

DEN AR BED

n°220

Restauration écologique dans le Grand Ouest



BULLETIN
NATURALISTE
DE BRETAGNE VIVANTE
SOCIÉTÉ
POUR L'ÉTUDE
ET LA PROTECTION
DE LA NATURE
EN BRETAGNE

PENN AR BED

n° 220

février 2015

1 Édito

par Jérôme SAWTSCHUK

3 Restauration écologique d'une ancienne maïsiculture en zone alluviale : l'île de Raymond en bord de Garonne

par Emmanuel CORCKET, Marie-Lise BENOT, Armin BISCHOFF, Ghislain PONCIN & Lucie HENRIOT

10 Restauration écologique passive des ruisseaux

par Marion DELISLE, Jordan VIOUX, Ivan BERNEZ

17 Rendre des terres à la mer et restaurer des nourriceries littorales

par Alain LECHÉNE

23 Restauration d'un réseau de mares forestières

par Raphaël ROUSSILLE, Francis ISSELIN-NONDEDEU

32 Restauration de la Grand'Mare

par Florian ROZANSKA

37 Évaluation de la dynamique des sites naturels par l'analyse des cartes de végétation

par Sébastien GALLET & Jérôme SAWTSCHUK

42 Évaluation écologique de la restauration et de la gestion des végétations littorales sur le territoire de Lorient Agglomération

par Jérôme SAWTSCHUK, Typhaine DELATOUCHE, Frédéric BIORET & Catherine ROBERT

Cotisations et abonnements :

Adhésion annuelle à Bretagne Vivante - SEPNB 30 €

Adhésion étudiant, demandeur d'emploi 9 €

Abonnement à *Penn ar Bed* (4 numéros) 25 €

Abonnement adhérent, étudiant, demandeur d'emploi 20 €

Imprimé sur papier recyclé



Grâce à la Région Bretagne, les lycées bretons reçoivent Penn ar Bed

Le courrier concernant la rédaction de *Penn ar Bed* (projets d'articles, courrier aux auteurs) est à adresser à : *Penn ar Bed*, Bretagne Vivante - SEPNB - 19 route de Gouesnou - 29200 BREST - Tél. 02 98 49 07 18 - Fax : 02 98 49 95 80 - Courriel : contact@bretagne-vivante.org - La rédaction rappelle que les opinions exprimées dans les articles n'engagent que leurs auteurs et ne sauraient être assimilées à des prises de position de Bretagne Vivante - Le présent numéro a été tiré à 1500 exemplaires - Dépôt légal : Février 2015 - Directeur de la publication : F. de Beaulieu - Relectures : Serge Le Huitouze et Jacques Benoît - Maquette : B. Coléno - Imprimerie du Commerce à Quimper - I.S.S.N. 0553-4992.

Photographie de couverture - Alignement de Kermario, appartenant au Centre des Monuments Nationaux (H. Ronné).

Pour introduire ce numéro thématique de *Penn ar Bed* consacré à la restauration écologique, rappelons l'engagement pris par le président de la République lors de la conférence environnementale de 2012 « *de faire de la France un État exemplaire en matière de reconquête de la biodiversité* ». La restauration écologique peut être un moyen pour améliorer l'état de la biodiversité. Elle est définie par la société internationale d'écologie de la restauration (« *Society for Ecological Restoration* » ou SER) comme le processus qui vise à faciliter le rétablissement ou la réparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit. Si la restauration écologique peut participer à la reconquête de la biodiversité et des fonctions écologiques, il est essentiel de traiter au préalable les causes de dégradation. Pourquoi vouloir reconquérir une biodiversité dont ne parvenons pas à stopper l'érosion ? La destruction et la pollution des habitats naturels se poursuivent, parfois en contradiction avec la législation environnementale. Le premier objectif de la stratégie biodiversité de l'Union européenne¹ consiste en la pleine application de la législation existante en matière de protection de la nature. Or, les pouvoirs publics tolèrent encore largement la destruction d'espaces naturels par des aménagements² qui sont de plus en plus remis en cause par les citoyens (et par l'Europe). Suite au Grenelle de l'environnement, la séquence éviter-réduire-compenser a été mise en place pour atténuer les impacts environnementaux des projets d'aménagement. Dans la pratique, il est difficile d'éviter des aménagements « essentiels » au développement économique, compliqué de réduire leurs impacts et... et donc plus aisé de « compenser » les impacts induits par ces aménagements pour « recréer » la nature là où nous l'avons déjà détruite³. Paradoxalement, les zones dégradées ont pris une valeur nouvelle, leur potentiel de restauration permettant de justifier de nouvelles dégradations. Ainsi la restauration écologique ne risque-t-elle pas indirectement de justifier ou de favoriser la destruction des milieux naturels ? Les discours actuels sont de plus en plus inquiétants. Il est désormais courant d'entendre que pour pallier le manque de moyens, il faut se tourner vers la compensation pour financer des actions en faveur de la biodiversité. Devons-nous détruire la nature pour mieux la restaurer ? Mais peut-on réellement restaurer un écosystème ? La restauration écologique est un processus complexe et les travaux présentés ici montrent bien la difficulté d'en prévoir les résultats. Face à cette incertitude, la meilleure « reconquête de la biodiversité » reste indiscutablement la non-destruction des milieux naturels : on ne sait jamais réellement ce que l'on perd (les connaissances sur les écosystèmes sont souvent faibles) et on n'est jamais certain de ce que l'on peut restaurer. Ces constats montrent la nécessité pour les chercheurs

1 <http://www.touteurope.eu/les-politiques-europeennes/environnement/synthese/l-europe-et-la-protection-de-la-biodiversite.html>, page consultée le 27/01/2015

2 <http://www.fne.asso.fr/fr/nos-actions/sivens/dautres-sivens/>

3 Voir à ce sujet le numéro 213 de mai 2013 de *Penn ar Bed* sur la dérive des mesures compensatoires

et les praticiens de partager leurs expériences, afin de constituer un socle de connaissances permettant de faire progresser l'écologie de la restauration. Après plus d'une vingtaine d'années d'existence, l'écologie de la restauration et la restauration écologique se sont dotées en 2008 de leur réseau francophone : REVER, le Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration. Créé grâce au programme « Ingénierie Écologique » du CNRS/CEMAGREF, ce réseau, inspiré de l'organisation de la « *Society for Ecological Restoration* », vient de signer un accord de partenariat avec SER-Europe (août 2014). Il a pour but d'organiser et de favoriser les relations entre gestionnaires, praticiens, étudiants et scientifiques œuvrant dans les domaines de l'écologie de la restauration et de la restauration écologique. Dans cet objectif, des « journées-ateliers » sont organisées annuellement, afin de favoriser la rencontre de ces différents acteurs. La 5^e édition de ces journées-ateliers s'est déroulée les 5 et 6 février 2014 à l'Université de Rouen. Les articles présentés dans ce numéro sont issus de communications présentées lors de ces journées et constituent une sélection de différents projets de restauration écologique situés dans l'Ouest de la France. Les milieux et les zones géographiques concernés par ces projets peuvent être présentés selon un gradient terre-mer : mares forestières de la Forêt de Chinon, berges des ruisseaux de Basse-Normandie, étang de la Grand'Mare au Marais Vernier en Haute-Normandie, falaises littorales et landes de Bretagne, zones alluviales et marais de l'estuaire de la Gironde. Les études de cas présentées révèlent la diversité des milieux et des contextes humains qu'il faut prendre en considération pour mener à bien un projet de restauration écologique. Les dégradations qui concernent les sites étudiés ont des origines multiples : sylviculture, agriculture intensive, érosion des berges (par le bétail), fréquentation touristique, poldérisation. Les opérations de restauration s'effectuent de manière plus ou moins interventionniste. Certaines nécessitent la mise en place de travaux mécanisés importants pour rétablir le fonctionnement physique d'un milieu (curage d'étang, creusement de mares forestières), d'autres reposent sur l'utilisation de méthodes d'ingénierie écologique (transfert de foin, géotextile). La restauration passive apparaît également comme une méthode efficace ayant l'avantage d'être économique et de minimiser les risques d'erreurs de manipulation des écosystèmes. Si le principe de l'intervention minimale a un grand intérêt, son efficacité peut cependant être remise en cause par la présence d'espèces invasives ou par des problèmes de fonctionnement des écosystèmes à l'échelle du paysage (rupture des corridors écologiques, pollution à l'échelle du bassin versant). La conception et l'évaluation des projets de restauration sont des étapes cruciales qui nécessitent une collaboration étroite entre chercheurs et praticiens, et l'acquisition de données à long terme s'avère précieuse, pour évaluer objectivement la réussite d'une opération. ■

Jérôme SAWTSCHUK, EA 2219 Géoarchitecture, Université de Bretagne Occidentale
Élise BUISSON, UMR CNRS 7263 Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie Marine et Continentale, Avignon
Fabrice BUREAU, **Estelle LANGLOIS**, EA 1293 – ECODIV, Université de Rouen



Restauration écologique d'une ancienne maïsiculture en zone alluviale : l'île de Raymond en bord de Garonne

Emmanuel CORCKET, Marie-Lise BENOT, Armin BISCHOFF, Ghislain PONCIN & Lucie HENRIOT

Dans le cadre de la conversion écologique d'une ancienne maïsiculture, un programme de gestion et de restauration écologique a été mis en œuvre à partir de 2011 sur l'île de Raymond (Garonne). Cette île fluviale inondable est constituée d'une mosaïque de milieux, dont les enjeux et les modalités de gestion et de conservation sont détaillés. Le plan de gestion combine un accompagnement de la dynamique naturelle de végétation, une occupation agropastorale, des actions d'ingénierie écologique ciblées, ainsi qu'un programme d'éducation à l'environnement.

Les zones alluviales sont des milieux situés dans le lit majeur d'un cours d'eau, c'est-à-dire soumis à des phénomènes périodiques et plus ou moins importants de crues et d'inondations. De par leur position à l'interface entre milieux aquatiques et terrestres, ainsi que par leur importante hétérogénéité spatio-temporelle liée aux perturbations naturelles (régimes d'inondation) ou anthropiques, les zones alluviales abritent une faune et une flore originale et diversifiée (Hölzel & Otte, 2001 ; Vécrin, 2003 ; Härdtle *et al.*, 2006). Ces zones alluviales apportent par ailleurs de nombreux services à l'Homme, et constituent notamment des zones tampons limitant les impacts de crues (Richardson *et al.*, 2007).

Ces terrains fertiles ont traditionnellement été exploités par l'Homme pour ses activités agricoles, le défrichement de forêts alluviales ayant notamment permis la création de milieux ouverts (Jung, 2009). L'intensification des pratiques agricoles, associée en particulier au drainage ou à la mise en culture et au labour, constitue

ainsi une menace majeure (Joyce & Wade, 1998 ; Bischoff, 2002 ; Vécrin 2003). Les milieux alluviaux sont également particulièrement exposés à la colonisation et la prolifération d'espèces invasives, dont la dispersion est favorisée par les cours d'eau (Richardson *et al.*, 2007). Face à ces constats, la mise en place de mesures de gestion, voire de restauration écologique de tels milieux, prenant en compte leur hétérogénéité et leur dynamique spatio-temporelle, constitue donc un enjeu majeur.

Présentation du site

L'île de Raymond est une zone alluviale d'une cinquantaine d'hectares située sur les Communes de Paillet et Rions (Gironde). Elle constitue une île délimitée par un grand et un petit bras (« la petite rivière ») de la Garonne. L'importance relative de ces deux bras a fortement évolué au cours du temps, avec un comblement progressif de la petite

rivière, notamment dû aux activités humaines (dragage du grand bras, déversement de gravas et terre).

L'île a connu depuis le XIX^e siècle au moins des pratiques culturelles variées, évoluant au cours du temps. Les prairies et « aubarèdes » ou « vîmières » (secteurs où se développent les saules) laissent la place à l'élevage bovin puis à la viticulture et enfin à la maïsiculture, au milieu des années 1980. L'île a connu deux années de friche en 2007 et 2008, puis une nouvelle saison de maïsiculture (mai à octobre 2009), avant l'acquisition du site par la Communauté de Communes du Vallon de l'Artolie en 2010. Le double objectif fut alors de créer un espace naturel (politique d'Agenda 21 de la Communauté de Communes) et de valoriser ce site, avec un accueil raisonné du public. Afin de maintenir une activité agricole, au moins à moyen terme (condition de la Société d'aménagement foncier et d'établissement rural – Safer – lors de la vente du terrain), une activité d'agriculture biologique par pâturage ovin a été mise en place en 2010. L'installation d'une éleveuse de moutons a nécessité le semis artificiel de 30 hectares de prairie à l'automne 2010, après hersage de la parcelle. Dans une logique de réhabilitation après intensification des pratiques culturelles (Muller *et al.*, 1998), des espèces prairiales ont été semées à partir de graines certifiées biologiques de trois espèces de graminées (le dactyle aggloméré *Dactylis glomerata* L., la fétuque élevée *Festuca arundinacea* Schreb. et le ray grass anglais *Lolium perenne* L.) et de trois espèces de légumineuses (le lotier corniculé *Lotus corniculatus* L., le trèfle blanc *Trifolium repens* L. et le trèfle hybride *Trifolium hybridum* L.). Cette technique de réhabilitation avait déjà été testée dans l'est de la France, mais pas sur des surfaces aussi importantes (Vécrin, 2003). Le pâturage a pu ensuite être mis en place sur la prairie artificielle au printemps 2011, après une bonne installation du tapis végétal. Huit parcs ont été délimités dans le cadre de l'élevage extensif de brebis de race Scottish Black Face. Aucune fertilisation n'a été effectuée depuis 2009, ce qui limite le lessivage des éléments minéraux vers la Garonne, et limite la productivité et la concurrence végétales.

Une mosaïque naturelle... et dynamique

Les îles fluviales sont dynamiques dans le temps. Ainsi, l'île de Raymond et son

prolongement sud, l'île du Grand Bern, proviennent de l'aggrégation de sept îles dont les bras d'eau se sont comblés progressivement à partir du début du XIX^e siècle (Rivière Environnement, 2003). Les anciens chenaux sont encore perceptibles actuellement et forment des dépressions marquées, fréquemment inondées. Des différences topographiques relativement importantes existent donc sur l'île, dont l'altitude varie entre 2 et 10 m environ.

À cet endroit de la Garonne, le fleuve est fortement influencé par le balancement des marées, provoquant des marnages importants à l'origine de biotopes tout à fait remarquables sur berges vaseuses et de cycles d'inondation réguliers. Les inondations surviennent fréquemment pendant les coefficients de grandes marées et les tempêtes, de décembre à mai/juin. Les durées d'inondation varient respectivement de quelques heures (strictement liées aux niveaux de la Garonne en fonction de la marée) à plusieurs jours, voire semaines, dans les cuvettes non vidangées par le retrait de la Garonne suite à l'influence de la marée. La dynamique d'inondation est ainsi intimement liée à la variabilité topographique de l'île.

Quatre grands types de milieux naturels peuvent être distingués sur l'île de Raymond (Lindenia, 2011) [1] :

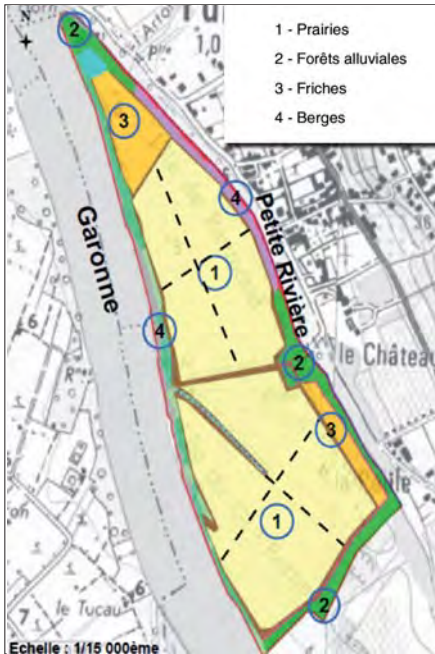
- les écosystèmes de types prairiaux (prairie artificielle pâturée par les ovins ou bandes fauchées) ;
- les milieux de forêt alluviale ;
- les zones de friche et fruticée ;
- les berges de Garonne et mégaphorbiaies connectées à la Garonne.

Cette mosaïque est à la fois spatiale et temporelle, puisque chaque milieu possède sa dynamique propre. Ainsi, les milieux forestiers sont relativement conservés et stables, alors que l'ensemble de l'espace auparavant cultivé évolue plus ou moins rapidement en une mosaïque de milieux selon la présence de l'eau et la gestion actuelle (pâturage, fauchage, libre c'est-à-dire sans intervention humaine).

Enjeux de gestion

Les écosystèmes de types prairiaux

Si la prairie artificielle remplit son rôle fonctionnel vis-à-vis du pâturage et assure une ressource fourragère importante pour les brebis, la composition floristique reste bien pauvre et proche du semis initial. Ce manque d'installation de nouvelles espèces pourrait s'expliquer par un « fil-



[1] Carte des principaux habitats de l'île de Raymond, en bord de Garonne giron-dine (d'après Lindenia, 2011). La surface prairiale (1) se partage en huit enclos.

tre compétitif » de la part des espèces issues du semis initial, qui empêcheraient l'établissement de nouvelles espèces (Pywell *et al.*, 2007 ; Jung *et al.*, 2009). De plus, à l'échelle régionale, les prairies encore riches en espèces sont relativement éloignées géographiquement, et la faible dispersion des espèces limite souvent la restauration des prairies alluviales (Bischoff *et al.*, 2009 ; O'Connell *et al.*, 2013). Ainsi, l'objectif « agronomique » est atteint, mais pas celui de gestion patrimoniale de l'espace, et l'enjeu de gestion concernant ce milieu est de retrouver une qualité biologique et écologique à ces prairies.

Les milieux de forêt alluviale

Les forêts alluviales sont actuellement réduites aux zones ne pouvant être exploitées, comme la pointe nord de l'île (gérée jusqu'en 2010 par les Voies Navigables de France, depuis 2010 par la Communauté de Communes du Vallon de l'Artolie suite à une convention), et un linéaire de ripisylve constitué des berges et d'une bande plus ou moins grande, formant une terrasse régulièrement inondée. L'enjeu est de retrouver une surface plus importante de forêt alluviale en bon état de conservation, c'est-à-dire de renforcer les zones actuellement très fragmentées en créant des zones compactes (nord de

l'île) et des linéaires plus larges (le long de la petite rivière).

Les zones de friche et de fruticée

Les terres auparavant exploitées et aujourd'hui non pâturées sont laissées en dynamique libre, constituant des friches, stades dynamiques intermédiaires relativement fugaces dans le temps. Dans ces zones apparaissent souvent des espèces forestières pionnières. Les enjeux de gestion consistent à définir la destination de ces espaces. Ils peuvent avoir vocation à évoluer vers un stade de forêt alluviale pour renforcer ces milieux rares et fragmentés. Dans les topographies basses et connectées à la Garonne, la dynamique est très rapide (saulaies hautes de 7 à 10 mètres depuis l'arrêt de la maïsiculture et linéaires de frêne en formation) alors qu'elle est bien plus lente en milieux rarement inondés [2]. Le maintien de zones de friches en tant que telles peut également être un objectif, du fait de l'intérêt biologique de cet habitat. Enfin, le retour de certaines friches en milieu prairial peut être envisageable, ce qui reviendrait à une intervention plus vigoureuse du gestionnaire et permettrait la mise en place de milieux herbacés non pâturés par exemple.

Les friches peuvent aussi être considérées comme des stades intermédiaires transitoires, qui participent à la mosaïque d'habitats et augmentent la richesse biologique au niveau paysager. Il faut cependant prendre garde à ne pas trop accentuer la mosaïque ce qui reviendrait à une fragmentation excessive des habitats. Une gestion tournante au niveau spatial peut ainsi être adoptée : à l'échelle de la décennie, l'emplacement des friches et fruticées n'a pas toujours vocation à être le même.

Les berges de Garonne et mégaphorbiaies connectées à la Garonne

L'enjeu principal des berges de Garonne est lié à la conservation d'une population d'environ 800 pieds d'angélique des estuaires (*Angelica heterocarpa* Lloyd), espèce endémique au niveau des banquettes herbeuses soumises aux marées des fleuves du sud-ouest de la France. Parallèlement, des espèces très invasives comme la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera* Royle) sont dynamiques et doivent être contrôlées (Lindenia, 2011).

Les mégaphorbiaies des fonds de chenaux à *Phalaris arundinacea* L., salicaria



Didier Alard, octobre 2014

[2] Vue de la pointe nord de l'île de Raymond. En premier plan, la prairie pâturée puis la zone de friches basses de milieux peu inondés, la saulaie basse de même âge que la friche précédente et les reliques de forêt alluviale en arrière-plan.

(*Lythrum salicaria* L.), guimauve (*Althaea officinalis* L.), lycopce (*Lycopus europaeus* L.) sont en cours de différenciation.

Les opérations de suivi, de gestion et d'ingénierie

Maîtrise des espèces invasives

Les zones alluviales sont particulièrement riches et sensibles aux espèces invasives (Richardson *et al.*, 2007). Un travail d'inventaire, de suivi et de gestion de ce type d'espèces a été mis en place, telles que des opérations d'arrachage de balsamine de l'Himalaya et de dévitalisation des érables à feuille de frêne par écorçage (Vernin, 2011).

Suivi de la dynamique autour des prairies artificielles

Pour évaluer l'intensité de la recolonisation biologique de l'île suite à la renaturation de l'ancienne maïsiculture, un dispositif de suivis concernant trois groupes taxonomiques a été mis en place. L'évolution de la végétation est suivie par un réseau de 56 placettes permanentes de 4 m², réparties dans les huit parcs et dans les chenaux de la prairie

artificielle uniquement. Les oiseaux font l'objet d'un suivi plusieurs fois dans la saison par Indices Ponctuels d'Abondance le long d'un parcours longeant les parcs d'élevage. Le suivi des papillons de jour s'effectue par des transects disposés dans la prairie artificielle, certaines zones de friches et de chemins.

Les principales variables environnementales sont également suivies : les fluctuations de profondeur de nappe d'eau sont mesurées sur l'île par huit piézomètres forés jusqu'à 9 m de profondeur. La gestion agropastorale est suivie grâce à un cahier de gestion qui doit être rempli par l'éleveuse. Ce facteur est essentiel pour la compréhension de la dynamique des milieux prairiaux.

Interventions autour des ligneux

Un premier objectif de restauration est de renforcer la forêt alluviale en accompagnant la mise en place d'une bande large d'une vingtaine de mètres de ripisylve, et la conversion de trois hectares environ de friches au nord de l'île. La présence d'un cortège de frêne et de saules notamment rend la régénération spontanée de ces surfaces effective. L'intervention consiste alors à s'assurer de la diversité de la régénération et à traiter les espèces invasives.

Un second objectif est de replanter des espèces locales ou à forte valeur culturelle afin de reconstituer des bosquets et des haies sur l'ancienne maïsiculture. Pour préserver l'origine génétique d'espèces liées à la vallée de la Garonne, telles que l'emblématique peuplier noir (*Populus nigra* L.), la replantation se pratique à partir des graines récoltées sur place ou dans un périmètre proche et élevées en pépinière sur l'île. Les espèces choisies sont celles naturellement présentes sur ces milieux. Nous travaillons aussi à rappeler le contexte ethnobotanique de l'île avec la réimplantation des saules utilisés pour la vannerie ou la viticulture, les brins de saules servant de liens pour attacher la vigne. Ces « vîmes » correspondent généralement à *Salix viminalis* L., voire à *Salix alba* L.

Ingénierie du transfert de foin : de la réhabilitation à la restauration par « inoculum végétal » de la prairie

Deux options majeures de restauration écologique peuvent être envisagées : l'une dite « passive », l'autre qualifiée « d'intensive » (O'Connell *et al.*, 2013). Dans le premier cas, l'intervention humaine a lieu uniquement pour la modification des facteurs physiques ou des perturbations ayant dégradé l'écosystème initial, le milieu étant par la suite laissé à sa dynamique propre. Les modifications des cortèges floristiques et faunistiques seront alors le fait de processus de colonisations. Dans le second cas, l'intervention humaine est beaucoup plus présente et, outre des modifications initiales du milieu, comprend également des actions telles que l'apport de plantes par semis ou transplantations, afin de contourner d'éventuelles limites de dispersion et d'accélérer la recolonisation du milieu.

