



Conservatoire Botanique National  
Sud-Atlantique

## **PLAN DE CONSERVATION DES BERGES A ANGELIQUE DES ESTUAIRES**

**Technique mixte de restauration expérimentale  
de berges et restructuration naturelle de la végétation :  
Condat, site pilote sur la Dordogne**

**2012**





Dans le cadre du plan de conservation des berges à angélique des estuaires, sept études menées sur différentes thématiques, ont permis d'établir l'état des lieux des connaissances sur l'angélique et ses habitats et des outils opérationnels pour les gestionnaires des berges ont été produits.

Les rapports produits par le CBNSA dans le cadre de ce programme inter-régional sont les suivants :

-  **Plan de conservation des berges à angélique des estuaires**
-  Etat des lieux des acteurs des berges et perception du patrimoine naturel des berges
-  Angélique des estuaires et cortège floristique des berges du bassin Adour-Garonne
-  Etude comparative des semences d'angéliques : biométrie, germination et flottaison
-  Apport préliminaire de la génétique : un complexe d'espèces du genre *Angelica* sur la façade atlantique
-  Mégaphorbiaies oligohalines à angélique des estuaires, et autres habitats des berges du bassin Adour-Garonne
-  La cartographie, outil au service de l'évaluation de l'état de conservation des berges et de la fonctionnalité du corridor écologique : proposition d'une méthodologie et expérimentation sur la partie aval de la Garonne
-  Technique mixte de restauration expérimentale de berges et restructuration naturelle de la végétation : Condat, site pilote sur la Dordogne
-  Outils méthodologiques et opérationnels pour les gestionnaires des berges

Ce rapport est :

**Technique mixte de restauration expérimentale de berges et restructuration naturelle de la végétation :  
Condat, site pilote sur la Dordogne**





R E G I O N



Prospections de terrain :

**Sandrine LORIOT, Hervé CASTAGNÉ**

Saisie des données :

**Sandrine LORIOT, Alexandre QUENNESON**

Rédaction :

**Julien GIVORD, Hervé CASTAGNÉ, Alexandre QUENNESON**

Crédit Photographique :

**Sandrine Lorient**

Relecture :

**Frédéric BLANCHARD, Sandrine LORIOT, Stéphane BARBIER  
Laurence PERRET, Coralie PRADEL**

**Référence à utiliser pour toute citation de l'étude**

GIVORD J., CASTAGNE H., QUENNESON A., 2012. – Technique mixte de restauration expérimentale de berges et restructuration naturelle de la végétation : Condat, site pilote sur la Dordogne. Conservatoire botanique national Sud-Atlantique, 43 p.

**Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique**

Domaine de Certes  
47 avenue de Certes  
33980 AUDENGE  
Tél. : 05 57 76 18 07

Site internet CBNSA : [www.cbnsa.fr](http://www.cbnsa.fr)  
Site internet angélique : [www.angéliquedesestuaires.fr](http://www.angéliquedesestuaires.fr)  
Courriel : [cbsa.info@laposte.net](mailto:cbsa.info@laposte.net)



