



HAL
open science

Colonisation par les plantes aquatiques d'un aménagement ponctuel sur un cours d'eau. Maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes

Alice Vanhoutte

► To cite this version:

Alice Vanhoutte. Colonisation par les plantes aquatiques d'un aménagement ponctuel sur un cours d'eau. Maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes. Sciences de l'environnement. 2000. hal-03815578

HAL Id: hal-03815578

<https://hal.inrae.fr/hal-03815578>

Submitted on 14 Oct 2022

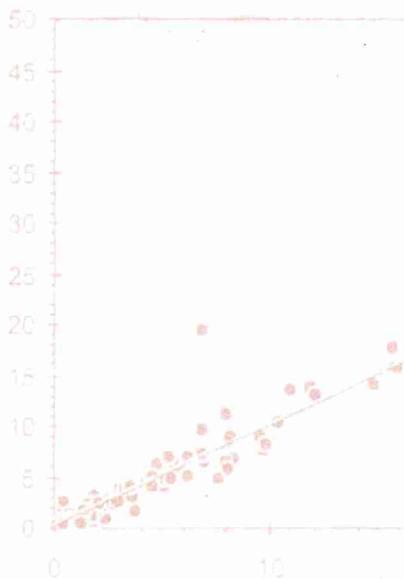
HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

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



Colonisation par les plantes aquatiques d'un aménagement ponctuel sur un cours d'eau

*Ruisseau de La Prade et chenal de réalimentation
de l'étang de Moisan (Landes)*



Maître de stage : Alain Dutartre

Rapport de stage présenté par Alice Vanhoutte

Maîtrise de Biologie des Populations et des Ecosystèmes

stage réalisé du 15 juin au 15 septembre 2000

Département Gestion des milieux aquatiques
Unité de recherche Qualité des Eaux

Groupe de Bordeaux

50, avenue de Verdun

Gazinet

33612 Cestas Cedex

Tél : 05 57 89 08 00 - Fax : 05 57 89 08 01

septembre 2000

RESUME

Les aménagements de l'étang de Moïsan (commune de Messanges, Landes) destinés à lutter contre son comblement se sont très récemment terminés (mai 2000) par le creusement d'un chenal de liaison entre le plan d'eau et le ruisseau de La Prade. L'impact de cette réalimentation sur la végétation aquatique a été étudié sur deux sites. D'une part, sur le ruisseau de La Prade, où le suivi des évolutions végétales sur deux stations a permis de mettre en évidence des régressions ou des progressions de certaines espèces en raison de la modification des conditions hydrauliques. D'autre part, sur le chenal, milieu aquatique neuf sur lequel le processus de colonisation par les hydrophytes a été analysé. Les espèces pionnières repérées sont toutes capables de reproduction végétative. L'importance du phénomène de dérive des boutures a été abordée grâce à l'analyse d'échantillons de dérive dans le chenal. La modélisation des paramètres physiques régissant localement l'implantation des différents taxons sur le chenal a permis de conforter certaines hypothèses émises lors des relevés de végétation concernant le mode de colonisation du milieu par les végétaux aquatiques. En raccordant l'étang de Moïsan au reste du réseau hydrographique, le risque d'invasion par des plantes aquatiques proliférantes notées en amont du ruisseau de La Prade a été évalué. Cette étude conclut à la nécessité d'un suivi régulier de la progression de ces plantes, afin de mettre en place une gestion appropriée.

MOTS CLES : Macrophytes - Colonisation - Comblement des plans d'eau - Etang – Plantes envahissantes – Modélisation – *Myriophyllum brasiliense* -

ABSTRACT

Management of the Moïsan pond (Messanges, Landes, France) against its filling was very recently ended (May 2000) by digging a connection channel between the pond and the brook of La Prade. Impacts of this supply to aquatic plants communities were studied on two sites:

- Over the brook of La Prade, where regressions or progressions of some aquatic plants have been observed, owing to the modifications of hydraulic conditions,
- Along the connection channel, as a young aquatic environment, where the hydrophytes colonisation has been analysed.

Located pioneer species are able to vegetative reproduction. The drift intensity of plant cuttings in the channel was studied using running water filtrates. The modelling of the physical local parameters governing the establishment of different taxons on the channel allowed consolidating some hypotheses relating to their mode of colonisation. Throughout this connection between the pond of Moïsan and the brook of La Prade, the risk of invasion by proliferating aquatic plants has been also evaluated. This study concludes to the necessity of a long-term survey of the invasive plant progression, in order to set up a suitable management.

KEY WORDS : Macrophytes - Colonisation - Pond – Invasive aquatic plants – Modelling- *Myriophyllum brasiliense*

REMERCIEMENTS

Je remercie Michel Marieu, Directeur du centre Cemagref de Bordeaux et François Delmas, chef de l'unité de recherche Qualité des Eaux qui m'ont donné l'opportunité d'ouvrir les portes de cette unité, d'en découvrir le fonctionnement et d'en utiliser les moyens logistiques.

Je tiens à remercier vivement Alain Dutartre, mon maître de stage, de m'avoir proposé ce sujet, ainsi que pour la formation qu'il m'a dispensée.

Un très grand merci aux personnes suivantes pour leur contribution aux différentes étapes de la réalisation de ce stage :

Yves LeGat, Ingénieur de l'unité de recherche Ouvrages et Réseaux Hydraulique, m'a permis d'enrichir ce rapport par une partie « modélisation ».

David Daudin, objecteur de conscience, a réalisé toute la physico-chimie de terrain.

Christophe Laplace-Treuture, de l'Unité Qualité des Eaux, a déterminé les algues filamenteuses et s'est penché sur ce rapport afin d'en assurer une précieuse relecture.

Michel Lamoliate, employé de la commune de Messanges (Landes) a accepté de nous faire part de ses connaissances sur l'entretien du réseau hydrographique situé sur la commune de Messanges. Il a de plus assuré la force "mécanique" nécessaire à nos reconnaissances en barque sur l'étang de Moisan.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
MATERIEL ET METHODES	4
1 / Le ruisseau de La Prade et le chenal de réalimentation	4
2 / Analyse de la végétation sur l'étang de Moïsan	6
3 / Analyse des paramètres physiques locaux qui déterminent l'abondance des végétaux sur le chenal	6
RESULTATS	7
1 / Météorologie	7
2 / Caractéristiques morphométriques des stations	7
3 / Mesure des paramètres physico-chimiques	7
4 / Relevés de végétation sur le chenal et le ruisseau	9
5 / Estimation de la quantité de débris végétaux vivants et de matière morte dérivant dans le chenal de réalimentation	12
6 / Relevés de végétation sur l'étang de Moïsan	13
7 / Analyses statistiques de l'état de colonisation du chenal en fonction des paramètres physiques locaux	14
DISCUSSION	16
1 / Difficultés de mise en place des expérimentations et singularités observées lors des différentes campagnes	16
2 / La végétation sur le ruisseau de La Prade	17
3 / La végétation sur le chenal de réalimentation de l'étang de Moïsan	18
4 / La végétation sur l'étang de Moïsan	23
5 / Estimation des risques que représentent les plantes proliférantes	23
CONCLUSION	24
BIBLIOGRAPHIE	25
ANNEXES	26

INTRODUCTION

L'évolution naturelle des écosystèmes aquatiques lenti-ques tend inéluctablement vers le stade ultime d'écosystèmes forestiers. Elle se traduit, entre autres phénomènes, par un changement progressif de la composition de la végétation. Ce processus de vieillissement est lié aux phénomènes d'eutrophisation et de comblement.

L'**eutrophisation** désigne l'augmentation de la productivité d'un écosystème aquatique due à un enrichissement progressif en matières nutritives. Ces dernières, qui proviennent majoritairement des apports du bassin versant associé au plan d'eau, permettent le développement des organismes animaux et végétaux. Au cours de chaque cycle végétatif annuel, une partie de la biomasse meurt et s'accumule au fond de l'étang. Il en est de même pour les populations piscicoles et les invertébrés. En outre, dans le cas des plans d'eau landais, la nature chimique souvent acide de l'eau des étangs ne permet pas une dégradation totale des matériaux accumulés, ce qui entraîne une accumulation continue des particules non dégradées et un exhaussement des fonds (Oyarzabal, 1994).

Les eaux superficielles du bassin versant sont également en partie responsables du **comblement** des plans d'eau. Elles sont chargées en particules solides charriées tout le long de leur parcours. Elles contribuent à modifier physiquement le plan d'eau par la perte de surface en eau libre et par l'accumulation progressive des sédiments.

Les lacs et étangs landais illustrent parfaitement cette logique.

Ils sont disposés en une succession d'écosystèmes aquatiques adossés au cordon littoral dunaire aquitain (figure n° 1). Depuis le XIX^{ème} siècle, leur perte de superficie observée peut être

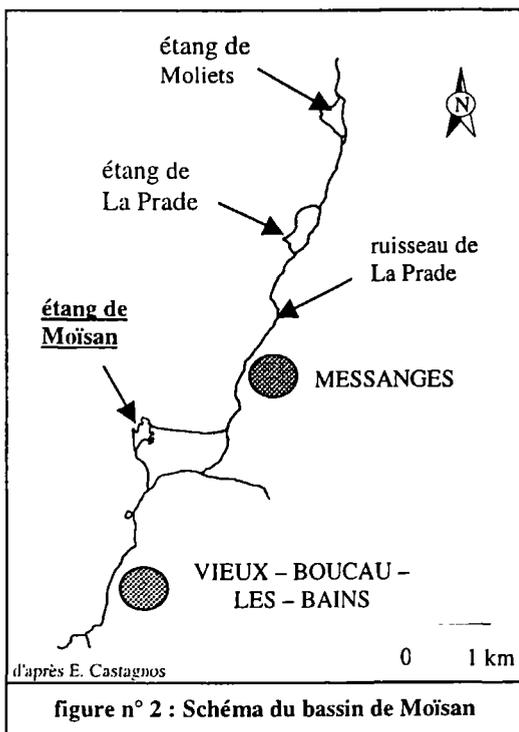


figure n° 2 : Schéma du bassin de Moïsan

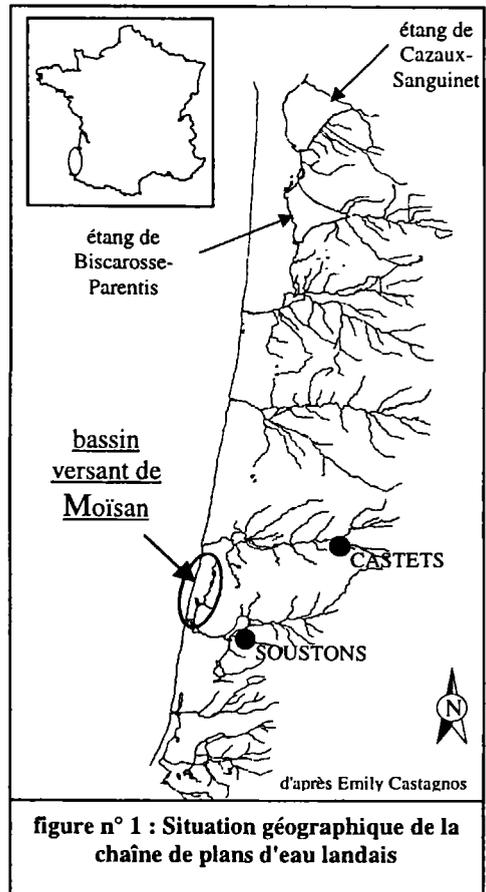


figure n° 1 : Situation géographique de la chaîne de plans d'eau landais

très importante. La nature sablonneuse des sédiments tend même à amplifier le phénomène. En effet, les sables quartzeux sont facilement érodables et ils sont donc transportés de manière permanente dans tous les cours d'eau landais (Anonyme, 1986). Le sable transporté par les rivières n'arrête sa progression vers l'aval que lorsque la vitesse de l'eau devient inférieure à 20 cm/s. A son entrée dans l'étang la vitesse de la rivière devient nulle et c'est donc à ce niveau que le sable se dépose (Boyau, 1994).

Par ailleurs, l'Homme a un impact sur cette évolution par sa politique de gestion de l'espace et des ressources. Il crée de nouveaux aménagements et développe les usages que lui procurent les lacs, les étangs et le réseau hydrographique en général. L'**intervention anthropique** est la plupart du temps guidée par les besoins du moment, sans que l'impact écologique à long terme ne soit généralement pris en compte. Les processus naturels d'eutrophisation et de comblement sont ainsi souvent accélérés ce qui provoque une disparition précoce de ces écosystèmes. Le cas de l'étang de Moïsan (figure n° 2), situé sur la commune de Messanges (département des Landes) est à ce

sujet particulièrement révélateur. En 1848, dans le but de gagner des terres agricoles, le ruisseau de La Prade qui

alimentait cet étang a été dérivé et le canal de connexion a été comblé (Anonyme, 1985). Les étangs étant alors considérés comme des sources de contraintes et de nuisances, leur dimension écologique n'était pas prise en compte. En supprimant l'apport en eau par le ruisseau, l'Homme a réduit les apports exogènes de l'étang aux seules pluies et affleurements de la nappe phréatique. En 1986, le taux de renouvellement annuel des eaux de l'étang était estimé à 113. Ce chiffre est élevé en comparaison des autres plans d'eau landais, mais il faut en relativiser l'importance étant donné le faible volume de l'étang qui n'était alors que de 7 000 m³. Un projet de comblement artificiel du plan d'eau a été envisagé en 1978 puis abandonné. A l'est de l'étang une activité agricole est développée. En conséquence des phénomènes d'évolution naturelle vers la forêt et d'interventions humaine, la surface du plan d'eau a ainsi vu son emprise diminuer de 40 ha à 6 ha du XIX^{ème} siècle à nos jours (Anonyme, 1986). L'étang n'atteignait plus qu'une profondeur moyenne de 10 cm en 1986.

La perte de superficie spectaculaire connue par certains étangs landais a suscité la volonté d'intervenir afin de leurs garantir une certaine pérennisation. Ils constituent en effet un patrimoine naturel et économique remarquable et il est donc apparu nécessaire de les sauvegarder. Le Cemagref et le GERE (Groupe d'Etudes et de Recherche en Ecologie Appliquée) ont élaboré en 1985 des **propositions d'aménagement** de l'étang de Moisan (Anonyme, 1985). Dans cette étude, les solutions au comblement préconisées consistaient, d'une part, en un dévasement et un recréusement partiel du plan d'eau et d'autre part, au rétablissement de l'alimentation de l'étang par le ruisseau de La Prade via un **chenal de réalimentation**. Il était également conseillé de supprimer le déversement du fossé de ceinture au nord de l'étang. Ce fossé, qui longe l'étang en rive collecte les effluents des réseaux de drainage agricole.

En suivant ces recommandations, un curage a été effectué en 1990-1991 afin de ramener la hauteur d'eau moyenne à 1,50 m et le volume du bassin à 90 000 m³.

En ce qui concerne le projet de réalimentation, l'étude hydraulique préliminaire a été confiée à la C.A.R.A. (Compagnie d'Aménagement Rural d'Aquitaine). Le débit détourné du ruisseau de La Prade devait assurer un taux de renouvellement annuel des eaux de 25 à 30. La position de l'exutoire d'entrée a été choisie le plus au nord possible afin de permettre un mélange maximal des eaux (C.A.R.A., 1996).

