

Suivi de l'émergence des pousses de ligneux en vue d'une restauration passive des rives du ruisseau de la Vallée-Aux-Berges (Basse Normandie)

Guillaume Forget et Ivan Bernez

La perte de biodiversité dans nos campagnes a pour cause principale l'intensification de l'usage des sols à des fins agricoles (Hendrickx *et al.*, 2007). De même, les milieux aquatiques sont fortement influencés par les activités anthropiques qui perturbent leur équilibre et leur fonctionnement. Un effet direct de cette dégradation des milieux est l'érosion des sols, engendrant une augmentation de la matière en suspension (MES) dans les rivières. Cette augmentation de la turbidité de l'eau entraîne parfois un colmatage des zones de fraie des poissons et des habitats des juvéniles.

Afin de prévenir ces dégradations, il est important de préserver la santé écologique des berges de cours d'eau. Ces dernières constituent l'interface entre le milieu aquatique et terrestre, une position importante à bien des égards (Naiman, 2005) : ainsi, la végétation qui colonise cet écotone remplit plusieurs fonctions. Elle peut servir de filtre face aux pollutions, limiter le phénomène d'eutrophisation, stabiliser les berges grâce à son système racinaire ou encore jouer un rôle énergétique (filtre pour la lumière, réseaux trophiques...). Deux approches de restauration des berges peuvent être employées : la restauration active très répandue, et la restauration passive rarement utilisée. Les techniques de restauration active telle la revégétalisation sont utilisées depuis le XVIII^e siècle, avec notamment la plantation de saules qui renforce la structure physique des rives (Labonne *et al.*, 2007). Selon les objectifs, on a également des techniques de

restauration hydromorphologique consistant en un remaniement complet du cours d'eau (Malavoi et Adam, 2007). Cependant, une restauration passive, ie à intervention minimale, prenant en compte des concepts d'écologie de la restauration, doit pouvoir s'y substituer efficacement et présenter de nombreux avantages tant écologiques qu'économiques. Une étude réalisée au Mali a défini l'effet cumulé du piétinement et de la consommation des jeunes plantules par le bétail comme la cause principale du déficit de germination de plantules d'arbres (Dembélé *et al.*, 2006). Middleton (2003) a montré que les espèces arborées étaient très faiblement représentées dans la banque de graines des milieux forestiers de zone humide. Malgré ce déficit de richesse spécifique, la banque de graines est cependant capable d'initier les processus de restauration dans les écosystèmes rivulaires (Vosse *et al.*, 2008).

Notre étude fait suite à celle des communautés végétales herbacées et ligneuses d'un écosystème riparien restauré passivement : mise en exclos du ruisseau avec pour seul aménagement des abreuvoirs ou des passerelles (Bernez *et al.*, 2005). La structure et la composition végétale ne répondent pas seulement à des fonctionnements hydrobiologique et hydraulique du ruisseau, mais sont aussi fortement liées à l'usage des territoires environnants. D'autres auteurs ont montré que les patterns de végétation de la zone riparienne étaient influencés par le pool régional d'espèces (Renöfält *et al.*, 2005).

Les contacts

INRA, UMR 985,
Écologie et santé
des écosystèmes,
Agrocampus Ouest,
65 rue de Saint Briec,
35042 Rennes Cedex

1. Institut national de la recherche agronomique.

2. Cellule d'animation technique pour l'eau et les rivières de Basse Normandie.

3. Schéma d'aménagement et de gestion des eaux.

Notre étude s'intéresse plus particulièrement à la restauration passive de rivière effectuée sur le bassin de l'Oir (Manche), affluent de la Sélune, sur lequel des suivis écologiques menés depuis vingt ans ont pour but de mettre en relation la qualité piscicole de ce bassin à salmonidés avec la qualité de l'habitat aquatique. Un projet de restauration écologique associant l'INRA¹, la CATER² et l'association BS2A, structure porteuse du SAGE³ de la Sélune, a été mené sur les berges du ruisseau de la Vallée-Aux-Berges depuis 2004.