## Sommaire

1. Introduction et contexte de l'étude .....	6
1.1. L'élévation du niveau de la mer et le risque pour les estuaires.....	6
1.2. La fonctionnalité écologique de l'écosystème estuarien et sa biodiversité.....	6
1.3. Les spécificités de l'estuaire de la Gironde .....	6
1.4. Condat 1 : chantier d'aménagement et site pilote pour le suivi des berges à <i>Angelica heterocarpa</i> .....	7
2. Présentation du site d'étude et du protocole de suivi .....	8
2.1. Situation géographique .....	8
2.2. Techniques d'aménagement et dispositif expérimental.....	9
2.3. Adaptation de la démarche statistique en fonction du protocole de suivi .....	11
3. Génie végétal.....	12
3.1. Contexte et objectifs.....	12
3.2. Devenir des plantations.....	13
3.3. Effets des plantations de saules sur le recouvrement des autres espèces.....	14
4. Composition floristique et restructuration de la végétation .....	18
4.1. Contexte et objectifs.....	18
4.2. Diversité spécifique.....	19
4.3. Succession végétale des types biologiques le long du gradient temporel .....	20
4.4. Hétérogénéité structurale de la végétation : effet de la zonation par niveaux topographiques.....	21
5. Dynamique et habitats des espèces patrimoniales.....	26
5.1. Contexte et objectifs.....	26
5.2. Suivi du retour des espèces patrimoniales : <i>Angelica heterocarpa</i> et <i>Ænanthe foucaudii</i> .....	27
5.3. Analyse comparative des relevés floristiques du site avec l'association du [ <i>Calystegio sepium</i> – <i>Angelicetum heterocarpae</i> Géhu & Géhu-Franck , 1978].....	28
6. Dynamique des espèces invasives.....	30
6.1. Contexte et objectifs.....	30
6.2. Arrivée et colonisation des espèces invasives .....	31
6.3. Etude de l'impact des espèces invasives : exemple de la compétition entre <i>Ludwigia peploides</i> et <i>Eleocharis bonariensis</i> .....	33
7. Propositions d'amélioration du protocole de suivi et des modalités d'aménagement.....	34
7.1. Le suivi de la végétation des berges : une méthode particulière nécessitant certaines adaptations par rapport à un protocole de suivi « classique » .....	34
7.2. Préconisations et orientations pour le génie végétal .....	34
8. Conclusion .....	35
Bibliographie.....	37
Annexes .....	40



## 1. Introduction et contexte de l'étude

### 1.1. L'élévation du niveau de la mer et le risque pour les estuaires

Il est maintenant admis que le réchauffement climatique va accroître le niveau de la mer et amplifier la fréquence et la sévérité des épisodes météorologiques extrêmes. L'augmentation du niveau de la mer représente une menace sérieuse pour les pays accueillant de fortes densités de populations et développant une activité économique dans les zones côtières. L'élévation globale du niveau de la mer a presque doublé entre 1993 et 2003 : environ 3,1 mm par an contre 1,8 mm par an entre 1961 et 2003 (Inter Governmental Panel on Climate Change, 2007).

Le cas des estuaires, localisés aux côtes basses alluviales de faible profondeur littorale et donc très proches du niveau de la mer, se voient ainsi fortement exposés aux risques liés à l'élévation du niveau de la mer. Deux catégories de risques ont été identifiées (Verger, 2005) :

- l'accentuation des phénomènes d'érosion provoquant la destruction des berges naturelles et des ouvrages de défense contre les inondations et l'altération de la composition sédimentaire ;
- les modifications hydrologiques telles que la remontée du front de salinité pouvant se ressentir loin dans les terres et affectant ainsi les communautés végétales et l'ensemble de l'écosystème.

De nombreuses mesures d'aménagements ont été proposées pour contrecarrer ces phénomènes. Les structures de contrôle de l'érosion telles que les enrochements et les digues bétonnées sont construites et renforcées pour protéger les populations humaines et leurs biens contre les grandes crues (Kabat *et al.*, 2005 ; Williams & Orr, 2002).

Cependant ces techniques « dures » déstabilisent le fonctionnement écologique des estuaires en détruisant les habitats et en déstructurant le corridor écologique qu'ils constituent. Les couloirs de liaisons biologiques (les trames vertes et bleues) sont désormais une préoccupation majeure qui figure à présent dans les orientations de l'aménagement du territoire en France et en Europe, notamment, à travers la stratégie paneuropéenne pour la diversité biologique et paysagère et le droit communautaire avec la directive « Habitats » de 1992 complétée par la stratégie en faveur de la diversité biologique (Bonnin, 2006). Ainsi, au niveau national, il est de plus en plus accepté que la reconstitution de berges naturelles végétalisées et diversifiées (composition floristique) permet de stabiliser le substrat, d'établir un fonctionnement biologique et d'assurer un continuum écologique.

### 1.2. La fonctionnalité écologique de l'écosystème estuarien et sa biodiversité

Les variations de salinité et de niveau d'eau caractérisent les écosystèmes estuariens. Les contraintes écologiques de cet écotone (entre les écosystèmes marins et d'eau douce) engendrent une forte diversité spécifique composée d'un spectre d'espèces halophiles et d'eau douce supportant ainsi de forts stress hydro-écologiques (Holland *et al.*, 1990 ; Gosz, 1993 ; Rey Benayas & Scheiner 1993).