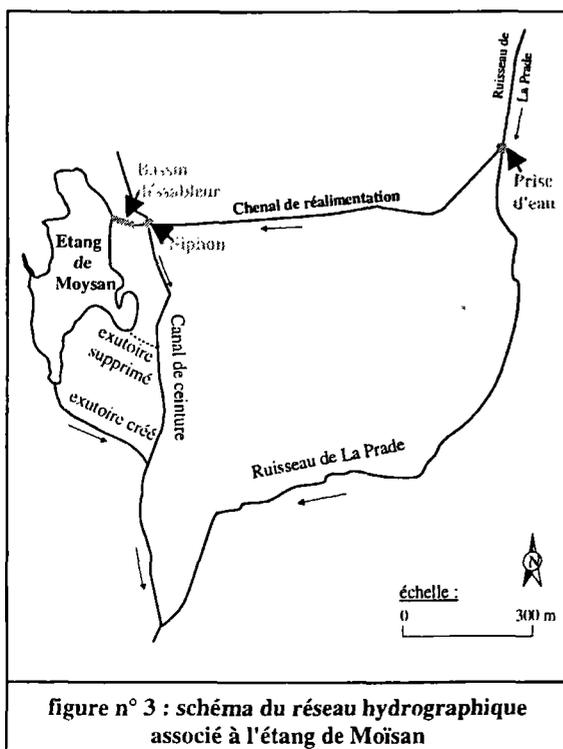


figure n° 3 : schéma du réseau hydrographique associé à l'étang de Moisan

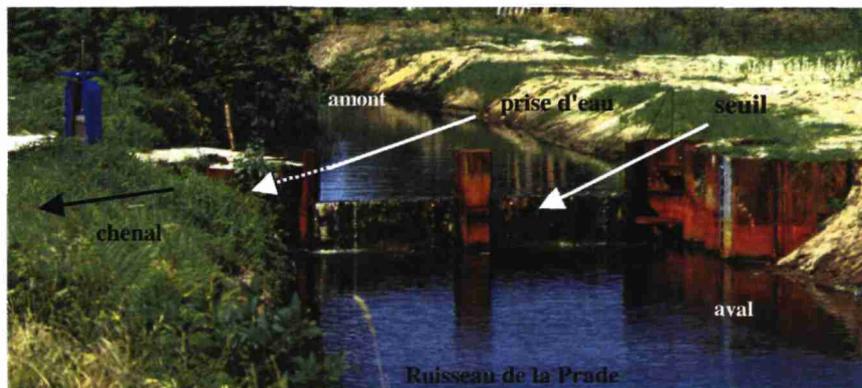
Les travaux ont été achevés en mai 2000 (figure n° 3). A l'embouchure du chenal de réalimentation (de 900 m de long et de section triangulaire) un bassin dessableur a été aménagé dans le lit du chenal pour empêcher le sable et les débris végétaux de se déposer dans l'étang. De tels ouvrages ont déjà été installés sur des plans d'eau plus importants du littoral landais comme les étangs de Léon, Soustons et Aureilhan. Les sédiments et objets en suspension ainsi recueillis peuvent être régulièrement récupérés et évacués par camion. Le fossé de ceinture franchit le chenal par un siphon, limitant ainsi une source potentielle d'apport de nutriments azotés et phosphatés propice au développement des végétaux. L'emplacement de l'exutoire de sortie a été modifié et un nouvel exutoire de l'étang dans le ruisseau de La Prade a été creusé.

Le raccordement de l'étang de Moisan au réseau hydrographique a des conséquences diverses sur le régime hydraulique du site. Tout d'abord, le détournement d'une partie des eaux du ruisseau de La Prade induit une perte de débit du ruisseau en aval de la prise d'eau (cf. photographie n°1). Ensuite, par cette intervention, les eaux de l'étang de Moisan sont à nouveau renouvelées par des apports superficiels.

de Moisan sont à nouveau renouvelées par des apports superficiels.

Ceci est l'occasion d'étudier l'impact de la modification des conditions hydrauliques sur la composition, l'abondance et les processus de colonisation des espèces végétales déjà présentes sur le ruisseau et l'étang. Le chenal de réalimentation constitue un milieu aquatique "neuf", c'est à dire dépourvu au départ de faune et de flore aquatique. Ce raccordement offre donc l'opportunité rare d'observer la dynamique de colonisation du chenal par les plantes aquatiques et d'analyser les paramètres locaux déterminants dans l'implantation des végétaux.

Insistons aussi sur le fait que l'étang de Moïsan est à nouveau ainsi soumis à des apports extérieurs en eau et qu'une nouvelle voie de colonisation est créée. Or, depuis une vingtaine d'années, les lacs et étangs d'eau douce du littoral aquitain sont progressivement colonisés par les espèces végétales exotiques présentant des dynamiques variables et créant des nuisances quelques fois importantes vis à vis des usages principalement touristique de ces milieux (Dutartre et al., 1999). La présence du myriophylle du Brésil (*Myriophyllum brasiliense*) et de la jussie (*Ludwigia sp.*) sur des plans d'eau situés en amont du réseau hydrographique auquel appartient désormais l'étang de Moïsan, laisse présager d'invasions possibles par ces taxons. Cette étude a donc également pour objet de prévoir les évolutions végétales afin d'éventuellement mettre en place des mesures préventives à toute prolifération nuisible à l'équilibre de ces hydrosystèmes.



Photographie n° 1 : Terminologie employée concernant l'ouvrage de réalimentation de l'étang de Moïsan. photographie Alain Dutartre.

MATERIEL ET METHODES

Afin d'étudier la dynamique de colonisation du chenal de réalimentation, ainsi que les modifications dans la composition et l'abondance des peuplements végétaux rivulaires initialement présents sur l'étang et le ruisseau de La Prade, il est nécessaire de choisir rigoureusement les sites d'étude. Des relevés de végétation sont réalisés selon un protocole adapté à chaque site. Les résultats de ces inventaires pourront être reliés aux mesures de certains paramètres physico-chimiques effectuées conjointement.

1- Le ruisseau de La Prade et le chenal de réalimentation

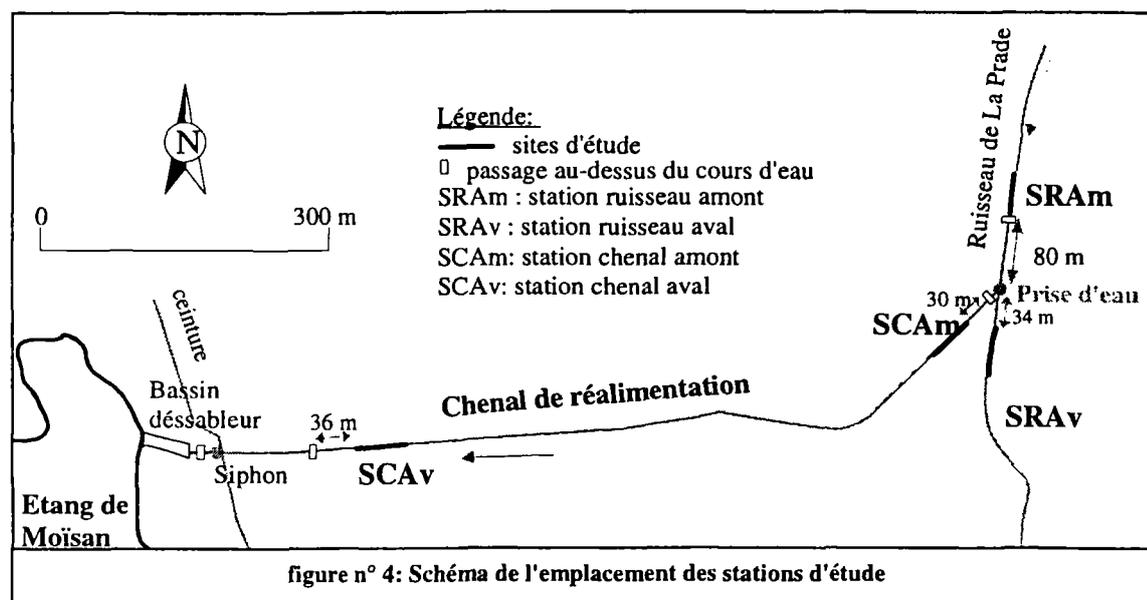
1-1. Choix des stations d'étude (figure n°4)

L'évaluation de l'évolution est réalisée sur le principe d'une comparaison amont/aval.

Sur le **ruisseau de La Prade**, il est intéressant de mettre en évidence toute modification dans la composition en végétaux en aval de la dérivation.

Les relevés en amont (SRAm) tiennent lieu de témoin de référence à l'évolution de la végétation sur SRAv, puisque que l'on peut considérer à priori qu'aucun paramètre, autre que le débit, ne différencie les deux sites de prélèvement.

Sur le **chenal de réalimentation**, le but des prospections est d'identifier les espèces qui s'implantent et de suivre la dynamique de colonisation sur deux sites d'étude, l'un placé à l'amont (SCAm) et l'autre à l'aval (SCAv).



Chaque station d'étude a une longueur de 50 à 60 m.

Le recueil des données sur la systématique des espèces végétales présentes a été réalisé visuellement à partir des berges ou à partir du centre du cours d'eau, en fonction de la largeur de celui-ci. Pour chaque taxon, le pourcentage de recouvrement de la superficie de la station a été estimé.

1-2. Nombre et fréquence des observations

Afin de mieux évaluer ce processus de colonisation, un suivi dans le temps est nécessaire. Le suivi de terrain a été organisé de manière à effectuer 3 campagnes de prélèvement, de fin juin à début août 2000, avec un intervalle de 3 semaines entre chaque. La première campagne s'est déroulée un mois et demi après la fin des travaux de raccordement.

1-3. Détermination du régime hydraulique

Le débit a été évalué par la mesure de la profondeur et de la largeur du cours d'eau, ainsi que par l'estimation de la vitesse du courant au niveau de chaque station. Pour compléter cette méthode, les jaugeages effectués par le Conseil général des Landes ont été utilisés. Leur matériel se compose d'un micromoulinet SABA pour de faibles débits et d'un moulinet C31 pour de plus forts débits.

1-4. Mesure des paramètres physico-chimiques in situ

Après prélèvement d'eau de surface, les paramètres suivants ont été mesurés sur le terrain :

- Température, oxygène dissous et pourcentage de saturation en oxygène : les mesures ont été réalisées avec un oxymètre WTW 323.

La température de l'eau est un facteur important de la vie d'un cours d'eau. Elle influe notamment sur la solubilité des gaz et en particulier celle de l'oxygène. Or le rôle de ce dernier est fondamental pour tous les organismes vivants.

- pH (méthode électrométrique) : les mesures ont été réalisées avec un pHmètre WTW 340.

Dans les eaux naturelles, c'est à dire non soumises aux rejets importants résultant de l'activité humaine, le pH dépend de l'origine de ces eaux, de la nature géologique du lit et du bassin versant. La valeur du pH détermine un grand nombre d'équilibres physico-chimiques. L'eau est toutefois un milieu tamponné naturellement par les divers équilibres entre les ions présents (Brémond et Vuichard, 1973).

- Conductivité électrique : les mesures ont été réalisées avec un conductimètre LF 197-S.

La conductivité électrique d'une eau correspond à la résistance opposée au passage du courant entre les deux électrodes de la sonde plongée dans le liquide à analyser. Elle est proportionnelle pour une solution donnée, à la concentration en équivalents-gramme du sel dans la solution multipliée par le degré de dissociation de ce sel. Elle constitue une bonne appréciation des matières en solution (Brémond et Vuichard, 1973).

1-5. Mesure de la dérive (dans le chenal uniquement)

La colonisation des milieux par les espèces végétales est soumise, en partie, au régime hydraulique du cours d'eau. Les boutures, les spores, ainsi que les espèces n'entretenant pas de relations avec le fond et/ou les rives sont ainsi distribuées dans les écosystèmes aquatiques.

Afin de d'estimer ce phénomène, en amont du chenal et au fond du lit, un filet collecteur rectangulaire de dimensions 30 x 50 cm et d'environ 2 mètres de longueur (cf. photographie n°2) a été installé trois fois successivement au cours de la journée pendant quelques heures. La maille du filet est de 200 μ m. La barre supérieure du cadre du filet dépasse de 2 cm de la surface de l'eau afin de permettre une collecte non entravée des objets flottants.

La section de filtration est donc de 0,14 m².



Photographie n°2 : Filet de dérive installé dans le chenal de réalimentation de l'étang de Moisan. photographie Alain Dutartre

Après une étape d'identification et de comptage des boutures, les filtrats a été séparé manuellement en une fraction vivante et une fraction morte qui ont été pesés après séchage en étuve à 70 °C jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Les résultats sont ensuite exprimés de manière conventionnelle en g de poids sec/m³/heure d'eau qui transite dans la section du filet.

2/ Analyse de la végétation sur l'étang de Moisan

Deux campagnes d'investigations sur l'étang ont été réalisées, en juin et en août 2000. Les relevés de végétation seront comparés avec ceux effectués les années antérieures par le Cemagref.

La méthode utilisée pour les relevés de végétation en plan d'eau a été mise au point par le Cemagref lors de précédentes études destinées à estimer la colonisation végétale des rives des plans d'eau. Elle consiste à établir la liste des espèces aquatiques présentes sur un secteur donné de rive. Ces secteurs consécutifs sont délimités sur une carte de référence et l'abondance relative des plantes présentes est notée à chaque fois sur une grille s'étendant de 1 (plante très rare sur le secteur) à 5 (plante très abondante sur le secteur) (Dutartre et al., 1997).

3/ Analyse des paramètres physiques locaux qui déterminent l'abondance des végétaux sur le chenal

Afin de mettre en évidence les conditions locales favorables au développement des espèces, un relevé de la végétation aquatique a été effectué le 9 août 2000 sur l'ensemble du chenal de réalimentation qui a été sectorisé en 89 placettes de 10 m de long. La caractérisation de chaque espèce sur chaque secteur a été réalisée selon un critère d'abondance qui prend les valeurs de 0 (espèce inexistante) à 5 (espèce très abondante). Un ensemble d'autres paramètres qualitatifs et quantitatifs ont également été évalués sur chaque placette :

- la stabilité de la rive traduite par le degré de colonisation par les végétaux aquatique ou d'origine terrestre,
- la distance de la placette par rapport à la prise d'eau,
- l'utilisation des terres en rive gauche et en rive droite,
- l'emplacement d'une buse dans le lit du chenal (permettant le passage au-dessus) induisant un rétrécissement ou un élargissement au début ou à la fin de la placette,
- ombre : linéaire de rive ombragée (sur un total de 20 m),
- hauteur et largeur de la section d'eau au niveau de la placette,
- emplacement de la station dans une section curviligne ou linéaire du chenal.

Chaque paramètre qualitatif est décomposé en indices qui prennent soit la valeur 0 (non observé), soit la valeur 1.

L'ensemble de ces paramètres a été analysé par le programme de traitement statistique informatique SAS. Le but est de dégager pour chaque indice d'abondance de chaque espèce un modèle de colonisation du fossé en fonction de ces paramètres.

Les campagnes de terrain ont été réalisées le 26 juin, le 18 juillet et le 8 août 2000.

1- Météorologie

Les conditions météorologiques ayant des conséquences sur le débit et la hauteur d'eau dans le réseau hydrographique, les informations concernant les événements météorologiques qui ont précédé chaque campagne ont été recueillis auprès de Météo France.

