

QUELS OBJECTIFS DE RESTAURATION POUR UN ANCIEN POLDER DE LA BASSE VALLÉE DU VISTRE ?

André MAUCHAMP¹ & Patrick GRILLAS¹

SUMMARY

In areas deeply modified by human activities, the target ecosystems for restoration and/or rehabilitation projects can seldom be related to known reference systems accepted by all parties. Such projects are hence constructed around objectives defined with the owner according to a combination of biological, hydrological, social and political criteria. The rehabilitation on the Vistre marshes (Gard, France) was in such a way orientated by multiple objectives.

The change of the fallow land towards a wetland with floodplain functions, a regional patrimonial value, can be considered a success. The area is dry by the end of summer and is filled annually by autumn floods. It supports fish communities that attract fish eating birds. The colony of tree nesting herons is one of the most important of the region, and hosts a significant proportion of the French population of Squacco Heron (*Ardeola ralloides*). Moreover, it was turned into a Nature Reserve before the end of the project. However, a detailed analysis leads to a more critical evaluation of the multi-objective choice done initially. It led to abundant and costly monitoring studies that did not necessarily provide useful answers. It was for example not possible to conclude to what extent the area was a sink for nutrients. The need for social and economic studies was under-evaluated despite objectives of human use (hunting, grazing and reed harvesting).

It was concluded that such a project should be more strictly aimed to few targets, monitored and evaluated rigorously. Additional biological, hydrological, economical or social issues, in that case would be taken into account only when compatible with the priority objectives set. The initial choices have to be defined carefully and agreed upon by all stakeholders.

RÉSUMÉ

Dans des zones fortement modifiées par les activités humaines, les systèmes visés par des projets de restauration et/ou de réhabilitation ne peuvent que rarement être définis par rapport à des écosystèmes de référence connus et acceptés par tous. Les projets sont donc construits autour d'objectifs déterminés avec les commanditaires selon des critères biologiques, hydrologiques, sociaux et politiques. La réhabilitation de marais dans la basse vallée du Vistre (Gard, France) a ainsi été orientée par de multiples objectifs.

Le retour d'une friche agricole à une zone humide qui assure son rôle de plaine d'inondation, et qui a une valeur patrimoniale régionale, peut être considéré comme un

¹ Station Biologique de la Tour du Valat, Le Sambuc, F 13200 Arles.
E-mail : mauchamp@tourduvalat.org, grillas@tourduvalat.org

succès. La colonie de hérons arboricoles y est une des plus importantes de la région et abrite une proportion significative de la population française de Héron crabier (*Ardeola ralloides*). L'analyse détaillée des divers aspects amène cependant à une évaluation plus critique du caractère multi-objectifs du projet qui a conduit à de nombreux suivis dont certains n'ont pas répondu aux questions posées. Il n'a pas été possible par exemple de conclure sur le caractère source ou puits pour les nutriments. L'importance des études sociales et économiques, malgré des objectifs d'usage, n'a pas été assez prise en compte.

Nous concluons qu'un tel projet doit être centré sur peu d'objectifs, suivis et évalués avec rigueur, et qui auront été l'objet d'un consensus initial. Les autres demandes, biologiques, hydrologiques, économiques ou sociales, des acteurs et/ou commanditaires, ne seront prises en compte que si elles sont compatibles avec ces objectifs prioritaires et serviront surtout à définir les limites d'intervention.

INTRODUCTION

Tout projet d'intervention sur le fonctionnement ou la dynamique des écosystèmes doit avoir des objectifs clairs, avec leurs modes d'évaluation appropriés (Brinson & Rheinhardt, 1996 ; Bakker *et al.*, 2000). Selon les cas, les objectifs sont définis au niveau de populations d'espèces particulières, de la structure de la végétation ou des écosystèmes (Montalvo *et al.*, 1997 ; Kershner, 1997 ; Bakker & Berendse, 1999 ; Seliskar & Gallagher, 2000). Ils peuvent également être définis par des fonctions, des processus écologiques, ou des services rendus par les écosystèmes (Loucks, 1990 ; Jorgensen *et al.*, 1995). La fréquence des inondations, plus ou moins catastrophiques, l'amélioration et la diffusion des connaissances sur les relations entre les zones humides et la qualité des eaux ont par exemple suscité une demande sociale croissante pour la restauration des zones humides et de certaines de leurs fonctions (écrêtage, dénitrification,...). Cet intérêt pour les zones humides conduit à une multiplication des attentes de la part du public et des gestionnaires qui s'ajoutent aux contraintes techniques et aux dynamiques naturelles des écosystèmes. La mise en cohérence des différents objectifs est un enjeu majeur dans la planification d'un projet de restauration et son acceptation sociale en dépend. L'objectif de cet article est d'analyser la diversité des demandes et leurs conséquences sur le développement d'un projet de restauration d'une zone humide riveraine située dans un contexte très anthropique, les marais de la basse vallée du Vistre, Gard, France, opération réalisée entre 1995 et 1999.

RESTAURATION — RÉHABILITATION

Le terme restauration écologique *sensu lato* recouvre trois approches de l'intervention sur un écosystème. La restauration au sens strict désigne la remise dans un état initial défini, considéré comme « naturel », d'un système perturbé par l'activité humaine (National Research Council US, 1992). La réhabilitation est définie (Lewis, 1990 ; National Research Council US, 1992) comme la reconstitution d'un écosystème fonctionnel, et plus particulièrement de certaines de ses fonctions considérées comme importantes. L'objectif de la réhabilitation sera de remettre un écosystème sur une trajectoire d'évolution spontanée favorable, le système résultant n'ayant pas nécessairement de fortes similitudes avec un état initial non perturbé. D'un point de vue sémantique, il n'est pas évident que le terme

« réhabilitation » soit plus approprié que celui de restauration et ces définitions ne sont pas universellement acceptées (Wheeler, 1995 ; Aronson *et al.*, 1993). Toutefois, il est important de faire la nuance entre les deux concepts afin de clarifier les objectifs d'un projet. Ces nuances sont particulièrement discutées aux Etats-Unis où des écosystèmes à peu près intacts existent encore aujourd'hui. Enfin la réaffectation (Lewis, 1990) correspond à la création d'un nouvel écosystème différent du système préexistant avec une valeur ajoutée naturelle et correspondant à des besoins nouveaux. Il s'agira par exemple de la création d'une zone humide dans une gravière abandonnée.