Dans un premier temps, on s'est intéressé à la recolonisation des berges par les espèces herbacées et ligneuses, sans distinction particulière (Bernez *et al.*, 2005). La présence et la recolonisation des berges par les espèces ligneuses sont aussi une caractéristique très importante, dès lors que l'on veut substituer le mode de reboisement à une restauration passive. Ce type de restauration favorise l'émergence des pousses spontanées de ligneux au sein de cette strate herbacée. Les arbres et arbustes influencent les caractéristiques morphologiques et le fonctionnement des rivières, notamment par l'ombrage qu'ils fournissent, permettant ainsi le maintien d'une température stable. De plus, leur système racinaire très développé va fortement contribuer à la stabilisation des berges, diminuant ainsi les phénomènes d'érosion. Ainsi, dans un second temps, une convention entre l'INRA et l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema), permet d'assurer la continuité de ces suivis de restauration écologique : en effet, l'objet d'étude – les plantes ligneuses de berges – nécessite des chroniques d'étude longues. Ces travaux contribuent à l'Observatoire de recherche en environnement « Petits Fleuves Côtiers » de l'INRA, puis seront étendus à d'autres rivières de plaine du réseau de surveillance de l'Onema.

La problématique de notre étude est de mieux comprendre l'influence de la structure paysagère et les potentialités de dispersion des espèces présentes aux alentours. L'objectif est donc d'étudier l'évolution de l'émergence des plantules après une campagne de restauration passive, et de réaliser un suivi de trois ans sur le ruisseau de la Vallée-Aux-Berges. Il s'agit ici de déterminer si des méthodes de restauration écologique passive, alternatives à une revégétalisation des berges, sont envisageables dans ce contexte paysager. Il serait ainsi possible de valider une méthode pour l'étendre à d'autres écosystèmes rivulaires.

États des lieux et méthodes utilisées

Le site du ruisseau de la Vallée-aux-Berges

La zone d'étude correspond à celle établie par Bernez *et al.* (2005) – figure 1. Elle comprend une zone couvrant 170 ha du bassin versant du ruisseau de la Vallée-Aux-Berges, affluent de la rive droite de l'Oir, soit un linéaire de cours d'eau de 2,5 km. Elle est caractérisée par un usage du sol tourné vers le pâturage au bord du cours d'eau et par la culture, en général située au-delà des talus de ceintures des prairies. On note également la présence de deux boisements et d'un réseau de haies entretenu. Le plus grand boisement (le bois Clérice) se situe à l'amont de la zone d'étude, l'autre est à l'aval, à proximité de la confluence avec l'Oir. L'ensemble des prairies correspondant à la zone d'étude a été divisé en quatre secteurs, respectivement d'amont en aval, A, B, C et D (figure 1) de longueurs comparables, homogènes en termes de morphologie du bassin (forme et pente du lit et des versants) et d'usage agricole. Les berges de l'Oir et de ses affluents ont été protégées, dans le cadre d'un programme du SAGE de la Sélune, par la pose d'environ trois kilomètres de clôtures le long de son linéaire. Une dizaine d'abreuvoirs ont également été aménagés.

Suivi de l'émergence des ligneux et des caractéristiques environnementales du ruisseau

Le suivi de l'émergence de la végétation ligneuse a été réalisé au cours des années 2004 à 2006 incluses. L'échantillonnage a été réalisé sur le linéaire de berges des prairies aménagées. Chaque unité d'échantillonnage est constituée par une bande de berge d'un mètre (entre la clôture et le ruisseau) sur quinze mètres, parallèle au ruisseau. Cette station est sélectionnée selon des critères voulus homogènes sur les quinze mètres :

- paramètres relatifs au ruisseau (hauteur de berge, sa pente, la morphologie du cours d'eau – rectiligne ou méandre) ;
- paramètres relatifs au fonctionnement du bocage : position par rapport aux autres unités végétales (haies, ripisylves et prairie) ;
- paramètres relatifs aux usages agricoles (type de gestion et d'entretiens des berges) ;
- homogénéité de la berge lui faisant face.