Tableau n° 1 : Caractéristiques météorologiques du 1^{er} juin au 8 août 2000 sur la station de Dax. Données Météo France.

période	juin*	1 - 18 juil**	20 juil - 8 août**
	précipitations (mm)		
maximales (date)	42 (le 9/06)	18 (le 3/07)	19 (le 23/07)
somme cumulée	62 (77% ***)	68	58
	températures (mm)		
minimales	14,3	14,8	15,3
écart type	1,1	2,1	2,3
maximales	25,4	24,4	25,4
écart type	1,7	3,9	2,4
moyenne	19,8		
écart type	1,4		

* Bulletin AUTAN de juin 2000

** calcul à partir des données quotidiennes communiquées par la Division Climatologie Inter Régionale

*** % rapport à la normale calculée sur 1961-1990

A Dax (station météorologique la plus proche de Messanges), les pluies survenues le 9 juin ont couvert les 2/3 de la quantité d'eau reçue pendant le mois entier. Les précipitations cumulées sur les 18 premiers jours de juillet (68 mm) sont supérieures à celles du mois de juin entier (62 mm). Par contre, le cumul de la pluviométrie sur les 18 jours précédant la troisième campagne (58 mm) est inférieur à celui qui précède la seconde campagne et à celui de juin.

Les moyennes des températures minimales et maximales du 1 au 18 juillet et du 20 juillet au 8 août ne diffèrent pas de plus de 1°C de celles de juin. Les écarts type sont eux-mêmes généralement faibles, de 1,1 °C à 2,4 °C, hormis celui de la moyenne des températures maximales du 1^{er} au 18 juillet (3,9 °C).

2 - Caractéristiques morphométriques des stations

Tableau n° 2 : Caractéristiques morphométriques des stations d'étude, relevées le 26 juin 2000.

Station	code	longueur (m)	largeur (m)	superficie (m ²)	hauteur d'eau moyenne (m)	section mouillée (m ²)	hauteur des berges (m)
Ruisseau amont	SRAm	50	3,75	188	0,35	1,31	0,50
Ruisseau aval	SRAv	60	4,00	240	0,45	1,80	1,00
Chenal amont	SCAm	50	1,95	98	0,50	0,68	0,80
Chenal aval	SCAv	50	2,00	100	0,15	0,28	0,80

La largeur des stations sur le ruisseau de La Prade est uniforme, tandis que la hauteur d'eau est légèrement plus faible en amont. Le chenal a lui aussi une largeur constante à l'amont et à l'aval, mais elle est environ deux fois plus petite que sur le ruisseau. La lame d'eau est plus faible à l'aval (15 cm) qu'à l'amont (50 cm).

3 - Mesure des paramètres physico-chimiques

3 - 1. Evaluation de la précision des appareils de mesure

Celle-ci est réalisée par comparaison de l'écart type à la moyenne calculée sur plusieurs mesures d'un même échantillon. Quatre analyses ont été réalisées sur de l'eau de surface prélevée à l'aval du chenal de réalimentation. Le temps nécessaire à l'accomplissement des mesures successives a été de 15 mn.

Tableau n° 3 : Moyennes et écarts type des paramètres physico-chimiques, établis sur la base de 4 mesures sur un même échantillon d'eau de surface prélevé le 08/08/00.

Paramètre	Moyenne	Ecart type
pH	7,05	0,06
O ₂ (mg/l)	9,50	0,08
température eau de surface (°C)	20,55	0,17
conductivité (µS/cm)	258,00	8,33
% de saturation en O ₂	105,00	1,83

La valeur de l'écart type est pour chaque appareil inférieure à 5% de la moyenne. Ce pourcentage est suffisamment faible pour que les appareils de mesure soient jugés comme précis et constants. Il n'est donc pas nécessaire que l'expérimentateur renouvelle 3 fois la mesure sur un même échantillon.

3 - 2. Résultats des analyses physico-chimiques

Tableau n° 4 : Analyse physico-chimiques des eaux de surfaces des stations du Ruisseau de La Prade et du chenal de réalimentation de l'étang de Moisan.

date	station	heure de prélèvement	T° eau °C	pH	O ₂ dissous mg.l ⁻¹	% de saturation	conductivité µS.cm ⁻¹	vitesse moyenne m/s	débit m ³ /s
26/06/00	SCAm	11:00	20,2	6,3	6,9		241	0,10	0,071
	SCAv	15:45	26,2	6,6	8,5		297		
	SRAm	11:30	19,7	6,4	5,5		251	0,04	0,065
	SRAv	12:00	21,1	6,4	7,0		244		
18/07/00	SCAm	12:10	21,5	6,7	14,4		246	0,05*	0,037*
	SCAv	10:55	20,5	6,8	16,8		248	0,53	0,363
	SRAm	12:25	22,0	6,7	14,7		253		
	SRAv	12:15	21,0	6,8	10,8		259		
08/08/00	SCAm	10:05	18,9	6,6	7,4	78	240	0,20	0,196
		15:40	25,0	6,7	8,9	106	267		
	SCAv	10:30	20,3	7,0	9,4	103	248		
		15:20	27,6	7,3	11,6	144	281		
	SRAm	10:20	19,4	6,6	7,7	83	239		
		15:50	25,5	6,8	9,1	109	269		
	SRAv	10:15	19,0	6,6	7,0	75	250		
		15:50	24,6	6,7	8,60	102	266		

□ données fournies par le Conseil Général des Landes, Direction de l'Environnement

* jaugeages relevés en réalité le 24/07/00, mais utilisés en l'absence d'autres valeurs.

Certaines valeurs de débit et de vitesse d'eau dans le chenal et le ruisseau ont été communiquées par la Direction de l'Environnement du Conseil Général des Landes. Les jaugeages ont été réalisés non pas à l'heure indiquée dans le tableau, mais à un moment quelconque de la journée.

La comparaison des différents paramètres entre les campagnes nécessite de rassembler les données recueillies approximativement à la même heure. Les **températures de l'eau** de surface constatées le matin sont de l'ordre de 19 à 22 °C (il manque la mesure de SRAv le 26 juin). La température de l'eau à l'aval du ruisseau est toujours plus faible que celle à l'amont (d'environ 1°C). Le 8 août, sur le chenal, la tendance inverse a été relevée avec une valeur de 1,4 °C.

En considérant les données récoltées le matin, le **pH** est globalement compris dans une gamme légèrement acide à neutre (6,3 - 7,0) et relativement homogène d'une campagne à l'autre (variation maximale observée sur SRAv entre le 26 juin et le 18 juillet : 0,4 unité pH).

L'eau de surface est plus basique sur la station aval du chenal. Les variations de pH d'une campagne à l'autre se produisent globalement sur l'ensemble des stations. Ainsi, les plus faibles valeurs ont été relevées le 18 juin et les plus fortes le 18 juillet, exceptée sur la station SCAv dont le plus fort pH a été relevé le 8 août.

Sur le ruisseau de La Prade, le pH est équivalent à l'amont et à l'aval (variation maximale de 0,1 unité le 18 juillet), tandis que sur le chenal, le pH amont est toujours le plus acide (de 0,1 à 0,4 unité).

La gamme des teneurs en **oxygène dissous** relevées sur l'ensemble des stations s'étend de 5 à 17 mg/l. Les variations d'une campagne à l'autre sont uniformes sur l'ensemble des stations, avec des valeurs nettement plus élevées le 18 juillet (d'environ 7 mg/l par rapport au 26 juin). Sur le chenal, la teneur en oxygène dissous est toujours plus forte à l'aval (d'environ 2 mg/l), quelle que soit la campagne, tandis que sur le ruisseau, l'inverse est observé avec un intervalle généralement inférieur à 1 mg/l, sauf le 18 juillet où il atteint 3,9 mg/l.

En l'absence de mesure de **conductivité** sur la station SCAv du 26 juin, l'ensemble des données s'étend sur une gamme très restreinte allant de 240 à 260 $\mu\text{S/cm}$. Les variations d'une campagne à l'autre (relevées sur une même station), ainsi que la différence entre l'amont et l'aval (pour le chenal et le ruisseau) sont globalement inférieures à 10 $\mu\text{S/cm}$.

La comparaison de la variation journalière des paramètres peut être établie sur la base des données du 8 août. La variation de température de l'eau de surface est forte sur SRAv (+ 7,3°C en 5h35), elle est légèrement plus faible sur les autres stations (5,6 à 6,1°C).

Les fluctuations de pH vont dans le sens de l'augmentation des valeurs entre le matin et l'après-midi. Elles sont les plus fortes sur l'aval du chenal, mais elles restent d'amplitude modeste (0,1 à 0,3 unité pH).

En ce qui concernent les teneurs en oxygène dissous, elles sont plus élevées l'après-midi d'environ 1,5 mg/l, sauf sur SCAv où la teneur augmente de 2,2 mg/l en 5h35.

4/ Relevés de végétation sur le chenal et le ruisseau

Afin de faciliter l'écriture des noms des macrophytes, des codes ont été utilisés. La correspondance avec les noms vernaculaires est disponible en annexe 1. Leur position systématique ainsi que leur profil est disponible en annexe 2.

4 - 1. Pourcentages de recouvrement des différents taxons sur les stations

Les taux de recouvrement représentent la superficie occupée par les macrophytes, rapportée à la surface des stations.

Tableau n° 6 : Taux de recouvrement (%) des taxons sur chaque station le 26 juin, le 18 juillet et le 8 août 2000.

	SRAm			SRAv			SCAm			SCAv		
	26-juin	18-juil	08-août									
Algf	1,000	1,000	7,110	1,000	2,500	1,000	5,000	8,000	10,900	1,000	3,000	4,200
APNO		0,010	0,320							0,100	0,010	0,350
CALI	0,500	0,003	0,023		0,010	0,090	0,100	0,004	0,030	0,200	3,660	4,830
CEDE											0,010	
CHSP												0,220
CYDA									0,370		0,010	1,830
GASP		0,020	0,530									
IRPS	0,100	0,100	0,060	0,500	0,500	1,880						
LEMI			0,004	2,000	0,520	0,500	0,500	0,080	0,060		0,020	0,160
MYBR	4,000	14,370	1,660	1,000	0,050	0,170	0,100	0,340	1,310	0,100	0,060	0,220
NULU				2,000	1,880	2,190						
NAOF												0,003
POHY	0,050											
POPO	1,000	0,160	0,020					0,010			0,050	0,270
POCR											0,100	0,400
RASP		0,021										
SCSP	1,320	2,630										
SPEM	0,010											
richesse spécifique	8	9	8	5	6	6	4	5	5	4	9	10

Algf: Algues filamenteuses, APNO: *Apium nodiflorum*, CALI: *Callitriche sp.*, CEDE: *Ceratophyllum demersum*, CHSP: Characée, CYDA: *Cynodon dactylon*, GASP: *Gallium sp.*, IRPS: *Iris pseudacorus*, LEMI: *Lemna minor*, MYBR: *Myriophyllum brasiliense*, NULU: *Nuphar lutea*, NAOF: *Nasturtium officinale*, POHY: *Polygonum hydropiper*, POCR: *Potamogeton cresspus*, POPO: *Potamogeton polygonifolius*, RASP: *Ranunculus sp.*, SCSP: *Scrophularia sp.*, SPEM: *Sparganium emersum*.

La présentation des résultats de taux de recouvrement avec trois décimales est imposée par le fait que les espèces les moins représentées peuvent avoir un taux inférieur à 0,01 %. L'uniformisation de la présentation des résultats nécessite donc que chaque taux soit exprimé avec trois décimales.

Ce tableau permet, dans un premier temps, de mettre en évidence les phénomènes d'implantation et de disparition de végétaux sur les stations.

Sur l'amont du **ruisseau de La Prade**, les fluctuations dans la composition en végétaux sont faibles. Les espèces constamment présentes lors des différents relevés sont : le groupe des algues filamenteuses (Algf), le callitriche (CALI), l'iris faux-acore (IRPS), le myriophylle du Brésil (MYBR) et un potamot (POPO). L'apium (APNO) et le

gaillet (GASP) y ont été relevés à partir du mois de juillet, tandis que la scrofulaire (SCSP) et la renoncule (RASP) n'étaient plus visibles en août.

En aval, seul CALI est apparu entre la campagne de juin et celle de juillet tandis que le nénuphar jaune (NULU), la lentille d'eau (LEMI), IRPS, ALGF et MYBR étaient constamment présents.

Sur l'amont du **chenal**, les espèces implantées lors des trois campagnes sont : Algf, LEMI, CALI et MYBR. POPO n'a été relevé qu'en juillet, tandis que le chiendent (CYDA) ne l'a été qu'en août.

L'aval comprenait 4 espèces continuellement installées : Algf, APNO, CALI et MYBR. En juillet, le potamot crépu (POCR), POPO, LEMI, CYDA et le cornifle nageant (CEDE) sont venus enrichir cette liste. Lors de la dernière campagne CEDE n'était plus visible, tandis que le milieu était colonisé par de nouveaux taxons : le cresson de Fontaine (NAOF) et une Characée (CHASP).

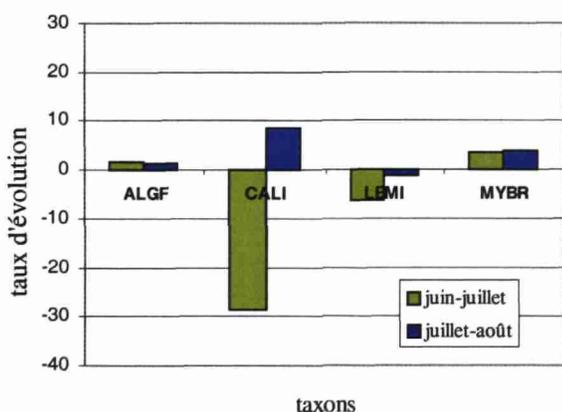
Pour procéder à l'analyse des évolutions de recouvrement de la surface des stations par les taxons, il est préférable de calculer au préalable leur taux d'évolution.

4-2/ Taux d'évolution des taxons sur les différentes stations

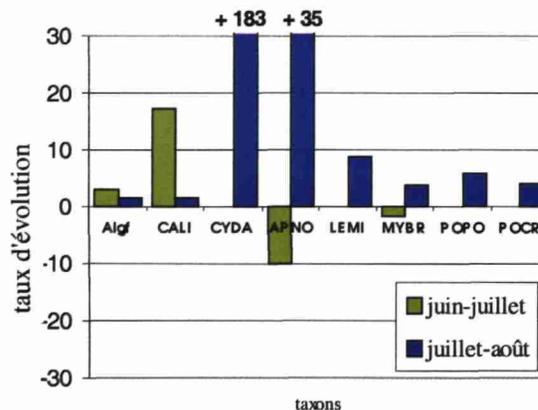
La méthode consiste à calculer sur une période et une station déterminée, le rapport des taux de recouvrement des espèces. Trois périodes sont analysées: 26 juin – 18 juillet, 18 juillet – 8 août et 26 juin – 8 août. Pendant le laps de temps déterminé, soit la surface de recouvrement augmente (phase de progression : +), soit elle diminue (phase de régression : -). Le taux de recouvrement le plus grand est donc rapporté au taux de recouvrement le plus petit. Cette méthode ne permet donc pas de déterminer la dynamique des taxons qui ne sont observés qu'au cours d'une seule campagne.