En France, en Europe et autour du bassin méditerranéen, les écosystèmes naturels n'existent plus en basse altitude depuis longtemps. C'est particulièrement vrai dans les zones humides littorales dont la productivité et les ressources ont été intensivement exploitées par l'homme à travers les âges (agriculture, élevage, pêche, chasse, sel,...) et dont les bassins versants sont de plus en plus anthropisés. Il ne s'agira donc pas de restauration au sens strict de zones humides dans la mesure où on ne peut pas définir d'écosystème originel et que certaines fonctions seront privilégiées (Lewis, 1990 ; National Research Council US, 1992). Dans ces conditions, les objectifs peuvent être fixés soit autour d'un état antérieur déjà plus ou moins fortement anthropisé, soit autour d'un état nouveau satisfaisant les besoins actuels.

Il est nécessaire de bien délimiter dans le temps la phase de réhabilitation au cours de laquelle des changements importants et rapides sont attendus, et la phase suivante pendant laquelle les écosystèmes continuent à évoluer en fonction de processus endogènes (accumulation de matière organique, dispersion et croissance des plantes, évolution des populations animales) ou exogènes (fluctuations climatiques, événements « catastrophiques » comme des crues, actions de gestion) (Loucks, 1990 ; Preen *et al.*, 1995). Les options d'intervention choisies pour la première phase de la réhabilitation diffèrent de celles de la seconde phase de gestion, en termes d'outils et d'objectifs. L'évaluation des résultats doit être basée sur des indicateurs appropriés mesurés sur une période suffisante en intégrant les multiples causes de variation temporelle (Kentula *et al.*, 1993 ; White & Walker, 1997 ; Michener, 1997).

OBJECTIFS

LES OBJECTIFS VISÉS

La définition des objectifs établit les résultats attendus, oriente le plan d'action et influence le programme de suivi (Ehrenfeld, 2000). Les objectifs opérationnels sont définis selon deux axes principaux : les potentialités du site et les objectifs généraux des gestionnaires. La gamme des écosystèmes cibles possibles reflète la diversité des trajectoires d'évolution (aléas des processus écologiques) et la nature et l'intensité des aménagements réalisés. Les objectifs des gestionnaires peuvent être définis par rapport à un état de référence historique ou selon les caractéristiques souhaitées en termes de structure, de fonctionnement ou d'usages. Le choix varie en fonction de la perception des enjeux locaux, du poids relatif des groupes de pression associés, et du coût. Les différents types d'objectifs ne sont pas indépendants, ni mutuellement exclusifs. Ils sont plus ou moins précis et faciles à atteindre (Kus-

ler & Kentula, 1990 ; Zedler, 2000). A chacun correspond une série de suivis et d'indicateurs. En outre, pour chaque objectif et indicateur choisis, les valeurs de référence et des écarts tolérés à ces valeurs doivent être définis : quelle(s) espèce(s), quel(s) usage(s), quelle hydropériode ?

Les objectifs conceptuels

Après une analyse initiale du cadre physique, biologique et socio-économique du site, une décision est prise quant au type d'action à entreprendre : restauration, réhabilitation, ou réaffectation. Ce choix entre restaurer l'état initial après une perturbation d'origine anthropique ou naturelle, réhabiliter ou réaffecter, devient l'objectif primaire. Il affecte l'intensité d'intervention pendant et après la réalisation du projet, et l'investissement qui sera fait dans la gestion du site. Des objectifs de réaffectation peuvent entraîner des interventions répétées pour maintenir le système dans l'état visé, soit afin de limiter la dynamique spontanée, soit pour contrôler certains paramètres environnementaux (les niveaux d'eau par exemple). Ce premier questionnement intervient de façon importante dans l'orientation des autres objectifs.

Les objectifs structurels

Le système visé peut être décrit par une ou plusieurs espèces, par des habitats (formations végétales) ou des mosaïques d'habitats (écosystèmes, paysages), ou encore par sa diversité (*i.e.* le critère nombre d'espèces). Sauf dans un cas de restauration d'un état initial bien documenté, il n'y a pas toujours de raisons objectives pour choisir la ou les espèces, le ou les habitats cibles. Les espèces et les groupes d'espèces sélectionnés sont généralement ceux qui attirent le plus l'attention du public, mais avec parfois des interactions négatives avec d'autres espèces ou composantes des écosystèmes (Meffe, 1992 ; Goldstein, 1999).

Les objectifs fonctionnels

La définition des objectifs sur la base des processus fonctionnels s'avère parfois plus pertinente, y compris lorsque l'on vise la conservation de la diversité biologique (Ehrenfeld, 2000). Ces processus peuvent être à la base d'une demande sociale exprimée en termes de services rendus et leur prise en compte contribue à la durabilité à long terme du projet. Il s'agira le plus souvent d'interventions sur les mécanismes hydrologiques (écrêtage de crues par la réhabilitation de plaines alluviales, le stockage ou la rétention temporaire des eaux de ruissellement), sur les mécanismes écologiques qui favorisent une amélioration de la qualité des eaux, et sur des fonctions paysagères.

Les objectifs d'usage

Les zones humides se situent souvent dans un contexte très aménagé depuis plusieurs siècles et où les demandes sociales et économiques sont fortes pour les activités de loisir ou de tourisme, l'exploitation des ressources naturelles (chasse,

coupe du roseau) et parfois pour la sécurité des biens (prévention des crues), voire de santé publique. Les objectifs d'usage peuvent être déclinés en termes de production (exploitation de biomasse), ou de structure de paysage, de diversité. Les activités humaines exercées sur le bassin versant doivent, en outre, être prises en compte lorsqu'elles affectent la zone humide (par exemple, les apports en nutriments).