Au total, 78 stations de 15 m² ont été échantillonnées au cours des trois années de suivi. Les plantules d'arbre ont été dénombrées et l'abondance des espèces a été estimée à l'aide de l'échelle de Tansley, de 1 à 5 (Tansley, 1926, in : Le Cœur *et al.*, 2002) :

- 1 : rare ;
- 2 : occasionnel ;
- 3 : fréquent ;
- 4 : abondant ;
- 5 : dominant (très abondant).

Méthode utilisée pour l'analyse des relevés floristiques

Nous avons choisi de nous intéresser plus particulièrement aux cinq espèces de ligneux les plus représentées : *Alnus glutinosa* (Aglu),

Corylus avellana (Cave), *Fraxinus excelsior* (Fexc), *Quercus robur* (Qrob) et *Salix aurita* (Saur). Les espèces moins fréquentes sont regroupées dans la catégorie « autre » (*Castanea sativa*, *Crataegus monogyna*, *Fagus sylvatica*, *Frangula alnus*, *Ilex aquifolium*, *Populus nigra*, *Prunus avium*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina*).

Divers indices ont aidé à la compréhension de l'évolution de l'émergence des plantules d'arbres et permettent d'étudier l'assemblage des espèces (Burel *et al.*, 1998).

La richesse spécifique (S) des ligneux a été calculée sur l'ensemble du site d'étude ainsi que sur chaque secteur A, B, C et D (tableau 1).

L'indice de Shannon (H') a également été utilisé pour caractériser plus précisément cette richesse sur chaque secteur au cours des années de suivi (tableau 1). Ainsi, les diverses valeurs de H' obte-

▲ Figure 1 – Cartographie du bassin versant du ruisseau de la Vallée-Aux-Berges, et positionnement des secteurs A, B, C et D (d'après Bernez *et al.*, 2005).

► Tableau 1 –
Détail des modes
opérateurs pour le
calcul des différents
indices utilisés.

Nom	Formule	Paramètre
Indice de diversité de Shannon (H')	$H' = -\sum(\pi \ln \pi)$	Pi : probabilité de présence de l'espèce i
Indice de similarité de Sørensen (I _s)	$I_s = 2c/(a+b-2c)$	A : nombre d'espèces dans les relevés de végétation, B : nombre d'espèces dans la banque de semence, C : nombre d'espèces communes.

nues ont été analysées par un modèle linéaire généralisé (GLM) (famille binomiale, lien *logit*). Les variations de cet indice au cours du temps et le long du linéaire du cours d'eau ont été testées à l'aide de la fonction *anova.glm* du logiciel statistique R® (*The R Foundation for Statistical Computing*, version 2.8.1).

Afin de comparer l'assemblage d'espèces entre deux compartiments, nous avons utilisé l'indice de similarité de Sørensen I_s (Vosse *et al.*, 2008). I_s a donc été calculé pour toutes les comparaisons 2 à 2 possibles entre les secteurs A, B, C et D (tableau 1).

Résultats

Suivi de l'émergence des ligneux

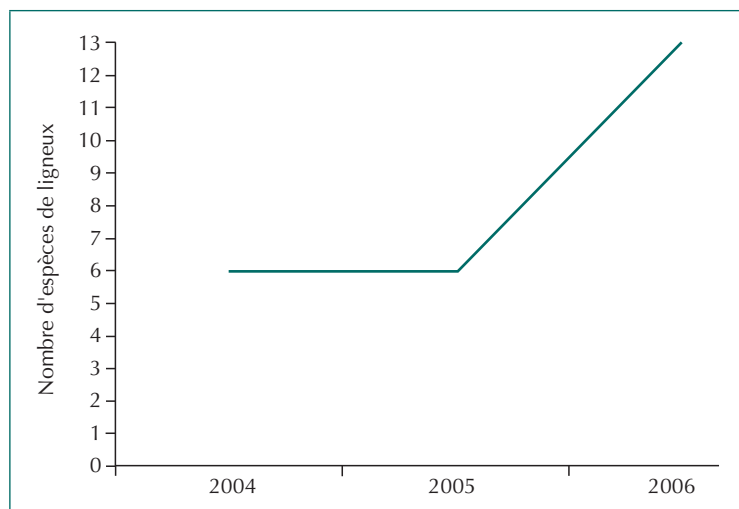
Suite à la mise en défend des berges du ruisseau de la Vallée-Aux-Berges, une faible augmentation du nombre de pousses de ligneux entre 2005 et 2006 est observée sur l'ensemble de la zone d'étude (316 pousses observées en 2005 et 327 en 2006). Cependant, aucune placette soumise