Lorsque la surface occupée est identique, le taux d'évolution est égal à +1. Le taux d'évolution ne peut donc pas prendre des valeurs comprises dans l'intervalle [-1, +1].

Graphique n° 1 : Evolution des taux de recouvrement des taxons au cours de l'été 2000 sur la station SCAM



Graphique n° 2 : Evolution des taux de recouvrement des taxons au cours de l'été 2000 sur la station SCAv

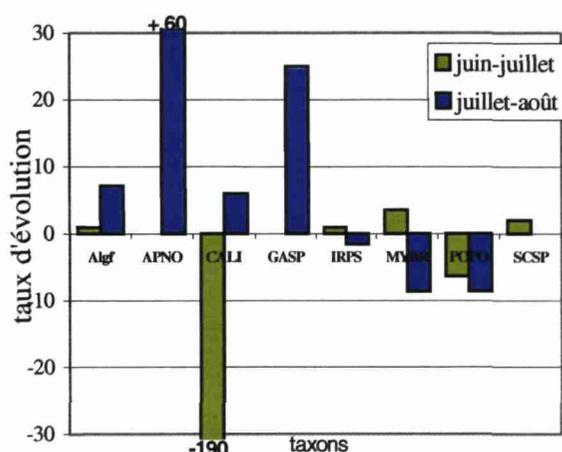


Algf: Algues filamenteuses, CALI: *Callitriche sp.*, CYDA: *Cynodon dactylon*, LEMI : *Lemna minor*, MYBR: *Myriophyllum brasiliense*, POPO: *Potamogeton polygonifolius*, POCR : *Potamogeton crispus*.

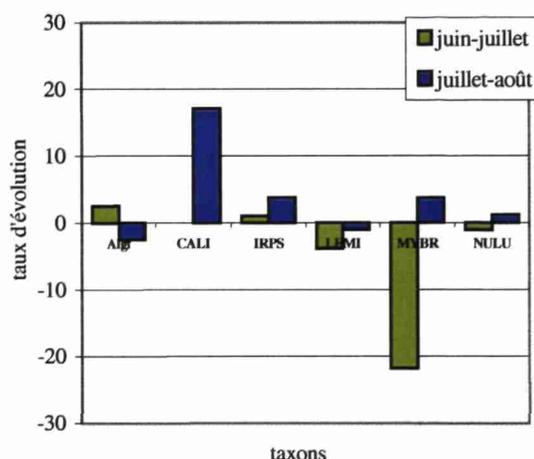
En amont du chenal de réalimentation, les espèces continuellement en progression sont les algues filamenteuses (faiblement tout de même) et le myriophylle du Brésil. La lentille est en régression entre chaque relevé, tandis que la callitriche, après une importante phase de régression en juillet (-29), se développe à nouveau lors des trois semaines qui précèdent la dernière campagne.

Sur SCAv, les algues filamenteuses et le callitriche sont en nette progression entre juin et juillet, puis leur progression est freinée en août. Le chiendent, qui s'est implanté entre le second et le troisième relevé, a eu une progression très importante (+183) lors de ces trois semaines. La petite lentille d'eau, elle aussi implantée après le 26 juin, mais son développement est plus modéré (inférieur à +10).

Graphique n° 3 : Evolution des taux de recouvrement des taxons au cours de l'été 2000 sur la station SRAM



Graphique n° 4 : Evolution des taux de recouvrement des taxons au cours de l'été 2000 sur la station SRAv



Algf: Algues filamenteuses, APNO: *Apium nodiflorum*, CALI: *Callitriche sp.*, CYDA : *Cynodon dactylon*, GASP: *Galium sp.*, IRPS: *Iris pseudocarus*, LEMI : *Lemna minor*, MYBR: *Myriophyllum brasiliense*, NULU: *Nuphar lutea*, POPO: *Potamogeton polygonifolius*, SCSP: *Scrophularia sp.*.

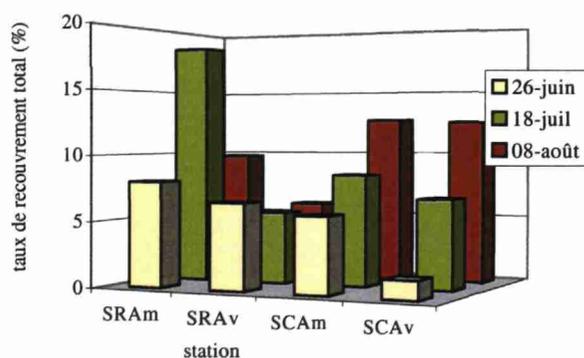
Sur le ruisseau, à l'amont de la prise d'eau, seules les algues filamenteuses n'ont pas connu pas de période de régression de juin à août. La présence du gaillet (GASP) et de l'apium (APNO) n'a été constatée qu'à partir de la seconde campagne, avec un taux de progression élevé pour l'apium (+60). MYBR qui était en phase de développement entre les deux premiers relevés, a ensuite régressé pendant les trois semaines qui ont suivi. Le déclin de surface du POPO initié du 26 juin au 18 juillet (-6) s'est encore accentué jusqu'au 8 août (-9). Quant au Callitriche, après une phase de réduction considérable de son taux de recouvrement (-190), il se développe à nouveau jusqu'au 8 août. SCSP a disparu lors de la dernière campagne.

A l'aval, le callitriche s'est installé après le 26 juin et a son taux d'évolution jusqu'au 8 août est assez élevé (+20). Les superficies occupées par le nénuphar jaune et l'IRPS sont relativement stables, avec tout de même une progression de l'iris dans la seconde période. La lentille d'eau régresse constamment sur cette portion de cours d'eau.

4 - 3. Taux de recouvrement total des stations par la végétation

En ajoutant les taux de recouvrement de chaque taxon sur une station donnée, l'évolution de l'occupation de la station par les végétaux peut être suivie dans le temps.

Graphique n° 5 : Evolution du taux de recouvrement total des stations par les végétaux au cours du temps



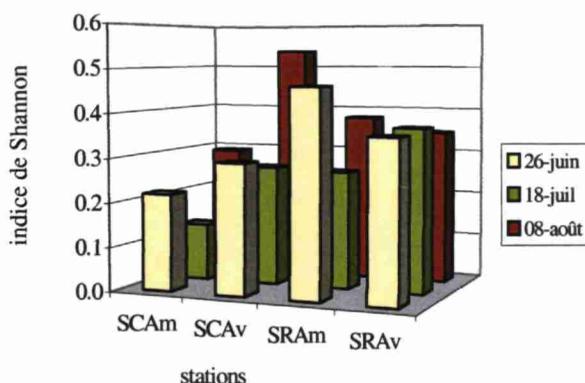
La station initialement la plus colonisée est SRAM (8%). La surface occupée par les végétaux fait plus que doubler en trois semaines, pour ensuite revenir pratiquement au taux de recouvrement initial. Les macrophytes sur la station située en aval du seuil représentent une superficie quasiment constante d'environ 6%. A l'amont du chenal, le taux de recouvrement des macrophytes est sensiblement égal à celui de SRAM en juin (5%), mais il augmente de manière croissante entre chaque relevé de végétation,

jusqu'à devenir pratiquement le double (13%) de celui de SRAM le 8 août. A l'aval du chenal, les plantes sont moins abondamment installées en juin (2% de la surface de la station), néanmoins la progression est très marquée entre chaque campagne et la superficie recouverte devient équivalente à celle de SCAM lors de la campagne d'août.

4 – 4. L'indice de diversité de Shannon

Le calcul de cet indice permet de caractériser la diversité ainsi que les éventuelles relations de dominance au sein des peuplements végétaux.

Graphique n° 6 : Indices de diversité de Shannon calculés pour chaque station et pour chaque campagne



L'ordre de grandeur de l'indice de Shannon est très faible puisqu'il est dans chaque cas inférieur à 1. A l'aval du seuil, il est constant d'une campagne à l'autre (de l'ordre de 0,33).

Le 26 juin, les plus fortes valeurs de l'indice sont celles des stations situées sur le ruisseau ; mais, le 8 août, c'est à l'aval du chenal de réalimentation que l'indice est le plus fort (0,53).

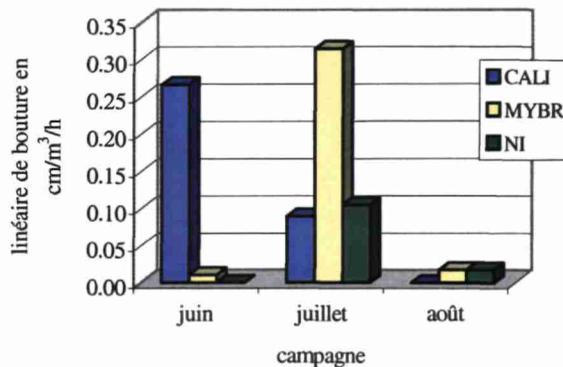
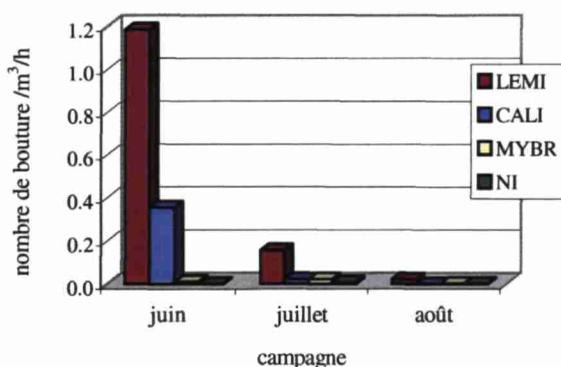
5 - Estimation de la quantité de débris végétaux vivants et de matière morte dérivant dans le chenal de réalimentation

A partir de la matière récoltée dans le filet de dérive, le nombre et les longueurs cumulées de boutures est le premier paramètre étudié, l'analyse des poids secs de matière vivante et matière morte est réalisée dans un second temps.

5 - 1. Longueurs cumulées et du nombre de boutures

Le cas des petites lentilles d'eau est considéré séparément, seul leur nombre peut être estimé.

Graphique n° 7 : Nombre de boutures dérivant dans le chenal d'alimentation par m³/h
Graphique n° 8 : Longueurs cumulées de boutures dérivant dans le chenal d'alimentation en cm/m³/h

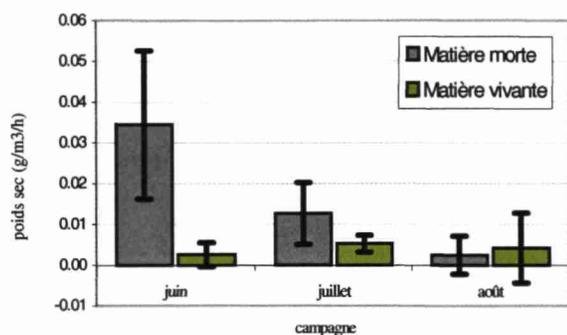


NI: non identifiable, CALI: *Callitriche sp.*, LEMI: *Lemna minor*, MYBR: *Myriophyllum brasiliense*.

LEMI a été représentée sur le graphique n° 7, mais ce sont bien des individus entiers qui sont dénombrés. C'est en juin qu'ont été recueillies en plus grand nombre de lentilles d'eau et de boutures de callitriche et le plus grand nombre (respectivement 1,18 et 0,35 /m³/h). Le nombre de boutures de MYBR récupérées en juillet est très faible, mais leur longueur cumulée est élevée (0,31 cm/m³/h).

5 - 2. Poids secs de matière vivante et de matière morte au cours des 3 campagnes d'analyse

Graphique n° 9 : Poids sec de matière morte et de matière vivante dérivant dans le chenal d'alimentation (g/m³/h) avec superposition des écarts type



Les masses de végétaux vivants dérivant dans le chenal sont faibles et relativement constantes (environ 0,3 g de poids sec/m³/h) d'une campagne à l'autre. Par contre, les matières mortes ont des poids secs plus variables au cours du temps, avec un maximum (0,034 g de poids sec/m³/h) le 26 juin. En août, les matières vivantes présentaient même une masse sèche supérieure à celle des matières mortes. Ces résultats proviennent de la moyenne de 3 filtrats récupérés au cours de la même journée.

Les barres d'erreur montrent qu'à ce niveau il existe une grande variabilité des quantités de matières mortes et vivantes récupérées d'un échantillon à l'autre. L'écart type est même plus fort que la moyenne des poids secs lors de la campagne d'août.

6/ Relevés de végétation sur l'étang de Moisan

Les relevés complets d'indices d'abondance sont présentés en annexe 3.

Le tableau suivant comporte les indications de présence/absence des différents taxons relevés lors des campagnes de juin et août 2000, ainsi que celles de la campagne de juillet 1994 effectuée dans le cadre du suivi développement des espèces exotiques et propositions d'intervention (Dutartre, 1994).

Tableau n° 7 : Relevés des taxons végétaux sur l'étang de Moisan lors des campagnes de juillet 1994, juin et août 2000.

taxons	juil-94	juin-00	août-00	taxons	juil-94	juin-00	août-00
ALPL	X			LYEU			X
ARSP		X	X	LYSA		X	X
AZFI	X	X		LYVU		X	X
BAHA		X	X	MEAQ		X	X
CASP	X	X	X	MYBR	X	X	X
CEDE		X		MYSP	X	X	X
CLMA	X			Mysp		X	
GASP		X		NAMA	X		
HIRO	X	X	X	NULU		X	X
HYHE	X			PHAR			X
HYMO	X			PHAU	X	X	X
HYVU		X	X	POAM		X	X
IRPS	X	X	X	POCR	X		
JUCO	X	X	X	POPC	X	X	
JUEF		X	X	POPO		X	
JUSU			X	SCGA			X
LEMI	X	X		TYAN		X	
LEPO	X	X		TYLA	X		

ALPL: *Alisma plantago-aquatica*, APNO: *Apium nodiflorum*, ARSP: *Arum sp.*, AZFL: *Azolla filliculoides*, BAHA: *Baccharis halimifolia*, CASP: *Carex sp.*, CEDE: *Ceratophyllum demersum*, CLMA: *Cladium mariscus*, GASP: *Galium sp.*, HIRO: *Hibiscus roseus*, HYHE: *Hypericum helodes*, HYMO: *Hydrocharis morsus-ranae*, HYVU: *Hydrocotyle vulgaris*, IRPS: *Iris pseudacorus*, JUCO: *Juncus conglomeratus*, JUEF: *Juncus effusus*, JUSU: *Juncus supinus*, LEMI: *Lemna minor*, LEPO: *Lemna polyrhiza*, LYEU: *Lycopus europeus*, LYSA: *Lythrum salicaria*, LYVU: *Lysimachia vulgaris*, MEAQ: *Mentha aquatica*, MYBR: *Myriophyllum brasiliense*, MYSP: *Myriophyllum spicatum*, Mysp: *Myosotis sp.*, NULU: *Nuphar lutea*, PHAR: *Phalaris arundinacea*, PHAU: *Phragmites australis*, POAM: *Polygonum amphibium*, POCR: *Potamogeton crispus*, POPC: *Potamogeton pectinatus*, POPO: *Potamogeton polygonifolius*, SCGA: *Scutellaria galericulata*, TYAN: *Typha angustifolia*, TYLA: *Typha latifolia*.