COMMENT ONT ÉTÉ CONSTRUITS LES OBJECTIFS SUR LA MUSETTE ?

Zone humide en bordure immédiate de la rivière Vistre, les marais concernés se situent dans un contexte hydraulique complexe du fait des faibles dénivelés topographiques et de la construction du canal du Rhône à Sète (à partir de 1778-1801) qui a établi une connexion hydraulique entre les différents hydrosystèmes régionaux et renforcé l'influence maritime (Fig. 1). L'histoire du site a été décrite dans l'étude préliminaire sur la flore (Bock, 1994), les sols (données non publiées) et

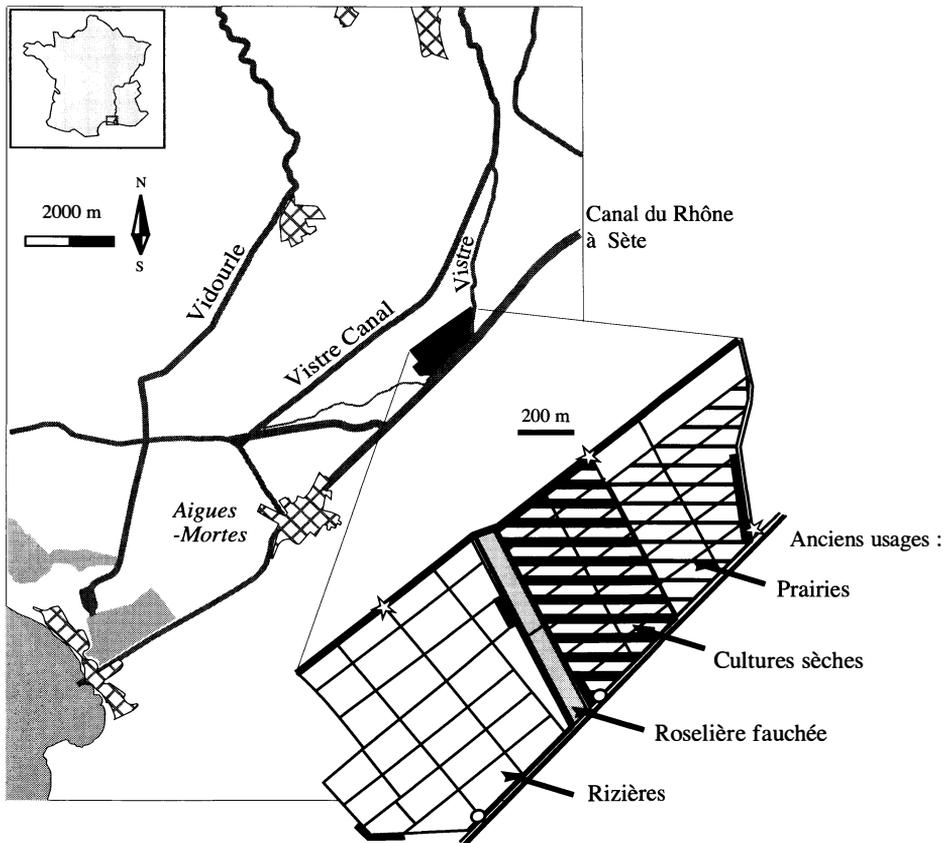


Figure 1. — Localisation du domaine d'étude (polygone noir) dans le réseau hydrologique régional simplifié aux principaux canaux et rivières, et agrandissement du site montrant les anciennes cultures, la localisation des limnigraphes (étoiles), des buses à clapets (ronds vides le long du canal du Rhône à Sète) et des seuils sur les digues (traits grisés). D'après Mauchamp *et al.* (2002).

l'hydrologie (Brochier, 1994 ; Morgan, 1995). Historiquement, le site était un plan d'eau ou un marais plutôt permanent soumis à l'influence de la rivière (Vistre). Les aménagements du XIX^e siècle ont artificialisé l'hydraulique de toute la région et la construction ultérieure de canaux d'irrigation et de drainage, les rejets des eaux usées urbaines dans les rivières et canaux, la poldérisation et la réduction de la plaine d'inondation ont contribué à une altération irréversible de tout le bassin versant. Le site d'étude a été poldérisé vers le milieu des années 1960 affectant profondément sa topographie et ses sols avec le nivellement et la disparition de près de 30 cm d'horizon organique. L'essentiel des terrains est sous le niveau moyen de la mer (Fig. 2). Les terrains ont été cultivés d'abord en riz, puis les cultures se sont diversifiées sur les parcelles les plus hautes avec des céréales sèches et des prairies permanentes. Avant le début du projet, quelques parcelles étaient mises en eau en hiver pour la chasse.

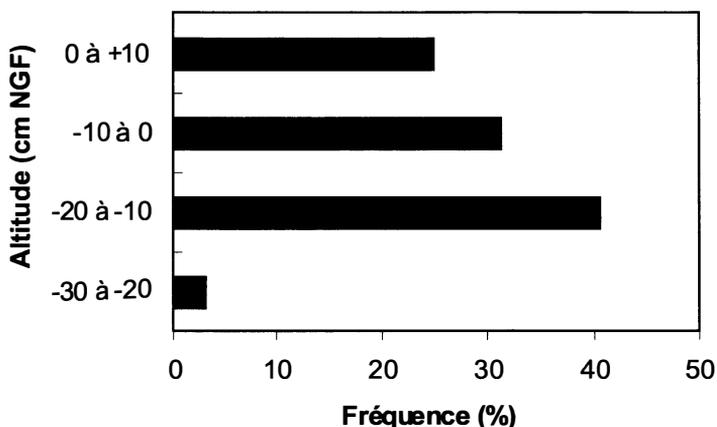


Figure 2. — Distribution de fréquence des altitudes moyennes des parcelles au début du projet de restauration des marais du Vistre.