à l'action du bétail n'étant suivie, nous ne pouvons affirmer que cette augmentation n'est liée uniquement qu'à la mise en défend. De plus, aucune observation de pousse de ligneux n'a été observée la première année de la mise en place du protocole.

Malgré cette faible augmentation du nombre d'émergents, on constate que la richesse spécifique des ligneux double après trois années de restauration passive (figure 2).

Parallèlement, l'occurrence de chaque espèce a été calculée et regroupée afin de comparer leur répartition entre l'année 2005 et 2006 (figure 3). On constate que l'augmentation de la richesse spécifique s'accompagne d'une diminution du nombre d'individus d'*Alnus glutinosa* qui était dominant sur les quatre secteurs en 2005. Il y a également l'apparition de *Fraxinus excelsior* et de cinq espèces nouvelles en 2006 présentes en très faible quantité et qui sont regroupées dans la catégorie « autre » : *Frangula anlnus*, *Ilex aquifolium*, *Prunus spinosa*, *Populus nigra* et *Rosa canina*.

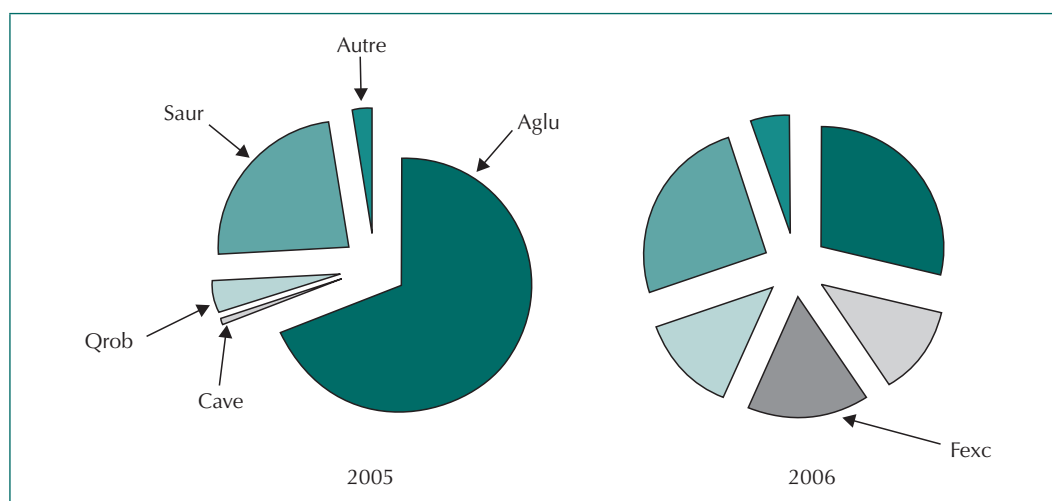
▼ Figure 2 – Richesse spécifique des ligneux au cours des trois années de suivi.



Variations temporelles et spatiales de la diversité

L'analyse des valeurs de H' des différents secteurs étudiés (d'amont en aval : A, B, C et D) à l'aide du modèle linéaire généralisé, indique que H' augmente significativement suivant deux axes : temporel (P = 0,0001) et longitudinal (P = 0,0005) – figure 4. L'axe longitudinal représente la variation de richesse spécifique existant au sein même du ruisseau de la Vallée-Aux-Berges (d'amont en aval). L'axe temporel indique la variation de richesse spécifique au sein de chaque secteur au cours des trois années de restauration.

