratiques agricoles. Exemple des prairies alluviales de la Meuse dans le secteur de Stenay*. Thèse, Université de Metz, 257 p.
- Krebs, L. 2001. *Development and testing of method and instruments on analysing floodplain vegetation dynamics*. Intermeuse report n°6. RIZA, ALTEERRA, Institute of Nature Conservation and University of Metz, in commission of IRMA, part of IRMA/SPONGE and governed by NCR.
- Lambinon J., De Langhe J.E., Delvosalle L. & Duvigneaud J. 1992. *Nouvelle Flore de la Belgique, du G-D du Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines*. Ed. du patrimoine du Jardin botanique Naturel de Belgique, 4^{ème} édition, 1092 p.
- Lavorel, S., MacIntyre, S., Landsberg, J. & Forbes, T.D.A. 1997. Plant functional classifications : from general groups to specific groups based on response to disturbance. *TREE* 12 : 474-478.
- Lavorel, S., Rochette, C. & Lebreton, D. Functional groups for response to disturbance in Mediterranean old fields. *Oikos* 84 : 480-498.
- Le Floc'h, E & Aronson, J. 1995. Ecologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base. *Nature, Sciences, Sociétés* 3 (HS) : 29-35.
- Leck, M.A., Parker, V.T. & Simpson, R.L. 1989. *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, CA.
- Lecoeuche P. & Muller S. 1998. *Etude phytosociologique et évaluation patrimoniale des prairies alluviales de la vallée de la Seille dans le cadre des mesures compensatoires à la réalisation de la Rocade Sud de Metz*. DDE Moselle. DIREN Lorraine. 28 p.
- Ledoux, L., Crooks, S., Jordan, A. & Turner, R.K. 2000. Implementing EU biodiversity policy : UK experiences. *Land Use Policy* 17 : 257-268.
- Leps, J., Osbornová-Kosinová, J. & Rejmánek, M. 1982. Community stability, complexity and species life history strategies. *Vegetatio* 54 : 53-63.
- Lesage P., Missey J. & Peragaloo J., 1980. *Reconnaissance géophysique de sites de captage. Renforcement de l'AEP des collectivités de la vallée de la Meuse, de Biesme et de l'Ornain*. B.R.G.M., 13 p et annexes.
- López-Mariño, A. Luis-Calbuig, E., Fillat, F. & Bermúdez, F.F. 2000. Floristic composition of established vegetation and the soil seed bank in pasture communities under traditional management regimes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78 : 273-282.

- Maas, D. & Schopp-Guth, A. 1995. Seed banks in fen areas and their potential use in restoration ecology. In: Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Foit, W.J. & Robertson, R.A. (Eds.). *Restoration of temperate wetlands*. Pp. 189-206. Wiley, Chichester.
- Magnanon, S. 1991. *Contribution à l'étude des prairies naturelles inondables des marais de Donges et de l'estuaire de la Loire. Phyto-écologie, Phytosociologie, valeur agronomique*. Thèse, Université de Nantes, 269 p et annexes.
- Manchester, S.J., McNally, S., Treweek, J.R., Sparks, T.H. & Mountford, J.O. 1999. The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland – an experimental study and review. *Journal of Environmental Management* 55: 91-109.
- Manchester, S., Treweek, J.O., Mountford, O., Pywell, R. & Sparks, T. 1998. Restoration of a target wet grassland community on ex-arable land. In: Joyce, C.B. & Wade, P.M. (Eds.). *European wet grasslands: biodiversity, management and restoration*. Wiley, Chichester.
- MacDonald, A.W. 1993. The role of seedbank and sown seeds in the restoration of an English flood-meadow. *Journal of Vegetation Science* 4: 395-400.
- MacDonald, A.W. 2000. Succession during the re-creation of a flood-meadow 1985-1999. *Applied Vegetation Science* 4 : 167-176.
- MacDonald, A.W., Bakker, J.P. & Vegelin, K. 1996. Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. *Journal of Vegetation Science* 7: 157-164.
- Mentre-Hildenbrand A. 1986. *Contribution à l'étude des phénomènes hydro-climatiques, le cas du bassin lorrain de la Meuse*. Thèse, Université de Nancy, CEGUM, 379 p.
- Middleton, B.A. 1999. *Wetland restoration, flood pulsing and disturbance dynamics*. Wiley & Sons, New York.
- Middleton, B.M. 1995. Sampling devices for the measurement of seed rain and hydrochory in rivers. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 122: 152-155.
- Milberg, P. & Hansson, M.L. 1993. Soil seed bank and species turnover in a limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* 4: 35-42.
- Ministère de l'environnement, 1997. *Rapport de la France à la Convention sur la diversité biologique. Application de la décision II/17 de la seconde conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique*. Paris, 95 p.