Parmi les espèces qui n'ont pas été notées en 1994, les espèces présentes lors des deux campagnes de 2000 sont : le plantain d'eau (ALPL), le baccharis (BAHA), l'écuelle d'eau (HYVU), *Juncus effusus*, la lysimaque

(LYVU), la salicaire (LYSA), la menthe aquatique (MEAQ), le nénuphar jaune (NULU) et la renouée amphibie (POAM).

Les espèces établies en juin 2000 et qui ne le sont plus en août sont le cornifle nageant (CEDE), le gaillet (GASP), le myosotis (Mysp), une espèce de potamot (POPO) et la massette (TYAN). Les espèces nouvellement implantées en août sont le jonc bulbeux (JUSU), la Labiacée (LABI), la lycophe d'Europe (LYEU) et le phalaris (PHAR).

Parmi les 18 taxons présents sur l'étang de Moisan en 1994, 7 taxons n'ont pas été observés en 2000. L'azolle fausse fougère (AZFL), la lentille d'eau, la spirodèle (LEPO), et le potamot pectiné (POPC) ont été remarqués seulement en juin 2000, tandis que l'hibiscus (HIRO), l'iris (IRPS), un jonc (JUCO), le roseau (PHAU) et les deux espèces de myriophylle (MYBR et MYSP) l'ont été lors des deux campagnes l'année 2000.

7/ Analyse statistique de l'état de la colonisation du chenal en fonction des paramètres physiques locaux.

Le tableau du relevé de terrain est présenté en annexe 4.

Le modèle statistique utilisé est le modèle de régression logistique :

$\ln(P/(1-P)) = x' \cdot \beta$ avec P la probabilité de présence de l'indice d'abondance de l'espèce, x' la valeur du paramètre et β le coefficient de ce paramètre d'où $P = e^{x' \beta} / (1 + e^{x' \beta})$

soit $\mu = x' \cdot \beta$ donc $\mu = \beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \dots + \beta_n \cdot X_n$

Le programme d'application du modèle élaboré sous le logiciel SAS est présenté en annexe 5.

Le logiciel statistique impose à l'expérimentateur de lui fournir des paramètres qualitatifs qui prennent soit la valeur 1 (observé), soit la valeur 0 (non observé). Il faut donc décomposer la liste des paramètres en autant d'indicateurs que nécessaire à cette contrainte :

1. Distance : distance en m séparant la placette de la prise d'eau,
2. Indicateurs de l'utilisation des parcelles en rive droite : Dchemin : chemin, Dfriche : friche, Dculture : champ cultivé → si ces indicateurs prennent la valeur 0, la rive droite est boisée,
3. Indicateurs de l'utilisation des parcelles en rive gauche : Gchemin : chemin, Gfriche : friche, Gculture : champ cultivé → si ces indicateurs prennent la valeur 0, la rive gauche est boisée,
4. Pamont : une buse permet le passage au dessus du chenal est située en amont de la placette,
5. Paval : une buse permet le passage au dessus du chenal est située en aval de la placette,
→ si 4 et 5 prennent la valeur 0, il n'y a aucune buse présente sur la placette,
6. Linéaire : la placette s'inscrit dans une portion rectiligne du chenal (0 = virage),
7. Heau : hauteur d'eau en m au centre de la placette,
8. Leau : largeur de la surface mouillée en m,
9. Ombre : linéaire de berge en m ombragé (sur un total de 20 m),
10. Brien : berge non colonisée par les végétaux, 11. Bentier : berge entièrement colonisée
→ si 10 et 11 prennent la valeur 0, les berges sont à moitié colonisées,
12. FenV : le lit du chenal a un profil en « V », 13. Fdroit : le lit du chenal a un profil vertical,
14. Feffondr : les berges sont partiellement effondrées et érodées,
→ si 12, 13 et 14 prennent la valeur 0, le lit du chenal a sa partie émergée quasiment plane.

Toutes les taxons dont l'abondance sur le chenal peut être expliquée par les différents paramètres physiques pris en compte sont retranscrits dans le tableau n°8.

Pour chacun, la formule de calcul de μ est donnée. β_0 est un terme qui varie d'un indice d'abondance à l'autre au sein de chaque espèce, mais le reste de l'équation de calcul de μ est commun. Les valeurs de β_0 sont indiquées dans le tableau n° 9. La validité du modèle dépend du pourcentage de concordance. Seuls les résultats supérieurs à 50 % sont fiables et donc retranscrits ci-dessous.

Tableau n° 8 : Formules de calcul de μ en fonction des paramètres explicatifs et pourcentages de concordance des modèles

Taxon	$\mu =$	concordance %
ALGF	$\beta_0 + 0.01 \text{ distance} + 2.54 \text{ Paval} - 2.77 \text{ Bentier} - 1.47 \text{ FenV}$	84
APNO	$\beta_0 - 0.005 \text{ distance}$	79
CHSP	$\beta_0 - 2.88 \text{ Brien} + 1.34 \text{ Feffondr}$	69
CALI	$\beta_0 + 1.86 \text{ Feffondr} - 5.14 \text{ Dchemin}$	81
NAOF	$\beta_0 - 2.26 \text{ Fdroit}$	53
CYDA	$\beta_0 - 3.26 \text{ Bentier} + 2.66 \text{ Brien}$	66
LEMI	$\beta_0 - 5.24 \text{ Bentier} + 2.31 \text{ Feffondr} - 2.79 \text{ Gculture}$	65
MYBR	$\beta_0 - 1.89 \text{ Bentier} - 1.49 \text{ Fdroit} + 5.2 \text{ Heau} - 0.05 \text{ Leau}$	83
POCR	$\beta_0 + 1.2 \text{ Feffondr} - 4.96 \text{ Dchemin}$	75
POHY	$\beta_0 - 4.07 \text{ Fdroit} - 4.96 \text{ Gculture}$	80
POPO	$\beta_0 + 13.88 \text{ Heau} - 2.23 \text{ Brien}$	80

ALGF: Algues filamenteuses, APNO: *Apium nodiflorum*, CALI: *Callitriche sp.*, CHSP: Characée, CYDA: *Cynodon dactylon*, IRPS: *Iris pseudacorus*, LEMI : *Lemna minor*, MYBR: *Myriophyllum brasiliense*, NAOF: *Nasturtium officinale*, POHY: *Polygonum hydropiper*, POCR: *Potamogeton cressus*, POPO: *Potamogeton polygonifolius*.

Au sein de chaque espèce, chaque indice d'abondance n'est pas forcément expliqué. Les indices pour lesquels aucune probabilité de présence n'est susceptible d'être calculée sont indiqués par le signe "/" dans le tableau ci-dessous :

Tableau n° 9 : Valeurs de β_0 en fonction de l'indice d'abondance de chaque taxon.

indice abondance	Taxon												
	ALGF	APNO	CHSP	CALI	NAOF	CYDA	IRPS	LEMI	MYBR	POCR	POHY	POPO	
= 0	-7.14	+4.66	0.27	-1.4	2.33	-0.66	3.72	-0.51	8.99	3.55	6.9	-0.53	
<= 1	-4.66	6.62	0.83	1.05	5.56	0.85	/	2.41	10.67	4.94	8.72	1.79	
<=2	-2.65	7.36	2.13	2.47	/	2.92	/	6.68	13.25	7.04	/	/	
<=3	0.55	/	5.74	5.19	/	4.19	/	-2.79	5.2	/	/	/	

ALGF: Algues filamenteuses, APNO: *Apium nodiflorum*, CALI: *Callitriche sp.*, CHSP: Characée, CYDA: *Cynodon dactylon*, IRPS: *Iris pseudacorus*, LEMI : *Lemna minor*, MYBR: *Myriophyllum brasiliense*, NAOF: *Nasturtium officinale*, POHY: *Polygonum hydropiper*, POCR: *Potamogeton cressus*, POPO: *Potamogeton polygonifolius*.

Pour chaque espèce, il est possible de déterminer l'importance de chaque paramètre dans le développement de chaque taxon sur le chenal de réalimentation. En considérant l'indice d'abondance 0, il est possible de modéliser la probabilité d'absence des végétaux en fonction des paramètres explicatifs.

ALGF : Plus la placette est éloignée de la prise d'eau, plus les algues filamenteuses ont une grande probabilité d'être absentes. Le fait qu'une buse rétrécisse la largeur du lit chenal à l'aval de la placette est également un élément défavorable au développement des algues. Par contre, des berges entièrement colonisées et un profil parfaitement triangulaire favorisent statistiquement leur l'implantation.

APNO : Le seul paramètre explicatif donné par le modèle est la distance de la placette à la prise d'eau. L'apium est plus susceptible de se développer lorsqu'il est éloigné de l'ouvrage.

CHSP : Des berges effondrées semblent préjudiciable au développement des Characées. Par contre, le fait qu'elles ne soient pas colonisées par des plantes racinaires augmente la probabilité de présence de CHSP.

CALI : Le callitriche est limité par l'existence de berges effondrées, en outre, le fait la présence d'un chemin en rive droite contribue à son implantation.

NAOF : Seules les berges escarpées augmente la probabilité de présence du chiendent à la surface de l'eau.

CYDA : L'extension du cresson dépend de l'état de colonisation des berges. Les indicatrices concordent vers la conclusion que des berges couvertes de végétation semblent être favorables au développement du chiendent.

LEMI : Le recouvrement par les lentilles est favorisé par l'existence de berges entièrement colonisées et par la présence d'un champ cultivé en rive gauche. Des berges effondrées influent négativement sur sa présence.

MYBR : Ce taxon est désavantagé par une profondeur d'eau importante. Les facteurs favorables sont des berges entièrement colonisées et de profil vertical.

POCR : Son implantation est limitée par des effondrements de berges. La probabilité de présence diminue en présence d'un chemin en rive droite.

POHY : Les paramètres favorables sont des berges escarpées et la présence d'un champ cultivé en rive gauche.

POPO : De plus fortes hauteurs d'eau influent de manière majeure sur l'absence de ce taxon (plus forte valeur de β_0 observée : + 13.88). Néanmoins, des berges non colonisées favorisent son implantation.

DISCUSSION

Avant d'interpréter les résultats, il est nécessaire de faire préalablement le bilan de tous les facteurs qui ont pu perturber directement ou indirectement les expériences.

1 - Difficultés de mise en place des expérimentations et singularités remarquées lors des différentes campagnes

1 - 1. Mesure du débit

Un biais majeur à la progression de l'eau au-delà du seuil a été observé le 18 juillet. En effet, le niveau du seuil était réglé trop haut, si bien que l'eau du ruisseau ne passait pratiquement pas au-dessus de l'obstacle. Le débit en aval était insuffisant pour qu'il puisse être mesuré. Ceci met en évidence la nécessité de surveiller très régulièrement le site afin de procurer un débit minimal nécessaire aux usages de l'eau en aval.

1 - 2. Témoin de colonisation (sur le ruisseau de La Prade)

La station amont du ruisseau de La Prade constitue le témoin de colonisation par les hydrophytes auquel est comparée la station aval. Un biais dans l'expérience a été introduit par l'initiative d'un propriétaire riverain du ruisseau de La Prade qui a désherbé (avec un herbicide) la rive gauche sur l'ensemble de la station témoin et également sur au moins une centaine de mètres à l'amont (photo n° 3).



Photographie n°3 : Station amont du ruisseau de La Prade, 08/08/00. A. Dutartre

1 - 3. Méthode d'estimation du taux de recouvrement

Lors de la première campagne, la méthode de détermination du taux de recouvrement de chaque station pour chaque taxon consistait tout d'abord à parcourir la station pour relever les différents taxons, puis à estimer globalement le taux de recouvrement. Lors des deux autres campagnes, la méthode a été réajustée : lors de la progression le long de la station, pour chaque pousse ou herbier observé, la surface d'eau occupée était aussitôt estimée. Le taux de recouvrement de chaque espèce sur chaque station a été calculé par la somme de ces surfaces rapportée à la surface de la station. On constate ainsi que les taux des espèces les moins fréquentes sont très supérieurs lors de la campagne de juin (taux de recouvrement minimum observé : 0,05%) par rapport à ceux de juillet et août (0,003%). Cette différence permet de mettre en avant l'hypothèse d'une surestimation du taux de recouvrement en juin, surtout pour les faibles surfaces.

1 - 4. Entrave à la libre circulation des boutures sur le chenal

Lors de la seconde campagne, la prise d'eau était le siège de l'accumulation d'objets flottants de toute nature. Seuls les éléments en profondeur semblaient donc capables de transiter dans le chenal. Ceci risque d'entraîner une sous-estimation du nombre de boutures, ainsi que celui des individus d'espèces flottantes (LEMI) par rapport aux conditions des autres campagnes où la prise d'eau était dégagée.

1 - 5. Séparation de la matière organique végétale vivante de la matière morte et mesure des poids secs

Elle n'a pu être réalisée dans des conditions optimales lors de la campagne de juin. En effet, les filtrats recueillis lors de la première campagne ont été analysés après conservation des échantillons à l'abri de la lumière pendant quelques jours. Les algues vertes étaient donc en grande partie mortes et assimilées comme telles lors de la phase de séparation. La quantité de matière morte a donc été surestimée. Lors de la seconde campagne, la dissociation ayant été réalisée le lendemain du prélèvement, elle a certainement été plus correcte. De plus, la séparation manuelle des algues filamenteuses de la fraction en décomposition est une étape relativement subjective, ceux-ci étant finement liés.

2 - La végétation sur le ruisseau de La Prade

Les conclusions qui peuvent être avancées sur l'impact de la mise en place d'une prise d'eau sur les évolutions de la composition en macrophytes sur les stations doivent être nuancées par différents paramètres dont il est nécessaire de prendre conscience. Les inventaires d'hydrophytes ne prétendent pas être exhaustifs; ils n'englobent pas toutes les espèces installées à l'amont et à l'aval de l'ouvrage. Dans le cas du ruisseau de La Prade, ils permettent de comparer les évolutions d'espèces présentes sur les stations à l'amont et à l'aval de l'ouvrage, ainsi que de mettre en évidence l'implantation ou la disparition d'autres taxons. Les espèces observées en aval et qui ne sont pas relevées en amont dès la première campagne, ne sont pas forcément issues d'une colonisation qui se serait produite après la mise en place du barrage (exemple du nénuphar dont la biologie exclut l'hypothèse d'une introduction très récente dans la station aval du ruisseau). La durée du cycle végétatif de chaque taxon est donc un paramètre capital qui permet de dissocier les espèces qui s'établissent, aux moments des observations, de celles qui étaient probablement déjà installées avant la création du seuil et la dérivation d'une partie du débit du ruisseau.

2 - 1. Conditions du milieu

L'amont du ruisseau, par son hydrodynamisme modéré (débit égal à 0,065 m³/s le 26 juin), correspond, du moins à ce niveau, à l'exigence des espèces présentes dès le mois de juin. De plus, le ruisseau n'a pas connu de forte augmentation du débit lors des 2 semaines qui ont précédé chaque campagne (les épisodes pluvieux majeurs, d'une amplitude toujours modeste, sont antérieurs à cette période). Pour les algues filamenteuses, la nécessité d'un régime hydraulique modéré s'explique par le fait qu'elles ne développent pas de racines et qu'elles sont simplement accrochées sur d'autres végétaux ou objets présents dans le lit du cours d'eau. Les autres espèces ayant besoin de ces conditions sont le callitriche (CALI), le myriophylle du Brésil (MYBR), *Polygonum hydropiper* (POHY), *Potamogeton polygonifolius* (POPO), la scrophulaire (SCSP) et le rubanier simple (SPEM). La faible profondeur du ruisseau (inférieure à 50 cm) correspond aux besoins de MYBR, POPO et POPY.