Les régimes réguliers des contraintes écologiques pour les végétaux telles que le marnage augmentent l'hétérogénéité environnementale, structurale et donc la diversité (Levin, 1992). Les communautés d'espèces sont ainsi adaptées à ces perturbations continues et développent une « auto-organisation » (Amoros & Roux, 1988 ; Huston, 1994 ; Reice, 1994). Dès lors que ces régimes de perturbations stables disparaissent pour laisser la place à des environnements instables (remontée du niveau d'eau et du front de salinité), la richesse tend à diminuer (Alard & Poudevigne, 2000).

### 1.3. Les spécificités de l'estuaire de la Gironde

L'estuaire de la Gironde est une zone soumise aux marées, caractérisée par des dépôts de sédiments et le mélange d'eau salée et d'eau douce (Verger, 2005). L'estuaire, en considérant les zones soumises à la marée dynamique, s'étend sur plus de 100 km de longueur. Les deux fleuves estuariens Dordogne et Garonne se rejoignent pour former l'estuaire de la Gironde, plus vaste estuaire d'Europe. Il est délimité à l'amont par la limite de marée dynamique (Romana, 1994). Cette limite précise le point à partir duquel le marnage, ou l'amplitude des marées, est nul.

Il est également défini par son gradient amont-aval de salinité qui se termine en amont par la limite de salinité, le point de cessation de la salure des eaux. Ce gradient s'étend des zones polyhalines proches de l'embouchure (Royan) aux zones oligohalines (limite de salure des eaux à Ambès) en passant par des zones mésohalines (Cotten, 1996).

Au sein de l'estuaire, les courants de marées souvent très violents favorisent le transport de matières en suspension (Verger, 2005). Ce phénomène, aussi appelé « bouchon vaseux » matérialise un mouvement d'environ 2 100 000 tonnes de sédiments se déployant au flot (Glangeaud, 1938 ; Verger, 2005).

L'estuaire connaît également des phénomènes naturels spectaculaires tels que le mascaret pouvant progresser jusqu'à Langoiran lors des pleines mers de vive-eau (Verger, 2005).

L'assemblage de toutes ces conditions écologiques particulières confère à l'estuaire le statut ambivalent d'« île écologique » – qui constitue un isolement écologique pouvant être associé à un foyer d'endémisme abritant des milieux et des espèces uniques – et de « voie bleue », axe majeur pour la dissémination de la biodiversité ordinaire.

Parmi ces milieux exceptionnels figure l'habitat prioritaire des mégaphorbiaies oligohalines inscrit au titre de la Directive « Habitats ». Celui-ci est situé dans les niveaux supérieurs des berges à pente douce des fleuves « tidaux » et dans les zones de balancement de la marée dynamique (Directive 92/43/CEE).

Une des espèces caractéristiques de cet habitat est l'angélique des estuaires (*Angelica heterocarpa* Lloyd), endémique de la façade atlantique française et inféodée aux berges soumises à marée d'eau douce à oligohaline des estuaires de la Loire, de la Charente, de la Gironde, de l'Adour et de la Nivelle (Bioret, 2002). Cette espèce à très forte valeur patrimoniale est protégée par la réglementation nationale (arrêté du 20 janvier 1982) et européenne (Olivier *et al.*, 1995 ; Directive 92/43/CEE).

Elle est considérée comme une espèce parapluie. Ce terme désigne les espèces dont les exigences écologiques résument celles de toute la gamme des autres espèces qui lui sont associées (Lambeck, 1997). Ainsi, en protégeant



l'angélique des estuaires, on protège son habitat et la biodiversité qui lui est associée. Son habitat particulier abrite notamment une autre espèce endémique : l'Enanthe de Foucaud (*Enanthe foucaudii* Tesson), protégée au niveau national et d'autres espèces patrimoniales. L'angélique des estuaires représente donc un fort enjeu scientifique – de par sa rareté –, la réglementation imposant l'interdiction de sa destruction incite à de la concertation et des échanges entre aménageurs et scientifiques.