- Mitchell, R.J., Auld, M.H., LeDuc, M.G. & Marrs, R.H. 2000. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 142-160.
- Mitchley, J., Buckley, G.P. & Helliwell, D.R. 1996. Vegetation establishment on chalk marl spoil: the role of nurse grass species and fertiliser application. *Journal of Vegetation Science* 7: 543-548.
- Montagne S., 1995. *Les écoulements souterrains de la poche alluviale de Stenay*. Mémoire de maîtrise, Université de Metz, 71 p et annexes.
- Mony, F., Vécrin, M.P. & Muller, S. 2002a. Relationship between soil seed bank and above-ground perennial vegetation along a salinity gradient in European inland salt meadows. Soumis à *Wetlands*.
- Mony, F., Vécrin, M.P. & Muller, S. 2002b. Intérêts de l'analyse des traits biologiques des espèces végétales pour l'évaluation des potentialités de restauration d'écosystèmes prairiaux grâce à la banque de graines du sol. Soumis à *Acta Botanica Gallica*.
- Moore, P.D., 1980. Soil seed banks. *Nature* 284 : 123-124.
- Mougenot, C. & Roussel, L. 1999. *Réseau écologique et collectivités locales – Instruments sociologiques*. Conseil de l'Europe. 34 p.
- Mountford, J.O., Lakhani, K.H. & Kirkham, F.W. 1993. Experimental assessment of the effects of nitrogen addition under hay-cutting and aftermath grazing on the vegetation of meadows on a Somerset peat moor. *Journal of Applied Ecology* 30 : 321-332
- Muller, S. 1983. *Etude phytosociologique des formations prairiales et palustres de la vallée de la Meuse entre Vilosnes et Pouilly. Evaluation de l'intérêt floristique, phytoécologique et agronomique de ces milieux*. Ministère de l'Environnement, SRETIE, 14 p et annexes.
- Muller, S. 1999. Phytosociology and conservation of *Carex hordeistichos* Vill. in the Lorraine region (France). *Biodiversity and Conservation* 8 : 1435-1445.
- Muller, S. 2001. Appropriate agricultural management practices required to ensure conservation and biodiversity of environmentally sensitive grassland sites designated under Natura 2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89 : 261-266.
- Muller, S., Branciforti, J., Grandet, G., Gréville, F., Jager, C., Krebs, L., Mony, F., Sélinger-looten, R. & Vécrin, M.P. 2000. *Biodiversité et fonctionnement des écosystèmes prairiaux inondables des vallées alluviales*

- dans le Nord-Est de la France. Application à leur gestion conservatoire et restauration. Rapport final PNRZH, Université de Metz, 139 p.*
- Muller, S., Dutoit, T., Alard, D. & Gréville, F. 1998. Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France : a review. *Restoration Ecology* 6: 94-101
- Nilsson, C. Gardfjell, M. & Grelsson, G. 1991. Importance of hydrochory in structuring plant communities along rivers. *Canadian Journal of Botany* 69: 2631-2633.
- Nys, C. 1989. Fertilisation, dépérissement et production de l'épicéa commun (*Picea abies*) dans les Ardennes. *Revue Forestière Française* 41 : 336-347.
- Oomes, M.J.M. 1982. Yield and species density of grasslands during restoration management. *Journal of Vegetation Science* 3 : 271-274.
- Oomes, M.J.M & Mooi, H. 1981. The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an *Arrhenatherion elatioris* grassland. *Vegetatio* 47: 233-239.
- Oomes, M.J.M. & van der Werf, A. 1996. Restoration of species diversity in grasslands: The effect of grassland management and changes in ground water level. *Acta Botanica Gallica* 43(4/5): 451-461.
- Osterman, O. 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology* 35 : 968-973.
- Pfadenhauer, J. 2001. Some remarks on the socio-cultural background of restoration ecology. *Restoration Ecology* 9 : 220-229.
- Pfadenhauer, J. & Grootjans, A. 1999. Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science* 2: 95-106.
- Pfadenhauer, J. & Klötzli, F. 1996. Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems : an overview. *Vegetatio* 126 : 101-115.
- Pierrot P., Cardot J. & Vuillaume A., 1891 à 1904. Catalogue des plantes vasculaires de l'arrondissement de Montmédy avec indication de leurs stations, propriétés et usages divers. *Mém. Soc. Am. Nat. Nord Meuse*. 3 (1891) à 16 (1904).
- Platenberg, R.J. & Griffiths, R.A. 1999. Translocation of slow-worms (*Anguis fragilis*) as a mitigation strategy: a case study from south-east England. *Biological Conservation* 90: 125-132.