Dans le cas de l'île de Raymond, la restauration passive est privilégiée au niveau de la conversion en forêt alluviale, les friches montrant une colonisation spontanée par les ligneux.

En ce qui concerne les prairies, la réhabilitation a été un succès, avec la transformation de l'agrosystème de maïs en prairie artificielle ayant une fonctionnalité agricole adaptée à une possible gestion agropastorale du milieu. Le suivi de la végétation depuis la mise en place du semis artificiel a permis de mettre en évidence deux trajectoires de végétation. Alors que, dans la majeure partie de la

prairie, la composition floristique reste pauvre et dominée par les espèces constitutives du semis initial, les zones de chenaux présentent une dynamique propre, certainement due aux régimes d'inondation et à l'apport de propagules par hydrochorie. Ainsi, dans les chenaux, les espèces initiales ont quasiment disparu, laissant la place soit à une végétation hygrophile, dominée, par exemple, par *Phalaris arundinacea* L. ou *Rorippa sylvestris* (L.) Besser, soit à des espèces rudérales et annuelles telles que *Polygonum aviculare* L., *Picris echioides* L. ou encore *Poa annua* L. (Guillaucheu, 2014). Il a donc été décidé de laisser cette dynamique naturelle opérer dans les zones de chenaux et de mettre en place une technique de restauration par apport de foin (Kiehl *et al.*, 2010 ; Scotton *et al.*, 2012) dans le reste de la prairie.

L'apport de foin consiste à ensemercer la prairie à restaurer avec des propagules d'espèces végétales contenues dans le foin d'une prairie dite de référence. Dans notre cas, la prairie de référence correspond à un espace naturel sensible géré par le Conseil général de Gironde sur la commune de Cadaujac, sur l'autre rive de la Garonne, à une quinzaine de kilomètres en aval de l'île de Raymond. Cette opération d'ingénierie écologique a été mise en place les 13 et 14 août 2014. Dans la prairie de Cadaujac, une machine sur chenillettes fauchait la végétation sur 0,5 ha et vidait le foin [3] qui était chargé en sacs géants sur camions par une équipe de « collecteurs ». Le contenu des sacs, transportés sur l'île de Raymond, était ensuite réparti par une équipe de « disperseurs » sur un dispositif expérimental de suivi de 32 placettes de 100 m² parsemées dans chacun des huit parcs de l'île de Raymond (3 200 m² au total). Sur chacune de ces placettes, le sol avait été préalablement hersé pour faciliter l'établissement des plantules. Le foin transféré a été décompacté et réparti à la main sur les 100 m² pour éviter une effet de barrière physique de la litière susceptible de gêner la régénération. Un suivi de la dynamique de la végétation en lien avec le mode de gestion pastorale est prévu pour les années à venir, afin d'estimer le succès de l'apport de foin dans les prairies. Ces placettes d'apports ont une surface très faible par rapport à la surface totale des prairies (30 hectares). Elles constituent néanmoins des « inocula » à partir desquels la végétation réintroduite pourra se disséminer et recoloniser le reste des prairies. Ce genre d'opération d'ingénierie écologique reste largement expérimental, et un bilan plus fin aux niveaux technique et



Inge van Halder, août 2014

[3] Machine vidant le foin fauché dans la prairie de référence.

scientifique sera nécessaire afin d'évaluer le succès de cette technique de restauration en prairies alluviales. ■

Bibliographie

BISCHOFF A. 2002 – Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. *Biological Conservation*, n°104, pp. 25-33.

BISCHOFF A., WARTHEMANN G. & KLOTZ S. 2009 – Succession of floodplain grasslands following reduction in land use intensity - the importance of environmental conditions, management and dispersal. *Journal of Applied Ecology*, n°46, pp. 241-249.

GUILLOCHEAU S. 2014 – *Suivi floristique de l'île de Raymond : une zone humide gérée par pastoralisme*. Rapport de stage de Master 2, Université de Bordeaux, 37 p.

HÄRDITTE W., REDECKER B., ASSMANN T. & MEYER H. 2006 – Vegetation responses to environmental conditions in floodplain grasslands: Prerequisites for preserving plant species diversity. *Basic and Applied Ecology*, n°7, pp. 280-288.

HÖLZEL N. & OTTE A. 2001 – The impact of flooding regime on the soil seed bank of flood-meadows. *Journal of Vegetation Science*, n°12, pp. 209-218.

JOYCE C.B. & WADE P.M. 1998 – *European wet grasslands: biodiversity, management and restoration*. John Wiley, Chichester, 358 p.

JUNG V. 2009 – *Étude de la structuration des communautés végétales des prairies alluviales de long d'un gradient d'inondation*. Thèse de Doctorat, Université Paul Verlaine – Metz, 151 p.

JUNG V., MONY C., HOFFMANN L. & MULLER S. 2009 – Impact of competition on plant performances along a flooding gradient: a multi-species experiment. *Journal of Vegetation Science*, n°20, pp 433-441.

KIEHL K., KIRMER A., DONATH T. W., RASRAN L. & HÖLZEL N. 2010 – Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, n°11, pp. 285-299.

LINDENIA 2011 – *Étude pour la réalisation du plan de gestion de l'île de Raymond*. Département de la Gironde. Communes de Rions et Paillet. Rapport Communauté de Communes du Vallon de l'Artolie, 185 p. + annexes.

MULLER S., DUTOIT T., ALARD D. & GRÉVILLIOT F. 1998 – Restoration and Rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology*, n°6, pp: 94-101.

O'CONNELL J., JOHNSON L.A., BEAS B.J., SMITH L.M., MCMURRY S.T. & HAUKOS D.A. 2013 – Predicting dispersal-limitation in plants: Optimizing planting decisions for isolated wetland restoration in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, n°159, pp. 343-344.

PYWELL R.F., BULLOCK J.M., TALLOWIN J.R., WALKER K.J., WARMAN E.A. & MASTERS G. 2007 – Enhancing diversity of

species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology*, n°44, pp. 81-94.

Rivière Environnement 2003 – *Étude pour la réhabilitation de l'Estey de Rions Paillet Lestiac*. Diagnostic Groupement SARL Rivière Environnement, Association de Sauvegarde de Rions, Cabinet Guilloteau Géomètre Expert, Ligue de Protection des Oiseaux, 36 p.

SCOTTON M., KIRMER A. & KRAUTZER B. 2011 – *Practical handbook for seed harvest and ecological restoration of species-rich grasslands*. Cooperativa Libreria Editrice Università di Padova (CLEUP), Padova, Italie, 116 p.

VÉCRIN M.-P. 2003 – *Mécanismes de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture*. Thèse de Doctorat, Université Paul Verlaine – Metz, 211 p.

VERNIN P. 2011 – *Évaluation de quatre méthodes de lutte contre une espèce invasive : l'érable negundo, Acer negundo*. Rapport de stage de Licence, Université Paul Verlaine – Metz, 29 p.

Ce programme a été financé grâce au concours du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (appel à projet « Restauration de milieux sensibles ou remarquables », Stratégie Nationale pour la Biodiversité), de la Communauté de Communes du Vallon de l'Artolie, de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, de la Région Aquitaine, et du Conseil général de la Gironde. Nous remercions aussi tous les volontaires et collègues (D. Alard, E. Alfonsi, L. Barbaro, X. Capdevielle, I. van Halder, F. Vétillard) qui participent à ce programme et le soutiennent.

Emmanuel CORCKET et **Marie-Lise BENOT**, Maîtres de Conférences à l'Université de Bordeaux, dans l'Unité Mixte de Recherche « BioGeCo » (emmanuel.corcket@u-bordeaux.fr, marie-lise.benot@u-bordeaux.fr)

Armin BISCHOFF, Professeur d'Université à l'IUT d'Avignon, dans l'Unité Mixte de Recherche « IMBE » (armin.bischoff@univ-avignon.fr)

Ghislain PONCIN et **Lucie HENRIOT**, respectivement technicien rivière et coordinatrice Agenda 21 à la Communauté de Communes du Vallon de l'Artolie, Lestiac-sur-Garonne, Gironde (espace.naturel@cc-artolie.fr, agenda21@cc-artolie.fr)



Restauration écologique passive des ruisseaux

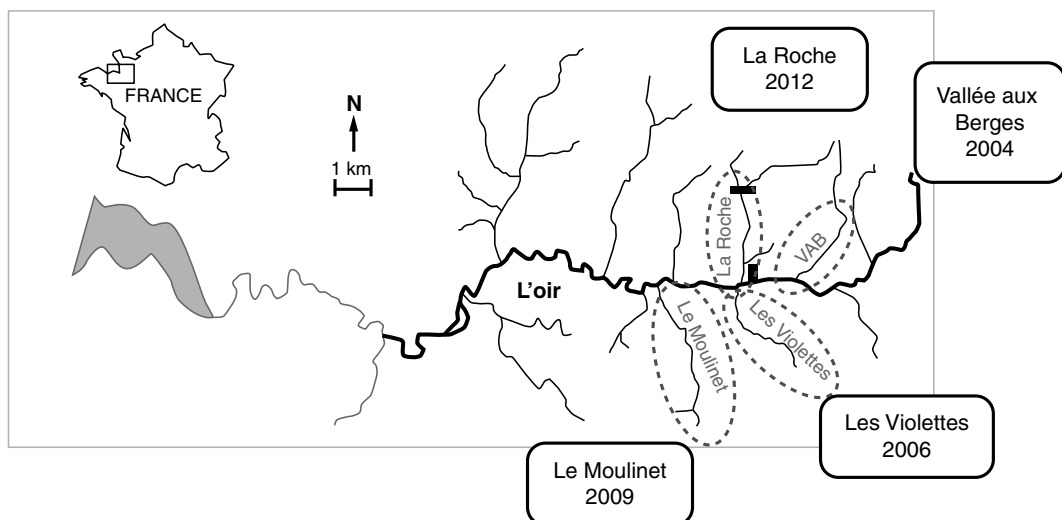
Marion DELISLE, Jordan VIOUX & Ivan BERNEZ

Exemple d'un partenariat entre scientifiques et gestionnaires pour évaluer et optimiser les pratiques en Basse Normandie

L'agriculture dite moderne, l'industrie et les usages domestiques ont d'importantes retombées sur la qualité de l'eau et des milieux aquatiques dans la région du Mont-Saint-Michel. Afin d'améliorer l'état écologique de ces milieux, un programme d'aménagement des cours d'eau, porté par les communautés de communes du bassin versant de la Sélune a débuté en 2002. Pouvoir évaluer les conséquences des travaux est indispensable au succès d'un tel projet. Aussi, depuis 2004, un partenariat entre ces communes et l'UMR INRA Agrocampus Ouest « Écologie & Santé des Écosystèmes » de Rennes a été établi afin de mieux comprendre les effets de ces mesures de ges-

tion et y intégrer des éléments d'écologie de la restauration. Gestionnaires et agriculteurs sont ainsi en mesure d'appliquer ensemble les meilleures pratiques et de revendiquer de réelles actions de restauration écologique en lieu et place d'aménagements classiques.

Les 1 000 km² du bassin versant de la Sélune, petit fleuve côtier bas-normand se jetant dans la baie du Mont-Saint-Michel [1], sont historiquement dominés par un paysage agricole, structuré par l'homme et caractérisé par un réseau bocager dense, des pâturages en bordure de cours d'eau et des cultures au-delà des talus de ceinture des prairies.

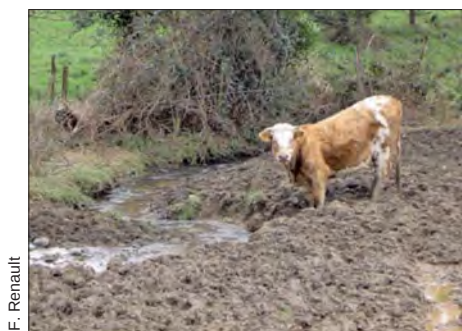


[1] Localisation du bassin versant de l'Oir, affluent de la Sélune, et des ruisseaux écologiquement restaurés et suivis par les scientifiques. Les dates correspondent à l'année de restauration.

Depuis les années 1950, l'évolution de la gestion de l'espace agricole et l'intensification des pratiques sont à l'origine d'une altération des eaux superficielles. Les parcelles s'agrandissent au détriment des réseaux de haies bocagères. Les cultures céréalières se développent. Dans les prairies, la densité de bétail augmente. Les ruisseaux sont souvent recalibrés, voire enterrés. Les sols, beaucoup plus sollicités, vont s'éroder et par conséquent charger en sédiments les eaux de ruissellement. En arrivant aux ruisseaux, ces eaux chargées en sédiments vont entraîner une augmentation des matières en suspension (MES) dans les cours d'eau. Une turbidité trop importante peut être à l'origine d'une forte sédimentation et donc du colmatage des habitats et des zones de frai de certains poissons. La pression de pâturage est un autre facteur important de l'augmentation des MES. Traditionnellement, les troupeaux avaient un accès direct aux petits cours d'eau pour s'abreuver. Jusqu'à, le nombre limité d'animaux n'avait pas de conséquence sur le fonctionnement du ruisseau et sa qualité écologique. Avec l'augmentation de la charge de bétail, le piétinement intensif engendre une importante dégradation du lit mineur et des berges. Ces dernières sont déstructurées par la création de zones basses plus humides [2].

Or ces berges et leur végétation sont l'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. Cette position particulière leur confère un rôle clé pour la qualité et le bon fonctionnement des cours d'eau. Elles remplissent plusieurs fonctions :

- 1 - filtre des nutriments provenant des eaux de ruissellement du bassin permettant ainsi de préserver la qualité de l'eau ;
- 2 - habitat pour des espèces terrestres et aquatiques et donc une source de biodiversité ;



F. Renaut

[2] Exemple de ruisseau dégradé par le piétinement du bétail. La berge est déstructurée et des zones basses, plus humides, se forment.

3 - stabilisation des sols et limitation de l'érosion ;

4 - modification de l'hydromorphologie de la rivière.

Ces fonctions, qui entrent dans les services dits « écosystémiques » (Palmer *et al.*, 2014), ne peuvent plus être intégralement remplis par des berges dégradées. Les qualités chimique et écologique des habitats sont altérées.

En 2006, l'Europe met en place la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), appelant à la mise en place d'actions pour rétablir le bon état écologique des masses d'eau. Pour répondre à cette directive, les gestionnaires du bassin versant de l'Oir (sous-bassin de la Sélune de 80 km²) envisagent de mener un programme de restauration écologique des berges des cours d'eau.

Or les petits ruisseaux font les grandes rivières. Situés à l'amont et très abondants, les cours d'eau de tête de bassin versant sont des systèmes clés pour le fonctionnement du réseau hydrographique. Leur qualité conditionne la qualité de l'ensemble de l'aval du bassin et du cours principal. Ces petits systèmes, très divers, sont cependant souvent laissés pour compte et peu étudiés.

Aussi, pour améliorer la qualité globale du bassin versant, les gestionnaires locaux du bassin versant de l'Oir (affluent de la Sélune) décident, en partenariat avec l'Unité Mixte de Recherche INRA-Agrocampus Ouest Écologie & Santé des Écosystèmes de Rennes, de cibler leur programme de restauration écologique sur les berges des petits ruisseaux en tête de bassin versant.

Plutôt que de mettre en place un aménagement classique du cours d'eau qui viserait à stopper localement la perturbation et accompagner l'écosystème par différentes modalités possibles d'actions physiques (plantation d'arbres issus de pépinières, essences pas toujours adaptées aux conditions édaphiques très particulières des berges, rechargement en granulats, reméandrage...), les gestionnaires de l'Oir choisissent de tester, en appui avec la recherche, une technique de « restauration écologique passive ». Celle-ci consiste à stopper la perturbation et laisser l'écosystème se régénérer lui-même, sans autre intervention humaine. Elle est conduite à une échelle plus large (plusieurs kilomètres de linéaire), correspondant mieux à la réalité du métier de technicien de rivière. Ce bassin versant étant déjà étudié par l'UMR INRA-Agrocampus Ouest de Rennes dans le cadre de suivis

des habitats et des populations de salmonidés, un partenariat entre les gestionnaires locaux et ces scientifiques s'est rapidement mis en place : il permet d'assurer le suivi de ces travaux, d'étudier leurs conséquences sur l'écosystème et de s'assurer que les pratiques permettent d'atteindre les objectifs des techniciens de rivière. Le but est d'améliorer la qualité écologique de l'eau et, plus précisément, les conditions pour les populations de salmonidés.

Les travaux de restauration écologique passive sont relativement simples à mettre en œuvre. Pour stopper la perturbation (piétinement intensif), une clôture (électrique ou barbelée, selon le besoin de l'agriculteur) est installée sur la berge à une distance d'un mètre (toujours selon l'avis de l'agriculteur) environ du lit du ruisseau, sur plusieurs kilomètres (il faut conventionner plusieurs propriétaires). Elle permet de limiter l'accès du bétail à la rivière, et donc le piétinement direct des rives. Pour que les animaux puissent continuer à s'abreuver et à se déplacer dans la parcelle, des abreuvoirs (pompe à nez ou descente ou gravitaires) ainsi que des passages au-dessus des cours d'eau sont mis en place.

La mise en œuvre de ces travaux nécessite au préalable un accord avec le propriétaire et l'exploitant. Une convention est passée entre eux et le technicien rivière de la communauté de communes. Les travaux sont financés à 60 % par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN), à 20 % par le Conseil régional de Basse Normandie (CRBN) et à 20 % par la communauté de canton d'Isigny-Le-Buat. Les agriculteurs impliqués sont volontaires : ils ne sont pas rémunérés et participent au financement des abreuvoirs (20 %). Dans la majorité des cas, ils acceptent que les travaux soient effectués, le technicien de rivière jouant un rôle très important dans la concertation.

La gestion de la zone entre la clôture et le ruisseau est laissée à l'agriculteur. Celui-ci est libre de laisser ou non se développer la végétation (fauche sous le fil). L'entretien des arbres peut, à sa demande, être effectué par le technicien de rivière, qui est également chargé du contrôle et de l'entretien des installations.

Parmi les ruisseaux restaurés, quatre sont suivis dans le cadre des travaux de recherche. Ils sont comparables par leur taille (1 mètre de large en moyenne, 2 à 3 kilomètres de longueur) et leur proximité géographique (même bassin versant, donc même conditions climatiques). Cependant, chacun a ses caractéris-

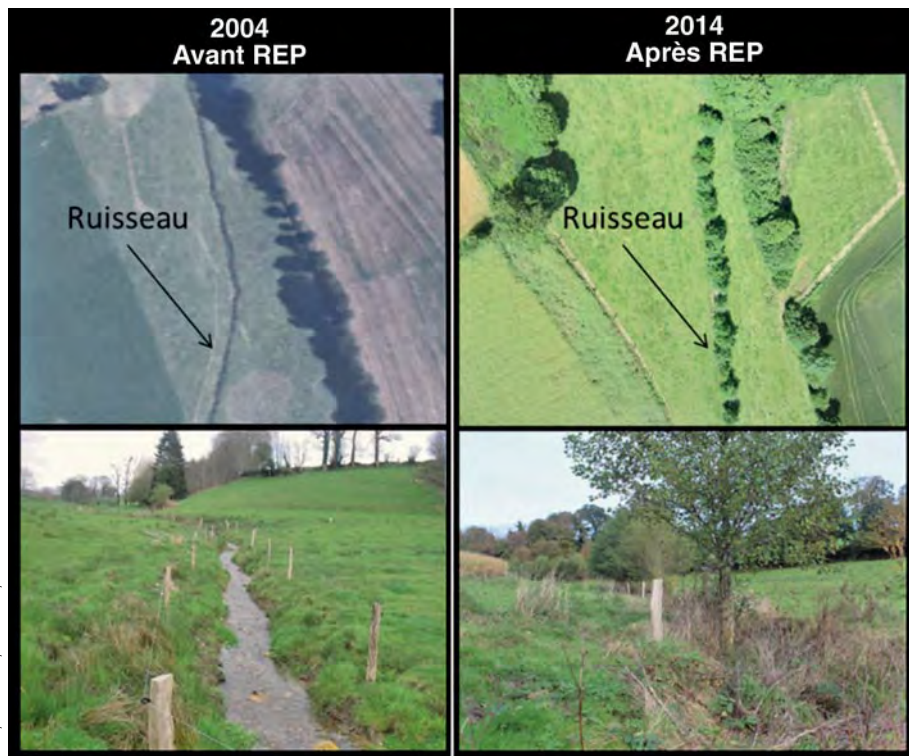
tiques propres : leurs contextes paysagers sont variés (topographie, densité de boisement alentour, géologie...), leur histoire est différente (changements de propriétaires, recalibrage, plus ou moins dégradés...) et ils sont gérés différemment (coupe de la ripisylve plus ou moins fréquente, curage...). Pour chacun, on dispose d'un recul différent quant à l'effet de la restauration écologique passive : Vallée-aux-Berges a été restauré en 2004 (10 ans de suivi, voir pour plus de détails Bernez *et al.*, 2005 ; Forget et Bernez, 2009), Les Violettes en 2006 (8 ans), Le Moulinet en 2009 (5 ans) et La Roche en 2012 (2 ans) [3].

L'objectif de l'étude est de suivre l'évolution et de comparer l'état écologique de ces ruisseaux avant et après la restauration écologique, pour mieux comprendre ses effets sur l'écosystème. On espère ainsi fournir aux gestionnaires de nouvelles connaissances leur permettant d'améliorer leurs pratiques.

Notre hypothèse de départ est que les effets de la restauration écologique passive peuvent varier en fonction du contexte de chaque ruisseau. Si tel est le cas, les choix de gestion et de restauration écologique devraient être adaptés aux conditions locales et non calqués sur des principes souvent trop généraux et conduisant à une uniformisation. Pour vérifier cette hypothèse, plusieurs paramètres sont suivis. L'accent est mis sur les communautés végétales des berges (herbacées et ligneux), pour leur biodiversité mais aussi parce qu'elles en sont les éléments structurants (levier d'action physique de la restauration écologique). D'autres travaux s'intéressent à l'évolution de la qualité de l'eau et des populations de salmonidés, mais ne seront présentés ici que très brièvement.

L'exclusion du bétail des berges conduit à une modification de l'écosystème rapidement observable (dès les premières années), en particulier au niveau de la végétation de la berge [4]. Malgré la diversité relative des ruisseaux étudiés, une tendance générale se dégage.

La transformation la plus visible est sans doute le reboisement des berges. En effet, une fois protégé du stress de piétinement, cet espace devient un terrain idéal pour la colonisation et le développement des arbres. Les graines, déjà présentes dans le sol ou déposées par le vent, l'eau ou les animaux sur des zones avec peu de végétation (et donc avec peu de concurrence) et protégées des grands herbivores, germent facilement. Les essences se maintiennent (car beaucoup germent mais



[3] Le ruisseau de Vallée-aux-Berges avant et après sa restauration écologique

périlclitent) sont principalement des espèces de bord de rivière comme l'Aulne (*Alnus glutinosa*), le Saule roux (*Salix atrocinerea*), le bouleau pubescent (*Betula pubescens*), ou de lisières, comme le noisetier (*Corylus avellana*) sur des zones moins humides (variabilité édaphique forte des berges). Ces espèces sont celles que l'on recommande généralement de planter dans les programmes de reboisement de rivière (chaque agence de l'eau et l'ONEMA fournissent des guides de restauration accessibles en ligne), puisqu'elles sont bien adaptées à ces milieux et leurs racines jouent un important rôle de maintien du sol. Ici, elles poussent donc spontanément.