Le pH est toujours légèrement acide et homogène à l'amont et à l'aval (compris entre 6,4 et 6,8). Il est propice à un bon développement de la végétation aquatique. Le fait qu'il ne varie pas à l'amont et à l'aval, permet d'affirmer que ce paramètre ne peut être considéré comme influent dans les différences d'évolutions végétales de part et d'autres de du seuil.

La variation de température entre l'amont et l'aval étant le matin toujours inférieure à 1,4 °C (variation maximale observée le 26 juin), ce paramètre ne semble pas être en mesure d'expliquer une différence de colonisation entre les deux stations.

2 - 2. Diversité spécifique sur les stations amont et aval

Les espèces installées seulement à l'amont sont l'apium (APNO), le gaillet (GASP), POPO, POHY, la renoucle (RASP), SCSP et SPEM. Ces espèces se reproduisent de manière végétative ou sexuée, il est donc probable qu'une partie de leurs propagules n'aient pas franchi le seuil car les débris accumulés à ce niveau sont régulièrement évacués manuellement. Une hypothèse complémentaire peut être avancée : les eaux à l'aval sont trop stagnantes pour participer efficacement à la propagation des boutures (observation d'un débit quasiment nul le 18 juillet à cause d'une mauvaise régulation du niveau du seuil). Ces quelques suppositions ne sont cohérentes qu'en partant du postulat établissant que ces plantes n'étaient pas installées à l'aval avant la mise en place de l'ouvrage. Si tel n'était pas le cas, la perte de débit pourrait alors expliquer la disparition de ces espèces.

2 - 3. Evolution des taux de recouvrement

Seules les espèces représentées sur les deux stations sont étudiées.

La forte progression du recouvrement de la surface de SRAM par les végétaux entre juin et juillet (graphique n°5 : de 8 à 18%) traduit essentiellement le développement du **myriophylle du Brésil** dont le taux d'évolution est de 4. En août, cette espèce a fortement régressé (taux d'évolution = -8).

A l'aval, cette espèce était moins représentée dès le mois de juin, néanmoins le taux d'évolution était positif de juillet à août (+4). Cette évolution qui est contraire à celle observée sur le témoin est sûrement la combinaison de deux causes : d'une part la diffusion de désherbant dans l'eau à l'amont qui a pu détruire en partie la plante et/ou affaiblir sa croissance et, d'autre part, la diminution du débit qui a favorisé le développement de l'espèce à l'aval.

L'emploi d'herbicide pourrait également être à l'origine des régressions de surface de POPO et du **callitriche** observées lors de la campagne d'août sur l'amont du ruisseau. Du fait de la surestimation des surfaces de recouvrement lors de la première campagne, le taux d'évolution du callitriche sur l'amont entre juin et juillet (-190) est exagéré, même si une régression a probablement eu lieu. Le développement observé de juillet à août est plus élevé à l'aval qu'à l'amont, ici encore, les causes peuvent être celles citées pour le Myriophylle.

L'**Iris** est une plante sur laquelle le débit du cours d'eau n'influe pas directement. Seules ses racines atteignent l'eau, lui-même ne se développant pas sur la surface mouillée. Elle se développe fréquemment au contact direct avec les eaux et ses touffes rhizomateuses peuvent contribuer à la protection des berges contre l'érosion (Dutartre et al., 1997). La perte du nombre de pieds constatée le 8 août peut être reliée à l'usage de désherbant.

La **petite lentille d'eau** se reproduit par bourgeonnement latéral avec une très grande capacité de multiplication (Collectif, 1997). Le vent représente le facteur déterminant dans la propagation de cette pleustophyte (plante librement flottante à la surface). Ainsi, le taux d'évolution est-il délicat à interpréter, surtout lorsque les surfaces occupées sont si petites (< 2 %). Uniquement observée le 8 août à l'amont, elle colonisait les rives à l'aval dès le mois de juin. Le débit plus faible à l'aval convient donc mieux au développement de cette espèce flottante constamment entraînée par le courant.

3 - La végétation sur le chenal d'alimentation de l'étang de Moïsan

3 - 1. Conditions du milieu

Le chenal de réalimentation, dont l'étang de Moïsan est désormais tributaire, a une largeur uniforme en amont et en aval (environ 2 m). Par contre, les berges ont des profils différents à ces deux niveaux. Initialement, le chenal a été creusé au mois de mai avec un profil triangulaire constant tout le long du chenal. Lors des campagnes, les berges situées en aval montraient des signes d'érosion certainement facilitée par la nature sablonneuse des rives et leur fixation encore faible par les végétaux. Elles sont donc localement effondrées et peuvent ainsi offrir ainsi sur les rives des obstacles sur lesquels les boutures dérivantes peuvent venir se déposer. De plus, la circulation d'eau a surcreusé les berges, ainsi des aires émergées quasiment planes ont été créées. Le fait que les rives soient plus irrégulières sur SCAV procure aux plantes aquatiques des habitats plus diversifiés qu'à l'amont.

D'un point de vue hydraulique, les végétaux aquatiques sont confrontés à une vitesse plus élevée que sur le ruisseau. La lame d'eau sur l'aval du chenal est plus faible (15 cm) qu'à l'amont (50 cm). Ces différences importantes se répercutent sur l'implantation des végétaux enracinés.

Les macrophytes installés à l'aval du chenal sont confrontés à des températures de l'eau supérieures à celles de l'amont (+1,4°C le 8 août au matin). De plus, ils doivent être en mesure de supporter un gradient de température journalier plus important (6.1 °C et 7.3°C respectivement à l'amont et à l'aval le 8 août,).

Le pH (dans une faible mesure) et la quantité d'oxygène dissous sont également plus élevés à l'approche du bassin dessableur, mais leurs valeurs dans le milieu restent dans le domaine de tolérance de la majorité des végétaux aquatiques dulçaquicoles. L'augmentation journalière de la teneur en oxygène dissous sur les 4 stations et notamment à l'aval du chenal (2,2 mg/l en 5h35 le 8 août) peut être corrélée au phénomène de photosynthèse inhérent à toute occupation d'un hydrosystème par la végétation.

3 - 2. Diversité spécifique sur les stations amont et aval

Les espèces installées aussi bien à l'amont qu'à l'aval du chenal dès le 26 juin sont d'une part des espèces libres (les algues filamenteuses et la petite lentille d'eau qui sont transportées par le courant) et d'autre part, deux espèces pouvant s'enraciner à reproduction végétative rapide : le callitriche et le myriophylle du Brésil. Ces derniers montrent ainsi leur grande capacité à s'installer et se développer rapidement sur ce site.

A l'amont, les relevés de végétation des mois de juillet et août diffèrent seulement de celui de juin par l'installation de *Potamogeton polygonifolius* en juillet et du chiendent (CYDA) en août.

Par contre, à l'aval, la composition en espèces s'enrichit plus fortement à partir du mois de juillet. La richesse spécifique passe de 4 à 10 en 6 semaines (Tableau n° 6). En plus de l'apium (APNO) déjà présent en juin, viennent s'ajouter le cornifle nageant (CEDE), deux espèces de Potamot (POPO et POCR) ainsi que LEMI et CYDA.

En août, une Characée (CHSP) et le cresson de fontaine (NAOF) complètent les relevés.

3 - 3. Dynamique du processus de colonisation

Le 26 juin, les macrophytes colonisaient 5,7 % de la surface de SCAM et 1,4 % de SCAV. Il existe donc un retard dans la colonisation de l'aval qui peut être attribué au délai de transit dans le chenal.

Le graphique n° 5 montre clairement que le processus de colonisation est fortement engagé sur le chenal de réalimentation. En effet, le taux de recouvrement total des stations progresse continuellement de campagne en campagne (5,7 %, 8,4 %, et 11,67 % sur SCAM), tandis qu'à l'amont de la prise d'eau, ce taux n'augmente que de 0,7% entre la première et la dernière campagne. Il faut reconnaître que l'évolution sur l'amont du chenal est essentiellement liée au fort développement des algues filamenteuses. Mais sur l'aval, la diversité spécifique est plus forte et ALGF ne constitue pas la majeure partie de la surface occupée par la végétation.

Mais les surfaces recouvertes en août sont identiques (environ 13 %), ce qui signifie que la dynamique d'implantation et de développement des végétaux est donc plus forte à l'aval (mis à part le délai d'implantation qui est plus long). Les végétaux y trouvent certainement des conditions plus propices à leur développement (effondrements des berges, lame d'eau plus mince).

Malgré la gamme restreinte de valeurs de l'indice de Shannon (de 0,10 à 0,55), il semble que l'indice augmente globalement de juin à août sur SCAV, alors qu'il reste à peu près stable sur SCAM. Le milieu s'enrichit donc en nouveaux taxons parallèlement à la diminution de la dominance exercée par les algues filamenteuses.

Le biais introduit dans l'expérience par la surestimation des taux de recouvrement de juin rend délicate l'interprétation des taux d'évolution de juin à juillet. Il est en effet improbable que la surface de recouvrement du callitriche ait été réduite 28 fois sur SCAM et que celle du myriophylle l'ait été de 2 fois alors que ces espèces sont en nette progression entre juillet et août. Il est donc préférable de ne pas accorder un intérêt prépondérant aux taux d'évolution calculés entre juin et août.

Les taux d'évolution représentés dans les graphiques 1 à 4 ne permettent pas de mettre en évidence, de par leur mode de calcul, la vitesse de développement des plantes observées lors d'une seule campagne.

Néanmoins, lors de la troisième campagne, Les Characées (CHSP) était déjà bien installées sur SCAV avec un taux de recouvrement de 0,22 %. La surface d'occupation de cette algue a pu être sous-estimée car elle peut être confondue de loin avec les algues filamenteuses malgré sa structure organisée. Sa présence semble être inféodée à celle du callitriche (*Callitriche hamulata* ou *C. stagnalis*). Son apparition plus tardive au cours de l'été permet de supposer qu'un état de colonisation du chenal déjà avancé était nécessaire à son installation. Les végétaux déjà ancrés dans le sédiment ont pu arrêter le cheminement de boutures de Characées vers l'étang.

Le taxon qui présente le plus fort taux d'évolution sur l'aval du chenal est le **chiendent** (CYDA).

Cette espèce d'origine terrestre s'accommode au milieu aquatique, car après une phase de recouvrement des berges, elle gagne le lit du chenal (photographie n° 4). Cette progression rapide est rendue possible par le développement de stolons résistants et rampants qui s'enracinent solidement dans le substrat et contribuent de façon majeure à sa consolidation. Le modèle statistique conforte cette observation, puisque la probabilité de présence de cette espèce augmente avec la proportion de berge recouverte par ce taxon.



Photographie n° 4 : *Cynodon dactylon* sur la rive gauche de la station amont du chenal. A. Dutartre

Hormis ce taxon semi-aquatique, les espèces qui se sont installées et développées sont le myriophylle, les deux espèces du genre *Callitriche* et les deux espèces de Potamot.

Ces espèces ont en commun la capacité de reproduction végétative à partir de boutures. La mise en place du filet a d'ailleurs mis en évidence la dérive de propagules dans le chenal. Les espèces dont les tiges ont été reconnues sont le myriophylle et les espèces du genre *Callitriche*. Néanmoins, il a été impossible d'identifier le taxon de certains fragments de tiges ; l'inventaire des espèces qui ont transité par le chenal pendant le temps de pose du filet n'est donc pas exhaustif. Les quantités et les longueurs de boutures sont extrêmement variables d'une campagne à l'autre (Graphiques n° 7 et 8). Le 26 juin, le nombre de boutures et de lentilles transitant dans le chenal était considérablement plus élevé que celui comptabilisé lors des 2 autres campagnes. Or ce jour-ci, il est probable que la prise d'eau ait été nettoyée par des agents du Conseil Général des Landes lorsque le filet était installé ou avant sa mise en place. En effet, une équipe du Conseil Général des Landes était présente sur le site pour effectuer des jaugeages et pour s'assurer du bon fonctionnement du seuil et de la prise d'eau. L'enlèvement des végétaux et des débris accumulés au niveau de la prise d'eau provoque inévitablement l'entraînement d'une partie de ceux-ci.

Ces remarques permettent de mettre en évidence l'importance des usages et des interventions humaines (faucardage des berges, curage du lit de la rivière, etc.) qui ont lieu en amont et qui génèrent la dispersion de boutures sur les cours d'eau.

Les quantités de boutures de **callitriche** qui ont transité à travers la section du filet en juillet est de l'ordre de 0,15 boutures/m³/h. Aucune bouture de myriophylle n'a été collectée en août ; lors des deux autres campagnes, le nombre recueilli était inférieur à 0,005 boutures/m³/h. Par contre, puisque la longueur cumulée des boutures de myriophylle en juillet (0,3 cm/m³/h) est plus importante que celle du callitriche (0,07 cm/m³/h), il est possible d'en déduire que les boutures de callitriche sont en moyenne plus courtes que celles du myriophylle. Or la capacité de régénération d'une plante entière à partir d'un fragment de tige dépend généralement de la présence de nœuds sur la tige. Le callitriche a donc opté pour une stratégie de multiplication du nombre de boutures tandis que le myriophylle compense ce faible nombre par la dispersion dans le milieu de boutures plus grandes et qui ont donc une probabilité plus grande d'être à l'origine d'un nouveau pied. Le fait que les tiges de callitriche soient plus fines que celles du myriophylle favorise leur fragmentation en un nombre plus grand.

D'après le modèle statistique (qui est concordant à 81 %), le callitriche s'implanterait préférentiellement sur des berges non effondrées et en présence d'un chemin en rive droite, sans que ce dernier facteur ne puisse être expliqué biologiquement.

La mise en place du filet a également permis d'estimer les poids secs de matière morte et matière vivante dérivant dans le chenal. La matière vivante récoltée est majoritairement composée d'algues filamenteuses. Les poids récupérés sont très variables, même au sein des 3 échantillons d'une même campagne (graphique n° 9). Les écarts-types peuvent même être supérieurs aux moyennes (calculées sur la base des 3 échantillons). Les quantités de matières (vivante et morte confondues) transitant sur le chenal étaient bien supérieures le 26 juin (0,037 g/m³/h) par rapport aux deux autres campagnes (0,018 et 0,007 g/m³/h). Le poids sec des matières en transit semble donc diminuer au cours de l'été. Mais ceci n'est qu'une hypothèse étant donné la grande variabilité déjà évoquée. De plus, il ne faut pas négliger le rôle des activités et usages existant en amont, qui peuvent momentanément remettre en

suspension le sédiment et ainsi enrichir les eaux en matières mortes. L'entretien des rives peut également générer des boutures (comptabilisées dans la matière vivante ou en matière morte selon le degré de dégradation).

Le **myriophylle du Brésil** est une plante amphibie qui accroît localement sa surface de recouvrement par le développement, à partir de la berge, de tiges parallèles à la surface de l'eau (photographie n° 5).