- Poschlod, P & Bonn, S. 1998. Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Botanica Neerlandica* 47(1): 27-44
- Poschlod, P., Kiefer, S., Traenkle, U., Fisher, S. & Bonn, S. 1998. Species richness in calcareous grasslands is affected by dispersability in space and time ? *Applied Vegetation Science* 1 : 75-90.
- Prach, K., Jenik, J. & Large, A.R.G. 1996. *Floodplain ecology and management. The Luznice river in the Trebon biosphere reserve, Central Europe*. SPB Academic Publishing bv, Amsterdam.
- Prach, K & Pyšek, P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55-62.
- Prach, K., Bartha, S., Joyce, C.B., Pysek, P., van Diggelen, R. & Wiegleb, G. 2001. The role of sponatenous vegetation succession in ecosystem restoration : a perspective. *Applied Vegetation Science* 4 : 111-114.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Hopkins, A., Walker, K.J., Sparks, T.H., Burkes, M.J.W. & Peel, S. 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39: 294-309.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Roy, D.B., Warman, L., Walker, K.J. & Rothery, P. 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 40(1) : 65-77
- Pywell, R.F., Webb, N.R. & Putwain, P.D. 1995. A comparison of techniques for restoring heathland on abandoned farmland. *Journal of Applied Ecology* 32: 400-411.
- Quinn, J.F. & Robinson, G.R. 1987. The effects of experimental subdivision on flowering plant species diversity in a Californian annual grassland. *Journal of Ecology* 75: 837-856.
- Race, S.M. & Fonseca, M.S. 1996. Fixing compensatory mitigation: What will it take? *Ecological Applications* 6: 94-101.
- Reuss, S.A., Buhler, D.D. & Gunsolus, J.L. 2001. Effects of soil depht and aggregate size on weed seed distribution and viability in a silt loam soil. *Applied Soil Ecology* 16 : 209-217.
- Riza, 1993. *Reports of the project "ecological rehabilitation of the river Meuse". La "moyenne Meuse" comme référence pour la Grennsmaas ? Un inventaire*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-General Rijkswaterstaat, Riza. Directie Limburg, 80 p et annexes.
- Roberts, H.A., 1981. Seed banks in soils. *Advances in Applied Biology* 6 : 1-55.