Des inondations fréquentes par débordement du Vistre affectent cette région. L'objectif prioritaire du projet a été de contribuer à l'écroulement de crues en rétablissant les connections entre les marais et la rivière en période de crue. La surface (130 ha) n'était cependant pas suffisante pour un traitement réel du problème des crues du Vistre. Le projet s'est construit comme une expérimentation visant à évaluer la faisabilité d'une reconstitution de plaine d'inondation avec un fonctionnement proche du naturel. A ce projet initial se sont ajoutés des objectifs complémentaires destinés à favoriser l'acceptabilité d'ensemble du projet par la population. Ces derniers correspondaient à des demandes locales d'usage divers (pâturage, coupe du roseau, chasse, pêche) du site après réhabilitation.

Les principales hypothèses sur la dynamique prévisible du système étaient les suivantes. La hauteur d'eau et ses fluctuations déterminent les formes de croissance de la végétation dominante, la salinité sélectionnant les espèces en fonction des maxima d'été (Gough *et al.*, 1994). La dispersion n'était pas considérée comme un facteur limitant, toutes les espèces attendues étant disponibles dans les stocks de graines et la végétation en place, ou susceptibles d'être apportées par la rivière (Bornette *et al.*, 1998). Dans ce contexte la végétation attendue après la restauration

était essentiellement la roselière, maintenue à l'est en prairies par le pâturage. Les facteurs déterminants pour la colonisation des poissons sont la connexion hydraulique, les hauteurs d'eau et la salinité, alors que la survie estivale dépend du couple salinité-température de l'eau (Marais, 1978 ; Elliott, 1981 ; West & Zedler, 2000). La présence d'herbiers submergés est importante pour la reproduction de certaines espèces (phytophiles) recherchées dans le projet (espèces « fourrage » pour les oiseaux piscivores comme par exemple le Gardon, *Rutilus rutilus*) (De Nie, 1987 ; Lubbers *et al.*, 1990 ; Connolly, 1994). La structure tridimensionnelle de l'habitat conditionne son utilisation par l'avifaune, la disponibilité en poissons pour les oiseaux piscivores étant augmentée par les baisses de niveau en été (Poizat & Crivelli, 1997).

Une contrainte de coût minimal de gestion à long terme justifiée par l'absence de personnel disponible pour la gestion et par les difficultés d'accès lors des crues, a imposé un choix de fonctionnement hydrologique passif par surverse et évapotranspiration. Le projet a été placé dans un cadre dit de « self design » au sens de Mitsch (1998), avec très peu de gestion de l'eau et aucune intervention directe sur la faune et la flore, l'état hydrologique souhaité étant donc un marais plutôt doux avec des remplissages de printemps et d'automne, et un assèchement estival. Les principales fonctions visées étaient 1) l'écrtage des crues, 2) le piégeage des sédiments et des nutriments pour améliorer la qualité de l'eau dans le Vistre, 3) la création d'habitats pour les oiseaux d'eau piscivores (nidification et alimentation), 4) la création d'habitats de reproduction pour les poissons, et enfin, 5) une réorientation de la production primaire au bénéfice de l'exploitation des ressources naturelles (surtout élevage et roseau), ainsi qu'une ouverture à la chasse au gibier d'eau. Il s'agissait donc d'un choix multi-objectifs ambitieux qui se rapprochait de l'ensemble des fonctions remplies par les zones humides naturelles dans la région.

Paramètre essentiel, la hauteur du seuil entre le marais et la rivière a été calculée à 0,40 m NGF, comme le meilleur compromis entre la fréquence des entrées d'eau pour l'écrtage des crues et le potentiel d'évapotranspiration pour l'assèchement estival. Ce calcul a été basé sur les niveaux d'eau du Canal du Rhône à Sète, relevés au cours d'une période de 10 années. Toutefois, les données disponibles ont conduit à une sous-estimation des fluctuations rapides de la hauteur d'eau dans le canal et des fréquences de crues pendant les années humides. Il s'agissait de deux cotes quotidiennes à heures fixes, mesurées à Aigues-Mortes, qui ne permettaient pas de détecter les pics de durée inférieure à 12 h ; par ailleurs, les données utilisées correspondaient à une série d'années plutôt sèches. Le détail des suivis et des résultats est présenté dans Mauchamp *et al.* (2002).

IMPLICATIONS DES CHOIX D'OBJECTIFS

OUTILS

Les outils sont de deux types : les outils d'intervention qui permettent de gérer l'eau, la flore et la faune, et les outils de suivi pour en évaluer les effets. La limitation volontaire des outils d'intervention a entraîné un faible contrôle du fonctionnement et une dépendance du système vis-à-vis des fluctuations inter-annuelles, qui correspond cependant bien au fonctionnement naturel des marais méditerranéens. Dans un contexte agricole où la régulation des eaux et l'interventionnisme dans la

gestion prédomine, le faible contrôle des niveaux d'eau a été mal accepté localement même s'il répondait à l'objectif prioritaire du projet. Cette situation a conduit à quelques dysfonctionnements avec des manipulations non souhaitées des anciens ouvrages hydrauliques qui n'avaient pas été condamnés.

La connexion du canal du Rhône à Sète avec la mer permet des remontées d'eau saumâtres jusqu'au Vistre et au site d'étude (Fig. 3). Des entrées d'eau saumâtres ont entraîné une augmentation temporaire de la salinité et des changements importants de végétation. Le risque de ces entrées avait été sous-estimé en raison de l'absence de données disponibles pendant l'étude préalable. L'absence de contrôle sur les seuils n'a pas permis d'empêcher ces entrées salines. Si elles ont eu des conséquences négatives sur la dynamique des roselières, elles ont en revanche permis l'élimination de la Jussie, *Ludwigia peploides*, qui commençait à envahir les parcelles en 1996 et 1997. L'espèce est depuis 1998 absente du domaine alors que des propagules végétaives sont apportées en permanence par le Vistre.