Les habitats à angélique des estuaires sont restreints aux zones estuariennes. Ces écosystèmes sont fortement perturbés (Edgar *et al.*, 2000). Les différents aménagements bouleversent profondément les processus hydrologiques (échange eau douce – eau saumâtre) et détruisent ces habitats uniques (Callaway, 2001). Les principales menaces anthropiques identifiées sur la biodiversité végétale des berges des cours d'eau sur le Bassin Adour – Garonne sont (CBNSA, 2008) :

- les aménagements « lourds » qui luttent contre les crues et les procédés d'entretiens inadaptés ;
- les dépôts et remblais qui modifient les caractéristiques physico-chimiques du milieu et facilitent l'arrivée des espèces exotiques envahissantes.

Toutes ces menaces tendent à fragiliser cet écosystème sensible qu'elles soient d'origine anthropique ou naturelle.

#### **1.4. Condat 1 : chantier d'aménagement et site pilote pour le suivi des berges à *Angelica heterocarpa***

Le dossier de demande d'autorisation de travaux d'aménagement a été déposé par l'Association Syndicale Autorisée (ASA) pour la Gironde en 2003 pour lutter contre l'érosion naturelle des berges de la Dordogne (45 cm/an). Un inventaire floristique a été préalablement réalisé et 6 pieds d'*Angelica heterocarpa* ont été observés. A la suite de cette observation et du dépôt du dossier de demande d'autorisation de travaux, le CNPN (Conseil National de la Protection de la Nature) a émis la recommandation suivante : « toute nouvelle demande sur cette espèce ne pourra être analysée sans que la commission puisse disposer d'arguments scientifiques complets sur l'état global des populations d'angélique sur la totalité des fleuves Dordogne, Garonne et sur l'estuaire de la Gironde (approche biologique, écologique, conservatoire) ». Un avis favorable a donc été émis du fait de la situation de l'espèce *Angelica heterocarpa* dont la station allait périliciter inévitablement à cause des phénomènes d'érosion importants. Les techniques de reprofilage des berges prévues pour cet aménagement ont également convaincu le CNPN :

- la mise en place d'un enrochement uniquement en pied de berges ;
- la réhabilitation de la berge en pente douce ;
- l'implantation de ligneux indigènes et locaux ;
- le lancement d'un suivi scientifique de la dynamique végétale par le Conservatoire botanique national Sud-Atlantique (CBNSA).

Le chantier a donc été entrepris en 2004 pour des raisons de sécurité par le Service Maritime de Navigation de Libourne (SMN) et l'ASA de Condat.

En parallèle à la nécessité de sécuriser la digue, le chantier de Condat 1 a été perçu comme une opportunité pour le développement d'un site pilote expérimental pour le suivi scientifique de la dynamique végétale. Le CBNSA a mis en place une série de quadrats-transects le long du chantier de revégétalisation. Le suivi de ces placettes expérimentales devait permettre de répondre à des questions primordiales pour les futures opérations d'aménagements au niveau des berges et de développer de nouvelles orientations quant à la conservation des habitats à *Angelica heterocarpa*.

Ainsi, cette étude dresse le bilan du suivi scientifique annuel de la végétation réalisé par le CBNSA pendant 4 ans (2005 - 2008). Il consiste en une analyse statistique du jeu de données issu des relevés de végétation et cherche à montrer si les objectifs de restauration, de stabilité des berges et d'amélioration de la structure floristique ont bien été atteints. Le bilan du suivi établi ici doit permettre d'ajuster le protocole mis en place par le CBNSA afin de pouvoir l'appliquer aux sites concernés par les dossiers d'aménagements ayant une emprise sur les berges à *Angelica heterocarpa*.

Le bilan du suivi scientifique oriente donc les objectifs sur les deux thématiques suivantes :

##### □ *Génie végétal* :

- étude de l'état des plantations au bout de 4 ans de restructuration végétale après le chantier ;
- observation des effets de compétition interspécifique entre les plantations et la végétation naturelle.

L'étude de ces résultats doit fournir des informations décisives quant aux dispositions à prendre en matière de génie végétal pour les prochains chantiers d'aménagement.