- Rocamora, G. & Yeatman-Berthelot, D. 1999. *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation.* Société d'Etudes Ornithologiques / Ligue pour la Protection des Oiseaux, Paris. 560 p.
- Sansen, U. & Koedam, N. 1996. Use of sod cutting for restoration of wet heathlands: revegetation and establishment of typical species in relation to soil conditions. *Journal of Vegetation Science* 7: 483-486.
- Schneider, R.L. & Sharitz, R.R. 1988. Hydrochory and regeneration in a bald cypress-water tupelo swamp forest. *Ecology* 69:1055-1063.
- Schott, G.W. & Hamburg, S.P. 1997. The seed rain and seed bank of an adjacent native tallgrass prairie and old field. *Canadian Journal of Botany* 75 : 1-7.
- Schupp, E.W. 1988. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. *Oikos* 51: 71-78.
- Seffer, J., Stanová, V. & Mertanová, S. 1999. Restoration of species-rich floodplain meadows – experimental approach. In : Seffer, J. & Stanová, V. (Eds.) *Morava River Floodplain Meadows – Importance, Restoration and Management.* DAPHNE – Centre for Applied Ecology, Bratislava.
- Seiler, A. & Eriksson, I.M. 1997. New approaches for ecological consideration in Swedish road planning. In: Canters, K., Piepers, A. and Hendriks-Heersm, A., (Eds.). *Proceedings of the international conference on "Habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering"*, Maastricht & Den Hague 1995. Pp. 253-264. Ministry of Transport, Public Works and Water management, Road and Hydraulic Engineering division, Delft, The Netherlands.
- Sélinger-Looten, R. 2000. Déterminisme de la biodiversité des formations herbacées alluviales du bassin versant de la Sarre: Phytosociologie, dynamique, fonctionnement et restauration. Thèse, Université de Metz, 397 p.
- Sélinger-Looten, R. & Muller, S. 2001. Restauration d'un couvert prairial sur ancienne culture de maïs : impact de la date de fauche et rôle de la banque de graines du sol. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 56 : 3-19.
- Skoglund, S.J. 1990. Seed dispersing agents in two regularly flooded river sites. *Canadian Journal of Botany* 68: 754-760.
- Smulders, M.J.M., van der Schoot, J., Geerts, R.H.E.M., Antonisse-de Jong, A.G., Korewaar, H., van der Werf, A. & Vosman, B. 2000. Genetic diversity and the reintroduction of meadow species. *Plant Biology* 2 : 447-454.
- Snow, C.S.R., Marrs, R.H. & Merrick, L. 1997. Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex. *Biological Conservation* 79:35-41.

- Society for Ecological Restoration & Policy Working Group. 2002. *The SER primer on Ecological Restoration*. www.ser.org/
- Sorensen, T.A. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation of Danish commons. *Biologiske Skrifter* 5: 1-34.
- Spence, J.R. 1990. Seed rain in grassland, herbfield, snowbank, and fellfield in the alpine zone, Craigieburn Range, South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 28: 439-450.
- Standen, V. & Owen, M.J. 1999. An evaluation of the use of translocated blanket bog vegetation for heathland restoration. *Applied Vegetation Science* 2: 181-188.
- Staniforth, R.J. & Cavers, P.B. 1976. An experimental study of water dispersal in *Polygonum* spp. *Canadian Journal of Botany* 54: 2587-2596.
- Stevenson, M.J. 2000. Problems with natural capital : a response to Clewell. *Restoration Ecology* 8 : 211-213.
- Stevenson, M.J., Bullock, J.M. & Ward, L.F. 1997. Re-creating semi-natural communities – effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. *Restoration Ecology* 3: 279-289.
- Strykstra, R. 1997. Seed dispersal in a Dutch grassland reserve. In: Cooper, A. and Power, J. (Eds). *Species dispersal and land use processes 6th IALE conference*. Pp 69- 76.
- Strykstra, R.J., Bekker, R.M. & Verweij, G.L. 1996. Establishment of *Rhinanthus angustifolius* in a successional hay-field after seed dispersal by mowing machinery. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 557-562.
- Swart, J.A.A., van der Windt, H.J. & Keulartz, J. 2001. Valuation of nature conservation and restoration. *Restoration Ecology* 9 : 230-238.
- Tallowin, J.R.B., Mountford, J.O., Kirkham, F.W., Smith, R. & Lakhani, K.H. 1994. The effect of inorganic fertilizer on a species-rich grassland – implications for nature conservation. In : Marnette L. & Frame, J. (Eds) *Grasslands and Society. Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation*. Pp 332-337. Wageningen, The Netherlands.
- Ter Braak, C.J.F. 1988. *CANOCO, a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 2.1)*. Agricultural Mathematics Group, Wageningen.