Photographie n°5 : Myriophylle du Brésil en berge droite du chenal. A. Dutartre

Elle s'enracine ultérieurement dans l'eau, jusqu'à une profondeur pouvant atteindre 2 m. Sur ce chenal, la profondeur de l'eau (inférieure à 50 cm) et les conditions de faible hydrodynamisme conviennent parfaitement au développement de cette espèce. Sa forte capacité de colonisation de nouveaux habitats par bouturage et son fort pouvoir couvrant permettent un recouvrement futur de cette plante dans le chenal.

Le modèle statistique désigne de faibles hauteurs d'eau comme étant prépondérantes dans son implantation, ce qui est validée par les connaissances concernant la biologie de la plante. Des berges entièrement colonisées par des plantes enracinées

favoriseraient également l'installation de MYBR. Ceci permet d'avancer l'hypothèse d'une meilleure réussite du bouturage dans des berges sablonneuses déjà consolidées.

Plusieurs hydrophytes occupent des positions clé dans les relations biotiques. Leurs racines, rhizomes et stolons agglomèrent le sol, aident à réduire l'érosion et facilitent la colonisation par les algues benthiques. Les organes submergés, spécialement les feuilles découpées de plantes telles que le myriophylle du Brésil et le callitriche, peuvent supporter des communautés d'algues filamenteuses épiphytiques (Sculthorpe, 1967).

Les espèces de **potamot** (POPO et POCR) n'ont commencé à coloniser l'aval du chenal qu'au mois de juillet, mais en considérant les 3 semaines écoulées entre la première et la seconde campagne, leurs taux d'évolution (respectivement +4 et +5,8) étaient supérieurs à ceux de MYBR et CALI. Ces phanérogames douées de reproduction végétative sont équipées de stolons situés à faible profondeur dans le sédiment (Collectif, 1997). Le mode de colonisation de nouveaux sites le plus fréquent de ces espèces est donc le bouturage.

La phase de modélisation désigne de faibles hauteurs d'eau comme étant un paramètre fondamental dans la caractérisation des sites d'implantation de *Potamogeton polygonifolius* (plus forte valeur de β_n). La probabilité de présence du Potamot crépu augmente lorsqu'un chemin longe la rive droite du chenal ; par contre cette même probabilité diminue lorsque les berges sont effondrées.

L'**apium** est constamment présent en aval du chenal, signe d'une implantation précoce. Les conditions à l'amont n'ont pas été propices à l'implantation de cette plante enracinée sans qu'aucune hypothèse ne semble pouvoir être privilégiée. Cette observation de terrain est validée par le modèle statistique.

Les **algues filamenteuses** peuvent être qualifiées de pionnières dans le processus de colonisation de ce chenal. Les grandes quantités récupérées dans le filet dérive démontrent qu'il existe un flux permanent dans le chenal. Les algues filamenteuses sont un groupe d'espèces dont la composition varie certainement au cours du temps. Mais il est impossible d'une part de faire un relevé exhaustif des différentes espèces qui le composent et d'autre part, d'attribuer à chacune d'elle un taux de recouvrement. Ce groupe est constitué d'au moins 3 genres : *Vaucheria*, *Enteromorpha*, et *Spirogyra* (détermination de Christophe Laplace-Treyture). Ces espèces peuvent couvrir le lit du chenal si celui-ci présente des aspérités auxquelles elles peuvent s'accrocher. Lorsque le degré de colonisation du chenal par les autres espèces est suffisamment avancé, des masses d'algues peuvent se servir des autres végétaux comme du support initial à partir duquel elles se développent par fragmentation. Cette relation par laquelle un organisme sert de support à un autre est dénommée phorésie. (Frontier, Pichod-Viale, 1997). Or le modèle statistique permet lui aussi ce constat, puisqu'il existe une corrélation entre le fait que les berges soient entièrement colonisées et triangulaires au fait que les algues soient implantées. Le chiendent en colonisant le chenal, procure ainsi certainement de multiples supports aux algues.

Malgré le fait que la superficie qu'elles occupent sur le lit du chenal soit délicate à estimer (à quelques % près pour de grandes surfaces), le taux de recouvrement des algues filamenteuses atteint 11,9% le 8 août sur SCAm. Les quantités à l'aval sont moins importantes (4,2 % à la même période). Cette différence est peut-être liée à la pente du chenal qui accélère le courant de l'amont vers l'aval. Les fins filaments ne disposant pas de structures spécialisées par lesquelles s'accrocher au substrat ou aux autres macrophytes, ils sont plus facilement entraînés vers l'étang à l'aval du chenal qu'à l'amont. Le modèle de régression logistique confirme l'observation de plus fortes densités d'algues à l'aval du chenal.

Actuellement le chenal est en phase de colonisation et de diversification. Les espèces parviennent à se développer librement sans être encore limitées dans leur expansion. Il n'existe sans doute pas encore de réelle concurrence interspécifique pour l'occupation du milieu. Mais au fur et à mesure que le taux de recouvrement total du chenal augmentera, des relations de compétition de plus en plus fortes dans l'occupation de l'espace s'établiront entre les espèces. Le changement de la qualité du milieu inévitablement suscité par le développement de la végétation pourrait alors être défavorable à certaines d'entre elles. Des relations de dominance pourraient s'installer au détriment des espèces pour lesquelles les conditions physico-chimiques ne sont plus dans la gamme optimale nécessaire à leur croissance.

3-4. Difficultés de mise en œuvre et d'interprétation du modèle statistique

Le modèle permet d'émettre des hypothèses de colonisation grâce à un appui statistique. Celles-ci peuvent souvent paraître cohérentes avec les données biologiques, néanmoins, pour certaines, aucune explication ne peut être avancée. Ces cas mettent en évidence le fait que ce modèle établit des corrélations qui peuvent être biologiquement indirectes entre le paramètre explicatif et la probabilité de présence du taxon. Il faut donc utiliser l'outil statistique avec prudence et souligner que les modèles établis ne sont applicables qu'à ce chenal dans les conditions hydrographiques et temporelles qui ont précédé le relevé de végétation du 9 août.

La démarche qui suit l'étape de construction des modèles est la validation ou l'invalidation de ceux-ci par une autre campagne de terrain. Les probabilités de présence estimées sont alors confrontées aux abondances effectives de chaque espèce

La liste des paramètres explicatifs testés pourrait être allongée pour affiner le modèle. Lors de travaux ultérieurs, il serait possible d'incorporer les autres espèces dans le modèle de régression logistique comme des variables explicatives de l'abondance de l'espèce à expliquer. Ainsi le phénomène de compétition interspécifique inhérent à toute occupation d'un écosystème par plusieurs espèces pourrait être analysé. Les phénomènes d'interdépendance, tels que la phorésie entre les algues et les des espèces telles que le callitriche, le chiendent ou le myriophylle, pourraient également être étudiés. Le paramètre temporel pourrait être pris en compte, afin de décrire la dynamique de colonisation. C'est certainement d'ailleurs l'application la plus utile que pourrait avoir le modèle, afin de prédire les évolutions végétales sur un milieu aquatique donné à partir d'un stade initial non colonisé.

IV - La végétation sur l'étang de Moisan

Les listes d'espèces établies lors des deux campagnes de l'été 2000 révèlent des disparitions d'hydrophytes entre juin et juillet. Lors de la campagne d'août, un très fort développement de cyanophycées a été remarqué conjointement à la disparition d'espèces flottantes ou submergées (AZFL, CEDE, LEMI, LEPO, POPC et POPO). Il est probable que ce développement algal ait eu des conséquences sur cette liste d'espèces qui n'ont plus trouvé des conditions favorables à leur développement (turbidité en forte augmentation).

Cette grande variabilité du cortège d'espèces au cours de la saison montre l'impossibilité de comparer nos relevés avec ceux effectués les années précédentes (1994) puisque ces derniers n'ont été effectués qu'à une seule date chaque année.

En vue d'établir des comparaisons de relevés de végétation d'année en année, il est donc nécessaire de procéder aux campagnes sensiblement à la même date ou d'effectuer plusieurs relevés par an.

V - Estimation des risques que représentent les plantes proliférantes

Actuellement, le myriophylle du Brésil (*Myriophyllum brasiliense*) se trouve déjà dans le ruisseau de La Prade et la jussie (*Ludwigia* sp.) a été relevée dans l'étang de Moliets mais n'a pas encore été remarquée sur l'étang de La Prade et le ruisseau de La Prade (Castagnos, Dutartre, 2000). Ces hydrophytes situés en amont du réseau hydrographique sont potentiellement menaçants pour l'équilibre écologique du chenal et donc à plus long terme pour celui de l'étang de Moisan. En effet ces taxons introduits il y a 20 à 25 ans, présentent une forte potentialité de colonisation associée à une adaptabilité importante. Ces caractéristiques en font une sérieuse menace pour les écosystèmes, par le poids de matière organique qu'elles représentent et la banalisation écologique des rives qu'elles engendrent (Castagnos, Dutartre, 2000). Cette étude a montré le processus d'invasion du chenal par le myriophylle est déjà amorcé et que la dynamique de colonisation de ce taxon est très forte. Cette espèce étant déjà installée dans l'étang de Moisan depuis plus de 15 ans, son extension est contrôlée par la commune de Messanges. Mais l'évolution de la progression de la jussie doit être surveillée à moyen terme afin de prévenir toute développement nuisible à l'étang.

CONCLUSION

Cette étude entre dans le cadre de l'aménagement de la réalimentation de l'étang de Moisan, dans lequel le Cemagref intervient pour le suivi de la végétation. Elle a consisté à suivre les évolutions végétales sur une période trois mois et avec un délai relativement court d'un mois après la fin des travaux de creusement du chenal.

En supplément des biais majeurs inhérents à toute expérimentation réalisée en milieu naturel, des hésitations dans la méthode d'estimation des taux de recouvrement ont accentué les difficultés d'interprétation des résultats. Néanmoins, des tendances de dynamique de colonisation ont pu être dégagées. Ainsi, certaines hypothèses quant au mode d'installation des végétaux aquatiques sur le chenal ont pu être émises. Le travail de modélisation a permis d'en soutenir certaines. En outre, une analyse statistique ne peut qu'aller de pair avec une très bonne connaissance des relations interspécifiques et des exigences des hydrophytes en terme de physico-chimie et d'hydrodynamisme.

Les taxons qui se sont implantés sur le chenal sont avant tout capables de reproduction végétative. Les algues filamenteuses font figure de pionnières dans le processus en terme d'importance de surface de recouvrement. Après un retard dans l'engagement de la colonisation observé en début d'été entre l'amont et l'aval du chenal, la dynamique d'implantation des taxons à l'aval est devenue plus vive en fin d'été. Ceci semble être lié au fait que l'aval du chenal offre des habitats plus diversifiés sur lesquels la richesse spécifique est plus grande. La mise en place du filet de dérive a mis en évidence la propagation de boutures de myriophylle du Brésil et de Callitriche. Les quantités de matières vivantes et mortes dérivantes sont très variables au cours du temps et dépendent certainement des événements qui se produisent en amont de l'ouvrage de réalimentation.

D'un point de vue scientifique, ces travaux de creusement ont donné l'occasion rare d'observer un phénomène de colonisation d'un écosystème aquatique récent par la végétation. Il apparaît comme bénéfique d'avoir eu des campagnes d'observation espacées de trois semaines, ce délai étant suffisamment court pour noter la séquence d'installation des taxons sur le chenal.

Il est nécessaire de souligner que ces trois mois d'étude n'ont couvert que les prémices de l'installation des hydrophytes sur le chenal. Un équilibre dans les communautés végétales ne s'établira qu'à plus long terme. Un suivi reste donc à organiser afin d'observer également l'apparition des plantes à reproduction sexuée.

Etant donné les risques avérés de prolifération de plantes exotiques qui pèsent sur le chenal et l'étang de Moisan, il semble indispensable d'insister sur la nécessité d'une gestion concertée et régulière de ce site. Cette gestion passe par la surveillance du bon fonctionnement du seuil et de la prise d'eau. La validité des études de dynamique de populations végétale est inféodée à la bonne connaissance des usages et des travaux d'entretien réalisés sur l'amont du réseau hydrographique.

BIBLIOGRAPHIE

- BOULLET V., TOUSSAINT B., 1999. *Plantes aquatiques vasculaires de France*. Document d'accompagnement de la formation "Apprentissage et connaissance des plantes aquatiques vasculaires". Centre régional de phytosociologie, Conservatoire botanique national de Bailleul.
- BOYAU B., 1994. *Lutte contre le comblement : gestion des sédiments sableux*. Actes des Journées techniques sur les lacs et les étangs landais, 14 et 15 mai 1992. Agence de l'eau Adour Garonne, Association Française de Limnologie, Cemagref. Cemagref Bordeaux ed., 253 p.
- BREMOND R., VUICHARD R., 1973. *Paramètres de la qualité des eaux*. La documentation française, 179 p.
- C.A.R.A., 1996. *Etude Hydraulique préalable à la réalimentation de l'étang de Moïsan (Landes)*. GEOLANDES (Syndicat mixte pour la sauvegarde et la gestion des étangs landais), 18 p.
- CASTAGNOS E., DUTARTRE A., 2000. *Synthèse sur les évolutions récentes des peuplements de plantes aquatiques exotiques dans les lacs et étangs landais*. Cemagref. Département Gestion des Milieux Aquatiques. Unité de Recherche Qualité des Eaux. 219 p.
- Anonyme, 1985. *Etude écologique des étangs de MOLIETS, LAPRADE et MOISAN (Landes) 1982 - 1983. Propositions d'aménagement de l'étang de Moisan*. C.E.M.A.G.R.E.F., Groupement de Bordeaux. Section Qualité des Eaux de Pêche et Pisciculture. Etude n° 22. 161 pages + annexes.
- Anonyme, 1986. *Qualité des plans d'eau du littoral landais*. C.E.M.A.G.R.E.F., Groupement de Bordeaux, Unité Qualité des Eaux, pêche et pisciculture. Etude N° 28, 71 p.
- Collectif, 1997. *Biologie et écologie des espèces végétales aquatiques proliférantes en France. Synthèse bibliographique*. Les études de l'Agence de l'eau n° 68. Inter-Agences de l'Eau. 326 p.
- DUTARTRE A., 1994. *Suivi du développement des espèces exotiques et propositions d'interventions. Etang de Moïsan, campagne 1994*. 9 p.
- DUTARTRE A., CASTAGNOS E., LAPLACE-TREYTURE C., 1999. *Suivi du développement des plantes aquatiques exotiques sur quatre étangs landais (Garros, Léon, Soustons, Ychoux). Propositions d'interventions*. Cemagref, Groupement de Bordeaux, Unité de Recherche Qualité des Eaux. GEOLANDES, Etude N° 38, 95 p.
- DUTARTRE A., LEVEAU D., MOREAU A., 1997. *Suivi du développement des plantes exotiques. Propositions d'interventions. Lacs de Cazaux-Sanguinet et de Parentis-Biscarosse. Campagne 1997*. Cemagref, Groupement de Bordeaux, Division Qualité des Eaux. GEOLANDES, Etude N° 35, 76 p.
- FRONTIER S., PICHOD-VIALE D., 1998. *Ecosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution*. 2nde édition. Dunod ed. 447 p.
- OYARZABAL J., 1994. *Lutte contre le comblement : les vases*. Actes des Journées techniques sur les lacs et les étangs landais, 14 et 15 mai 1992. Agence de l'eau Adour Garonne, Association Française de Limnologie, Cemagref. Cemagref Bordeaux ed., 253 p.
- SCULTHORPE, 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold. 610 p.