##### □ *Reconstitution végétale* :

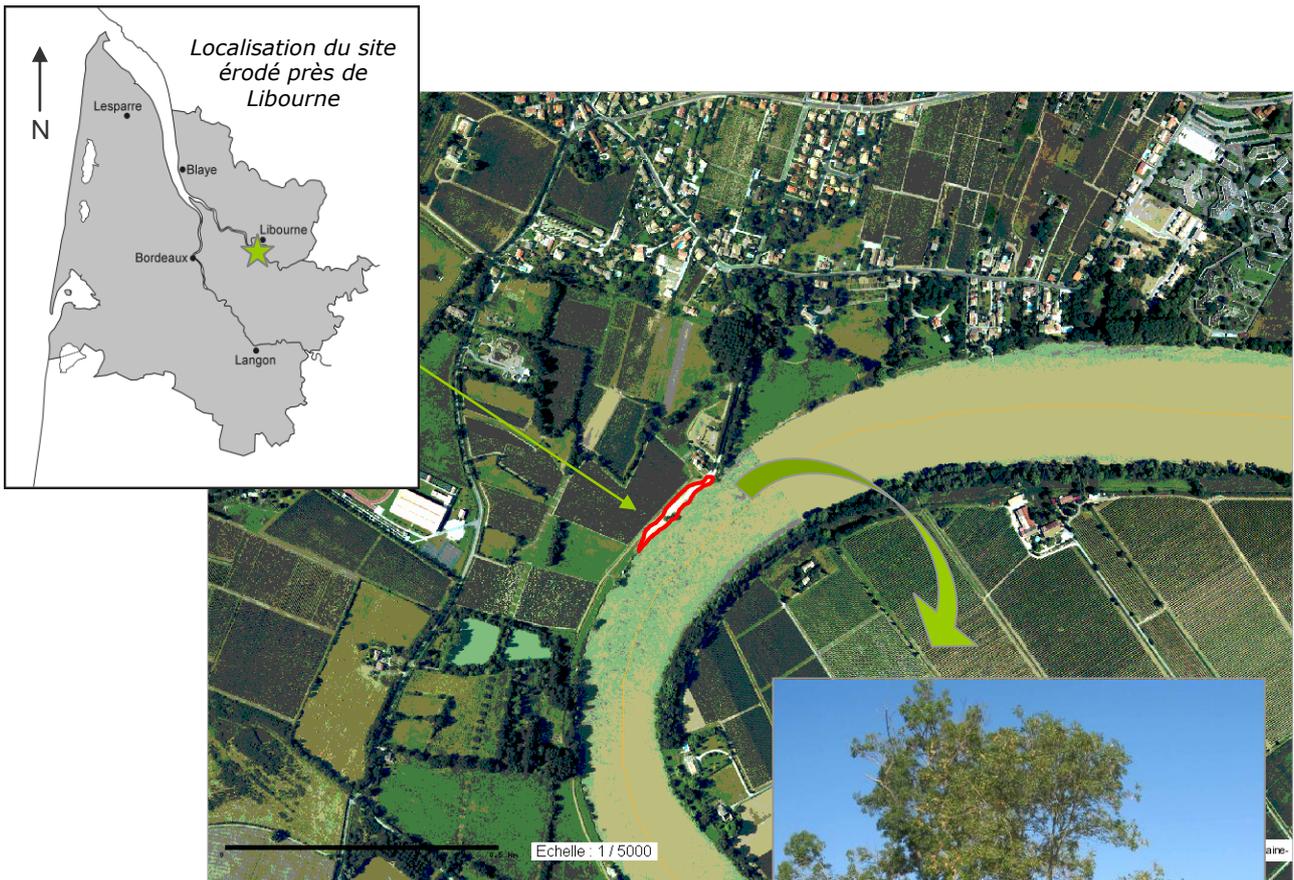
- état de la végétation émergente : diversité spécifique, succession végétale et hétérogénéité structurale ;
- retour des espèces patrimoniales : évaluation de la compatibilité des nouveaux habitats avec leurs exigences écologiques ;
- surveillance des mouvements de populations d'espèces invasives et observation des effets sur les autres espèces.

Ces résultats permettent de mesurer l'efficacité du chantier d'aménagement, l'état de revégétalisation et de stabilisation des berges et la concordance du protocole de suivi avec les objectifs attendus.