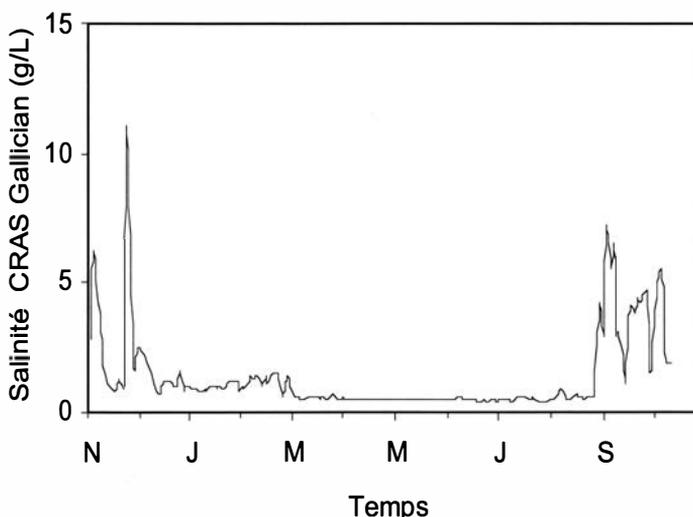


Figure 3. — Salinité des eaux dans le Canal du Rhône à Sète (CRAS) à Gallician (Gard), de novembre 1997 à novembre 1998. Données du Centre du Scamandre.

Les ragondins, *Myocastor coypus*, qui empêchent la colonisation des espaces ouverts par les roseaux, n'ont pas été considérés dans l'étude initiale. Ils étaient peu nombreux, mais leur densité a considérablement augmenté après la transformation en marais semi permanent. Il s'agit là sans doute de la seule intervention sur la faune qui aurait pu/dû être planifiée, le Ragondin ayant probablement contribué largement à l'échec de la colonisation du roseau.

Dans le cadre d'un projet de restauration, les suivis ont deux rôles principaux correspondant à des variables différentes. D'une part ils sont nécessaires pour l'évaluation du succès pour chacun des objectifs identifiés ; d'autre part ils apportent l'information nécessaire sur les facteurs environnementaux et le fonctionnement des écosystèmes permettant d'expliquer les dynamiques observées après les travaux initiaux et d'identifier les mécanismes. Ces derniers permettent de proposer des corrections dans les aménagements mis en place (gestion adaptative « adaptive

management »). Ces suivis sont donc d'autant plus nombreux que les objectifs sont divers, induisant des coûts importants. La mesure des niveaux d'eau en été suffisait pour évaluer la « contribution à l'écrêtage des crues ». L'étude en continu des niveaux d'eau dans la rivière et dans les marais ont permis d'améliorer la connaissance sur le fonctionnement hydrologique du système, de mettre en évidence des fluctuations rapides des niveaux d'eau et de proposer des buses à clapet de petit diamètre pour faciliter l'assèchement estival du marais. Dans plusieurs cas, les suivis n'ont pas permis de répondre aux questions posées et de vérifier si tous les objectifs étaient atteints. Le site est-il un puits ou une source pour les nutriments ? La ressource alimentaire est-elle limitante pour les oiseaux piscivores ? Les poissons se reproduisent-ils sur le site ? Quel est l'impact du dérangement par la chasse en hiver (qui aurait nécessité un protocole spécifique étroitement associé à celui des oiseaux d'eau) ?

PROBABILITÉ DE SUCCÈS

Outre la qualité de l'étude initiale, la probabilité de succès dépend des caractéristiques des choix (espèce vs structure, fonction, communauté, etc.), et de l'état des écosystèmes environnants. L'évaluation du succès exige la mise en place d'un protocole de mesures adéquat pour évaluer chaque objectif affiché (cf. ci-dessus) et s'assurer de la durabilité des résultats obtenus.

La définition plus ou moins étroite de l'objectif visé (ex. une espèce vs un groupe d'espèces, une fonction essentiellement hydrologique vs une chaîne trophique) détermine en grande partie les chances de succès (Kusler & Kentula, 1990). Les fonctions hydrauliques d'écrêtage de crue et de piégeage de sédiments sont plus faciles à restaurer, le succès du projet pouvant être évalué quantitativement. De même, la fonction habitat (structure) pour l'avifaune est relativement facile à restaurer du fait de l'information existant sur les exigences des différentes espèces et sur les nombreuses expériences de gestion ou d'aménagement dirigées vers ce groupe. L'évolution à long terme du peuplement reste cependant souvent difficile à prédire. Au-delà de la structure de l'habitat pour les oiseaux d'eau, des fonctions plus complexes comme les chaînes trophiques dont ce groupe dépend, sont beaucoup plus délicates à restaurer. Elles se mettent en place progressivement et sont difficiles à évaluer à court terme.

Dans ce projet, les objectifs d'écrêtage de crue étaient atteints puisque, au début de chaque automne, les niveaux d'eau étaient faibles (Tableau I) avec une

TABLEAU I

Cote NGF des plans d'eau et capacité de stockage sur le site en cas de crue exprimée en pourcentage du maximum (site plein, avec 380 000 m³ à l'est et 430 000 m³ à l'ouest).

		Ouest	Est
Septembre 1997	Cote NGF (cm)	- 15	- 5
	Capacité	75 %	60 %
Septembre 1998	Cote NGF (cm)	- 40	- 5
	Capacité	95 %	74 %

capacité de stockage de crue comprise entre 70 et 90 % du maximum suivant les années. Malgré l'effort de mesures, les bilans des nutriments et de la matière en suspension n'ont pas pu être faits. Les processus en jeu sont complexes (interactions entre l'eau et le sédiment, variabilité spatiale et temporelle des phénomènes, caractère ponctuel des crues qui sont alors difficiles à échantillonner) et l'instrumentation mise en place s'est révélée insuffisante pour pouvoir établir un bilan entrées — sorties. La rétention de sédiments dans la zone humide restaurée a probablement lieu même si elle n'a pu être quantifiée du fait d'une remobilisation des sédiments sous l'effet du vent. La zone contribue probablement à l'amélioration de la qualité des eaux en piégeant les nutriments pendant les crues et grâce à la dénitrification. Par exemple, les teneurs en $N-NO_3$ varient entre 2 et 8 mg/l dans le Vistre, alors qu'elles sont toujours en dessous du seuil de détection dans l'eau des parcelles. La qualité des eaux du Vistre est un facteur de risque d'hyper-eutrophisation. Dans un tel système, le dessèchement estival des sédiments évite les effets de l'eutrophisation par oxydation des matières organiques et forte dénitrification.