La figure 4 nous indique également qu'en 2004, aucune espèce de ligneux n'était présente sur le secteur A, mais que cette dernière a augmenté de manière significative en 2005 et 2006. Le secteur C a répondu également de la même manière



▲ Figure 3 – Variation de la proportion d'individus de chaque espèce au sein des berges du ruisseau de la Vallée-Aux-Berges : *Alnus glutinosa* (Agly) ; *Corylus avellana* (Cave) ; *Fraxinus excelsior* (Fexc) ; *Quercus robur* (Qrob) et *Salix aurita* (Saur).

et présente un indice de diversité H' qui augmente en 2005 et 2006. Le secteur D, quant à lui montre une forte augmentation de cet indice entre 2004 et 2005 et une plus faible en 2006. La diversité spécifique des ligneux a donc constamment varié en s'accroissant pendant ces trois années de suivi de la restauration.

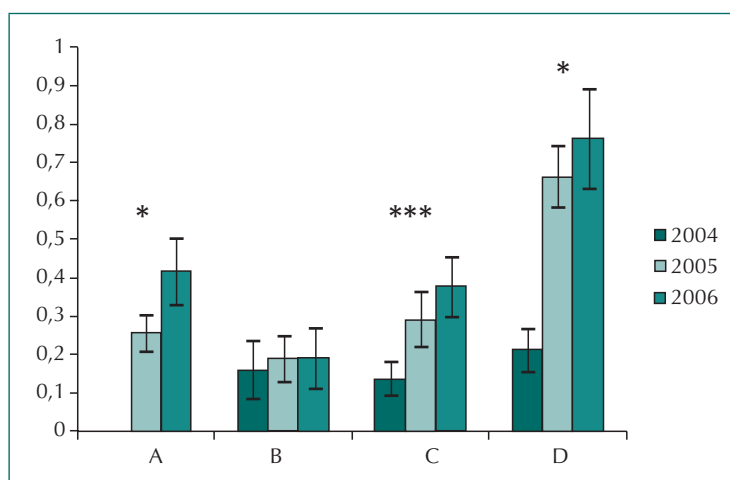
Le secteur B est le seul à ne pas présenter d'accroissement significatif de H' .

Comparaison de l'assemblage d'espèces de ligneux entre les quatre secteurs

Le tableau 2 représente les différentes valeurs de l'indice de similarité de Sørensen (I_s) calculées d'après les données récoltées sur les espèces de ligneux. L'analyse de ces résultats indique une augmentation de la similarité entre les quatre secteurs en 2005, puis une diminution l'année suivante. Dans un premier temps de la restauration, il y a donc eu une homogénéisation, à l'échelle du cours d'eau, des secteurs A, B, C et D. Dans un deuxième temps, les peuplements de ligneux semblent se différencier d'un secteur à l'autre.

Les similarités les plus fortes sont observées entre les secteurs C-D et A-B qui sont les seuls à voir

► Tableau 2 – Valeur des indices de similarité I_s de Sorenson pour toutes les comparaisons 2 à 2 possibles entre les quatre secteurs étudiés.



▲ Figure 4 – Variation de l'indice de diversité de Shannon sur les secteurs A, B, C et D au cours des années 2004, 2005 et 2006. Les résultats des analyses statistiques sont représentés au-dessus des histogrammes à l'aide d'astérisques (* : $P < 0,05$; ** : $P < 0,005$; *** : $P < 0,001$).

	2004	2005	2006
A-B	0	0,46	0,47
A-C	0	0,5	0,36
A-D	0	0,46	0,34
B-C	0,28	0,46	0,38
B-D	0,25	0,44	0,36
C-D	0,2	0,46	0,38

leur indice I_s augmenter en 2006. À l'inverse, les comparaisons entre A-D et A-C présentent en 2006 les similarités les plus faibles.