Les communautés d'herbacées sont elles aussi transformées suite aux travaux de restauration écologique. Comme pour les ligneux, on peut identifier une trajectoire commune pour les quatre ruisseaux, malgré leurs différences, et même pour les ruisseaux restaurés récemment (après deux ans pour le plus récent). Pour les quatre ruisseaux suivis, la berge reste dominée par des graminées de prairie (*Holcus* ssp., *Agrostis* ssp., *Dactylis glomerata*). Cependant, certains types d'espèces vont être favorisés par la restauration écologique et d'autres défavori-

sés, en fonction de leurs exigences écologiques. Les espèces dont l'abondance régresse pour les quatre ruisseaux sont principalement des espèces de prairies humides (*Silene flos-cuculi*) et de milieux aquatiques enrichis (*Apium nodiflorum*). Les espèces qui se développent sont, quant à elles, des espèces caractéristiques de lisières fraîches comme l'angélique ou la reine des près (*Angelica sylvestris*, *Filipendula ulmaria*) mais aussi des espèces de friches, dites rudérales, comme la ronce et le gaillet gratteron



[4] Développement des arbres sur le ruisseau de Vallée-aux-Berges en 2007, soit trois ans après les travaux

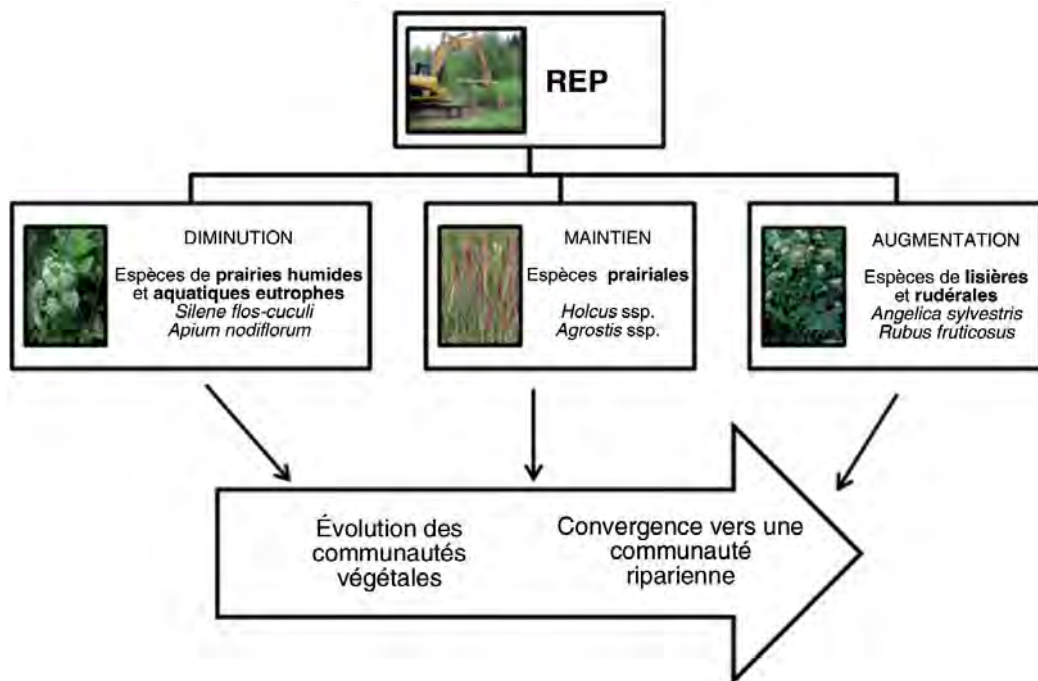
(*Rubus fruticosus*, *Galium aparine*) [5]. Il est probable que cette évolution de la végétation soit une conséquence directe du retrait du bétail. La berge, qui n'est dorénavant plus piétinée, se restructure et donc s'assèche suite à la disparition des zones basses. Les espèces de milieux humides ne sont donc plus dans un environnement favorable. Les excréments des animaux ne sont plus déposés directement sur la rive qui s'appauvrit en nutriments, au détriment des espèces ayant une force d'affinité pour les sols riches. Enfin, cette zone protégée est généralement moins entretenue qu'auparavant (fauche une à deux fois par an maximum après la restauration, contre un pâturage régulier avant), conduisant au développement d'espèces de friche compétitrices comme la ronce, souvent mal perçue par l'homme mais très importante pour beaucoup de passereaux et autre biodiversité animale terrestre en tant que source de nourriture et d'habitat.

La richesse spécifique (nombre d'espèces) est souvent utilisée comme indicateur de gain de biodiversité. Dans notre cas d'étude, la richesse augmente pour les espèces ligneuses (très peu d'arbres étaient présents avant les travaux). Or, dans le cas des espèces herbacées, la richesse stagne voire

diminue après la restauration écologique. Cependant, herbacées et ligneux confondus, suite au processus de restauration écologique, la communauté végétale évolue : le développement des arbres transforme la berge (qui était une prolongation de la prairie humide), en une sorte de haie de bord de cours d'eau (développement d'espèces de lisière). Aussi, même si au niveau local il n'y a pas de gain en termes de nombre d'espèces, on tend vers une plus grande diversité à l'échelle du paysage en restaurant une ripisylve en bordure de prairie.

En plus de tendances générales, on constate que chaque ruisseau réagit différemment à la restauration écologique passive.

La quantité d'arbres et la vitesse de colonisation semblent dépendre du paysage alentour et en particulier de la présence à proximité de sources de graines (autres arbres). Par exemple, la colonisation par les ligneux est très efficace sur le ruisseau de Vallée-aux-Berges où un bois est présent en amont ainsi qu'un dense réseau de haies et de nombreux arbres isolés dans les alentours. Dès la troisième année après les travaux, de nombreux arbres se développent [4] et, au bout de 10 ans, ces arbres forment une véritable haie de bord de ruisseau [3]. À l'inverse, sur le ruisseau des Violettes,



[5] Effets de la Restauration Écologique Passive sur la végétation herbacée dans le bassin versant de l'Oir

où peu d'arbres sont présents dans le paysage, la colonisation est plus lente : 8 ans après les travaux seulement quelques arbres épars se sont développés

La gestion conduite par les agriculteurs est un autre facteur important pour la structuration de la ripisylve. En effet sur le ruisseau des Violettes, la végétation est fauchée chaque année le long de la clôture, ce qui limite fortement le développement des arbres. Le ruisseau de La Roche, à l'inverse, a toujours été relativement boisé avec des berges protégées permettant aux agriculteurs d'exploiter le bois.

Enfin, même si la tendance de l'évolution des communautés végétales des berges est la même sur les quatre ruisseaux suivis, chacun conserve ses caractéristiques propres : Les Violettes garde des berges plus humides que les autres, La Roche et Le Moulinet conservent leurs vieux arbres et Vallée-aux-Berges sa grande diversité d'habitat.

Après dix ans de suivis scientifiques, il apparaît que la restauration écologique passive a été efficace pour revégétaliser les berges de cours d'eau avec des espèces ligneuses et herbacées caractéristiques de ce type de milieu.

Le retour de ce couvert végétal permet de maintenir en place le sol des berges, limitant son érosion et les dépôts de sédiments dans le lit du ruisseau. La végétation des berges remplit également son rôle d'habitat pour les espèces terrestres (plantes de milieu ombragé, oiseaux...) mais modifie aussi l'habitat aquatique. En effet, la restauration écologique passive permet le développement d'arbres sur la berge, mais aussi tout au bord, voir dans le lit du ruisseau. Comme dans toute action de restauration écologique, on part d'un levier d'action physique pour modifier ou restructurer le milieu endommagé à restaurer : ici le levier physique pour maintenir la berge est le développement du système racinaire de plantes spontanées, ligneuses ou herbacées. Cela peut entraîner une modification de l'hydromorphologie du cours d'eau, diversifier l'habitat aquatique par la création de caches, modifier la vitesse du courant... Si l'on constate aujourd'hui des tendances, il est important de prolonger les suivis scientifiques pour évaluer les conséquences à plus long terme de la restauration écologique passive. Il est important d'intégrer que dix ans est une courte période pour la croissance d'un arbre, auquel on demande de protéger structurellement le ruisseau : ces modifications physiques peuvent mettre encore autant de temps à agir sur la morphologie du lit (reméandrage naturel par exemple).

Une autre fonction importante de la berge

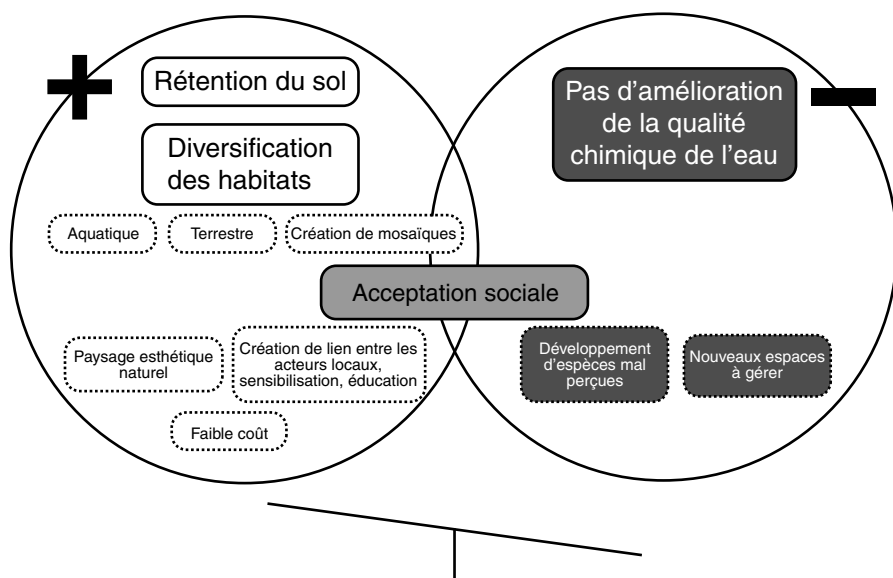
est son rôle de zone tampon, capable de retenir et filtrer les eaux de ruissellement du bassin avant leur arrivée dans le cours d'eau. En contexte agricole, ce rôle est d'autant plus important pour améliorer la qualité chimique de l'eau des rivières. Sur notre site d'étude, cependant, les mesures de qualité chimique d'eau avant et après la restauration écologique ne montrent pas d'amélioration significative. Le bassin versant de l'Oir est placé dans un contexte d'agriculture très intensive. Les plateaux remembrés, où le bocage a été détruit, sont occupés par des cultures intensives, et les ruisseaux que l'on restaure, situés en fond de vallée, réceptionnent les eaux de ruissellement issues de ces parcelles hautes et donc chargées en nutriments. Aussi, on peut supposer que les travaux de restauration écologique passive, placés à l'aval sur les prairies de fond de vallées, même conduits sur une échelle de plusieurs kilomètres, n'ont pas d'effet sur l'eau chargée de nutriments qui dévale des plateaux. Ils devraient, pour être efficaces sur l'amélioration globale de l'écosystème rivière, être couplés à des actions sur les pratiques agricoles, à l'échelle du bassin versant.

Cette méthode reste cependant très encourageante pour la restauration des berges puisqu'elle permet d'améliorer le système à moindre coût, avec des contraintes de mise en œuvre bien moindres que dans le cadre d'un projet de plantations, et conduit à un degré de naturalité bien supérieur.

L'acceptation du programme par les habitants et les agriculteurs est a priori relativement bonne puisque le paysage reste naturel (pas d'arbres alignés). Toutefois, certains restent réticents, car ils appréhendent la gestion de la végétation sous la nouvelle clôture et le développement d'espèces souvent mal perçues, comme la ronce ou l'ortie. Cette question de l'acceptation doit cependant faire l'objet d'enquêtes plus poussées et aussi de communication et de concertation.

Au-delà des intérêts écologiques de la restauration écologique passive, ce projet a été très bénéfique pour favoriser un travail d'équipe entre les gestionnaires et les chercheurs. La collaboration est avantageuse pour les deux parties. Les techniciens, qui connaissent bien le terrain et conduisent les travaux, sont d'une aide précieuse pour les chercheurs qui peuvent s'appuyer sur des pratiques d'usage et tester leur pertinence ou les apports en terme de gain écologique à des échelles rares en expérimentation scientifique. Les résultats des recherches apportent des réponses aux questions des techniciens, voire des pistes pour améliorer leurs pratiques de gestion et de restaura-

Restauration Écologique Passive sur le bassin versant de l'Oir



[6] Bilan des bénéfices et limites du programme de Restauration Écologique Passive des berges des ruisseaux de l'Oir

ration écologique, ainsi que des arguments scientifiques à des pratiques parfois empiriques.

Un rapprochement avec les agriculteurs s'est également mis en place. Ils apportent des clés aux recherches et leur implication dans le projet contribue à les sensibiliser aux enjeux environnementaux. Les avantages et les inconvénients de ce programme sont résumés dans la figure [6].

Ce projet est la preuve que des actions simples, impliquant les acteurs locaux, sont possibles à mettre en œuvre et conduisent à l'amélioration de la qualité écologique des milieux. Les résultats d'un tel programme sont cependant très dépendants du contexte social, historique et paysager. Aussi, les actions les plus efficaces seront toujours celles adaptées au cas par cas et non pas calquées sur des généralités. Une généralisation serait d'appliquer les restaurations écologiques passives de ruisseaux à l'échelle paysagère en s'appuyant sur un contrôle par des indicateurs pertinents pour un contexte donné : c'est ce qui est en perspective de nos recherches.

Enfin, il faut pouvoir accepter qu'il est difficile de tout concilier : agriculture, vie humaine, poissons abondants, eau de qualité, ripisylve dense, biodiversité... Aussi est-il indispensable de définir des objectifs

et des priorités à tout programme de restauration écologique, les choix devant être faits localement, selon les envies des usagers. ■

Références

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. *Ingénierie* n° 43, pp. 55-69.

FORGET G. & BERNEZ I. 2009 – 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). *Ingénierie* n° spécial.

PALMER M. A., HONDULA K. L. & KOCH B. J. 2014 – Ecological Restoration of Streams and Rivers: Shifting Strategies and Shifting Goals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45: in press.

Marion DELISLE (marion.delisle@rennes.inra.fr),
Ivan BERNEZ (ivan.Bernez@agrocampus-ouest.fr), UMR 0985 INRA Agrocampus-Ouest Écologie et santé des Écosystèmes

Jordan VIOUX (riviere@cdc-st-hilaire.com), technicien rivière Communauté de canton de Saint-Hilaire-du-Harcouët.



Rendre des terres à la mer et restaurer des nourriceries littorales

Alain LECHÊNE

Nous sommes nombreux à l'avoir constaté de nos propres yeux. Lorsqu'un terrain exploité en agriculture cesse d'être cultivé, on observe un retour progressif et séquentiel de la végétation qui était présente avant la mise en culture, par exemple une forêt de chênes et de hêtres. Ce changement, qui s'effectue sur plusieurs années voire décennies, est rassurant : il montre que l'action de l'homme sur l'environnement et les écosystèmes est dans certaines conditions réversible.

Il arrive néanmoins que des activités industrielles ou agricoles altèrent les milieux de manière si lourde et traumatisante que l'arrêt de l'exploitation ne s'accompagne plus d'un retour spontané d'une faune et d'une flore caractéristiques d'un milieu relativement naturel. C'est par exemple le cas lorsque les propriétés physiques du sol ont été modifiées durablement ou que celui-ci a reçu et accumulé des substances polluantes comme des pesticides ou des goudrons.

La possibilité de retrouver un écosystème proche de celui qui existait avant une perturbation est une question centrale en écologie de la restauration (Palmer *et al.*, 1997 ; Prach & Walker, 2011).

Rendre des terres à la mer

À l'Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (Irstea), nous menons des travaux sur les transformations écologiques qui interviennent lorsque des terres sont rendues à la mer et aux estuaires : le défi est d'établir si des terres autrefois endiguées et exploitées en agriculture sur les rives des estuaires redeviennent des marais naturels lorsqu'ils sont à nouveau submergés par les marées.

Des enjeux considérables

Les enjeux sont considérables. D'une part, les marais estuariens remplissent à l'état naturel de nombreuses fonctions favorables aux écosystèmes et aux sociétés humaines. Parmi ces fonctions, on peut citer le rôle de protection des marais contre les submersions marines – les marais présents au pied des digues atténuent fortement la houle –, la réduction des flux d'azote transférés des eaux continentales vers les eaux côtières, ou encore la fonction d'habitat pour les poissons et les oiseaux. Or, malgré leur importance écologique, les marais estuariens ont considérablement régressé en Europe au terme d'un millénaire de *poldérisation*, c'est-à-dire de conquête de terres nouvelles sur la mer et les estrans par endiguement (Goeldner-Gianella, 2007). Pour mettre un terme à leur raréfaction, des réglementations nationales et internationales protègent désormais les marais estuariens, notamment la directive européenne Habitats de 1992. Restaurer les marais estuariens représente aujourd'hui un enjeu fort, à la fois d'un point de vue défensif, économique et écologique.

D'autre part, le contexte qui a conduit à conquérir des terres sur la mer et les estuaires a profondément changé. L'entre-

lien et le renforcement des digues sont devenus très coûteux : dans de nombreux cas, ces coûts surpassent la valeur économique et patrimoniale des terres protégées, avant même de tenir compte des bénéfices écologiques du retour à la mer. Par ailleurs, le dernier rapport du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) prévoit qu'en raison de l'élévation du niveau des mers [...], les systèmes côtiers et les zones de basse altitude connaîtront de manière de plus en plus répétée des impacts négatifs tels que des phénomènes de submersion, d'inondations côtières et d'érosion des côtes (IPCC, 2014). Ainsi, l'élévation du niveau de la mer impose de manière de plus en plus pressante de choisir entre une politique de renforcement des digues et une politique d'adaptation plus souple à l'interface terre-mer.

Face à ces enjeux, certaines régions du globe comme l'Europe de l'Ouest et la côte atlantique des États-Unis ont pris le tournant de la *dépoldérisation* : d'anciennes terres endiguées sont rendues à la mer ou aux estuaires et à nouveau submergées au gré des marées. Ce phénomène a souvent pour objectif de restaurer les marais estuariens et les services qu'ils rendent aux sociétés humaines.

Au carrefour entre science et société

Les questions soulevées par la restauration écologique des marais estuariens par dépoldérisation sont complexes et sans doute trop vastes pour être traitées en une seule fois de manière exhaustive. Il faudrait pour y parvenir considérer l'ensemble des compartiments de l'écosystème – des microorganismes jusqu'aux poissons et aux oiseaux et même jusqu'à l'homme – et travailler sur des longues périodes, tout en disposant de données suffisantes sur des marais naturels de référence. Ces conditions ne sont dans la pratique jamais réunies.

À Irstea, nous avons fait le choix d'aborder la dépoldérisation sous l'angle de la restauration écologique en ciblant la fonction d'accueil des poissons juvéniles. Les marais estuariens sont réputés pour accueillir, à l'état naturel, de fortes abondances de jeunes poissons et leur fournir des conditions privilégiées de croissance et de refuge : ce sont de véritables *nourriceries* (Cattirjsse et Hampel, 2006). Après avoir grandi dans les marais, ces poissons se déplacent ensuite vers

d'autres habitats côtiers où ils atteignent la maturité sexuelle et se reproduisent.

Nos recherches sur la remise en eau des polders sont orientées autour de deux questions : observe-t-on un retour de la fonction de nourricerie dans les marais dépoldérisés et, si oui, est-ce à un niveau équivalent par rapport à des marais naturels de référence ? Quelles phases vont-elles se succéder après la remise en eau, avec quels avantages respectifs pour les poissons ?

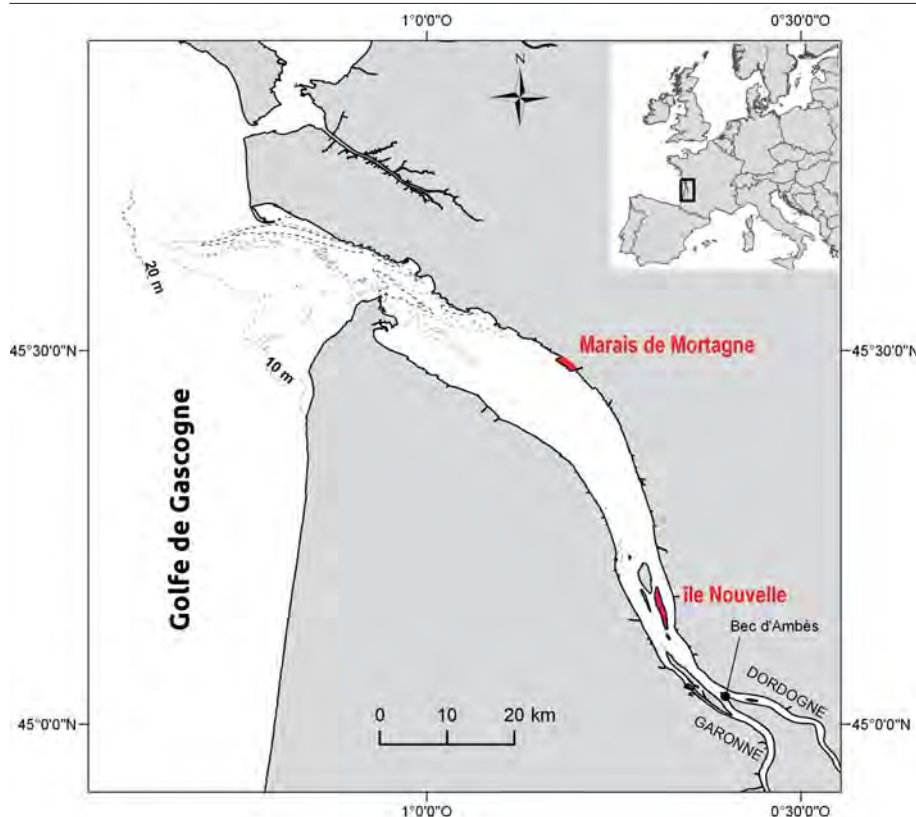
L'intérêt de ces questions n'est pas uniquement académique. En effet, parmi les espèces concernées par la fonction de nourricerie, certaines sont prisées par les pêcheurs plaisanciers et exploitées commercialement. L'exemple le plus emblématique est sans doute celui du bar commun ou bar franc (*Dicentrarchus labrax*) qui est, en valeur, la troisième espèce débarquée en France (Drouot, 2010) et, en tonnage, la première espèce ciblée par la pêche de loisir en mer (Herfaut *et al.*, 2013).

Le retour de la fonction de nourricerie dans les marais estuariens se situe donc à la croisée entre des questions de recherche en écologie et des préoccupations sociétales.

La Gironde à l'épreuve

Dans l'estuaire de la Gironde, nous avons la chance de disposer de deux observatoires uniques de la dépoldérisation : le marais de Mortagne-sur-Gironde et l'île Nouvelle. Propriétés du Conservatoire du littoral, les deux sites ont pour autres points communs leur vaste superficie (respectivement 190 et 170 hectares), un passé agricole de plusieurs décennies et le caractère accidentel de leur dépoldérisation. Endigué en 1966, le marais de Mortagne a été cultivé pendant plus de trente ans. Le passé agricole de l'île Nouvelle remonte à la seconde moitié du XIX^e siècle : entre 1867 et 1991 se sont succédées les cultures de la vigne, du peuplier et du maïs. Les deux sites se sont se dépoldérisés accidentellement suite à la formation d'une brèche dans leur digue de protection, en 1999 pour le marais de Mortagne (tempête Martin) et en 2009 pour la moitié nord de l'île Nouvelle (tempête Xynthia). Les deux sites diffèrent néanmoins par leur situation dans la Gironde : le marais de Mortagne se trouve dans le secteur moyennement salé de l'estuaire, l'île Nouvelle dans la zone faiblement salée [1].

En collaboration avec le Conseil régional des espaces naturels de Poitou-Charentes



[1] Localisation des deux marais dépoldérisés dans l'estuaire de la Gironde : le marais de Mortagne et l'île Nouvelle

et le Conseil général de la Gironde, gestionnaires respectifs du marais de Mortagne et de l'île Nouvelle, nous avons mené des campagnes de pêche scientifique sur les marais dépoldérisés sur une période totale de cinq ans.