L'installation d'une colonie de hérons arboricoles constituée de quatre espèces (*Bubulcus ibis*, *Nycticorax nycticorax*, *Egretta garzetta* et *Ardeola ralloides*) (Fig. 4) est un résultat positif du projet qui est lié à l'existence d'une structure de végétation (haie d'arbres abritée du vent) devenue très favorable par la remise en eau des marais. Les données collectées sur le peuplement de poissons et sur l'alimentation des hérons piscivores, avec des taux de captures par unité de temps similaires à ceux observés sur d'autres marais de Camargue et des tailles de poissons correspondant aux besoins des oiseaux, montrent que l'objectif d'offrir à ce groupe d'oiseaux un habitat favorable a été atteint. A moyen terme, celui-ci est largement lié à la dynamique des populations de poissons sur le site, dépendant des possibilités de recrutement sur le site et par les crues. La fréquence des connexions entre le marais et la rivière suggère que le recrutement pourra être assuré, au moins d'origine exogène. D'une manière générale, les densités d'oiseaux utilisant le site d'étude étaient comparables à celles des marais de la région, en particulier au début de l'été, lorsque le site était encore en eau alors que les marais environnants s'assé-

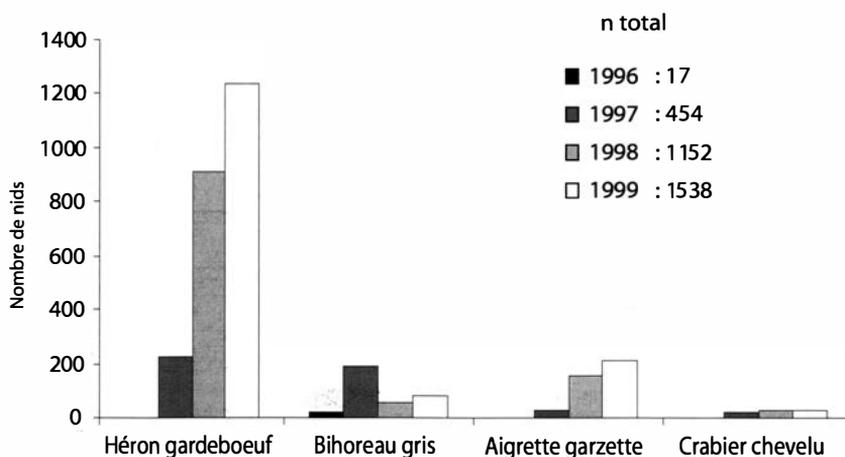


Figure 4. — Evolution, de 1996 à 1999, des nombres de nids appartenant aux quatre espèces de hérons arboricoles présentes sur le site.

chaient. Par ailleurs, un effet du dérangement par la chasse a été observé, favorisé par la structure paysagère ouverte, la petite surface du site et la présence voisine d'une Réserve hors chasse (Mahistre).

Les objectifs concernant les usages et les activités économiques n'ont été que faiblement atteints. Le développement limité des roselières, du fait des niveaux d'eau trop élevés (Fig. 5) et d'un impact important des ragondins, n'a pas permis la récolte du chaume cinq années après le début du projet. Dans ce cas, l'exploitation agricole extensive (pâturage et chaume) est délicate à restaurer car elle repose non seulement sur la mise en place d'une structure de végétation (roselière ou prairie humide) et d'une production primaire adéquates, mais dépend également de contraintes d'exploitation (par exemple accessibilité, période d'inondation, sécurité du bétail en cas de crue, nécessité d'investissement pour des clôtures). Enfin, si la zone humide a été soumise à la chasse dès la première année, les caractéristiques de cette pratique et de ses résultats (pression, fréquentation, tableaux,...) n'ont pas été quantifiées.

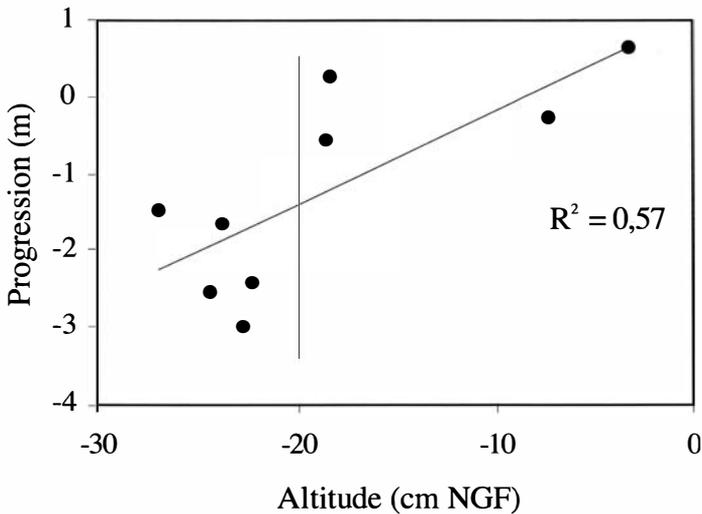


Figure 5. — Dynamique des fronts de roseaux au cours de trois années (1996 à 1999) à partir des bordures situées sur les digues, en fonction de l'altitude des terrains. Cette relation peut être interprétée soit comme une corrélation linéaire entre l'altitude et la progression des roselières, soit comme une relation non linéaire avec un effet de seuil vers - 20 cm NGF.

DURABILITÉ

Evaluer la durabilité des résultats obtenus implique de prendre en compte les effets cumulatifs des processus en jeu dans la dynamique des écosystèmes. Il s'agit par exemple d'analyser les risques de blocages à moyen terme, l'hyper-eutrophisation, la stabilité à moyen et long terme de l'écosystème en relation avec les fluctuations environnementales naturelles, les invasions par des espèces jugées indésirables. Sur La Musette, l'assèchement estival recherché et largement atteint doit permettre, sauf dans les zones les plus basses, de compenser, par oxydation, l'effet

des apports de nutriments, et d'éviter, sauf dans quelques parcelles profondes, l'eutrophisation aiguë. Les fluctuations naturelles sont au centre du projet (pas de gestion active) et permettront de résoudre certains problèmes (élimination de *Ludwigia*, par exemple) ou de favoriser une variabilité temporelle de l'usage du milieu par la faune. Les grandes crues permettront un lessivage régulier du milieu. L'invasion par les ragondins et le blocage résultant de la colonisation par les roseaux n'ayant pas été prévus, il s'agit là d'un des principaux risques biologiques pour la pérennité du système. Des opérations de contrôle doivent être mises en place.