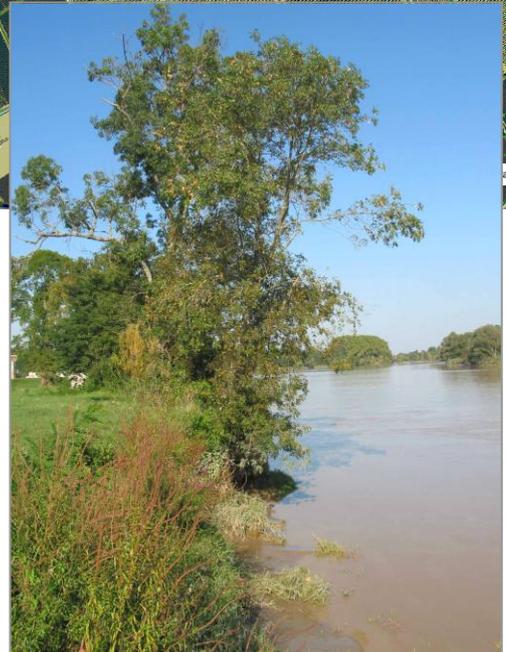
## 2. Présentation du site d'étude et du protocole de suivi

### 2.1. Situation géographique



**Berges en cours d'érosion rapide sur Condat 1 (marée haute)**

Les encoches d'érosion et la crête de berge se situent au niveau des saulaies, et également **sur les stations d'*Angelica heterocarpa***.



Le linéaire de berges concerné par le chantier d'aménagement et le suivi scientifique se situe au niveau d'une des boucles du fleuve « Dordogne ». Le site de Condat 1 (44° 53' 27" Nord et 0° 14' 27" Ouest) se situe le long de la Palus de Condat, au lieu-dit "Corbière" au Chemin du Roy, sur la commune de Libourne (Gironde). Le site d'étude fait donc partie des zones non touchées par la salure des eaux ; cependant, il est toujours soumis à la marée dynamique (la limite amont étant située au niveau de Pessac-sur-Dordogne pour la Dordogne et à La Réole pour la Garonne).



## 2.2. Techniques d'aménagement et dispositif expérimental

### ➤ Procédés d'aménagements réalisés

Après réception de l'avis favorable du CNPN, le Service Maritime et de Navigation de la Gironde - Subdivision de Libourne (SML), en tant que maître d'œuvre, a fait appel aux Chantiers de l'Entre Deux Mers, une association de réinsertion d'utilité sociale, pour effectuer les différents travaux sur le linéaire de berge de 172 m. La technique de protection de berge dite "mixte" a été retenue. Elle est divisée en plusieurs zones (du haut en bas de berges) et consiste en :

- *Pied de berge* :
  - une protection minérale du pied de berge par un cavalier en enrochement composé de produits de terrassement ;
- *Milieu et haut de berge* :
  - un recouvrement et un maintien du substrat vaseux de la berge par un géotextile (fibre de coco) biodégradable (3 ans) ;
  - l'implantation de plantes héliophytes (*Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Carex acutiformis* et *Iris pseudacorus*) dans la zone soumise au marnage régulier ;
  - l'implantation de semis herbacés divers (*Agrostis stolonifera*, *Festuca rubra*, *Festuca ovina*,...);
  - l'implantation d'arbustes hygrophiles et de saules divers (boutures de *Salix alba*, *Salix acuminata*, *Salix purpurea*, *Salix viminalis*, à raison de 3 unités au m<sup>2</sup> en moyenne), dans la zone soumise à immersion par des marnages exceptionnels ;
  - l'implantation d'arbres et d'arbustes dans la partie supérieure soumise exceptionnellement aux crues (*Ligustrum vulgare*, *Corylus avellana*, *Viburnum opulus*, *Eunonymus europaeus*, *Cornus sanguinea* et *Sambucus nigra*).