Le retour des poissons marins et estuariens

En 2011 et 2012, 15 espèces de poissons ont été recensées sur le marais de Mortagne et 12 espèces sur la partie dépoldérisée de l'île Nouvelle (Rimond, 2013). Cette richesse en espèces est comparable à celle des vasières naturelles proches de chaque site, ce qui est un indicateur positif de la recolonisation par les poissons. Parmi les poissons recensés figurent à la fois des espèces marines, estuariennes, migratrices et d'eau douce [2].

Sept espèces de poissons marins ont été recensées dans le marais de Mortagne,

toutes présentes au stade juvénile : le bar franc, le bar moucheté, la sole commune, la sole sénégalaise, le maigre, l'anchois européen et le sprat. Fait remarquable : toutes ces espèces sont exploitées commercialement au stade adulte. Sur l'île Nouvelle, seules deux espèces de poissons marins ont été répertoriées, chacune avec des faibles effectifs : le bar franc et l'anchois. L'île Nouvelle est donc bien moins sollicitée que le marais de Mortagne pour la fonction de nurserie. Ce résultat est probablement lié à l'impossibilité pour la plupart des poissons marins de supporter les faibles salinités, inférieures à 10 ‰, qui règnent dans l'environnement proche de l'île Nouvelle.

L'algue et le mullet

Le marais de Mortagne et l'île Nouvelle présentent, malgré leur éloignement, une caractéristique commune qui les différencie de la plupart des autres habitats

Groupe	Espèce	Marais de Mortagne	Île Nouvelle
Espèces marines	<i>Maigre</i>	X	
	<i>Bar franc</i>	X	X
	<i>Bar moucheté</i>	X	
	<i>Anchois européen</i>	X	X
	<i>Sprat</i>	X	
	<i>Sole commune</i>	X	
	<i>Sole sénégalaise</i>	X	
Espèces estuariennes	<i>Gobie tacheté</i>	X	X
	<i>Gobie buhotte</i>	X	X
Espèces migratrices amphihalines	<i>Alose feinte</i>	X	X
	<i>Anguille européenne</i>	X	X
	<i>Mulet porc</i>	X	X
	<i>Flet européen</i>	X	X
Espèces d'eau douce	<i>Poisson chat</i>		X
	<i>Brème bordelière</i>		X
	<i>Carassin argenté</i>		X
	<i>Épinoche</i>	X	X
	<i>Sandre</i>	X	
Total		15 espèces	12 espèces

[2] Liste des espèces de poissons recensés dans le marais de Mortagne et sur l'île Nouvelle en 2011-2012

estuariens : leurs fortes abondances en mulet porc (*Liza ramada*), une espèce migratrice dont le cycle de vie alterne entre le milieu marin et l'eau douce. Le mulet

porc représente à lui seul plus de 50 % de la masse totale des poissons capturés – 59 % pour Mortagne et jusqu'à 85 % sur l'île Nouvelle. Comment expliquer l'abondance de cette espèce dans les marais nouvellement restaurés ? La réponse vient peut-être des algues microscopiques qui se développent à la surface des vases. Il a en effet été mis en évidence, d'une part, que les microalgues des sédiments se développent rapidement lors de la restauration de marais estuariens (Zheng *et al.*, 2004) et, d'autre part, que les mulets font partie des rares espèces de poissons capables de s'alimenter directement à partir de ces algues [3]. La fréquentation massive des mulets pourrait donc avoir une origine alimentaire.

Une aubaine pour les bars

Si l'on compare les abondances moyennes de jeunes bars capturés sur différents habitats des zones centrales et rivulaires de l'estuaire de la Gironde, le constat est surprenant mais bien établi : le marais dépol-dérivé de Mortagne est l'un des habitats où les jeunes bars sont recensés avec les plus forts effectifs [4].



Istéa

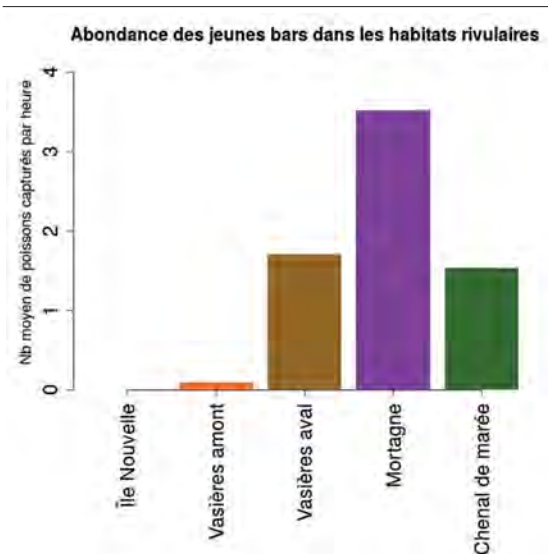
[3] Les mulets qui pénètrent dans les marais dépol-dérivés s'alimentent activement en broutant les films d'algues microscopiques qui se développent à la surface des sédiments. Ce broutage laisse des pistes caractéristiques, comme ici dans le marais de Mortagne en novembre 2010.

Les jeunes bars colonisent différentes composantes paysagères du marais, par exemple les chenaux de marée qui se sont creusés naturellement ou encore les retenues d'eau qui se forment à marée basse. En été, certains bars restent dans les retenues d'eau pendant les périodes où le marais n'est plus submergé par les marées et y trouvent des conditions favorables à leur croissance. Ce phénomène observé pour le bar l'est également pour d'autres espèces comme la dorade royale et le mulot porc (Carlu, 2013).

Quinze ans après sa dépoldérisation, le marais de Mortagne jouerait donc à nouveau un rôle de nurserie pour plusieurs espèces de poissons. L'avenir de la pêche côtière, récréative et professionnelle se trouverait-il en partie sur les rives endiguées de nos estuaires ?

Vers une ingénierie de la restauration

Le retour d'expérience girardin, basé sur des dépoldérisations naturelles, est précieux à plusieurs titres. Il apporte des pre-



[4] Le marais de Mortagne fait partie des habitats rivulaires de la Gironde où les jeunes bars sont les plus abondants. Les données présentées sont les abondances moyennes calculées à partir de cinq campagnes de pêche réalisées en 2011-2012. L'engin de pêche utilisé est un verveux double à petit maillage.



En été, les jeunes bars sont abondants dans le marais de Mortagne. Capturés en août 2010, les spécimens photographiés ont été mesurés et pesés en laboratoire.

miers enseignements sur les secteurs de l'estuaire les plus propices à la restauration de zones de nourricerie. Complété par une analyse des études menées sur d'autres marais restaurés aux États-Unis et en Europe, il permet de jeter les bases d'une ingénierie de la restauration et de guider les futures opérations de rétrocession de terres à la mer. Très concrètement, plusieurs interventions semblent accélérer le retour de la fonction de nourricerie pour les poissons : par exemple, le fait de recréer artificiellement des réseaux de chenaux mimant la forme d'anciens chenaux naturels (Babtie Group, 2001) ou d'aménager de vastes retenues d'eau permettant l'installation des jeunes poissons (Carlu, 2013).

Résister ou plier ?

La restauration par dépoldérisation de marais maritimes et estuariens a le potentiel de concilier plusieurs intérêts, écologiques, économiques et défensifs. Face au défi colossal du changement global, ce potentiel est un atout majeur.

Bien sûr, supprimer des digues et modifier durablement la vocation de certaines zones littorales sont des décisions lourdes de conséquences. Mais la mer monte, inexorablement.

Finalement, les choix qui s'imposent à nous sur le littoral ne sont pas sans rappeler la fable de La Fontaine : faut-il être chêne ou roseau, résister ou plier ? Qu'elle soit privilégiée ou non, la voie du roseau promet des défis passionnants en écologie de la restauration. ■

Bibliographie

BABTIE GROUP 2001 – *Feasibility and Implications of Managed Realignment at Skinflats*. Report to the Forth Estuary Forum, 56 p.

CARLU J. 2013 – *Intérêt du marais dépoldérisé en développement de Mortagne-sur-Gironde comme habitat pour les poissons et les macro-crustacés*. Mémoire de Master, Université Paris Sud, 45 p.

CATTRIJSSSE A. & HAMPEL H. 2006 – European intertidal marshes: a review of their

habitat functioning and value for aquatic organisms. *Marine Ecology Progress Series*, volume 324, pp. 293-307.

DROUOT B. 2010 – *Effets d'une mesure de gestion sur les résultats économiques des exploitants d'une ressource naturelle. Le cas de la pêche de bar commun (Dicentrarchus labrax) en France*. Thèse de Doctorat, Université Européenne de Bretagne, 199 p.

GOELDNER-GIANELLA L. 2007 – Dépoldériser en Europe occidentale. *Annales de Géographie*, n° 655, pp. 339-360.

HERFAUT J., LEVREL H., THÉBAUD O. & VÉRON G. 2013 – The nationwide assessment of marine recreational fishing: A French example. *Ocean & Coastal Management*, n° 78, pp. 121-131.

IPCC 2014 – Summary for policymakers. In Field C.B., Barros V.R., Dokken D.J., Mach K.J. et al. (Éds), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge and New York, pp. 1-32.

PALMER M.A., AMBROSE R.F. & POFF N.L. 1997 – Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology*, volume 5 n° 4, pp. 291-300.

PRACH K. & WALKER L.R. 2011 – Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology & Evolution*, volume 26 n° 3, pp. 119-123.

RIMOND F. 2013 – *Étude des peuplements de poissons des habitats intertidaux de l'estuaire de la Gironde*. Rapport Irstea, 91 p.

ZHENG L., STEVENSON R.J. & CRAFT C. 2007 – Changes in benthic algal attributes during salt marsh restoration. *Wetlands*, volume 24 n° 2, pp. 309-323.

Remerciements

L'auteur tient à remercier Sylvain Cardonnel et Bruno Augizeau (Conseil général de la Gironde), Thomas Hérault (Conseil régional des espaces naturels de Poitou-Charentes) et l'ensemble des collègues d'Irstea qui ont pris part aux campagnes de pêche, en particulier Jérémy Don, Flore Rimond et Nicolas Deligne.

Alain LECHÊNE, Ingénieur de l'agriculture et de l'environnement, Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture. alain.lechene@irstea.fr



Restauration d'un réseau de mares forestières

Raphaël ROUSSILLE & Francis ISSELIN-NONDEDEU

De la stratégie de restauration aux premiers suivis des espèces d'amphibiens en forêt domaniale de Chinon (Indre-et-Loire)

Une des causes majeures de la perte de biodiversité est la destruction des habitats par les activités humaines : urbanisation, infrastructures de transport, sylviculture et agriculture intensive (Millenium Ecosystem Assessment, 2005 ; Trombulak & Frissel, 2000). Ces cinquante dernières années, les zones humides ont été particulièrement concernées par les dégradations et on estime que 50 % des zones humides de la planète ont été détruits (www.wetlands.org). En France, entre 1960 et 1990, plus de 50 % de la surface des zones humides avait disparu (Bernard, 1994) et, malgré une diminution des impacts, entre 1990 et 2000, 46 % des tourbières, 33 % des milieux types eaux stagnantes douces et mares ont été dégradées (Institut Français de l'Environnement, 2007). Les amphibiens sont particulièrement sensibles à ces dégradations et on estime que 43,2 % des espèces voient leurs populations décliner au niveau mondial et que, dans 52 % des cas, cela est attribuable aux destructions et perturbations des habitats (Gardner, 2001 ; Stuart *et al.*, 2004) ; voir, pour exemples, les sites web suivants : <http://amphibiaweb.org/declines/declines.html> et <http://lashf.fr>. Les amphibiens sont en fait doublement affectés, car leur cycle de vie rend obligatoire la présence d'un habitat aquatique pour la reproduction et la phase juvénile, mais aussi celle d'un habitat terrestre pour certaines périodes de la phase adulte (hivernage, chasse, migration).

caractérisées par une période en assec, en général durant les mois d'été et parfois en début d'automne pour la France métropolitaine. Leur régime hydrique dépend essentiellement des écoulements de surface dus aux précipitations. Ces caractéristiques limitent fortement, voire empêchent complètement, la présence des poissons, prédateurs des œufs et des larves. De plus, la localisation à l'intérieur de la forêt limite également la présence des oiseaux des zones humides qui chassent également les amphibiens. La faible profondeur des mares permet également un réchauffement rapide du milieu en journée favorisant ainsi le développement larvaire. Selon le diamètre de la mare, son profil topographique et l'ouverture de la canopée, les communautés de macrophytes et d'hélophytes peuvent être plus ou moins denses. La présence de la végétation est un facteur important pour certaines espèces. En effet, pour la fixation des pontes, les tritons marbrés cherchent davantage des fines feuilles de plantes immergées ou d'hélophytes, alors que les tritons palmés utilisent également des feuilles d'arbres. Les espèces vont également se répartir selon leurs préférences dans des mares plus ou moins ensoleillées, selon l'ouverture de la canopée.

Intérêt biologique des mares forestières

Les mares forestières jouent un rôle très important pour les populations d'amphibiens. Elles ont un faible diamètre et une faible profondeur, et sont pour beaucoup

La vie en réseau

Les mares, et plus généralement les zones humides, peuvent s'organiser en réseau au sein d'un paysage, c'est-à-dire être interconnectées par des liens physiques (ruisseaux, rivières, réseau hydrologique de profondeur...) ou par des liens biologiques (déplacements des espèces, échanges de graines, échanges de gènes...). Les éléments du paysage qui

assurent les déplacements entre deux ou plusieurs habitats, ici des mares, sont appelés des corridors. La connectivité va mesurer le nombre de corridors, ou l'étendue des déplacements et des échanges entre des habitats. Une mare peut ainsi se retrouver dans plusieurs configurations possibles : isolée au sein de la forêt, trop éloignée d'autres mares et donc déconnectée, ou bien intégrée dans un réseau. Il faut toutefois souligner que cette notion de connectivité est relative et dépendante de l'espèce considérée, chaque espèce n'ayant pas les mêmes capacités ou les mêmes besoins de déplacement au cours de sa vie.

Comme mentionné précédemment, le cycle de vie des amphibiens comprend une phase aquatique et une phase terrestre. L'habitat aquatique est utilisé lors de la reproduction et de la phase larvaire, puis, passées les phases de reproduction et larvaire, les adultes et les juvéniles quittent la mare. Certaines espèces peuvent toutefois fréquenter pendant un certain temps les abords des mares qui sont des lieux de prédilection pour la chasse. Il faut différencier deux processus lorsque les individus quittent la mare (Semlitsch, 2008) : la migration, qui a lieu chaque année et traduit les déplacements entre la mare de reproduction, qui peut également être le lieu de naissance, et l'habitat estival ou hivernal, et la dispersion, qui traduit les déplacements de la mare de naissance vers une nouvelle mare qui servira généralement pour la reproduction. Si l'on connaît relativement bien l'écologie des amphibiens en milieu aquatique, les connaissances sur leur écologie terrestre et sur leur comportement lors de cette phase sont encore rudimentaires. La plupart des amphibiens sont généralement considérés comme ayant de faibles capacités de dispersion en raison de leur philopatrie, c'est-à-dire de leur tendance à revenir systématiquement au cours de leur vie à leur lieu de naissance. Cependant, ce modèle est loin d'être général. Il contient tout d'abord un paradoxe apparent : si tous les adultes et les juvéniles reviennent systématiquement à la même mare, alors ils ne pourraient jamais coloniser d'autres mares. Ce qui ne correspond pas aux nombreuses observations de terrains, particulièrement dans une situation qui regroupe différentes mares ou la création d'une nouvelle mare. Par exemple, il a été observé pour deux espèces de crapauds connues pour leur forte philopatrie (respectivement *Bufo bufo* le crapaud commun et *Anaxyrus boreas* un crapaud de la côte nord-ouest de l'Amérique du Nord), une colonisation rapide et par de nombreux individus d'un nouveau plan d'eau (Pearl and Bowerman, 2006 ; Schlupp *et al.*, 1989). De

plus, avec les progrès techniques des micro-implants et de la radio-téléométrie, des preuves de mouvements sur de longues distances ont été observées chez de nombreuses espèces de grenouilles, crapauds ou de salamandres. Le rayon de migration a pu être estimé à 300-400 mètres en moyenne autour de la mare pour une espèce de grenouille forestière (*Rana clamitans*) (Lamoureux and Madison, 1999), tandis que des distances moyennes de dispersion sont estimées à 1 km et moins pour la moitié des espèces d'Anoures (grenouilles et crapauds), des distances maximales de 4 km (*Bufo calamita*), 6 km (*Bufo americanus*), 15 km (*Bufo fowleri*) ou 35 km (*Bufo marinus*) ont pu être enregistrées (Alex Smith & M. Green, 2005). Les distances maximales pour les Urodèles (salamandres et tritons) sont moindres, en moyenne entre 10 et 400 mètres (Smith, 2005).

On comprend dans ce contexte la nécessité pour de nombreuses espèces de bénéficier (1) d'une mare comme habitat en bon état écologique, (2) d'autres mares dans le paysage, également en bon état, et pouvant servir de nouvel habitat, (3) d'un espace entre les mares qui puisse assurer les déplacements des individus, (4) d'un espace autour des mares qui sert d'habitat en été et/ou en hiver. Le tout formant un réseau de mares. Par ailleurs, l'existence d'un tel réseau avec plusieurs mares réparties dans l'espace est un gage de sécurité pour les populations d'amphibiens. En effet, certaines populations, c'est-à-dire des ensembles d'individus appartenant à la même espèce, sont fractionnées en sous-populations, avec des groupes d'individus occupant différentes mares. Certaines sous-populations peuvent s'éteindre localement suite à une perturbation naturelle ou d'origine humaine, un assèchement, la survenue d'une maladie... offrant la possibilité à de nouveaux individus en provenance d'autres mares de coloniser ce site. Le maintien de la population à l'échelle globale est donc assuré. Une réduction ou une dégradation du réseau compromet alors la survie de la population, voire de l'espèce.

La conservation des mares forestières et la sylviculture : une entente impossible ?

Le massif forestier de Chinon, en Indre-et-Loire, est situé sur un plateau très faiblement vallonné, entre la Loire et la Vienne, avec une altitude moyenne de 110

mètres. Les études phytosociologiques menées par Couderc à la fin des années 1970 (Couderc, 1978) et ses recherches bibliographiques soulignent d'une part la présence de nombreuses mares tourbeuses au sein du massif, d'autre part le fort intérêt écologique qu'elles représentent, grâce à la faune et la flore qui leur sont associées. Derniers vestiges d'un complexe des landes humides qui dominait le centre du plateau, ces mares forestières auraient comme origine la formation de dépressions suite à des phénomènes géologiques quaternaires datant de 18 000 à 20 000 ans (Couderc, 1979 ; French & Demitroff, 2001).

À partir de la deuxième moitié des années 1970, la sylviculture a profondément perturbé la structure et le fonctionnement du

réseau de mares, ainsi que les landes humides présentes jusque dans les années 1950-60, laissant place aujourd'hui à un vaste massif forestier parsemé de mares relictuelles. La plupart des zones humides ont été comblées ou drainées et, selon des estimations, leur nombre serait passé de 1 500 autour des années 1950-60 à moins de 150 aujourd'hui. Actuellement, le massif est composé en majorité de plantations de conifères (pin sylvestre, pin maritime) pour sa partie en exploitation privée et d'une plus grande surface de feuillus (chêne sessile, chêne pédonculé) pour la partie en gestion domaniale. Ces perturbations entraînent encore aujourd'hui une diminution ou une perte des continuités écologiques entre les mares empêchant ou limitant en conséquence la dispersion des amphibiens.

F. Isselin-Nondedeu



Mare non restaurée

F. Isselin-Nondedeu



Mare restaurée

Restaurer les habitats et le réseau

Sur notre site d'études localisé en forêt domaniale, et sur une surface d'environ 400 ha, 55 mares de différentes tailles (de 3 à 10 mètres de diamètre en moyenne) ont été identifiées comme dégradées. Face à ce constat, un projet de restauration écologique a été initié en 2012 avec l'Office National des Forêts Centre-Val de Loire comme partenaire principal (cf. les remerciements pour les autres partenaires et soutiens). L'objectif du projet est de restaurer à la fois des habitats aquatiques et un réseau de mares dans son ensemble, afin de soutenir les effectifs des populations d'amphibiens et d'améliorer la dispersion des espèces.

Comme il était économiquement, techniquement et écologiquement impossible de restaurer la totalité des mares, la stratégie de restauration adoptée reposait sur des ordres de priorité dans le choix des zones humides à restaurer. Comme représenté sur la figure [1], ce choix a reposé sur la restauration des zones dégradées supposées avoir un impact positif en fonction de leur position géographique au niveau des continuités écologiques et du fonctionnement du réseau.

Une trentaine de mares ont ainsi été restaurées via différents types de travaux. Il s'agissait entre autres de creusement,

d'enlèvement de déchets de bois, de coupe d'arbres ou encore de comblement de drain. De plus, ces travaux ont été réalisés de manière à conserver une hétérogénéité entre les mares en termes de forme, taille et topographie. Cette hétérogénéité va permettre l'implantation au sein des mares de communautés végétales et animales différentes.

Les mares restaurées s'organisent autour de 7 mares non restaurées qui présentaient initialement un bon état de conservation.

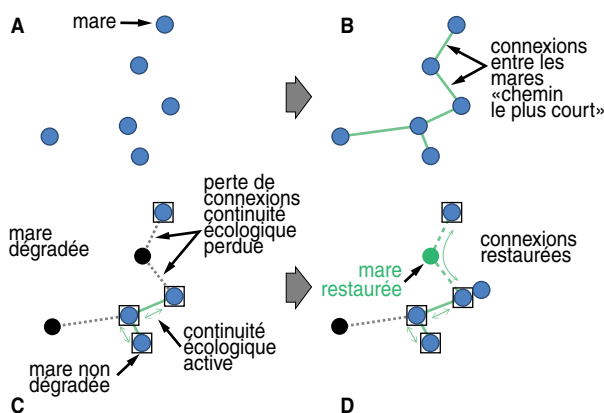
Suivis et répartition des espèces d'amphibiens sur le réseau restauré

Afin d'évaluer l'efficacité de la restauration des continuités écologiques, des suivis amphibiens ont été réalisés sur une période de 3 ans de 2012 (avant les opérations de restauration) à 2014 en conjuguant plusieurs techniques :

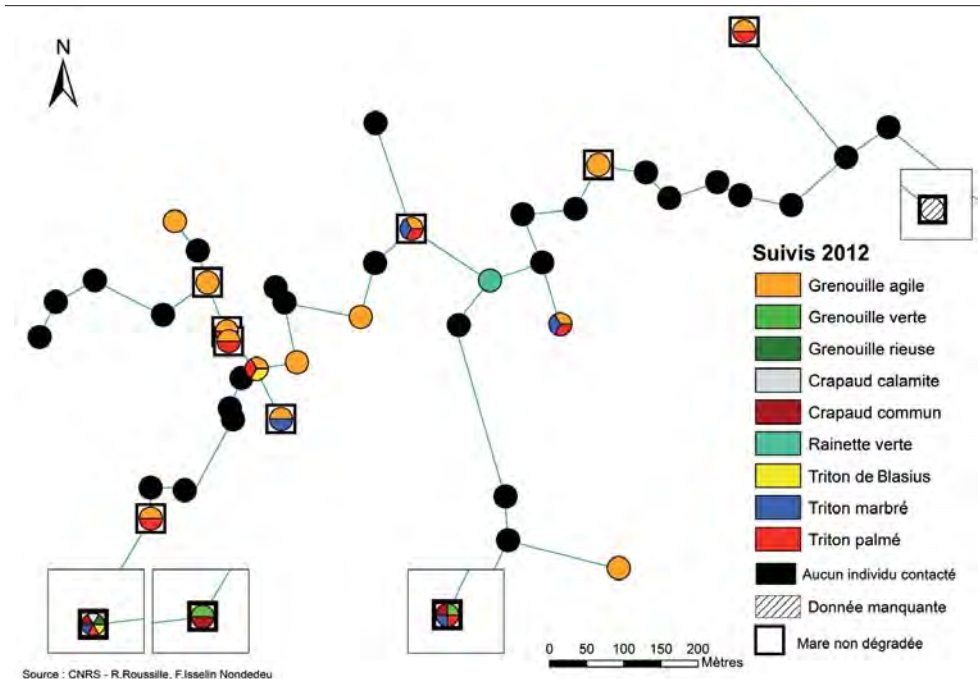
- des campagnes nocturnes par points d'écoute qui permettent d'identifier et de localiser certaines espèces, et des observations directes pour les anoures ;
- des campagnes d'observations directes et de piégeage grâce à un troubleau (épui-sette) et à des pièges de type Ortmann pour les suivis des urodèles.