- ter Heerdt, G.N.J., Verweij, G.L. , Bekker, R.M. & Bakker, J.P. 1996. An improved method for seed bank analysis: Seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144-151.
- Thimonier, A., Dupouey, J.L. & Timbal, J. 1992. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecological Management* 55 : 149-167.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dodelec, S. & Olivier, J.M.. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistic and computing* 7:75-83.
- Thompson, K. & Grime, J.P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology*, 8: 893-921.
- Thompson, K., Bakker, J.P. & Bekker, R.M. 1997. *Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Thompson, K., Band, S.R. & Hodgson, J.G. 1993. Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology* 7 : 236-241.
- Tilman, G.D. 1982. *Resource competition and community structure*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Touzard, B. 1999. *Dynamique de la diversité végétale en milieu herbacé humide après abandon des pratiques culturales*. Thèse, Université de Rennes. 292 p.
- Trivaudey, M.J. 1995. *Contribution à l'étude phytosociologique des prairies alluviales de France (Vallées de la Saône, de la Seille, de l'Ognon, de la Lanterne et du Breuchin)*. Thèse, Université de Besançon. 197 p.
- Urbanska, K.M. 2000. Environmental conservation and restoration ecology: two facets of the same problem. *Web Ecology* 1: 20-27.
- Valentin, B., Destiné, B. & Bouillet, V. 1998. *Etude du patrimoine séminal des sols des pannes dunaires du Marquenterre sous conditions de germination contrôlées*. Centre Régional de Phytosociologie / Conservatoire Botanique National de Bailleul. 79 p.
- Valentin, B., Hendoux, F. & Destiné, B. 1999. *Etude du patrimoine séminal des sols des landes de Sorrus et de St-Josse dans l'optique d'une gestion conservatoire des sites*. Centre Régional de Phytosociologie / Conservatoire Botanique National de Bailleul. 47 p.

- van Andel, J. 1998. Two approaches towards the relationship between plant species diversity and ecosystem functioning. *Applied Vegetation Science* 1 : 9-14.
- van der Putten, W.H., Mortimer, S.R., Hedlund, K., Van Dijk, C., Brown, V.K., Leps, J., Rodriguez-Barrueco, C., Roy, J., Diaz Len, T.A., Gorse, D., Korthals, G.W., Lavorel, S., Santa Regina, I & Smilauer, P. 2000. Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia* 124: 91-99.
- van Diggelen, R., Bakker, J.P. & Klooker, J. 1997. Top soil removal: a new hope for threatened plant species? In: Cooper, A. and Power, J. (Eds). *Species dispersal and land use processes 6th IALE conference*. Pp 257-263.
- van Diggelen, R., Grootjans, A.P. & Harris, J.A. 2001. Ecological restoration : State of the art or state of the science ? *Restoration Ecology* 9 : 115-118.
- van Dorp, D., Schippers, P & van Groenendael, J.M. 1997. Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. *Landscape Ecology* 13 : 39-50.
- van Dorp, D. Van den Hoek, W.P.M. & Daleboudt, C. 1996. Seed dispersal capacity of six perennial grassland species measured in a wind tunnel at varying wind speed and height. *Canadian Journal of Botany* 74: 1956-1963.
- Vécrin & Muller, 2002. *Suivi scientifique de l'opération de transfert de banquettes en vue de la restauration d'une prairie réalisée dans le cadre des mesures compensatoires à l'extension d'une gravière. Bilan de la première année de suivi*. DIREN Lorraine. 17 p.
- Vécrin, M.P., van Diggelen, R., Gréville, F. & Muller, S. 2002. Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France. *Applied Vegetation Science* 5 : 263-270.
- Vegelin K. van Diggelen, R., Verweij, G. & Heinicke, T. Wind dispersal of a species-rich fen-meadows (*Polygonum-Cirsium oleracei*) in relation to the restoration perspectives of degraded valley fens. In: Cooper, A. and Power, J. (Eds). *Species dispersal and land use processes 6th IALE conference*. Pp 85-92.
- Verhagen, R., Klooker, J., Bakker, J.P. & van Diggelen, R. 2001. Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. *Applied Vegetation Science* 4: 75-82.
- Wakeman-Dawson, A. & Aebischer, N.J. 1998. Factors determining winter densities of birds on Environmentally Sensitive Area arable reversion grassland in southern England, with special reference to skylarks (*Alauda arvensis*). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 70 : 189-201.