La durabilité des résultats dépend enfin de l'acceptabilité du projet par les usagers et les riverains. Dans notre cas, aucun suivi n'a été mis en place pour évaluer ces aspects pourtant déterminants pour le succès à long terme de la réhabilitation. Aucun autre usage que la chasse n'existe sur le site et elle n'est pas évaluée. Pourtant, plusieurs points suggèrent une forte probabilité de pérennisation des résultats. Tout d'abord, un plan de gestion pour le site a été réalisé dans le même temps que le projet de réhabilitation et le site a été inclus dans une Réserve Naturelle Volontaire au sein du réseau des espaces naturels protégés du département du Gard. Dans ce cadre, une convention a été mise en place avec la Société de Chasse locale. De plus, le propriétaire (Département du Gard) a augmenté son investissement sur le site avec le recrutement d'un gestionnaire et la correction des travaux sur les arases. Les choix faits lors de la réhabilitation sont encore suivis en termes de gestion. Il ne semble pas nécessaire de réaliser d'autres investissements lourds en termes de gestion pour le maintien de l'état du système. La roselière centrale, pré-existante au projet, sera exploitée, à défaut du développement de la roselière dans les parcelles. Ceci ne met cependant pas en cause l'utilisation du site par la faune.

CONCLUSIONS

La réhabilitation des marais de la basse vallée du Vistre, à partir de friches agricoles d'intérêt naturel limité, est un succès dans son ensemble. La zone fait partie du réseau d'espaces naturels du Département du Gard, répondant localement aux caractéristiques principales d'une plaine d'inondation. Elle abrite la plus importante colonie de hérons arboricoles de la région et constitue un site d'alimentation pour de nombreuses espèces en fonction des niveaux d'eau. La chasse y est pratiquée avec une convention qui fixe les dates et les journées d'ouverture dans des conditions plus restrictives que dans les autres zones humides de la région. L'analyse détaillée des résultats et des difficultés font cependant ressortir plusieurs points sur le choix des objectifs.

Le choix d'objectifs multiples a posé des problèmes à plusieurs niveaux. Ils sont liés à un déficit d'analyse pour la hiérarchisation de ces objectifs et à l'abondance des suivis qui ont dû être mis en place pour les évaluer. Si la constitution d'une plaine d'inondation était clairement prioritaire, les priorités parmi les autres objectifs étaient mal définies et le point de vue des usagers insuffisamment pris en compte. Dans certains cas, les demandes d'usage ayant été tardives, l'analyse de faisabilité ne pouvait pas être faite dans l'étude initiale. La multiplicité des suivis a largement divisé les moyens et rendu certains suivis incomplets. Il nous semble important, pour de tels projets, de ne garder qu'un nombre limité d'objectifs, les autres critères devant seulement servir au choix d'outils et établir le cadre général de la restauration.

Un projet de restauration vise un résultat à long terme, durable sur plusieurs dizaines d'années. Il dépend alors à la fois de la restauration/réhabilitation elle-même mais aussi de la gestion ultérieure. Le projet doit considérer chacune de ces deux étapes et leur interaction, nécessitant une définition initiale par le commanditaire du projet des moyens de gestion disponibles. Dans notre cas, le recrutement d'un gestionnaire non prévu initialement aurait pu orienter différemment certains aspects du projet. Enfin, un tel espace naturel de petite taille inscrit dans un réseau départemental devra son maintien à des décisions et des équilibres locaux. La récente évolution de la législation sur les Réserves Naturelles (Démocratie de proximité) accentue cette dépendance. Il apparaît là une délicate limite entre la politique locale et les aspects techniques de la restauration qu'il convient de considérer. Le travail concernant l'intégration de la restauration des zones d'expansion de crues dans l'occupation du territoire et les usages de ces zones doit être mené en parallèle à la biologie/hydrologie. Ceci est d'autant plus vrai qu'un objectif usage est affiché et que des usages ont cours sur le site (ici la chasse).

REMERCIEMENTS

Ce programme a été financé par le programme « Recréer la Nature » du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, le Conseil Général du Gard, le Fond de Gestion de l'Espace Rural et la Fondation Sansouire. Nous remercions l'ensemble du personnel de la Fondation Sansouire ayant participé au projet. Certaines campagnes de mesures des communautés de poissons ont été réalisées par le Conseil Supérieur de la Pêche. Nous remercions le Centre du Scamandre pour son aide au cours de la réalisation du projet ainsi que J.L. Chapuis et G. Barnaud pour les remarques et suggestions constructives sur des versions précédentes de ce manuscrit.

RÉFÉRENCES

- ARONSON, J., FLORET, C., LE FLOC'H, E., OVALLE, C. & PONTANIER, R. (1993). — Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. *Restor. Ecol.*, 1 : 8-11.
- BAKKER, J.P. & BERENDSE, F. (1999). — Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.*, 14 : 63-68.
- BAKKER, J.P., GROOTJANS, A.P., HERMY, M. & POSCHLOD, P. (2000). — How to define targets for ecological restoration ? Introduction. *Appl. Veg. Sci.*, 3 : 3-7.
- BOCK, B. (1994). — *Etude floristique des domaines départementaux de la vallée du Vistre*. Rapport de stage ENSA, Montpellier.
- BORNETTE, G., AMOROS, C. & LAMOUREUX, N. (1998). — Aquatic plant diversity in riverine wetlands : the role of connectivity. *Freshwat. Biol.*, 39 : 267-283.
- BRINSON, M.M. & RHEINHARDT, R. (1996). — The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. *Ecol. Appl.*, 6 : 69-76.
- BROCHIER, C. (1994). — *Domaine de la Musette - Bilans hydrologiques décennaires*. Institut des Sciences de l'Ingénieur, Montpellier.
- CONNOLLY, R.M. (1994). — A comparison of fish assemblages from seagrass and unvegetated areas of a southern Australian estuary. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 45 : 1033-44.
- DE NIE, H.W. (1987). — *The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations*. EIFAC/CECPI. Occasional paper, n° 19.
- EHRENFELD, J.G. (2000). — Defining the limits of restoration : the need for realistic goals. *Restor. Ecol.*, 8 : 2-9.
- ELLIOTT, J.M. (1981). — Some aspects of thermal stress on freshwater Teleosts. Pp. 209-245, in : A.D. Pickering (Ed.). *Stress and fish*. Academic Press, London, New York.