Sur l'ensemble du réseau, 13 espèces d'amphibiens ont été identifiées. Parmi elles on dénombre les 9 espèces d'anoures suivantes : la grenouille agile (*Rana dalmatina*), la grenouille verte (*Pelophylax kl. esculentus*), la grenouille rieuse (*Pelophylax ridibundus*), la grenouille de Lessona (*Pelophylax lessonae*), la grenouille rousse (*Rana temporaria*), la rainette verte (*Hyla arborea*), le crapaud commun (*Bufo bufo*), le crapaud calamite (*Bufo calamita*), l'alyte accoucheur (*Alytes obstetricans*), et 4 espèces d'urodèles : la salamandre tachetée (*Salamandra salamandra*), le triton palmé (*Lissotriton helveticus*), le triton marbré (*Triturus marmoratus*) et le triton de Blasius (*Triturus blasii*).

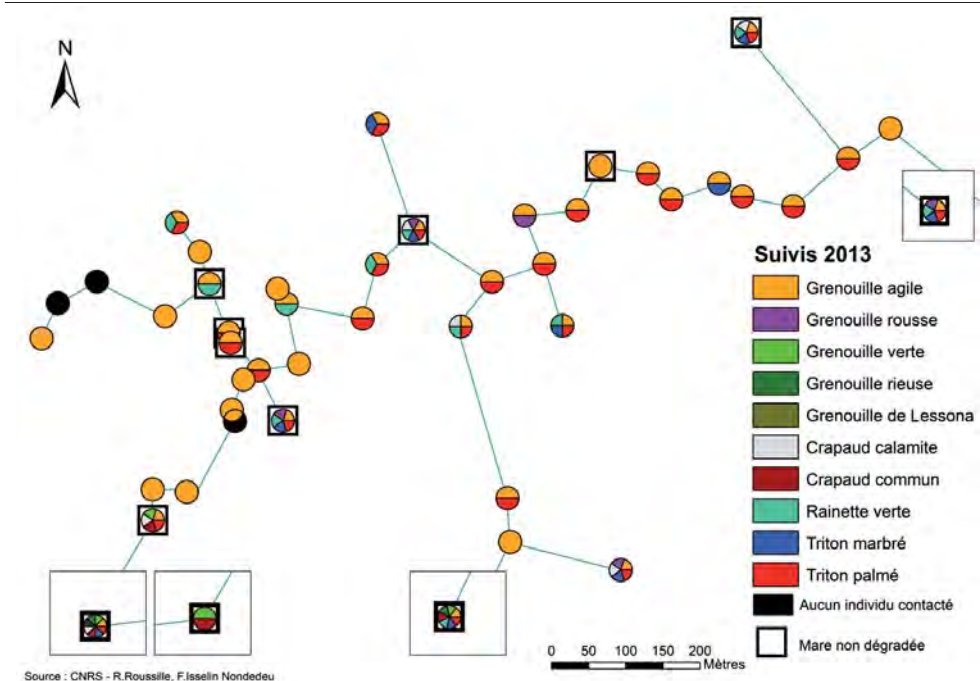
Durant les trois années de suivis, une diffusion de ces différentes espèces à travers l'ensemble du réseau a pu être observée. Les figures [2], [3] et [4] suivantes représentent la présence/absence des différentes espèces sur l'ensemble du réseau restauré. Les mares non dégradées et les mares périphériques (cf. les 4 encadrés sur la carte) représentent potentiellement des zones dites



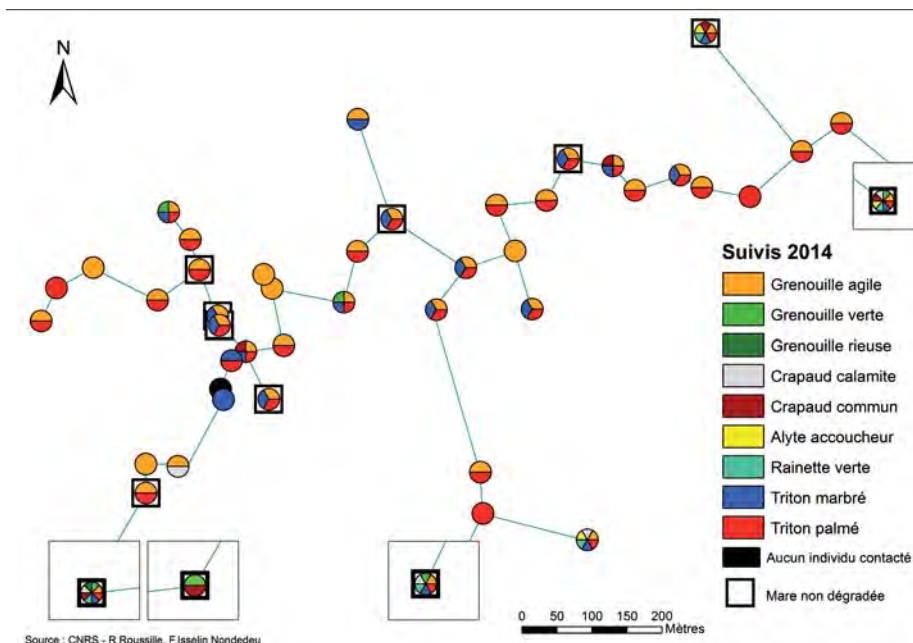
[1] A : représentation schématique d'un ensemble de mares ; B : représentation schématique d'un réseau de mares selon leur emplacement et reliées entre elles suivant une règle du chemin le plus court ; C : représentation du réseau avec des mares en bon état de conservation représentées par des cercles encadrés et des mares dégradées représentées par des cercles ; D : rétablissement d'une continuité suite à une restauration d'une mare sur une partie du réseau.



[2] : Représentation schématique du réseau de mares restaurées et du suivi de recolonisation des différentes espèces d'amphibiens pour l'année 2012 par des diagrammes de couleurs. Les liens entre les diagrammes représentent les distances les plus courtes.



[3] : Représentation schématique du réseau de mares restaurées et du suivi de recolonisation des différentes espèces d'amphibiens pour l'année 2013.



[4] : Représentation schématique du réseau de mares restaurées et du suivi de recolonisation des différentes espèces d'amphibiens pour l'année 2014.

« sources » d'où pourraient provenir les amphibiens qui ont recolonisé le réseau en 2013 et 2014.

Certaines espèces, comme la grenouille agile ou encore le triton palmé, prédominent au sein du réseau. Ces deux espèces présentent une forte capacité de recolonisation, ce que prouve leur présence sur la quasi-totalité du réseau deux ans après la restauration. La salamandre tachetée est également bien représentée sur le réseau, cette espèce utilisant les mares restaurées comme habitat de reproduction (la majorité des individus contactés était au stade larvaire). D'autres espèces telles que la rainette verte et la grenouille verte sont présentes de manière plus sporadique dans le réseau. La rainette verte semble recoloniser certaines mares restaurées qui présentent des habitats favorables au bon déroulement de leur cycle biologique (milieu arbustif, semi-ouvert à ouvert). Concernant les espèces du complexe de grenouilles vertes, les problèmes d'identification liés à leur grande variabilité (forme, patrons de couleur) et les hybridations entre les membres du complexe rendent difficiles les interprétations. La grenouille de Lessona n'a été entendue que la deuxième année, et n'a pas été entendue depuis sur les mêmes mares. Généralement, les grenouilles vertes restent fidèles aux mares de pleine lumière avec beaucoup de végétation,

située en bout du réseau. Depuis cette année, le crapaud accoucheur semble coloniser le réseau depuis l'extérieur : il est en effet présent dans quelques mares éloignées du réseau (entre 500 m et 1 km).

Enfin, on notera la présence de certaines espèces non associées au milieu forestier, tel que le crapaud calamite. Celui-ci se retrouve essentiellement sur des zones humides en périphérie du réseau, proches de zones ouvertes configurées par des pare-feu et des routes forestières. Ces milieux très remaniés par les entretiens de fauche annuels et les travaux forestiers



Crapaud calamite (*Bufo calamita*)

présentent en outre des ornières favorables à la reproduction. Le crapaud commun semble pour le moment fidèle à ses mares et seuls quelques juvéniles ont pu être remarqués dans le réseau.

La figure [5] illustre les suivis des pontes de grenouille agile réalisés en 2013 et 2014. On observe une nette évolution du nombre de mares utilisées pour la reproduction. En effet, il aura fallu deux ans après la restauration pour que la quasi-totalité des mares soit utilisée pour la reproduction. Aucune ponte d'autres espèces d'anoures n'a encore été identifiée au sein du réseau restauré. Concernant les urodèles, des larves de triton palmé ont été observées dans la quasi-totalité des mares : il s'agit de la première génération depuis la restauration. Le triton marbré commence également à se répartir dans différentes mares du réseau.

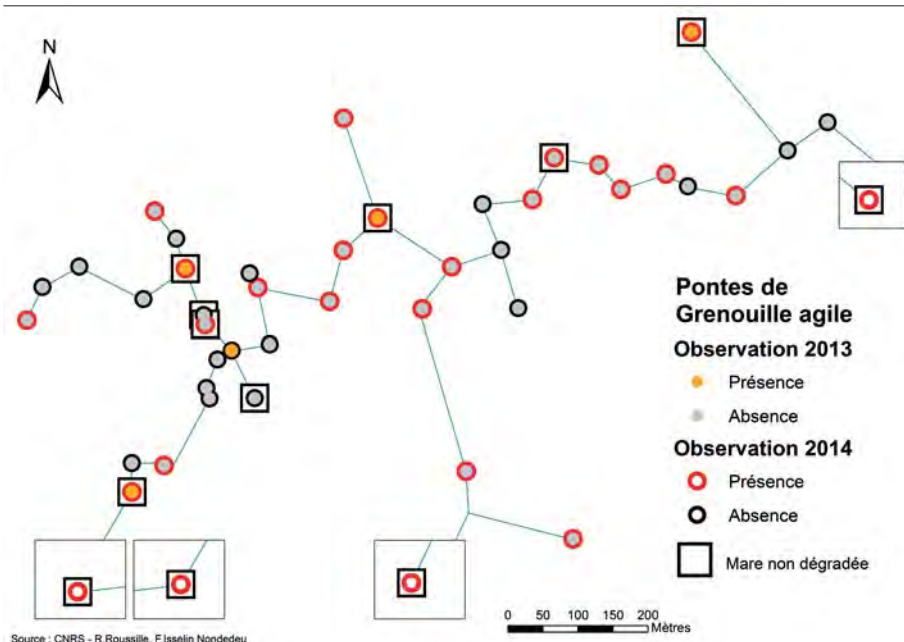
Une gestion forestière adaptée pour une meilleure conservation des mares forestières

Ces observations montrent l'efficacité de la restauration pour le renforcement des populations d'amphibiens dans ce secteur du massif forestier. Les mares restaurées

sont devenues des mares de reproduction pour certaines espèces. Au-delà de cette fonction, on observe une fonction de facilitation de la dispersion pour les amphibiens, qui peuvent utiliser les mares comme habitat de repos, lieu de chasse, lieu de passage... Des espèces comme le crapaud calamite, le crapaud commun, la grenouille verte ou encore la rainette verte ont été observées en déplacement entre les mares du réseau, il semblerait qu'elles utilisent ce dernier pour leur dispersion à travers le paysage.

Le travail réalisé depuis trois ans sur les zones humides en collaboration avec l'Office national des forêts nous démontre qu'il est possible d'allier exploitation sylvicole et préservation de la biodiversité. Des modes de gestion forestière adaptés existent pour permettre de conserver ces zones humides intra-forestières qui constituent de véritables « hot-spots » de biodiversité dans ces milieux souvent dominés par la monoculture de pin. Pour faire suite à ce projet de restauration, il serait pertinent d'étendre cette démarche à d'autres zones de la forêt domaniale afin de recréer un réseau fonctionnel de zones humides à l'échelle de l'ensemble du massif forestier.

En effet, il est important dans les projets de ne pas considérer uniquement l'habitat comme cible de la restauration : restaurer une mare au sein d'un paysage



[5] : Représentation schématique du réseau de mares restaurées et du suivi des pontes de Grenouille agile en 2013 et 2014.



G. Pagé

Crapaud accoucheur (*Alytes obstetricans*)

dégradé, ou non fonctionnel du point de vue de la circulation des espèces, n'a aucun sens écologique (ni économique). Ces réflexions doivent être menées par exemple pour les transferts de mares qui ont lieu dans le cadre de la réalisation de mesures compensatoires. De même, il est important de considérer ce qui est autour du réseau : un réseau peut être isolé dans un paysage, ou s'intégrer dans d'autres réseaux. Pour aller dans le même sens, comme le souligne justement O. Swift (2013), les restaurations de réseaux écologiques et de trame bleue (ou verte) doivent se faire avec précaution : un réseau peut permettre également la diffusion d'agents biologiques, d'organismes ou de polluants. Ce point est important à considérer dans un contexte d'espèces invasives, d'émergence de maladies (cf. la chytridiomycose pour les amphibiens) etc. ■

Bibliographie

BERNARD P. 1994 – Les zones humides. Rapport d'évaluation. *La documentation Française*, Paris, 396 p.

COUDERC J.-M. 1978 – Les mardelles de Touraine et leurs groupements végétaux. *Colloques phytosociologiques* VII 7, pp. 35-59.

COUDERC J.-M. 1979 – Observations sur les mardelles de Touraine. *Norôis* 101, pp. 29-46.

FRENCH H. M. & DEMITROFF M. 2001 – Cold-climate origin of the enclosed depressions and wetlands ('sungs') of the Pine Barrens, southern New Jersey, USA. *Permafrost and Periglacial Processes* 12, pp. 337-350.

GARDNER T. 2001 – Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation* 24, pp. 25-44.

INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT 2007 – *État 2000 et évolution 1990-2000 des zones humides d'importance majeure*. Eds Institut Français de L'Environnement, MNHN, ONCFS, FNDC. Paris, Ifen. 208 p.

LAMOUREUX V. S. & MADISON D. M. 1999 – Overwintering habitats of radio-implanted green frogs, *Rana clamitans*. *Journal of Herpetology* 33, pp. 430-435.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005 – *Millenium Ecosystem Assessment*. Ed T. W. GROUP. Washington DC.

PEARL C. A. & BOWERMAN J. 2006 – Observations of rapid colonization of constructed ponds by western toads (*Bufo boreas*) in Oregon, USA. *Western North American Naturalist* 66, pp. 397-401.

SCHLUPP M., KIETZ R., PODLOUCKY R. & STOLZ F. M. 1989 – Pilot project Bracken: preliminary results from the resettlement of adult toads to a substitute breeding site. *Amphibians and Roads*. In *Proceedings of the Toad Tunnel Conference*. Rendsburg, Federal Republic of Germany, pp. 127-135.

SEMLITSCH R. D. 2008 – Differentiating migration and dispersal processes for pond-

breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management* 72, pp. 260-267.

SMITH M. A. & GREEN D. 2005 – Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28, pp. 110-128.

STUART S. N., CHANSON J. S., COX N. A., YOUNG B. E., RODRIGUES A. S. L., FISCHMAN D. L. & WALLER R. W. 2004 – Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science* 306, pp. 1783-1786.

SWIFT O. 2013 – Le développement des réseaux de mares présente-t-il un danger ? *Zones Humides Infos* 80-81, pp. 18-19.

TROMBULAK S. C. & FRISSEL C. A. 2000 – Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology* 14, pp. 18-30.

Remerciements

L'ensemble du projet a été réalisé dans le cadre de la stratégie nationale pour la biodiversité avec le concours de l'agence de l'eau Loire-Bretagne, l'Établissement Public Loire et les fonds FEDER, l'Office National des Forêts Centre-Val de Loire. Nous tenons à remercier pour leur collaboration, Gilbert Pagé, agent patrimonial à l'ONF, membre relais du réseau herpétofaune et président de la société herpétologique de Touraine, Alain Pagano, Maître de Conférence à l'Université d'Angers et UMR CNRS CITERES, et ainsi que les aides techniques sur le terrain, indispensables de jour comme de nuit, Thomas Joubin, Lucile Bidet, Valentin Le Hericey.

Raphaël ROUSSILLE, UMR 7324 CNRS CITERES équipe Ingénierie du Projet d'Aménagement, Paysages et Environnement, Université François Rabelais, 33 Allée Ferdinand de Lesseps, 37 200 TOURS, raphael.rousseau@gmail.com

Francis ISSELIN-NONDEDEU, Idem et École Polytechnique de l'Université, Département Aménagement et Environnement, francis.isselin@univ-tours.fr



Restauration de la Grand'Mare

Florian ROZANSKA

L'estuaire de la Seine est une entité écologique de valeur internationale, tant sur le plan des fonctionnalités que sur le plan de la patrimonialité. Au sein de cet estuaire, le marais tourbeux du Marais Vernier est considéré comme l'une des plus grandes tourbières de France.



La Grand'Mare : écrin du Marais Vernier

Ancien méandre de la Seine voici 70 000 ans, celui-ci est constitué d'un milieu aquatique assez conséquent constitué, d'une part, d'eaux closes représentées par de très nombreuses mares (usage majoritairement cynégétique) et, d'autre part, d'un système d'eau libre. Ce dernier est composé de la Grand'Mare, principal plan d'eau de 46 hectares, connectée à d'autres annexes hydrauliques (Petite Mare, Crevasson, Ruel) portant l'étendue d'eau à 69 ha. Les différentes sources, résurgences en pied de coteaux de la nappe de la craie, qui alimentent ce marais représentent 35 km de linéaire (10 ha en période estivale). L'ensemble de ce sys-

tème possède un seul exutoire représenté par le canal Saint-Aubin, les reliant à la Seine. Ce milieu aquatique (Grand'Mare et ses annexes hydrauliques) constitue le seul plan d'eau d'origine naturelle du bassin Seine-Normandie.

La Grand'Mare est une Réserve de Chasse et de Faune Sauvage, propriété de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage et gérée par la Fédération Départementale des Chasseurs de l'Eure. Ce plan d'eau et ses ceintures en roseières jouent un rôle important pour la pérennité des populations d'oiseaux sauvages hivernants, migrateurs ou reproducteurs. Il joue également un rôle majeur sur le plan ichthyologique en particulier pour l'anguille, le brochet, la bouvière. La Grand'Mare est en continuité au nord avec la Réserve Naturelle Nationale du Marais Vernier. Le tout est inclus dans une zone

écologique protégée par l'Europe (directives Habitats et Oiseaux) et situé dans le territoire du Parc naturel régional des Boucles de la Seine Normande.

Des dysfonctionnements d'origine anthropique

Durant les années 1980, plusieurs dysfonctionnements hydrauliques et écologiques importants ont été mis en exergue.

Physiquement, la Grand'Mare s'est modifiée rapidement que ce soit au niveau de sa surface ou de sa profondeur ; si le cadastre de 1824 montre un plan d'eau de 110 ha, en 1956, celui-ci ne couvre plus que 72 ha. Au début des années 1990, sa superficie, du fait de la colonisation croissante des roseaux et des massettes, se limite à une cinquantaine d'hectares (Lecomte, 2002).

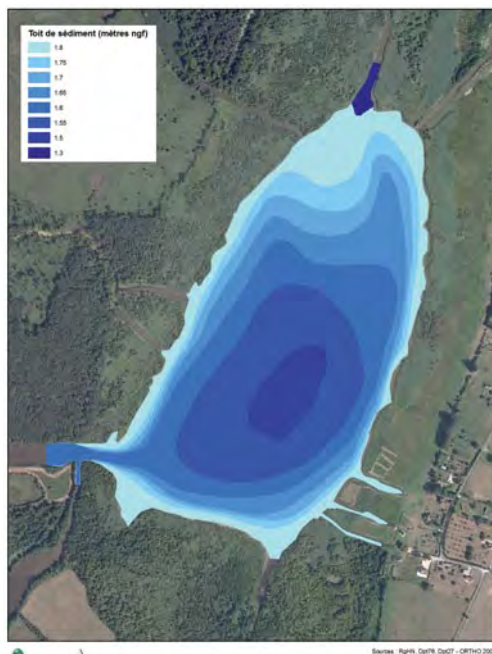
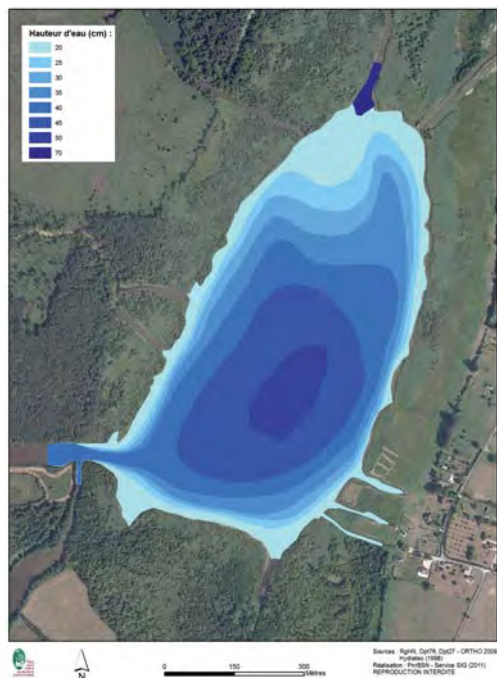
Plus grave a été la question de la profondeur et de la qualité de ses eaux. Quelques étés secs laissaient apercevoir de larges bancs de crème de vase où s'enracinaient les massettes, ce qui a encore rétréci la surface de l'étang. On y observait également une disparition des

nymphées et une prolifération des algues filamenteuses. La plupart des moules d'eau douce disparaissaient à leur tour et l'examen de la vase a permis de retrouver, à l'époque, des milliers de coquilles vides d'Anodonte et de divers gastéropodes (limnées, planorbes...) (Lecomte, 2002).

Côté poissons, les choses devenaient également calamiteuses : le brochet a vu sa population diminuer drastiquement, en particulier lors des introductions d'eau de Seine (en 1964 une remontée d'eau de Seine entraîne la mortalité immédiate d'une dizaine de tonnes de brochets). Des mortalités anormales de carpes par embolie gazeuse (expertise du SEMA-DIREN de Haute-Normandie) sont également observées (Lecomte, 2002).

Les causes anthropiques et la cinétique de cette dégradation ont été étudiées avant de lancer un programme de restauration de la Grand'Mare accompagné de diverses mesures périphériques destinées, en faisant évoluer divers usages, à prévenir le retour des causes ayant engendré ces dysfonctionnements de l'écosystème préfigurant sa disparition.

En novembre 1992, un séminaire est organisé par le Parc naturel régional des



Cartographie avant curage de la Grand'Mare en 1998 : à gauche la profondeur (bathymétrie) de la Grand'Mare, à droite l'altimétrie du sédiment de la Grand'Mare (toit du sédiment)

Boucles de la Seine Normande (ex-Brotonne) et l'Office national de la chasse avec le concours du Bureau international de recherches sur les oiseaux d'eau et les zones humides. Le thème du séminaire porte alors sur la restauration et la gestion intégrée des zones humides. Le constat principal qui ressort de ce séminaire est que la situation est devenue critique avec la fermeture du milieu en raison du boisement et de l'envasement rapide de la Grand'Mare. Les moyens à mettre en œuvre portent, entre autres, sur le curage de la Grand'Mare.