- Weems, W.A. & Canter, L.W. 1995. Planning and operational guidelines for mitigation banking for wetland impact. *Environmental Impact Assessment Review* 15: 197-218.
- Wells, T.C.E. 1983. The creation of species-rich grasslands. In: Warren, A. & Goldsmith, F.B. (Eds). *Conservation in perspective*. Pp. 215-232. Wiley, Chichester, UK.
- Wells, T.C.E., Cox, R. & Frost, A. 1989. Diversifying grasslands by introducing seed and transplants into existing vegetation. In: Buckley, G.P. (Eds.). *Biological Habitat Reconstruction*. Pp 283-298. Bellhaven Press, London, UK.
- Whisenant, S.G. 1999. Repairing damaged wildlands: a process-oriented landscape-scale approach. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- White, P.S. & Pickett, S.T.A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics : an introduction. In : Pickett, S.T.A. & White, P.S. (Eds). *The ecology of natural disturbances and patch dynamics*. Pp 3-13. Academic Press, New York.
- White, P.S. & Walker, J.L. 1997. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 338-349.
- Willems, J.H. & Bik, L.P.M. 1998. Restoration of high species density in calcareous grassland : the role of seed rain and soil seed bank. *Applied Vegetation Science* 1 : 91-100.
- Wolters, M. & Bakker, J.P. 2002. Soil seed bank and driftline composition along a successional gradient on a temperate salt marsh. *Applied Vegetation Science* 5: 55-62.
- Worthington, T.R. & Heliwell, D.R. 1987. Transference of semi-natural grassland and marshland onto newly created landfill. *Biological Conservation* 41: 301-311.
- Young, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92: 73-83.
- Zedler, J.B. & Callaway, J.C. 1999. Tracking wetland restoration: Do mitigation sites follow trajectories? *Restoration Ecology* 7: 69-73.
- Zedler, J.B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. *TREE* 15 : 402-407.

MECANISMES DE RESTAURATION DE LA BIODIVERSITE VEGETALE DANS LES PRAIRIES ALLUVIALES APRES UNE PHASE DE CULTURE

Marie-Pierre VECRIN
Université de Metz

Les prairies alluviales constituent des milieux remarquables, ayant conduit à les retenir comme des écosystèmes prioritaires à préserver dans le cadre de la Directive européenne Habitat (92/43). Toutefois, l'intensification et les mutations de l'agriculture ont conduit à un appauvrissement de ces écosystèmes. Ce travail de thèse a pour objectif d'étudier les mécanismes et dynamiques de restauration de la biodiversité végétale d'écosystèmes prairiaux dans différents contextes des plaines alluviales du Nord-Est de la France.

La première partie de ce travail porte sur le rôle de la banque de graines du sol dans le rétablissement de la flore prairiale. Le stock semencier d'anciennes cultures a été décrit et comparé avec celui de prairies semi-naturelles. Les résultats mettent en évidence d'importants dommages sur ce compartiment du fait des pratiques culturales. La banque de graines s'avère très insuffisante pour permettre le rétablissement d'une flore prairiale diversifiée.

La seconde partie de cette thèse consiste en l'analyse des apports de graines par un vecteur naturel de dispersion : les inondations. Une première expérience a été menée afin d'estimer ces apports de manière indirecte, à savoir en étudiant la banque de graines du sol de communautés prairiales distinguées le long d'un gradient hydrique. Les résultats montrent que les banques de graines sont distinguées le long du gradient hydrique, de la même manière que le couvert végétal correspondant. Néanmoins, il est difficile de conclure quant aux apports des inondations sur la composition de la banque de graines. L'utilisation de pièges *in situ* a permis de mettre en évidence les déplacements de graines par les inondations et leurs dépositions sur le sol prairial. Mais il n'a pas été possible d'établir une relation entre la quantité de graines déposées et la durée et la fréquence des inondations.

La troisième partie de ce travail est une étude de la dynamique de la végétation dans des prairies restaurées suivant différentes techniques. La plupart des techniques mises en œuvre dans le Nord-est de la France ont été étudiées. Nos résultats permettent de conclure quant aux intérêts et inconvénients de chacune des méthodes. Les suivis diachroniques et synchroniques réalisés attestent de l'influence de nombreux facteurs sur le rétablissement d'un cortège prairial, comme les antécédents cultureux, la technique choisie, le mode de gestion.

En conclusion, ce travail met en évidence la complexité des processus de restauration. Néanmoins, nos travaux montrent que la restauration des prairies alluviales est possible même si le rétablissement de la flore caractéristique des prairies alluviales est souvent lent. Enfin, la restauration des prairies doit être judicieusement réalisée et menée en parallèle avec la préservation des prairies semi-naturelles riches et diversifiées.

Mots-clés : prairie alluviale, culture, banque de graines du sol, inondation, technique de restauration, dynamique végétale, écosystème de référence, dispersion des graines