Premières interprétations

Effet de la mise en défend des berges sur le recrutement de ligneux

Le dénombrement des pousses de ligneux un an après le début de la restauration indique un très fort recrutement de jeunes plantules qui s'observe notamment sur le secteur A où aucune espèce de ligneux n'était présente en 2004. Cet accroissement du nombre d'individus se stabilise l'année suivante. En parallèle, on observe une nette augmentation de la richesse spécifique en espèces arbustives qui pourrait être un bon indicateur de l'efficacité de la restauration passive si ces espèces se maintiennent dans le temps. De plus, l'espèce pionnière de 2004 (*Alnus glutinosa*) voit son occurrence baisser fortement en 2006. Elle est donc remplacée par d'autres espèces, le nombre total d'émergents étant stable. *Alnus glutinosa* est une espèce à caractère héliophile, souvent rencontrée dans les stades pionniers de milieu comme les rives des canaux d'eau douce (Rivière, 2007). Son enracinement profond et dense offre une bonne protection des sols. Cela a été suivi par l'établissement d'une plus grande quantité d'individus d'autres espèces de ligneux telles que *Quercus robur* ou encore *Fraxinus excelsior*.

Ici, la restauration passive a consisté à empêcher le bétail de venir piétiner les berges afin de les protéger de l'érosion. Cette mise en exclos a également permis d'empêcher la consommation de la végétation, favorisant l'expression d'une nouvelle flore. Nous n'avons pas les éléments expérimentaux concernant le recrutement des espèces au cours de cette restauration : s'agit-il d'une expression de la banque du sol ou bien de propagules transportées par anémochorie, zoochorie ou encore hydrochorie ? Lors de l'étude menée en 2005 par Bernez *et al.* sur cet affluent de l'Oir, il apparaît que la hauteur des berges est un facteur important structurant les communautés de plantes herbacées. Les berges basses étant plus soumises aux crues du cours d'eau, présentent des espèces hygrophiles telles que *Ranunculus flammula* et *Myosotis scorpioides* qui sont absentes des berges hautes. De plus, ce sont des endroits de dépôts des propagules transportées par l'eau. Les variations de niveau d'eau sont également un facteur limitant l'établissement de certaines plan-

tules d'espèces arbustives. Une expérimentation *in situ* permettrait de comprendre l'importance relative de ces processus.

La mise en défend des berges de ruisseau a eu pour but de les protéger de l'action du bétail et semble avoir pour conséquence la facilitation de l'établissement des jeunes plantules. Aucune placette témoin (avec action du bétail) n'étant présente dans cette expérimentation, nous ne pouvons affirmer que cet établissement soit l'unique fait de l'action de mise en défend. En effet, les flux de propagules provenant des semenciers (notamment les deux bois présents en amont et en aval) peuvent avoir eu une influence significative.

Variation temporelle de la diversité

L'analyse des variations de l'indice de diversité de Shannon au cours des trois années de restauration nous renseigne sur la manière dont la diversité en ligneux varie. En effet, H' est minimal ($= 0$) si tous les individus du peuplement appartiennent à une seule et même espèce. Il est également minimal si dans le peuplement, chaque espèce est représentée par un seul individu, excepté une espèce qui est représentée par tous les autres individus. L'indice est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale sur toutes les espèces (Pielou, 1975). La dominance d'*Alnus glutinosa* se retrouve donc dans les résultats, H' étant minimum en 2004 et 2005 pour les secteurs A, C, et D. L'augmentation de la richesse spécifique au cours des années de restauration s'est donc accompagnée d'une répartition plus équitable des espèces. La technique de restauration passive utilisée ici a donc permis en trois ans un retour à un état diversifié en plantes ligneuses du système rivulaire. Or, dans l'étude de Bernez *et al.* (2005) avant restauration, on observait une biodiversité élevée des herbacées de ces mêmes stations. On peut penser que cette création de ripisylve conduise à diminuer la richesse des herbacées, mais qu'elle puisse être en partie compensée par une richesse en plantes ligneuses, à la lumière de ces premiers résultats sur les plantules d'arbres et arbustes.