De 1993 à 1999, les études entreprises par le Parc à la suite du séminaire permettent de préciser les multiples raisons de l'envasement. Les conclusions de ces études mettent en cause les logiques successives d'aménagements (dessèchement, endiguement, remembrement) qui ont contribué à amoindrir le patrimoine naturel du site. Ainsi, le plan Marshall, réalisé entre 1948 et 1951, a eu pour conséquence principale l'effondrement des terrains tourbeux du fait du drainage et de la minéralisation de la tourbe (PNRBSN 2012).

Au niveau aquatique, l'envasement important de la Grand'Mare est de l'ordre d'un demi-centimètre par an. Plusieurs causes furent avancées :

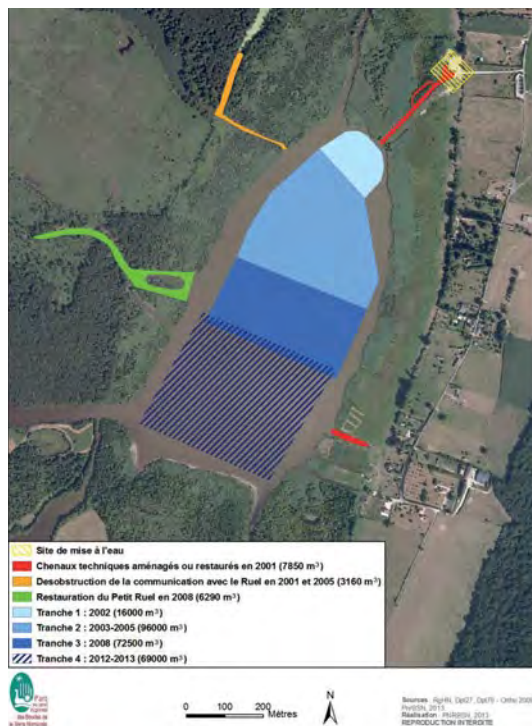
- un apport direct d'alluvions de la Seine, estimé à 200 tonnes de sédiments par an ;
- une précipitation carbonatée *in situ*, accélérée par des blooms algaux provoqués par un enrichissement des eaux en nutriments provenant des eaux de la Seine et également liés aux intrants agricoles et aux eaux usées domestiques (Lecomte 2002).

Le résultat de cette situation était alors qu'un minimum de 250 000 m³ de vase (correspondant à 100 000 tonnes de produit sec), provenant de cet envasement d'origine anthropique « obstruaient » la seule Grand'Mare.

Afin de revenir à une situation antérieure à ces événements et de restaurer l'ensemble des fonctionnalités écologiques afférentes à cet écosystème, il fut décidé d'extraire ces 250 000 m³ de vase. Ainsi, le Parc naturel régional des Boucles de la Seine Normande a inscrit ce projet dans ses priorités de l'axe 3 de sa charte 2001-2011 : « conduire le désenvasement de la Grand'Mare du Marais Vernier ».

Le curage de la Grand'Mare

L'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, propriétaire du site, en a confié la gestion à la Fédération des



Opérations de dragage réalisées sur la Grand'Mare : tranches de 1 à 4

Chasseurs de l'Eure en 1998. Pour lever des financements et mener à bien le lourd dossier du curage inscrit dans la charte 2001-2011 du Parc naturel régional, ce dernier a donc signé avec l'ONCFS une convention de mandat de maîtrise d'ouvrage.

Une première tranche de curage, incluant l'aménagement de chenaux d'accès et d'une plateforme de déchargement a été menée entre 2001 et 2002, puis une seconde entre 2003 et 2005. Enfin, la troisième tranche fut menée entre 2007 et 2008. Ces trois premières tranches ont ainsi permis d'extraire 184 500 m³ de la Grand'Mare, *sensu stricto*. À ces volumes s'ajoutent la création ou la restauration des chenaux permettant soit la navigation du matériel de chantier soit la communication avec d'autres étangs isolés ou comblés par l'envasement. Ceci concerne un total de 17 300 m³ (Vegas & Lecomte 2009).

La quatrième tranche fut réalisée en 2012 et 2013, où 69 000 m³ furent extraits, portant à 253 500 m³ la quantité de sédiments extraits de la Grand'Mare.

En termes de moyen technique, la méthodologie employée s'est affinée entre les

phases de curage avec l'utilisation d'une pelle mécanique amphibie équipée de pieds stabilisateurs et de propulseurs. L'évacuation des sédiments se réalisait à l'aide d'un pousseur qui naviguait entre le lieu d'extraction et la zone de reprise au niveau du port. Un jeu de trois caissons de 25 m³ chacun fut utilisé pour véhiculer les vases. Un premier caisson est positionné au niveau de la pelle d'extraction, le second est en transit avec le pousseur et le troisième, au niveau du port, est déchargé par une pelle qui transverse les vases dans les bennes terrestres.

Les boues extraites, après analyse, ont été épandues sur des terres agricoles du plateau permettant de régénérer et fertiliser les sols.

Un travail conséquent de désenvasement a donc été conduit, depuis 2001, en quatre tranches de travaux, avec comme résultat global l'extraction d'un peu plus de 250 000 m³ de matière. La profondeur d'extraction moyenne a été définie à 0,6 m NGF, soit un tirant d'eau de 1,50 m.

Ce projet multi-partenarial a été cofinancé par la DREAL Haute Normandie, le FEDER, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, la région Haute-Normandie, le département de l'Eure, l'ONCFS, la Fédération des Chasseurs de l'Eure et le Parc naturel régional des Boucles de la Seine Normande.

Mesures accompagnant le curage

Compte tenu du coût très élevé de la restauration de la Grand'Mare, il était indispensable de prévenir le retour des conditions qui ont engendré la dégradation de la Grand'Mare. Ceci touchait en fait à l'ensemble de la gestion du Marais Vernier et de son hydraulique.

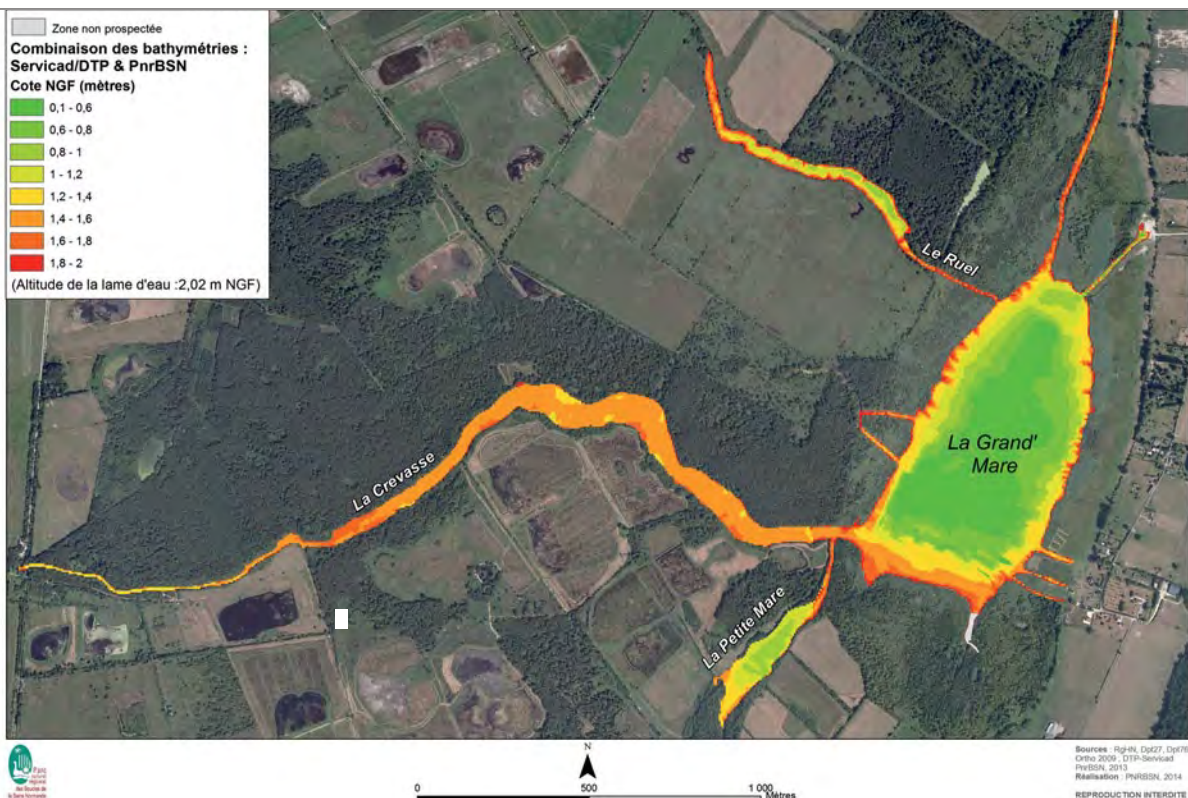
Plusieurs actions furent donc lancées afin de faire en sorte qu'à la restauration de la Grand'Mare fasse écho une restauration plus large du marais Vernier.

L'une des causes principales de dégradation de la Grand'Mare résidant dans les remontées d'eau de Seine, un arrêté préfectoral fut pris, interdisant de faire remonter de l'eau de Seine tout en fixant des nouveaux niveaux de consigne compatibles avec la survie de la masse d'eau et de la plupart des activités périphériques traditionnelles. D'autre part, la réfection totale des ouvrages de gestion de l'eau du marais (vanne automatique et clapet de marées) a été réalisée en 2001. L'Association syndicale autorisée de gestion hydraulique du Marais Vernier, gestionnaire des ouvrages, est en charge de l'application de cet arrêté.

Les eaux usées, domestiques et agricoles ont été étudiées également à l'échelle du



La Grand'Mare et ses rives



Altitude du sédiment de la Grand'Mare et de ses annexes hydrauliques après curage (2014)

Marais. Les collectivités locales se sont engagées – loi sur l'eau oblige – à une mise à niveau de l'assainissement individuel et collectif.

chasse, ONCFS, PnrBSN...) se poursuivent pour évaluer ce gain écologique. ■

L'après curage...

Suite à ce curage, la Grand'Mare a désormais une profondeur moyenne d'environ 1,5 m. Depuis la fin du curage, les mortalités piscicoles ne sont plus observées.

Les premiers effets observés concernent les paramètres physiques. En effet, a été observée une amélioration des conditions thermiques du plan d'eau, avec une baisse de la variabilité intra-journalière de la température de l'eau (Rozanska, 2011) entre la deuxième phase et la troisième phase de curage. Au niveau écologique, les résultats biocénétiques ne peuvent être immédiats du fait de l'inertie inhérente à ce genre d'écosystème.

Les suivis des différents compartiments par les différentes structures (Fédération de

Bibliographie

LECOMTE T. 2002 – *Sous l'égide du Parc Naturel, chasseurs et agriculteurs au secours de la Grand'Mare - Ou la Grand'Mare rajeunie de 10 ans !* PnrBSN, 6 p.

PNRBSN 2012 – *Dossier de presse - Quatrième tranche du Curage de la Grand'Mare*. PnrBSN, 12 p.

ROZANSKA F. 2011 – *Analyse thermique de la Grand'Mare et de ses annexes hydrauliques. De 2004 à 2011*. PnrBSN, 24 p + annexes.

VEGAS J.C. & LECOMTE T. 2009 – *Rapport d'exécution de la tranche de travaux de curage 2007-2008 & Compte-rendu de la commission technique des travaux du 30 avril 2009. Réserve de chasse et de faune sauvage de la Grand'Mare - Sainte-Opportune-la-Mare*. PnrBSN, 26 p.

Florian ROZANSKA, Parc naturel régional des Boucles de la Seine Normande.



Évaluation de la dynamique des sites naturels par l'analyse des cartes de végétation

Sébastien GALLET & Jérôme SAWTSCHUK

20 ans de restauration et de gestion sur le site mégalithique de Carnac (Bretagne).

La gestion et la restauration des sites naturels ont pour but soit de contrôler soit d'accompagner la dynamique naturelle des milieux afin de maintenir ou de revenir à un état considéré comme « satisfaisant » d'un point de vue écologique. Or cette dynamique est souvent complexe et, s'il est possible de définir de grandes trajectoires dynamiques, leur expression à l'échelle d'un site est souvent hétérogène et difficilement prévisible.

Connaître ou prévoir l'évolution du couvert végétal d'un site apparaît aujourd'hui un élément indispensable à la conception et à l'évaluation des opérations de gestion et de restauration. Dans le cas des opérations de restauration, il s'agit d'établir des « modèles dynamiques » permettant de caractériser les différentes étapes et trajectoires empruntées par les écosystèmes après la mise en défens ou la mise en œuvre de techniques de génie écologique adaptées. La construction de ces modèles se fonde soit sur les résultats de suivis spécifiques réalisés sur des sites faisant l'objet d'une attention scientifique particulière, soit par l'analyse de données existantes. Ainsi, l'une des difficultés pour l'établissement de ces « modèles », et plus globalement pour l'évaluation de la dynamique d'un site, est la disponibilité de données. Un recensement effectué en 2007 sur les opérations de restauration de végétation des falaises littorales avait montré que moins d'un tiers des sites concernés avait fait l'objet de suivis scientifique et, à de rares exceptions près, uniquement pour des durées de quelques années (Lebras, 2007). De plus, les sui-

vis mis en œuvre, généralement des transects, des cadrats ou des lignes de points-contact, s'ils sont très informatifs localement d'un point de vue scientifique, rendent difficilement compte de la variabilité spatiale des dynamiques existantes au sein d'un site et de l'évolution globale de celui-ci.

Parallèlement, des cartographies de la végétation sont réalisées couramment dans le cadre de la gestion et de la protection des sites mais restent peu exploitées d'un point de vue scientifique. On peut ainsi s'interroger sur leur utilisation potentielle pour analyser les dynamiques des milieux naturels. En effet, certains sites peuvent avoir été cartographiés à plusieurs reprises, chaque carte donnant un état spatialisé du site à un moment donné. Souvent l'analyse de ces cartes se limite à une description de l'évolution des surfaces totales occupées pour chaque « type » de végétation cartographiée. Pourtant, les outils d'analyse spatiale (SIG) et les méthodes statistiques telles que les matrices de transition offrent des possibilités d'analyses à la fois relativement simples et puissantes pour décrire les changements de la végétation. En effet, si cette approche peut paraître complexe avec la possibilité d'analyses statistiques poussées, elle peut être appliquée facilement pour quantifier et schématiser la dynamique de la végétation (Usher, 1992 ; Sawtschuk, 2010 ; Sawtschuk et Bioret, 2012).

Ces possibilités d'analyses ont ici été testées à partir de données cartographiques fiables et répétées dans le temps pour éva-

luer les pratiques de restauration et de gestion mises en œuvre sur le site des alignements de Carnac (Gallet et Sawtschuk, 2014).

Un site étudié à la loupe...

Les *Alignements de Carnac* sont mondialement connus pour leurs files de menhirs qui regroupent plus de 2 500 pierres dressées au Néolithique, il y a près de 5 000 ans. Monument Historique et propriété de l'état depuis la fin du XIX^e siècle, les alignements ont néanmoins subi de fortes dégradations dans les années 1980 du fait, principalement, d'une fréquentation excessive et surtout non gérée. Afin de stopper les processus d'érosion et de restaurer le couvert végétal du site, celui-ci a été protégé, par mise en défens, au début des années 1990, ce qui a permis la mise en place de processus de recolonisation passive de la végétation (Gallet, 2010). L'objectif fixé alors était de restaurer ou de maintenir un système de landes rases. Pendant dix ans, le site a fait l'objet d'études concernant sa fréquentation et sa gestion. Celles-ci ont abouti à la mise en place, au début des années 2000, de modalités de gestion adaptées à ses caractéristiques écologiques et archéologiques (Gallet, 2010).

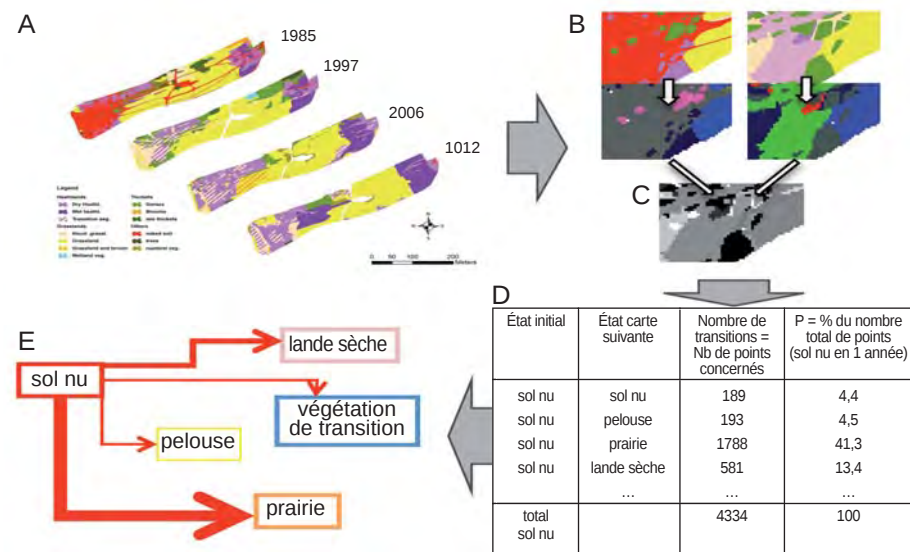
La gestion de ce site est relativement complexe, avec des secteurs historiquement

dégradés du fait d'une concentration de la fréquentation sur 10 ou 15 % du site (autour des mégalithes les plus imposants) et des secteurs n'ayant été que peu ou pas dégradés ou ayant antérieurement fait l'objet d'autres perturbations (par ex. une mise en culture). Les premiers présentent une dynamique souvent lente de recolonisation et les seconds sont sujet à une dynamique d'enrichissement ou à différents types de gestion (fauche, pâturage). La fréquentation actuelle du site, même si elle est contrôlée, induit elle-même des dynamiques spécifiques.

Depuis le milieu des années 1980, diverses cartographies ont été réalisées avec la même méthodologie (cartographie de groupements végétaux) : en 1985 (phase de dégradation), 1996 (5 ans après protection), 2004 (après 5 ans de gestion adaptée) et enfin en 2012. Ces cartes permettent donc de retracer l'évolution de la végétation au cours des différentes phases (dégradation, restauration, gestion), elles sont la base de l'étude présentée ici.

Des cartes à la matrice...

Les différentes cartes réalisées de 1985 à 2012 sont basées sur la définition d'unités de végétation homogènes définies en terme de physionomie et de dominance floristique (Gallet, 2001). L'analyse des



[1] Les étapes de création du modèle de transition. A : simplification des cartes ; B : transformation en grille de points ; C : grille de transition ; D : matrice de transition ; E : schéma dynamique

dynamiques a nécessité une simplification de ces cartes permettant de définir neuf stades ou types de végétation.

La construction des modèles dynamiques repose sur différentes étapes, permettant la transformation d'une donnée écologique et géographique (carte) en modèle statistique [1]. La première étape consiste en la transformation, sous SIG, des cartes en grilles de points (2 x 2 m) auxquels est attribuée la végétation dominante. Entre les cartes successives, le devenir de chaque point est ensuite observé et une « grille de transition » est construite. Il s'agit de définir la fréquence de chaque type de transition existant (par exemple le nombre de points de la carte présentant du « sol nu » sur la première carte évoluant vers une « lande sèche » sur la seconde). La compilation de ces grilles donne une « matrice de transition » qui peut être traduite graphiquement (Usher, 1992).

Cette analyse a été réalisée sur les secteurs des alignements de Carnac correspondant aux zones initialement les plus dégradées (Kermario et Le Ménec).

Un modèle complexe mais simplifiable...

Le modèle général obtenu sur l'ensemble des données accumulées sur le site (70 000 transitions) apparaît, comme cela

était pressenti, particulièrement complexe [2]. Il peut néanmoins être simplifié en représentant indépendamment chaque grand type de transition [3]. En effet certaines d'entre elles illustrent :

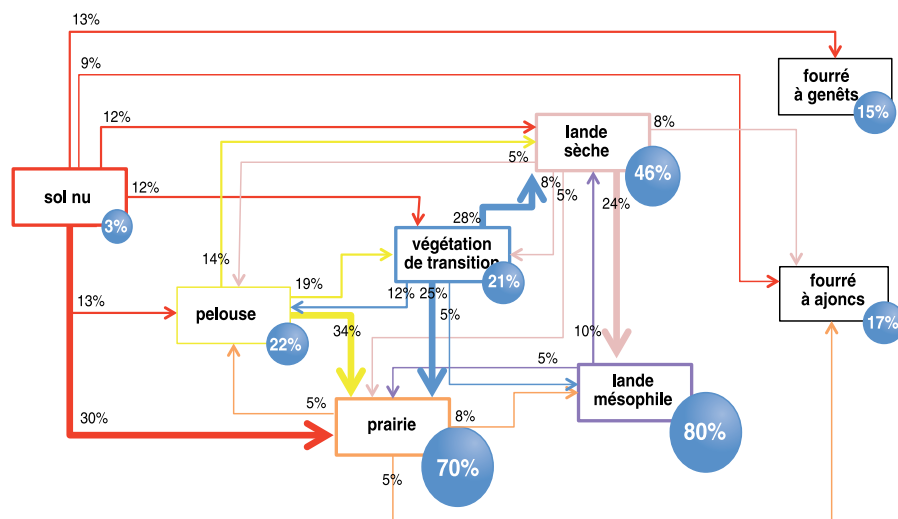
- des trajectoires de recolonisation et de restauration ;
- des évolutions liées à des opérations de gestion ;
- des trajectoires régressives pouvant indiquer la poursuite ponctuelle de processus de dégradation ;
- des dynamiques incontrôlées.

Dans le cadre de la gestion du site, les deux premiers types de dynamique peuvent être considérés comme favorables et les deux derniers comme des évolutions non souhaitées.

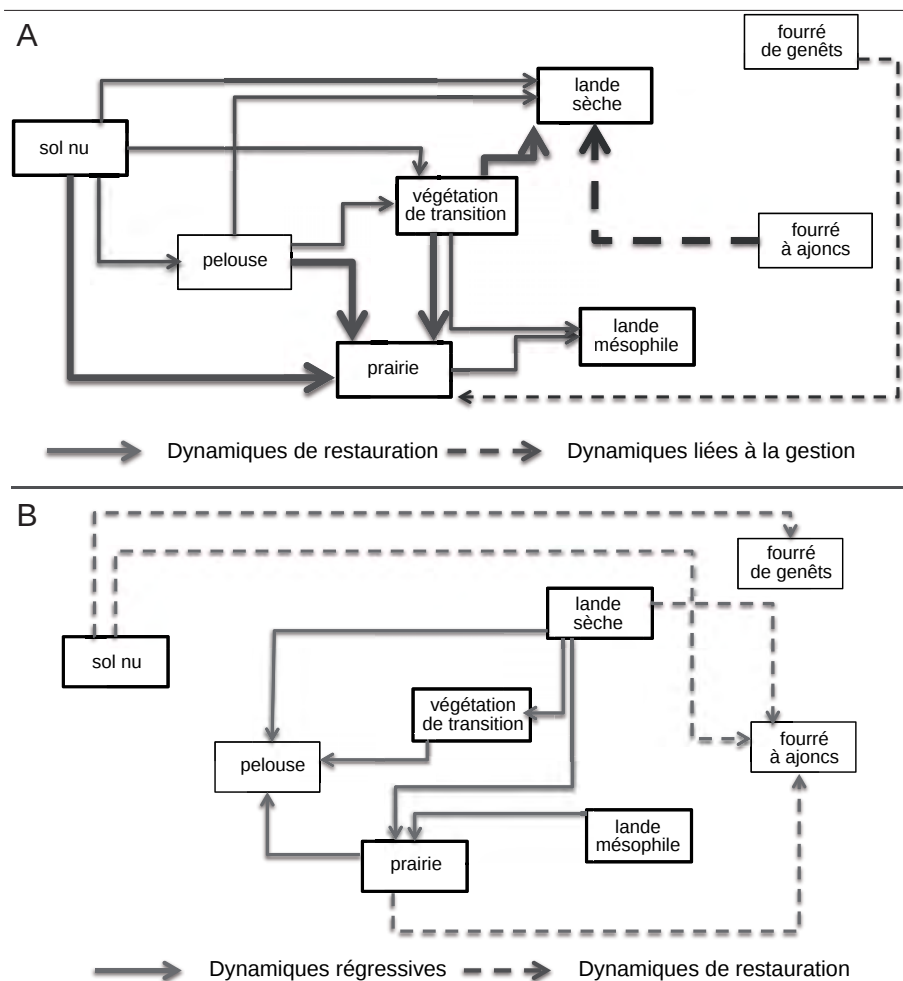
... permettant une spatialisation des objectifs

L'analyse portant sur deux secteurs des alignements de Carnac, il a été possible de construire les modèles dynamiques indépendamment pour chacun d'entre eux. En effet, ces deux secteurs présentent une organisation assez différente de la végétation et deux hypothèses peuvent l'expliquer :

- la dynamique des deux sites est similaire et les différences sont le résultat d'un état initial très différent ;
- les différences entre les états initiaux des



[2] Schéma dynamique global. L'ensemble des transitions observées entre chaque date (1985-1996 / 1996-2004 / 2004-2012), soit près de 70 000 données, est intégré (d'après Gallet & Sawtschuk, 2014).