**Annexe n° 1 : Liste des codes des taxons végétaux aquatiques présents
sur le réseau hydrographique du bassin de Moisan**

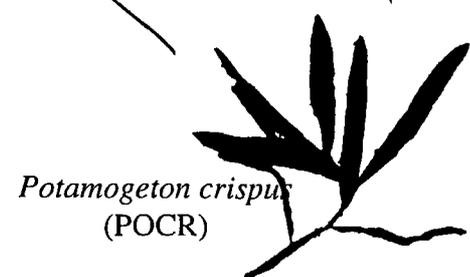
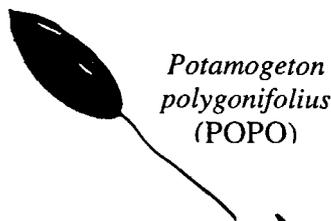
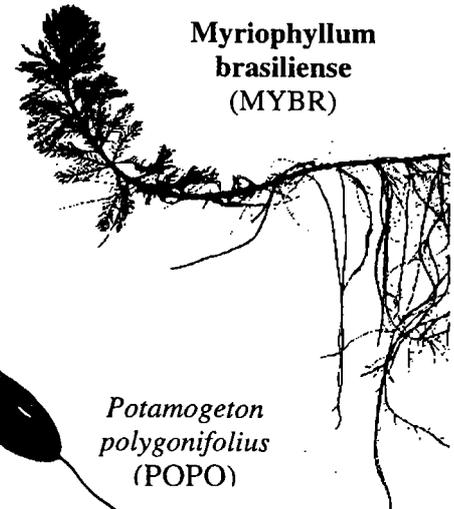
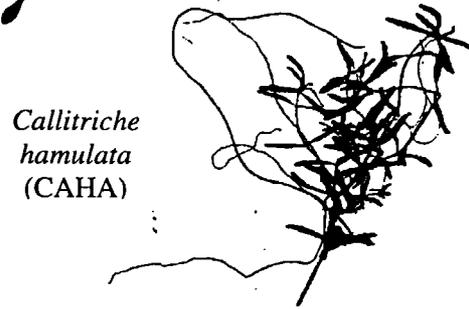
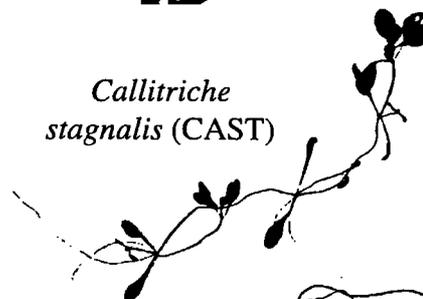
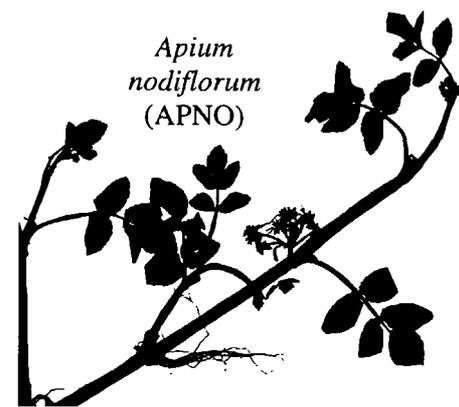
code	nom scientifique	nom vernaculaire
ALGF	<i>Vaucheria sp., Spirogyra sp., Enteromorpha sp., ...</i>	Algues filamenteuses
ALPL	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Plantain d'eau
APNO	<i>Apium nodiflorum</i>	Ache nodiflore
ARSP	<i>Arum sp.</i>	Gouet non déterminé
AZFI	<i>Azolla filliculoïdes</i>	Azolla fausse fougère
BAHA	<i>Baccharis halimifolia</i>	Séneçon en arbre
CAHA	<i>Callitriche hamulata</i>	Callitriche en hameçon
CALI	<i>Callitriche sp.</i>	Callitriche indéterminé
CASP	<i>Carex sp.</i>	Carex indéterminé
CAST	<i>Callitriche stagnalis</i>	
CEDE	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Cornifle nageant
CHSP	<i>Chara sp.</i>	Chara non déterminé
CLMA	<i>Cladium mariscus</i>	Marisque
CYDA	<i>Cynodon dactylon</i>	Chiendent
GASP	<i>Galium sp.</i>	Gaillet
HIRO	<i>Hibiscus roseus</i>	Hibiscus
HYHE	<i>Hypericum helodes</i>	Millepertuis des marais
HYMO	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Morène ou petit nénuphar
HYVU	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Ecuelle d'eau
IRPS	<i>Iris pseudacorus</i>	Flambe d'eau, Iris
JUCO	<i>Juncus conglomeratus</i>	Jonc aggloméré
JUEF	<i>Juncus effusus</i>	
JUSU	<i>Juncus supinus</i>	Jonc bulbeux
LEMI	<i>Lemna minor</i>	Petite lentille d'eau
LEPO	<i>Lemna polyrhiza</i>	Spirodèle à plusieurs racines
LUPE	<i>Ludwigia sp.</i>	Jussie
LYEU	<i>Lycopus europeus</i>	Lycophe d'Europe
LYSA	<i>Lythrum salicaria</i>	Salicaire commune
LYVU	<i>Lysimachia vulgaris</i>	Lysimaque
MEAQ	<i>Mentha aquatica</i>	Menthe aquatique
MYBR	<i>Myriophyllum brasiliense</i>	Myriophylle du Brésil
MYSP	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Myriophylle à épi
Mysp	<i>Myosotis sp.</i>	Myosotis indéterminé
NAOF	<i>Nasturtium officinale</i>	Cresson de Fontaine
NAMA	<i>Naias major</i>	Naiade
NULU	<i>Nuphar lutea</i>	Nuphar jaune
PHAR	<i>Phalaris arundinacea</i>	Phalaris
PHAU	<i>Phragmites australis</i>	Roseau, Phragmite
POAM	<i>Polygonum amphibium</i>	Renouée amphibie
POCR	<i>Potamogeton crispus</i>	Potamot crépu
POHY	<i>Polygonum hydropiper</i>	Herbe de Saint-Innocent
POPC	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Potamot pectiné
POPO	<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Potamot à feuilles de Renouée
RASP	<i>Ranunculus sp.</i>	Renoncule indéterminée
SCGA	<i>Scutellaria galericulata</i>	Scutellaire à casque
SCSP	<i>Scrophularia sp.</i>	Scrofulaire
SPEM	<i>Sparganium emersum</i>	Rubanier simple
TYAN	<i>Typha angustifolia</i>	Massette à feuille étroite
TYLA	<i>Typha latifolia</i>	Massette à large feuilles

Annexe n° 2 : Systématique et profil des taxons

établie sur la base de la bibliographie suivante:

Collectif, 1997 ; Sculthorpe 1967 ; Boulet et Toussaint, 1999 ; Dutartre et al, 1997

Taxons	Systématique	
	rang supérieur	famille
ALGF	Algues	
ALPL	Angiospermes Monocotylédones	Alismatacées
APNO	Angiospermes Dicotylédones	Apiacées
ARSP	Angiospermes Monocotylédones	Aracées
AZFL	Ptéridophytes	Azollacées
BAHA	Angiospermes Dicotylédones	Composées
CALI	Angiospermes Dicotylédones	Callitrichacées
CASP	Angiospermes Monocotylédones	Caricoidées
CEDE	Angiospermes Dicotylédones	Cératophyllacées
CHSP	Chlorophycées	Characées
CLMA	Angiospermes Monocotylédones	Rhynchosporoïdées
GASP	Angiospermes Dicotylédones	Rubiacées
HIRO	Angiospermes Dicotylédones	Malvacées
HYHE	Angiospermes Dicotylédones	Hypéricacées
HYMO	Angiospermes Monocotylédones	Hydrocharitacées
HYVU	Angiospermes Dicotylédones	Hippuridacées
IRPS	Angiospermes Monocotylédones	Iridacées
JUCO	Angiospermes Monocotylédones	Joncacées
JUEF	Angiospermes Monocotylédones	Joncacées
JUSU	Angiospermes Monocotylédones	Joncacées
SCGA	Angiospermes Dicotylédones	Labiacées
LEMI	Angiospermes Monocotylédones	Lemnacées
LEPO	Angiospermes Monocotylédones	Lemnacées
LUPE	Angiospermes Dicotylédones	Onagracées
LYEU	Angiospermes Dicotylédones	Labiacées
LYSA	Angiospermes Dicotylédones	Lythracées
LYVU	Angiospermes Dicotylédones	Primulacées
MEAQ	Angiospermes Dicotylédones	Labiacées
MYBR	Angiospermes Dicotylédones	Haloragacées
MYSP	Angiospermes Dicotylédones	Haloragacées
Mysp	Angiospermes Dicotylédones	Borraginacées
NAMA	Angiospermes Monocotylédones	Naiadacées
NAOF	Angiospermes Dicotylédones	Crucifères
NULU	Angiospermes Dicotylédones	Nymphéacées
PHAR	Angiospermes Monocotylédones	Graminacées
PHAU	Angiospermes Monocotylédones	Poacées
POAM	Angiospermes Dicotylédones	Polygonacées
POHY	Angiospermes Dicotylédones	Polygonacées
POCR	Angiospermes Monocotylédones	Potamogetonacées
POPC	Angiospermes Monocotylédones	Potamogetonacées
POPO	Angiospermes Monocotylédones	Potamogetonacées
RASP	Angiospermes Dicotylédones	Renonculacées
SCGA	Angiospermes Dicotylédones	Labiacées
SCSP	Angiospermes Dicotylédones	Scrofulariacées
SPEM	Angiospermes Monocotylédones	Sparganiacées
TYAN	Angiospermes Monocotylédones	Typhacées
TYLA	Angiospermes Monocotylédones	Typhacées



**Annexe n° 3 : Relevés de végétation sur l'étang de Moisan,
campagnes du 26 juin et du 8 août 2000**

station		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
ARSP	6/00															1		1										
	8/00												1	1	1	1				1								
AZFI	6/00			1											1				1				1					
BACH	8/00		4	3	3	3	3	2	2	1	2				2			1	3	3	4	3	3	1				
BAHA	6/00		3	4	4	4	4	2	2	1	2						3	2			3	3	3					
CASP	6/00	2	3		3	3		2	2	2	2	1	1	3	2	2		3			2	3	2	2	2	2	1	
	8/00	2	3	4	3		3	3	4	3	3	1			2	3	2		3	3	3	3	3	3	3	3	2	1
CEDE	6/00	2																										
GASP	6/00											1																
HIRO	6/00	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2		2	1	1	1		2	1		1	2	2	2	1		1	
	8/00	1	2	1	1	2	1	2	2	3	2	1	1	1		2		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
HYSP	6/00		2																									
HYVU	6/00										1					1					2							
	8/00										2	2	2	2	2													
IRPS	6/00	1	2		2		2	2	2			2			2		2		2		2	3		2	3	3	2	2
	8/00	1					2	2	2			2		1			1			3	1				2	3		3
JUSU	8/00																		3									
JUCO	6/00										3	3	3	3	3	3				3		2						
	8/00										4	4	4	4	3	4	3	1			2							
JUEF	6/00	1									3	3	3	3	3	3			3	4		2				1		
	8/00										4	4	4	4	3	4	3	3			2							
SCGA	8/00		1					1			1	2																
LEMI	6/00			1								1	2	2	1	2	1	1	2				1					
LEPO	6/00		1	1											1	1		1	2				1					
LYEU	8/00					1																					1	
LYSA	6/00											1				1	1		2									
	8/00				1	2													1			1						
LYVU	8/00			1	2		1	2			3	2	2	2	1	2	3	1	1					1				
MEAQ	8/00																		1									
MYBR	6/00	2		1	1		1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1		1		1			1	3	2	1	2
	8/00				1							1	2	1			1			1							1	1
MYSP	6/00	3		3	3	3	2	3	3	3	4	4	4	4	3	3	3	3	3		3	3	4	4	3	3	1	3
	8/00					2	1	3	3	3	3	3	2	3	1		1				1	2	2	2	1			
Mysp	6/00																					1						
NULU	6/00																					3		2				
	8/00																				2		1	1				
PHAR	8/00										2	1																
PHAU	6/00		4	3	3	3		3	3	3	3	3	3	2	2	3	2	3	3		4	3	4	3	2	2		
	8/00	2	2	4	3	3	3	3	3	3	2	3	3	2	3	3	1	3	4	3	3	3	4	4	3	3	2	
POAM	6/00												1															
	8/00												1															
POPC	6/00																							1				
POPO	6/00							1				1	1															
TYAN	6/00																						1					

**Annexe n° 5 : Programme informatique de l'analyse logistique
réalisé par Yves Le Gat, Cemagref Bordeaux**

```

%macro reglog;

%let p1=algf;
%let p2=apno;
%let p3=chsp;
%let p4=cali;
%let p5=noaf;
%let p6=ensp;
%let p7=cyda;
%let p8=irps;
%let p9=jusu;
%let p10=lemi;
%let p11=mybr;
%let p12=phar;
%let p13=pocr;
%let p14=pohy;
%let p15=popo;

%do i=1 %to 15;
proc logistic data=don.chenal;
title "Régression logistique : &&p&i";
%if &i=1 or &i=4 %then
%str(model &p&i=distance Dchemin Dfriche Dculture Gchemin /*Gfriche*/ Gculture Pamont
Paval lineaire Heau Leau ombre Brien Bentier Fdroit Feffondr FenV Iline Imean
/ link=logit selection=stepwise;);
%if &i=2 %then
%str(model &p&i=distance Dchemin Dfriche Dculture /*Gchemin*/ Gfriche Gculture Pamont
Paval lineaire Heau Leau ombre Brien /*Bentier*/ Fdroit Feffondr FenV Iline Imean
/ link=logit selection=stepwise;);
%if &i=6 %then
%str(model &p&i=distance Dchemin Dfriche Dculture /*Gchemin*/ Gfriche Gculture Pamont
Paval lineaire Heau Leau ombre Brien Bentier Fdroit Feffondr FenV Iline Imean
/ link=logit selection=stepwise;);
%if &i=9 %then
%str(model &p&i=distance /*Dchemin*/ Dfriche Dculture Gchemin Gfriche /*Gculture*/
Pamont
Paval lineaire Heau Leau ombre Brien Bentier Fdroit Feffondr /*FenV*/ Iline Imean
/ link=logit selection=stepwise;);
%if &i=12 %then
%str(model &p&i=distance Dchemin Dfriche Dculture /*Gchemin*/ Gfriche Gculture Pamont
Paval lineaire Heau Leau ombre Brien /*Bentier*/ Fdroit Feffondr FenV Iline Imean
/ link=logit selection=stepwise;);
%if &i=3 or &i=5 or &i=7 or &i=8 or &i=10 or &i=11 or &i=13 or &i=14 or &i=15 %then
%str(model &p&i=distance Dchemin Dfriche Dculture Gchemin Gfriche Gculture Pamont
Paval lineaire Heau Leau ombre Brien Bentier Fdroit Feffondr FenV Iline Imean
/ link=logit selection=stepwise;);
output out=don.result p=pred l=binf u=bsup;
run;
%end;

%mend reglog;

%reglog

/*
proc print data=don.result;
title "Résultats régression logistique : proba calculées";
run;
*/

```