La diversité spécifique augmente d'amont en aval

Il apparaît que la zone riparienne étudiée oppose deux zones plus étendues, regroupant des secteurs. En effet, l'analyse des indices de similarité de Sørensen indique que les secteurs les plus

proches en termes de composition spécifique sont les couples A-B et C-D. Logiquement, les secteurs situés aux extrémités (A et D) présentent les taux de similarité les plus faibles, créant un effet de gradient longitudinal à l'échelle du ruisseau, déjà observé dans l'étude des herbacées avant restauration (Bernez *et al.*, 2005). Les variations de cet indice I_s (excepté la comparaison A-B) diminuent entre 2005 et 2006 : ceci peut s'expliquer par l'augmentation de la richesse spécifique ainsi que par celle de l'indice H' qui correspond à une augmentation de l'hétérogénéité des secteurs.

La richesse spécifique en ligneux ne varie pas avec la même intensité suivant les secteurs étudiés. Il apparaît en effet que les secteurs situés le plus en aval (C et D) présentent des indices de diversité plus importants que leurs homologues situés en amont (A et B). Il est surprenant d'observer un gradient de diversité aussi important sur un système rivulaire de taille aussi restreinte : de telles variations sont le plus souvent observées sur des études à grande échelle, et sur des rivières longues ou des fleuves (Renöfält *et al.*, 2005). De nombreuses études portant sur les écosystèmes ripariens montrent que la richesse spécifique est plus élevée au centre du système rivulaire. Dunn *et al.* (2006) tentent d'expliquer ce phénomène en mettant en avant l'effet sous-jacent de la variation géomorphologique du centre du domaine étudié ainsi que par les variations des facteurs environnementaux. Ceci n'a pu être observé sur notre linéaire de trois kilomètres.

Application des résultats pour la gestion

Ces résultats sont intéressants du point de vue du gestionnaire : la mise en exclos des berges d'un ruisseau fortement érodé a permis, dans ce

cas, de ne pas avoir recours aux méthodes les plus répandues de génie végétal habituellement employées, à savoir les plantations d'arbres. En plus d'éviter un apport taxonomique et/ou génétique différent de ce qui existe dans le paysage et sur le bassin versant, cela apporte de nombreux avantages économiques.

Cette étude est un premier pas vers la mise en place de nouvelles pratiques de restauration écologique des systèmes rivulaires. Elle a permis de mettre en évidence l'existence du potentiel résilient de l'écosystème rivulaire de la Vallée-Aux-Berges. De plus, l'utilisation de l'émergence des ligneux comme bio-indicateur de la réussite d'un programme de restauration est une approche originale qui permet d'envisager le développement de méthodes alternatives à la revégétalisation souvent employée dans les restaurations des cours d'eau. Grâce à un nouveau programme co-financé par l'Onema, il sera alors possible d'étendre cette étude à d'autres sites de l'Observatoire de recherche en environnement « Petits fleuves côtiers » de l'INRA, permettant ainsi de tester des restaurations passives à d'autres systèmes. Il est d'ailleurs prévu de réaliser des suivis en 2009 sur quatre affluents de l'Oir afin de compléter ces résultats et de changer d'échelle. Il sera alors possible d'étudier l'influence de la structure paysagère sur ces affluents : si des sous-bassins proches diffèrent ou non, de voir si certaines théories en écologie, comme par exemple la théorie des îles (McArthur et Wilson, 1967), s'appliquent à ce type d'écosystème et peuvent être utiles en écologie de la restauration (Holl et Crone, 2004). Cela permettra d'étudier l'écologie de la restauration à l'aide d'outils utilisés en écologie du paysage afin d'améliorer nos connaissances dans l'aménagement des petits cours d'eau. □

4. Programme « Écologie pour la gestion des écosystèmes et de leurs ressources – Paysages agricoles, flux de polluants, impact écologique en rivière ».

Remerciements

Cette étude a été financée depuis 2004 par le SAGE Sélune et le programme ECOGER-PAPIER⁴. Elle est prolongée par une convention INRA-Onema en 2009. Nous remercions François Renault, Anthony Pingray, Clélia Carreau, Lisa Muchembled et Caroline Rouger pour leur aide précieuse sur le terrain.