[3] Schémas dynamiques simplifiés. A : Dynamiques liées à la restauration ou à la gestion ; B : Dynamiques défavorables régressives ou incontrôlées

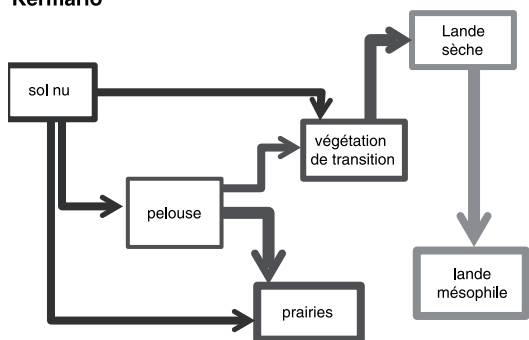
sites ont induit des dynamiques de restauration elles-mêmes différentes. C'est cette dernière hypothèse qui semble devoir être retenue au vu des modèles dynamiques [4].

En effet, le site de Kermario montre une dynamique assez classique sur un modèle sol nu pelouse lande ou prairie (Clément, 1987). En revanche, sur le site du Ménec, le sol nu évolue préférentiellement vers les systèmes prairiaux ou les systèmes de fourrés à genêt, et les landes semblent déconnectées des processus de restauration. Cette dynamique très rapide est sans doute explicable par la nature des sols, plus profonds dans ce secteur, ainsi qu'à d'anciens usages agricoles.

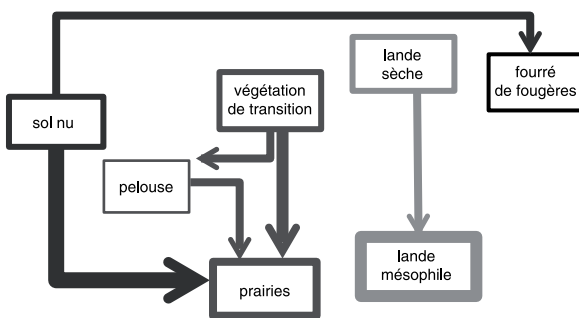
Ces deux schémas montrent la nécessité d'une gestion différente des deux sites,

mais indique également que l'objectif de restauration doit aussi être défini à une échelle plus fine que celle du site dans sa globalité. L'objectif global de restauration de « landes » défini pour les alignements au début de l'opération de restauration apparaît adapté pour le site de Kermario mais ne correspond pas à la dynamique du Ménec. Si des landes sont présentes sur ce secteur, la dynamique de restauration des secteurs anciennement dégradés concerne des espaces où elles sont peu susceptibles de s'installer sans interventions lourdes (qui sont complètement exclues sur un site archéologique comme celui-ci). Le maintien d'une mosaïque lande/prairie semble donc un objectif plus conforme aux potentialités du site.

Kermario



Le Ménéac



[4] Schémas dynamiques simplifiés des sites de Kermario et du Ménéac (d'après Gallet & Sawtschuk, 2014)

Conclusion

L'étude présentée ici a montré le fort potentiel de l'analyse des données cartographiques par la méthode des matrices de transition. Ce type d'analyse permet de caractériser finement les dynamiques végétales, notamment dans le cadre de processus de restauration, en intégrant l'hétérogénéité spatiale des sites ainsi que les pratiques et usages existants.

Compte-tenu du nombre très important de cartographies réalisées sur les sites naturels au cours des dernières décennies, il existe certainement un gisement inexploité de données qui pourrait contribuer à notre connaissance des processus dynamiques (Hearn *et al.*, 2011). Bien évidemment, il existe des limites à l'application de cette méthode : les cartes successives doivent avoir été réalisées avec une méthodologie et une typologie similaires, être fiables et avoir été réalisées à des intervalles réguliers. D'un point de vue pratique, ces schémas dynamiques, même s'ils peuvent paraître complexes, permettent d'affiner les objectifs de gestion et de restauration et de mettre en évidence des dynamiques inattendues et parfois discrètes. ■

Références

- CLÉMENT B. 1987 – *Structure et dynamique des communautés et des populations végétales des landes bretonnes*. Thèse de l'Université de Rennes 1.
- GALLET S. 2001 – *Les landes atlantiques : de l'écologie des perturbations à la gestion conservatoire*. Exemple du site mégalithique de

Carnac. Thèse de l'Université de Rennes 1, 300p.

GALLET S. 2010 – Combiner tourisme et conservation patrimoniale. Exemple d'une gestion écologique de la fréquentation sur le site mégalithique de Carnac. *Teoros*, 29, pp. 139-146.

GALLET S. & SAWTSCHUK J. 2014 – Restoration dynamics evaluation by vegetation mapping and transition matrix modelling: analysis of 20 years of restoration and management at the megalithic site of Carnac (Brittany, France). *Applied Vegetation Sciences*, 17(2), pp. 225-23.

HEARN S.M., HEALEY J.R., McDONALD M.A., TURNER A.J., WONG J.L.G. & STEWART G.B. 2011 – The repeatability of vegetation classification and mapping. *Journal of Environmental Management*, 92, pp. 1174-1184.

LEBRAS G. 2007 – *Inventaire des opérations de restauration et de réhabilitation des végétations des falaises du littoral Manche-Atlantique*. Rapport d'étude, Institut de Géoarchitecture – EA 2219-UBO, 506 p.

SAWTSCHUK J. 2010 – *Restauration écologique des pelouses et des landes des falaises atlantiques : Analyse des trajectoires successionales en environnements contraints*. Thèse de l'Université de Brest.

SAWTSCHUK J. & BIORET F. 2012 – Analyse diachronique de la dynamique spatiale de la végétation de l'estuaire de la Loire. *Photo interprétation*, 48 (3), pp. 15-28.

USHER M. B. 1992 – Statistical models of succession. In D. C. Glenn-Lewin, R. K. Peet, and T. T. Veblen, editors, *Plant succession: Theory and prediction*. Chapman and Hall, London, pp. 215-248.

Sébastien GALLET & Jérôme SAWTSCHUK, EA 2219 Géoarchitecture, Université de Bretagne Occidentale.



Évaluation écologique de la restauration et de la gestion des végétations littorales sur le territoire de Lorient Agglomération

Jérôme SAWTSCHUK, Typhaine DELATOUCHE,
Frédéric BIORET & Catherine ROBERT

Le littoral de Lorient Agglomération est caractérisé par la présence d'habitats de dunes, de pelouses et de landes littorales de fort intérêt patrimonial. Ces espaces périurbains concentrent de nombreuses activités anthropiques interagissant avec les habitats naturels. Les gestionnaires des sites Natura 2000 de l'Île de Groix et du littoral de Guidel-Ploemeur¹ ont mis en place des mesures de restauration et de gestion de la végétation. Cet article fait la synthèse des suivis disponibles.

Si une partie de l'agglomération de Lorient, troisième de Bretagne avec une population de plus 205 000 habitants en 2014, est occupée par l'urbanisation et les activités portuaires, le littoral a conservé une façade maritime naturelle importante de falaises, de dunes et d'estuaires qui constitue un atout touristique important. Depuis 50 ans, le développement du tou-

risme et de l'urbanisation a entraîné une hausse de la fréquentation et une dégradation de certains sites [1].

Depuis plus de vingt ans, les collectivités protègent les habitats naturels du littoral de Guidel-Ploemeur et de l'Île de Groix. Les gestionnaires de ces espaces² ont mis en place des actions de restauration et de gestion (maîtrise de la fréquentation, res-



Jean-Pierre Ferrand,
conseil en environnement

[1] Fréquentation et dégradation du littoral de Guidel-Ploemeur : Pointe du Talud à gauche, plage des Kaolins à droite (août 1996)

¹ Sites Natura 2000 « Île de Groix » et « Rivière Laïta, Pointe du Talud, étangs du Loc'h et de Lannéec » pour lesquels Lorient Agglomération est opérateur local.

² Conservatoire du littoral, Conseil général du Morbihan, Lorient Agglomération, communes de Groix, Guidel et Ploemeur, Fédération départementale des chasseurs du Morbihan...

tauration passive et active, gestion de la végétation par l'ouverture de milieux...) pour améliorer l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire littoraux protégés au titre de la Directive européenne « Habitats, Faune, Flore » (1992). Plusieurs suivis mis en place fournissent des jeux de données diachroniques permettant une évaluation écologique et visuelle de la dynamique de la végétation à différentes échelles spatio-temporelles et une évaluation de l'efficacité de la restauration passive ou active. Certains travaux mettent en évidence une recolonisation spontanée de la végétation efficace à court ou moyen terme (Enoul, 1995 ; Sawtschuk, 2010).

Littoral de Guidel-Ploemeur et de l'Île de Groix : dégradation, restauration et évaluation

Dégradations initiales, mesures de protection et restauration

La fréquentation non maîtrisée a des conséquences multiples : piétinement et arrachement de la végétation, tassement et mise à nu du sol, érosion par ruissel-

lement, vulnérabilité aux épisodes de tempête. Ces impacts peuvent être contrôlés par la sensibilisation, par la canalisation de la fréquentation. La mise en défens permet une restauration passive de la végétation des zones dégradées [2] et [3]. Des actions de restauration active menées de façon plus ponctuelle favorisent la recolonisation par les espèces locales quand le substrat est très altéré [4].

Littoral de l'Île de Groix

Sur le littoral de Groix, la commune et l'association Bretagne Vivante, gestionnaire de la Réserve Naturelle François Le Bail, ont débuté la gestion dès 1987, avec notamment le recul du stationnement sur les pointes de Pen Men et de l'Enfer [2]. La gestion du site Natura 2000 « Île de Groix » a permis la maîtrise de la fréquentation sur cinq pointes rocheuses³ en 2006. Les travaux les plus importants ont eu lieu à la pointe de l'Enfer [4].

Globalement, les aménagements ont été respectés localement grâce à une forte concertation en amont du projet dans le cadre des groupes de travail Natura 2000.

Littoral de Guidel-Ploemeur

Contrairement au littoral de Groix, le littoral de Guidel-Ploemeur a subi l'impact d'une



[2] Restauration passive de la végétation. Aménagement de maîtrise de la fréquentation sur Groix (recul d'aire de stationnement, pose de barrière, fil lisse...)



[3] Restauration passive de la végétation. Falaise de Guidel (de gauche à droite 2002, 2006, 2009, 2013)



[4] Restauration active de la végétation (de gauche à droite : pose de géotextile, transplants de motte, enlèvement de route)

3 Trou du Tonnerre, Pierre Blanche, Camps des Gaulois, Pointe Saint-Nicolas - Gadoéric, Pointe de l'Enfer

fréquentation très dense sur l'ensemble de sa frange côtière, entraînant, en de nombreux secteurs, la destruction de la végétation entre la route côtière et la mer. Dès 1995, le recul des stationnements a été organisé [3]. En 1998, dans le cadre de la Charte pour l'environnement et le développement durable, les élus de Lorient Agglomération ont voté un ambitieux programme de réhabilitation du littoral. Les travaux de restauration ont été réalisés par des entreprises, tandis que les agents de la Direction du patrimoine naturel en assurent l'entretien quotidien. Lorient Agglomération est devenu opérateur Natura 2000 pour le littoral de Guidel-Ploemeur, permettant une concertation dans le cadre de groupes de travail et la mise en place de suivis écologiques. Comme à Groix, la restauration passive a été privilégiée, tandis que la restauration active a été réservée à quelques secteurs emblématiques ou particulièrement dégradés (griffage, suppression de substrat exogène, transplants de mottes, fascines...).

Méthodes d'évaluation des opérations de restauration et de gestion

Afin de suivre l'efficacité des mesures de restauration et de gestion, différents suivis ont été réalisés à différentes échelles de temps et d'espace par différents acteurs pour décrire la dynamique de la végétation [T1].

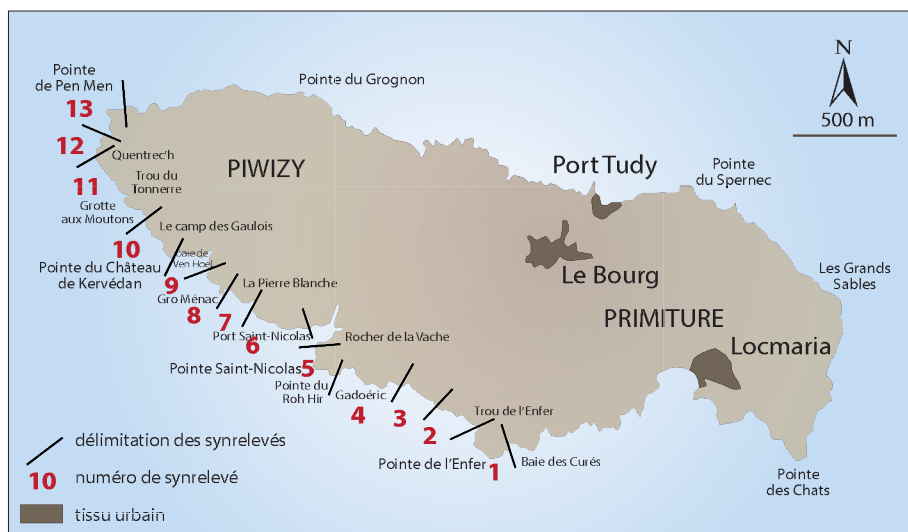
Relevés symphytosociologiques

Les suivis les plus anciens correspondent à des relevés phytosociologiques paysagers réalisés à partir de 1989 dans le cadre de travaux de recherche (Bioret, 1989 ; Bioret *et al.*, 1991). Ils concernent les falaises littorales de la côte sauvage de l'île de Groix, subdivisée en 13 secteurs géomorphologiquement homogènes [5]. Répétés en 2000, 2008 et 2013 ces relevés permettent d'évaluer l'évolution de l'artificialisation des paysages en calculant des indices paysagers de dégradation (IPD).

Suivis botaniques diachroniques

Des suivis écologiques diachroniques plus récents existent sur plusieurs sites, décrivant la dynamique de la végétation à moyen terme (5 à 10 ans) à une échelle plus fine (carrés permanents, transects). La majeure partie de ces suivis ont été mis en place de 2005 à 2014 dans le cadre de Natura 2000 sur la côte sauvage de Groix et de Guidel-Ploemeur [T1]. Ces protocoles de suivis homogènes, inspirés du guide du Conservatoire botanique national de Brest (Quéré, 2005) permettent d'évaluer la bonne atteinte des objectifs de préservation et de restauration des habitats d'intérêt communautaire et des comparaisons intersites. D'autres carrés permanents ont été réalisés par l'Université de Bretagne Occidentale (UBO) depuis 2007 à Groix dans le cadre d'un travail de recherche sur la restauration écologique passive de la végétation (Sawtschuk, 2010).

Un travail important avant le traitement des données fut l'homogénéisation de celles



[5] Localisation des synrelevés effectués sur la côte sauvage de Groix en 1989, 2000, 2008 et 2013 (F.Bioret)

Site	Type et date des suivis	Objectifs	Localisation	Réalisation
Île de Groix	Carrés permanents et transects mis en place lors des premières actions sur la RNN en 1989	Évaluation des mesures de gestion	Landes et pelouses littorales de Pen Men – Groix	Réserve naturelle François Le Bail (Catherine Robert et bénévoles)
	Diagnostic paysager (approche symphytosociologique) (13 secteurs) 1989, 2000, 2008 et 2013	Connaissance, porté à connaissance	Côte sauvage de l'île de Groix (sud-ouest)	Université de Bretagne Occidentale (UBO) F. Bioret (Bioret, 1989)
	Carrés permanents (49 carrés, le long de 3 transects), restauration passive de la végétation, Pointe de l'Enfer, 2007, 2008, 2009, 2012	Connaissance, aide à la gestion conservatoire	Pointe de l'Enfer – Groix	Université de Bretagne Occidentale (UBO) J. Sawtschuk (Sawtschuk, 2010)
	Carrés permanents et transects (30 carrés, 6 transects) 2005-2013	Connaissance, évaluation mesure de gestion Natura 2000	Côte sud/ouest de Pen Men à la Pointe de l'Enfer, Locqueltas, Stang er Marc'h – Groix	Réserve naturelle nationale François Le Bail – Île de Groix (Lorient Agglomération, 2014c ; commune de Groix, 2014)
	Observatoire photographique (11 vues aériennes)	Évaluation Natura 2000	Côte sud/ouest « Île de Groix »	Photographes Marc Rapillard et Arnel Istin (MO Lorient Agglomération)
	Cartographie des habitats (2002, 2012)	Évaluation Natura 2000	Site Natura 2000 « Île de Groix »	CBNB, TBM (CBNB, 2002 ; Lorient Agglomération, 2013b)
	Cartographie occupation du sol par photo-interprétation 1958, 1977, 2004	Plan de gestion	Île de Groix	TBM (Lorient Agglomération, 2013b)
Littoral de Guidel-Ploemeur	14 carrés permanents et 14 transects (2005, 2007, 2012)	Évaluation Natura 2000	Partie littoral de Guidel-Ploemeur du site Natura 2000	Lorient Agglomération et bureaux d'études (Stagiaire Lorient Agglomération appui CBNB, C. Fortune, R. Pradinas) (Lorient Agglomération, 2012)
	Observatoire photographique (50 vues aériennes) 1996	Évaluation du programme de réhabilitation du littoral	Partie littoral de Guidel-Ploemeur du site Natura 2000	Photographe Jean-Pierre Ferrand (MO Lorient Agglomération)
	Observatoire photographique (45 vues aériennes et 49 vues terrestres) 2002, 2007, 2012	Évaluation du programme de réhabilitation du littoral	Partie littoral de Guidel-Ploemeur du site Natura 2000	Photographe Marc Rapillard et Arnel Istin (MO Lorient Agglomération)
	40 carrés permanents (2013-2014)	Évaluation Natura 2000 mesure de gestion des dunes	Dunes du Fort du Loc'h – Guidel	Lorient Agglomération et bureau d'études (D. Cario, stagiaire Lorient Agglomération, C. Blond) (Lorient Agglomération, 2014b)
	Cartographie des habitats (1999, 2012)	Évaluation Natura 2000	Partie littoral de Guidel-Ploemeur du site Natura 2000	Bureaux d'études (Ouest-Aménagement et J.-P. Ferrand ; TBM) (Lorient Agglomération, 2010 ; Lorient Agglomération, 2014a)

[T1] Récapitulatifs des suivis écologiques et photographiques utilisés pour l'évaluation des sites Natura 2000 de l'Île de Groix et du littoral de Guidel Ploemeur (pour les références des études, consulter la bibliographie).

issues des différentes campagnes de suivis. Pour faciliter la comparaison et l'analyse de ces jeux de données, des groupes écologiques ont été considérés, en regroupant certaines espèces indicatrices selon leur appartenance phytosociologique, les types biologiques et l'autoécologie des espèces vis-à-vis des contraintes : sel, humidité, perturbations (Sawtschuk, 2010). Ainsi ont été distinguées les espèces chasmo-halophiles à halo-nitrophiles (*Crithmum maritimum*, *Spergula rupicola*, *Frankenia laevis*), les espèces de pelouse écorchée (*Plantago coronopus*, *Sagina maritima*), les espèces de pelouse aéro-haline (*Festuca rubra* subsp. *pruinosa*, *Armeria maritima*, *Daucus carota* subsp. *gummifer*), les espèces de pelouse rase (*Vulpia bromoides*, *Aira praecox*, *Anthoxantum aristatum*, *Sedum anglicum*), les espèces de lande et de pelouses landicoles (*Agrostis capillaris*, *Ulex gallii*)...

La contribution spécifique de ces groupes écologiques a ensuite été analysée pour chaque relevé, en transformant les coefficients d'abondance dominance en pourcentage de recouvrement. L'évolution des contributions des différents groupes écologiques permet d'illustrer les successions de végétations postérieures aux opérations de restauration. Si les intitulés des groupes écologiques ne sont pas iden-

tiques entre les deux zones d'études, ils caractérisent bien les mêmes compartiments écologiques. Par exemple, le groupe écologique de pelouse écorchée défini pour le littoral de Groix correspond au groupe des espèces des zones piétinées défini pour le littoral de Guidel-Ploemeur.

Cartographie des habitats naturels, occupation du sol et observatoires photographiques

Ces suivis écologiques sont complétés par des cartographies des habitats naturels sur les sites Natura 2000. Parallèlement, un travail de photo-interprétation sur l'île de Groix (Lorient Agglomération, 2013b), des suivis photographiques au niveau du sol [6] et des clichés aériens [7] sont réalisés régulièrement selon le même angle de vue, permettant d'évaluer visuellement l'évolution de la physionomie de la végétation.

Résultats des suivis : côte sauvage de l'île de Groix

Relevés symphytosociologiques

Entre 1989 et 2013, l'indice paysager de dégradation (IPD) varie fortement d'un site



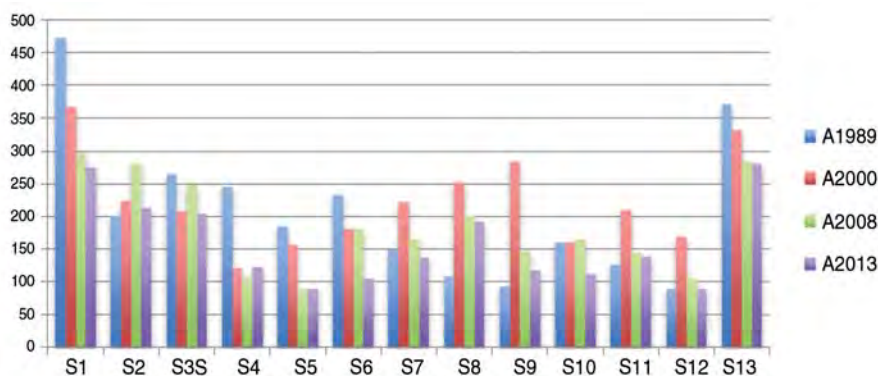
Marc Rapillard

[6] Phare de Kerroc'h, Pointe du Talud, Ploemeur : 2002-2012

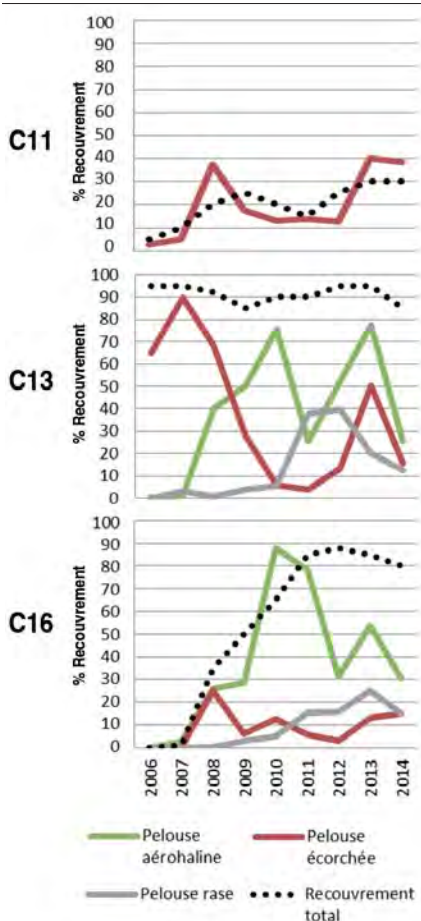


Armel Istin et Marc Rapillard

[7] Pointe de l'Enfer (Groix) : 2007 (à gauche) et 2012 (à droite)



[8] Exemple de résultat obtenu par comparaison des synrelevés : niveau de dégradation des végétations exprimé par l'indice paysager de dégradation (IPD)



[9] Exemple de 3 carrés permanents : C11 zone pionnière très dégradée, C13 zone de pelouse peu dégradée, C16 zone de restauration active (géotextile et décompactage), données RNN (Commune de Groix, 2014)

à l'autre pour les végétations dégradées [8]. Dans une très large majorité des sites, la tendance générale est à la baisse de l'IPD. À l'échelle des 13 sites étudiés, l'indice de dégradation moyen augmente légèrement entre 1989 et 2000, puis diminue sensiblement jusqu'en 2013.