- GOLDSTEIN, P.Z. (1999). — Functional ecosystems and biodiversity buzzwords. *Conserv. Biol.*, 8 : 27-38.
- GOUGH, L., GRACE, J.B. & TAYLOR, K.L. (1994). — The relationship between species richness and community biomass : the importance of environmental variables. *Oikos*, 70 : 271-279.
- JORGENSEN, S.E., NIELSEN, L.K., IPSEN, G.S. & NICOLAISEN, P. (1995). — Lake restoration using a reed swamp to remove nutrients from non-point sources. *Wetlands Ecol. Manage.*, 3 : 87-95.
- KENTULA, M.E., BROOKS, R.P., GWYN, S.E., HOLLAND, C.C., SHERMAN, A.D. & SIFNEOS, J.C. (1993). — *An approach to improving decision making in wetland restoration and creation*. A.J. Hairston (Ed.). C.K. Smoley Inc.
- KERSHNER, J.L. (1997). — Setting riparian / aquatic restoration objectives within a watershed context. *Restor. Ecol.*, 5 : 15-24.
- KUSLER, J.A. & KENTULA, M.E. (1990). — *Wetland creation and restoration : the status of the science*. Island Press, Washington D.C., USA.
- LEWIS, R.R. (1990). — Wetland restoration / creation / enhancement. Terminology : suggestions for standardization. Pp. 417-419, in : J.A. Kusler. & M.E. Kentula (Eds). *Wetland creation and restoration : The status of science*. Island Press, Washington D.C., USA.
- LOUCKS, O.L. (1990). — Restoration of the pulse control function of wetlands and its relationship to water quality objectives. Pp. 55-64, in : J.A. Kusler. & E.M. Kentula (Eds). *Wetland creation and restoration : the status of the science*. Island Press, Washington D.C., USA.
- LUBBERS, L., BOYTON, W.R. & KEMP, W.M. (1990). — Variations in structure of estuarine fish communities in relation to abundance of submersed vascular plants. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 65 : 1-14.
- MARAIS, J.F.K. (1978). — Routine oxygen consumption of *Mugil cephalus*, *Liza dumerili* and *L. richardsoni* at different temperatures and salinities. *Marine Biology*, 50 : 9-16.
- MAUCHAMP, A., CHAUVELON, P. & GRILLAS, P. (2002). — Restoration of floodplain wetlands : opening polders along a coastal river in Mediterranean France, Vistre marshes. *Ecol. Eng.*, in press.
- MEFFE, G. (1992). — Techno-arrogance and halfway technologies : salmon hatcheries on the Pacific Coast of North America. *Cons. Biol.*, 6 : 350-354.
- MICHENER, W.K. (1997). — Quantitatively evaluating restoration experiments : research design, statistical analysis, and management considerations. *Restor. Ecol.*, 5 : 324-337.
- MITSCH, W.J. (1998). — Self design and wetland creation : early results of a freshwater marsh experiment. Pp. 635-655, in : A.J. Mc Comb & J. Davis (Eds.), *Wetlands for the future*. Gleneagles Publishing.
- MONTALVO, A.M., WILLIAMS, S.L., RICE, K.J., BUCHMANN, S.L., CORY, C., HANDEL, S.N., NABHAN, G.P., PRIMARCK, R. & ROBICHAUX, R.H. (1997). — Restoration biology : a population biology perspective. *Restor. Ecol.*, 5 : 277-290.
- MORGAN, R. (1995). — *Restauration des Marais du Vistre (Gard). Etude du fonctionnement hydraulique et propositions d'aménagement*. Institut des Sciences de l'Ingénieur, Montpellier.
- National Research Council US. (1992). — *Restoration of aquatic ecosystems – Science, technology and public policy. Committee on restoration of aquatic ecosystems*. Water Science and Technology Board, national academic Press, Washington D.C., USA.
- POIZAT, G. & CRIVELLI, A.J. (1997). — Use of seasonally flooded marshes by fish in a Mediterranean wetland : timing and demographic consequences. *J. Fish Biol.*, 51 : 106-119.
- PREEN, A.R., LEE LONG, W.J. & COLES, R.G. (1995). — Flood and cyclone related loss, and partial recovery, of more than 1000 km² of seagrass in Hervey Bay, Queensland, Australia. *Aquat. Bot.*, 52 : 3-17.
- SELISKAR, D. & GALLAGHER, J.L. (2000). — Exploiting wild population diversity and somaclonal variation in the salt marsh grass *Distichlis spicata* (Poaceae) for marsh creation and restoration. *Am. J. Bot.*, 87 : 141-146.
- WEST, J.M. & ZEDLER, J.B. (2000). — Marsh-creek connectivity : fish use of a tidal salt marsh in Southern California. *Estuaries*, 23 : 699-710.
- WHEELER, B.D. (1995). — Introduction : restoration and wetlands. Pp. 1-17, in : B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt & R.A. Robertson (Eds). *Restoration of temperate wetlands*. Wiley & Sons, Chichester.
- WHITE, P.S. & WALKER, J.L. (1997). — Approximating Nature's variation : selecting and using reference information in restoration ecology. *Restor. Ecol.*, 5 : 338-349.
- ZEDLER, J.B. (2000). — Progress in wetland restoration ecology. *Trends Ecol. Evol.*, 15 : 402-407.