Résumé

Les écosystèmes ripariens sont des milieux complexes et fragiles. La restauration de ces écotones peut notamment passer par le reboisement qui prévient des risques d'érosion. Cette étude sur le ruisseau de la Vallée-Aux-Berges a pour but d'étudier le reboisement naturel des berges suivant une méthode de restauration passive. On observe un fort recrutement d'individus la première année, qui se stabilise l'année suivante. Un accroissement de la diversité spécifique ainsi que de l'hétérogénéité de la distribution des espèces est observé sur l'ensemble de la zone. Il apparaît que les prairies situées en aval de la zone d'étude sont plus diversifiées que celles situées en amont. Cette étude met en évidence l'efficacité de la restauration passive ou tout au moins un potentiel sur le reboisement des berges.

Abstract

Riparian ecosystems are complex and sensitive. The restoration of these ecotones can be done in particular by the reforestation to prevent from the erosion. The aim of this study hold on the ecological restoration of a headwater stream in Normandy, France : we studied the natural reforestation of the banks by a passive restoration method. Our results show a rapid recruitment of young shrubs and trees the first year and a stabilization after one year. An increase of specie richness and of the species distribution heterogeneity is notice on all the area. Furthermore, downstream meadows are more diversify than those upstream. This study brings to light the ecological efficiency of passive restoration and its potential for riparian reforestation.

Bibliographie

- BERNEZ, I., PINGRAY, A., LE CŒUR, D., 2005, Entretien des berges de petits cours d'eau dans le bocage Sud Manche : Réponses de la végétation herbacée aux processus écologiques et agricoles, *Ingénieries-EAT*, n° 43, p. 55-69.
- BUREL, F. *et al.*, 1998, Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes, *Acta Oecologica*, n° 19, p. 47-60.
- DEMBELE *et al.*, 2006, Tree vegetation patterns along a gradient of human disturbance in the Sahelian area of Mali, *Journal of Arid Environments*, n° 64, p. 284-297.
- DUNN, R.-R., COLWELL, R.-K., NILSSON, C., The river domain : why are there more species halfway up the river ?, *Ecography*, n° 29, p. 251-259.
- HENDRICKX, F. *et al.*, 2007, How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes, *Journal of Applied Ecology*, n° 44, p. 340-351.
- HOLL, K.-D., CRONE, E.-E., 2004, Application of landscape and island biogeography theory to restoration of riparian understorey plants, *Journal of Applied Ecology*, n° 41, p. 922-933.
- LABONNE, S., REY, F., GIREL, J., ÉVETTE, A., 2007, Historique des techniques de génie biologique appliquées aux cours d'eau, *Ingénieries-EAT*, n° 52, p. 37-48.
- MAC ARTHUR, R.-H., WILSSON, E.-O., 1967, *The theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton, NJ.
- MALAVOI, J.-R., ADAM, P., 2007, La restauration hydromorphologique des cours d'eau : concepts et principes de mise en œuvre, *Ingénieries-EAT*, n° 50, p. 49-61.
- MIDDLETON, B.-A., 2003, Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming, *Ecology*, n° 40, p. 1025-1034.
- NAIMANN, R.-J., DECAMPS, H., MAC CLAIN, M.-E., *RIPARIA, Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*, Elsevier academic press, San Diego, 430 p.
- PIELOU, E.-C., 1975, *Ecological Diversity*, John Wiley & Sons, Dalhousie University Halifax, Nova Scotia, 165 p.
- R version 2.8.1©, 2008, The R Foundation for Statistical Computing.
- RENÖFÄLT, B.-M., NILSSON, C., JANSSON, R., 2005, Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape, *Journal of Biogeography*, n° 32, p. 2025-2037.
- RIVIERE, G., 2007, *La flore du Morbihan*, Édition Siloé, 655 p.
- LE CŒUR, D. *et al.*, 2002, Why and how we should study field boundary biodiversity in an agrarian landscape context, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, n° 89, p. 3-47.
- VOSSE *et al.*, 2008, Can riparian seed banks initiate restoration after alien plant invasion ? Evidence from the Western Cape, South Africa, *South African Journal of Botany*, n° 74, p. 432-444.