Évaluation de la restauration de la végétation par relevés diachroniques : exemple du site de la Pointe de l'Enfer (île de Groix)

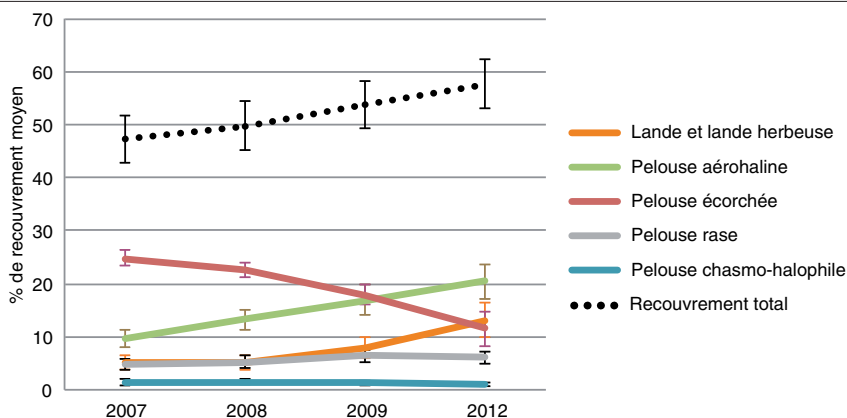
Le site de la Pointe de l'Enfer concentre l'essentiel des suivis disponibles concernant la restauration de la végétation. Les carrés permanents réalisés par la RNN présentent l'avantage d'avoir été suivis de manière continue depuis 2006 [9], et ceux réalisés par l'UBO donnent une vision plus globale des successions se déroulant sur le site [10]. La comparaison de clichés aériens de 2007 et 2012 permet d'illustrer la cicatrisation progressive du tapis végétal [7]. L'analyse par groupe écologique permet de synthétiser la dynamique de la végétation.

On observe globalement une dynamique progressive de la végétation qui se caractérise :

- dans les secteurs les plus dégradés par une colonisation des espèces pionnières de pelouse écorchée lors des premières années suivant la mise en défens ;
- dans les secteurs moins dégradés, par un changement de la composition spécifique caractérisé par une régression du recouvrement des espèces de pelouse écorchée et l'arrivée d'espèces de pelouse aérohaline, de pelouse rase ou de lande.

Cartographie des habitats naturels

La cartographie des milieux naturels réalisée sur 1 606 ha du site Natura « île de Groix » (Lorient Agglomération, 2012) met



[11] Évolution du recouvrement par groupe écologique entre 2007 et 2012 sur le site de la Pointe de l'Enfer. Recouvrement moyen calculé à partir de 49 carrés situés sur la zone mise en défens en 2006 (Sawtschuk, 2010).

en évidence le fort intérêt patrimonial des milieux naturels : **173 ha d'habitats d'intérêt communautaire** soit 10,75 % de la surface cartographiée, dont 18 ha d'habitats prioritaires (lande à bruyère vagabonde et ormaie littorale).

Résultats des suivis : littoral de Guidel-Ploemeur

Les **cordons dunaires** présentent une diversité de groupements végétaux et une superficie remarquable. On y retrouve tous les habitats des grands systèmes dunaires sud-armoricains. En 2012, 60 % des espèces végétales inventoriées sont caractéristiques d'habitats dunaires d'intérêt communautaire et 8 % d'espèces sont indicatrices de perturbation (espèces nitrophiles, rudérales ou de fourrés). Globalement, les habitats dunaires sont en meilleur état de conservation qu'en 2005.

Les **pelouses aérohalines** et **groupements de dalles** sont situés sur les éperons rocheux surplombant la mer. Les habitats variés à l'échelle du site étaient dégradés avant les aménagements. En 2012, une forte contribution des espèces des zones piétinées, des espèces rudérales et des espèces nitrophiles et prairiales (30 %) indique un état de conservation moyen [12] et [13]. La restauration est très lente mais encourageante [12].

Les **landes**, présentes en massifs denses en retrait du littoral, sont les habitats qui présentent le meilleur état de conservation. La plupart des espèces inventoriées sont typiques de milieux acides oligo-

trophes. Les suivis montrent une stabilité des landes. Cependant, la fermeture naturelle du milieu vers un fourré à ajoncs d'Europe reste à surveiller. Des tranchées gyrobroyées dans un but cynétique permettent l'expression de cortèges de pelouses au contact des landes sèches, ou de prairies humides oligotrophes au contact des landes mésophiles.

Suivis photographiques

Composé de 45 vues aériennes et de 49 vues terrestres sur le littoral de Guidel-Ploemeur, l'observatoire photographique du littoral est complémentaire des suivis botaniques. Il permet de comprendre d'un point de vue visuel les grandes évolutions du territoire suite aux aménagements mis en place. Les photos ont été prises exactement au même endroit, avec le même cadre de vue depuis 2002.

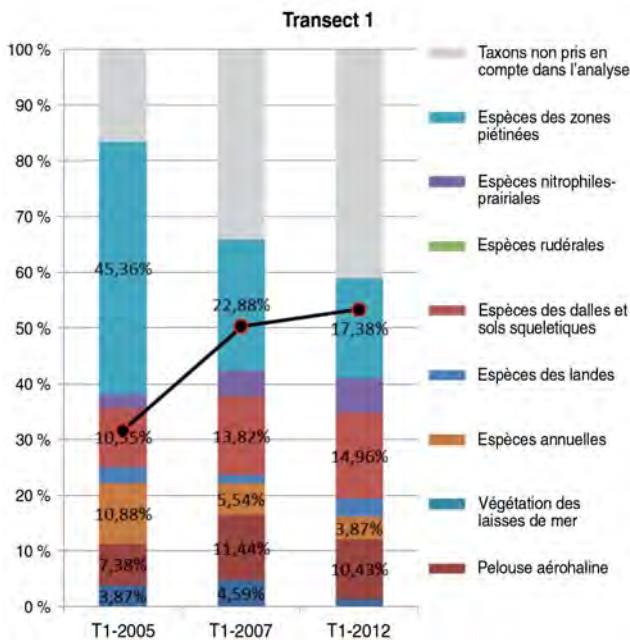
Cartographie des habitats naturels

La cartographie des milieux naturels réalisée sur 687 ha de la partie littorale de Guidel-Ploemeur du site Natura 2000 « Rivière Laïta, Pointe du Talud, étangs du Loc'h et de Lannénec » (Lorient Agglomération, 2014a) met en évidence le fort intérêt patrimonial des milieux naturels littoraux de Guidel-Ploemeur : 157 ha d'habitats d'intérêt communautaire (dunes, landes, pelouses et falaises littorales...).

Discussion

Restauration passive et active de la végétation, deux outils complémentaires et efficaces à moyen terme

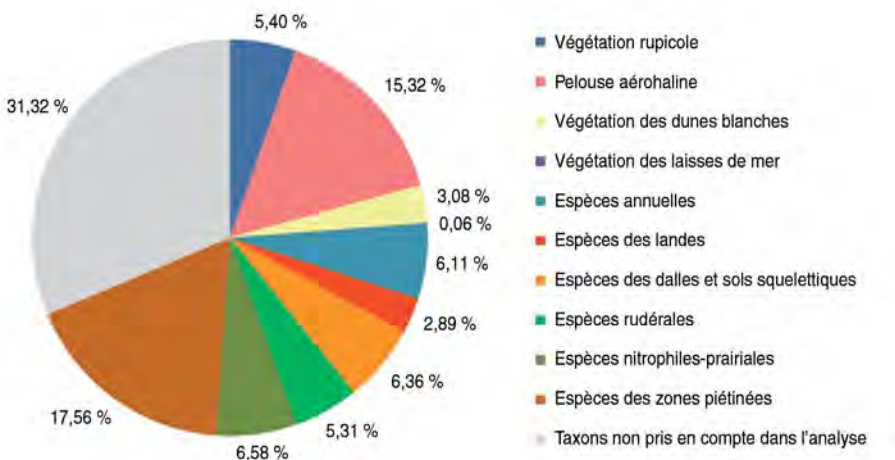
Les suivis disponibles à long terme sur des secteurs très dégradés par la fréquenta-



[12] Graphique de résultats pour le transect 1 au phare de Kerroc'h, Ploemeur : augmentation du recouvrement de la végétation (en noir) ; réduction de la contribution des espèces des zones piétinées, augmentation de la contribution des espèces d'habitats d'intérêt communautaire (pelouses aérohalines, dalles et sols squelettiques)

tion montrent que la recolonisation passive des végétations se caractérise par l'apparition d'un stade pionnier pouvant durer une dizaine d'années, notamment dans les zones les plus exposées au vent et aux embruns (Sawtschuk, 2010), et qui précède la reconstitution de la pelouse aérohaline ou de la lande. Ces résultats sont en cohérence avec ceux obtenus sur d'autres sites en cours de restauration (Pointe du Raz, Belle-Île, Cap Fréhel, Cap

d'Erquy). La succession peut être plus lente et plus chaotique dans des zones très dégradées et/ou dans les secteurs les plus exposés, en bordure de falaise. Depuis 2006 sur la Pointe de l'Enfer [10], une colonisation par une pelouse écorchée pionnière remplacée progressivement par des espèces de pelouse aérohaline et de pelouse rase peut être suivie par des phases de régressions liées probablement à des événements météorologiques (fortes



[13] Contribution spécifique des différents groupes écologiques sur l'ensemble des transects situés sur les falaises et pelouses sur le littoral de Guidel-Ploemeur en 2012

tempêtes de l'hiver 2013-2014, sécheresse).

Les méthodes de restauration active relevant du génie écologique permettent d'accélérer à court ou à moyen terme la trajectoire successionnelle, en se substituant à la reconstitution progressive du substrat lors du stade pionnier. Cela peut être utile pour matérialiser visuellement la limite d'un chemin [4], pour limiter l'accès à une zone en restauration passive, ou pour stopper un processus d'érosion (Sawtschuk *et al.*, 2012). Restaurations passive et active étant complémentaires, la restauration active se justifie moins à long terme, au vu de l'efficacité globale de la recolonisation spontanée (Enoul, 1999 ; Sawtschuk *et al.*, 2010). En modifiant artificiellement les conditions du substrat, certaines méthodes actives peuvent favoriser une évolution des successions végétales vers des stades dynamiques non souhaités. Il est préférable de limiter ces opérations actives à des surfaces peu importantes, ou d'expérimenter leurs effets sur de petites surfaces avant de les généraliser.

La restauration passive reposant sur les processus naturels de succession présente l'avantage de limiter les risques d'« erreurs de manipulation » de l'écosystème. Il est recommandé d'appliquer le principe de l'intervention minimale (Prach & Hobbs, 2008) qui a de plus l'avantage de réduire les coûts des opérations.

Il faut noter qu'au niveau des hauts de falaises les plus exposés, certaines zones

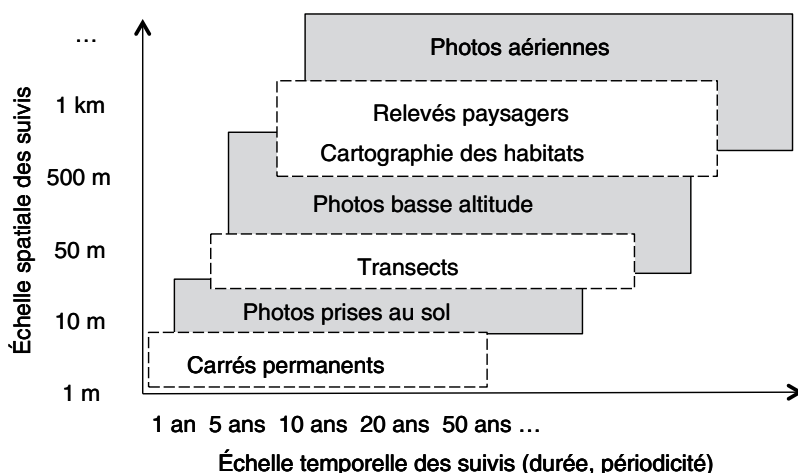
sont naturellement dépourvues de végétation permanente dense. Il est donc nécessaire de bien connaître l'écosystème de référence pour ne pas se tromper de cible lors d'une opération de restauration ou pour l'évaluation de l'état de conservation.

Sur les cordons dunaires, les espèces sont mieux adaptées aux changements de conditions écologiques (engraissement et dégraissage des dunes par les tempêtes). Les suivis écologiques montrent une restauration rapide des milieux sur un substrat adéquat présentant déjà une banque de graines locales.

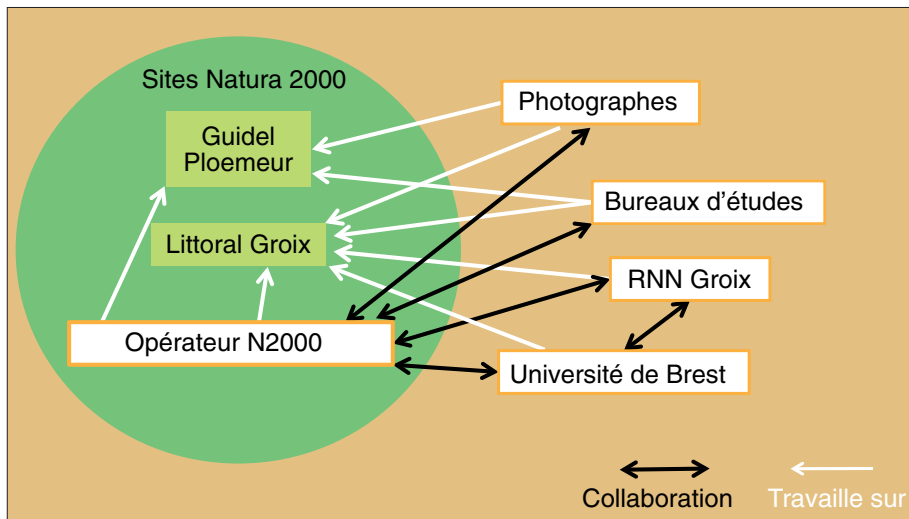
Intérêt des suivis diachroniques pour l'évaluation des opérations et pour développer la recherche

Les suivis diachroniques à différentes échelles spatio-temporelles [13] permettent de disposer de séries de données à long terme pouvant être exploitées dans le cadre de partenariats entre les scientifiques et les gestionnaires. L'utilisation des groupes écologiques permet de mieux interpréter les dynamiques des milieux pour comprendre les potentialités d'un site et d'en optimiser la gestion conservatoire. Les observatoires photographiques permettent quant à eux l'illustration pédagogique des résultats. Ces suivis sont des outils d'évaluation et d'aide à la décision qui orientent les actions de gestion, justifient l'intérêt des dépenses et indiquent l'évolution de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire.

Les connaissances acquises sont utilisées pour réaliser les études d'incidences



[13] Différentes échelles spatio-temporelles pour les suivis écologiques (cadre en pointillé = suivis écologiques ; cadre gris = suivis visuels)



[14] Natura 2000, une mise en réseau des acteurs de la gestion des espaces naturels

Natura 2000 pour les projets d'aménagement ou les manifestations sportives et culturelles, afin de limiter l'impact des activités humaines sur les habitats et les espèces.

Les suivis diachroniques réalisés dans le cadre d'opérations de restauration ou de gestion de la végétation représentent un matériel de recherche encore sous-exploité. Ils permettent de comprendre l'évolution à long terme des écosystèmes en relation avec les activités anthropiques. Étendus à des sites de référence ne présentant pas ou peu de dégradations, ces suivis permettraient d'évaluer les changements à moyen ou long terme des écosystèmes littoraux.

Rôle crucial de l'animation du réseau d'acteurs de l'environnement

Le chargé de mission Natura 2000 assure le lien entre les chercheurs, les gestionnaires (collectivités, associations...) et les bureaux d'études [14]. Il joue un rôle crucial dans le recueil et la conservation des données existantes et dans la mise en place de partenariats et d'échanges portant sur la restauration et la gestion des espaces naturels. Il peut aussi valoriser et diffuser les résultats à différentes échelles et sous différentes formes : conférences, visites grand public, outils de sensibilisation et supports pédagogiques, communication auprès des élus territoriaux, participation aux différentes instances de gouvernance, communications scientifiques... ■

Bibliographie

BIORET F. 1989 – Contribution à l'étude de la flore et de la végétation de quelques îles et archipels ouest et sud armoricains. Thèse, Université de Nantes.

BIORET F., BOUZILLÉ J.-B., GÉHU J.-M. & GODEAU M. 1991 – Phytosociologie paysagère du système pelouses-landes-fourrés des falaises des îles ouest et sud armoricaines. *Colloques phytosociologiques*. XVII. Symphytosociologie et paysages. Versailles, 17, pp. 129-142.

CBNB 2002 – Site Natura 2000 « Île de Groix » – Inventaire et cartographie des habitats terrestres. Base d'Information Géographique « Groix ». Conservatoire botanique national de Brest : Christophe Bougault, Marion Hardegen, Emmanuel Quéré.

COMMUNE DE GROIX 2014 – Suivis des landes à bruyères vagabondes et cendrées sur le site Natura 2000 « Île de Groix ». Relevés phytosociologiques de 2005 à 2014. Association Bretagne Vivante – Catherine Robert.

ENOUL P. 1999 – Restaurer nos espaces naturels. Bilan d'un savoir-faire en Bretagne. Institut Régional du Patrimoine. 55 p.

PRACH K. & HOBBS R. J. 2008 – Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16(3), pp. 363-366.

QUÉRÉ E. 2005 – Guide méthodologique pour la mise en place de suivis de la végétation dans les sites Natura 2000. CBNB. 82 p.

LORIENT AGGLOMÉRATION 2007 – Suivi de l'efficacité des mesures de gestion site Natura 2000 « Pointe du Talud, étangs du Loc'h et de Lannédec ». Bureau d'études : Claudine Fortune, 54 p.

LORIENT AGGLOMÉRATION 2010 – Document d'objectifs du site Natura 2000 « Rivière Laïta, Pointe du Talud, étangs du Loc'h et de Lannénec », 317 p.

LORIENT AGGLOMÉRATION 2012 – Évaluation de l'efficacité des mesures de gestion des habitats d'intérêt communautaire littoraux de Guidel-Ploemeur, site Natura 2000 FR 5300059 « Rivière Laïta, Pointe du Talud, étangs du Loc'h et de Lannénec ». Relevés phytosociologiques, analyse et interprétation des résultats de 2005, 2007 et 2012. Bureau d'études TBM – R. Pradinas, 56 p.

LORIENT AGGLOMÉRATION 2013a – Mise en place d'un suivi botanique pour évaluer les mesures de suppression de fourrés pour la restauration de dunes grises. Mémoire de David Cario, Licence Professionnelle Aménagement du Paysage, Spécialité Coordonnateur de Projets : patrimoine naturel et paysages littoraux, Université de Bretagne Occidentale, 52 p.

LORIENT AGGLOMÉRATION 2013b – Étude sur les espaces agronaturels – Cartographie des habitats de l'Île de Groix – Détermination des vocations potentielles – Proposition d'actions de gestion planifiées. Bureau d'études TBM, 215 p.

LORIENT AGGLOMÉRATION 2014a – Site Natura 2000 FR5300059 « Rivière Laïta, Pointe du Talud, étangs du Loc'h et de Lannénec » cartographie des habitats terrestres et des espèces végétales d'intérêt communautaire et proposition de mesures de gestion. Bureau d'études TBM, 168 p.

LORIENT AGGLOMÉRATION 2014b – Évaluation de l'efficacité des mesures de gestion des habitats d'intérêt communautaire. Fort du Loc'h à Guidel. Relevés botaniques. Cyrille Blond – Consultant Faune-Flore.

LORIENT AGGLOMÉRATION 2014c – Suivi de la restauration des pelouses littorales secteur Enfer – Locqueltas – Stang Ar March sur le site Natura 2000 « Île de Groix ». Relevés phytosociologiques de 2005 à 2014. Association Bretagne Vivante – Catherine Robert.

SAWTSCHUK J. 2010 – Restauration écologique des pelouses et des landes des falaises

littorales atlantiques : analyse des trajectoires successionales en environnement contraint. Thèse Université de Bretagne occidentale, Brest, 395 p.

SAWTSCHUK J., BIORET F. & GALLET S. 2010 – Spontaneous Succession as a Restoration Tool for Maritime Cliff-top Vegetation in Brittany, France. *Restoration Ecology*, 18(s2), pp. 273-283.

SAWTSCHUK J., GALLET S. & BIORET F. 2012 – Evaluation of the most common engineering methods for maritime cliff-top vegetation restoration. *Ecological Engineering*, 45, pp. 45-54.

STURBOIS A. 2005 – Gestion conservatoire des habitats, Approche appliquée au littoral de la Communauté d'Agglomération du Pays de Lorient. Mémoire MST AMVDR, Université de Rennes 1, 57 p.

La plupart des études documents sont téléchargeables sur les sites <http://laitaguidel-ploemeur.n2000.fr/> et <http://groix.n2000.fr/>.

Remerciements

Nous remercions les partenaires qui ont permis la réalisation de ces différentes études : Lorient Agglomération, Région Bretagne, DREAL Bretagne, Ministère de l'Écologie, Union Européenne (FEADER et LEADER), Conseil général du Morbihan, ainsi que les différentes personnes qui ont réalisé les suivis et/ou contribué à la relecture de l'article : Anthony Sturbois, Romain Pradinas, Claudine Fortune, Cyrille Blond, David Cario, Maxime Leroy et les nombreux bénévoles de la RNN François Le Bail.

Jérôme SAWTSCHUK, Frédéric BIORET, EA 2219 Géoarchitecture, Université de Bretagne Occidentale

Typhaine DELATOUCHE, Lorient Agglomération, Direction environnement et développement durable, chargée de mission Natura 2000 pour le littoral de Guidel-Ploemeur et de Groix

Catherine ROBERT, Réserve naturelle François Le Bail de Groix, Bretagne Vivante – SEPNB

Les publications de Bretagne Vivante – SEPNB



Bretagne Vivante,

La revue semestrielle pour tous ceux qui nous soutiennent : nos actualités, actions militantes, études naturalistes, portraits de bénévoles et de salariés...



Penn ar Bed,

La revue naturaliste des passionnés de la nature en Bretagne. 61 ans d'existence. N'attendez pas que les numéros soient épuisés pour vous abonner ou vous réabonner.

L'Hermine vagabonde,

Le magazine trimestriel des curieux de la nature. Pour petits et grands, à partir de 8 ans.



Retrouvez tous les thèmes abordés par les publications de Bretagne Vivante sur son site : www.bretagne-vivante.org

PENN AR BED 220 PENN AR BED 220 PENN AR BED 220