Les opérations de travaux ont été réalisées en 4 phases annuelles progressant de l'amont vers l'aval :

- **juillet 2004** : réalisation du cavalier en enrochement calcaire avec 4300 t (25 t/ml) ;
- **août 2004** : reprofilage de la berge ;
- **octobre 2004** : mise en place du géotextile (1290 m<sup>2</sup>) ;
- **mars à novembre 2005** : plantations des héliophytes (1550 godets), boutures (2190 unités à raison de 3 à 6 unités par m<sup>2</sup>) d'arbustes (130 unités), d'arbres (11) et de semis (1032 m<sup>2</sup>) ;



Etat initial de la berge en 2003



Enrochement réalisé en juillet 2004



Reprofilage de la berge en août 2004



Géotextile mis en place en octobre 2004



Bouturage



Plantations des héliophytes



➤ **Données techniques et méthodologie pour le suivi de la revégétalisation des berges**

Plusieurs séries de quadrats ont été disposées du haut au pied de berge afin de répondre aux différents objectifs cités précédemment (cf. contexte de l'étude). Ainsi :

**4 séries de quadrats-transects ont été mises en place sur la berge et chacune d'entre elles est constituée de 5 rangées horizontales (correspondant à des niveaux topographiques) de 2 quadrats de 1m<sup>2</sup>. 40 quadrats ont donc été installés au total. (cf. schéma page suivante)**

Chaque rangée correspond à un niveau topographique de la berge : le niveau 1 correspond au haut de berge et le niveau 5 au bas de berge.

Au sein de ces quadrats, les boutures de saules ont été mises en place en décembre 2004 dans un premier temps.

Ensuite, la plantation des héliophytes a été réalisée au mois de mars 2005 durant la période de reprise de la végétation. Finalement, un mélange herbacé a été semé le 15 avril 2005.

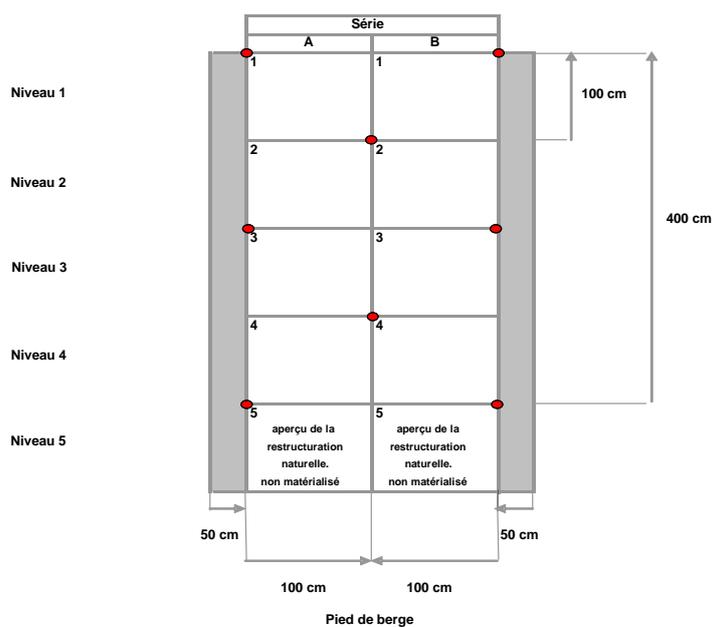
Il a été choisi de réaliser des plantations moins denses au sein des quadrats du CBNSA (leur nombre reste cependant assez élevé par rapport aux préconisations de base pour le génie végétal) que sur le reste du linéaire de berge (plantations du SML) pour pouvoir tester leurs effets.

Aucune intervention n'a été effectuée par les gestionnaires sur ces quadrats.

Les quadrats permanents de 1 m<sup>2</sup> ont été suivis annuellement à la même date (novembre) durant une période de 4 ans. Plusieurs types de données ont été collectés :

- le taux de recouvrement de chaque espèce (en % de 5 en 5) ;
- le taux de recouvrement total de la végétation (en %) ;
- le taux de vase nue (en %) ;
- la hauteur moyenne de végétation (en cm) ;
- le nombre de pieds des espèces patrimoniales (*Angelica heterocarpa* et *Cenanthe foucaudii*) ;
- le nombre de pieds des espèces plantées (*Agrostis stolonifera*, *Iris pseudacorus*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis* et *Salix sp*) ;
- la hauteur moyenne des saules (en cm) ;
- un relevé photographique par quadrat.

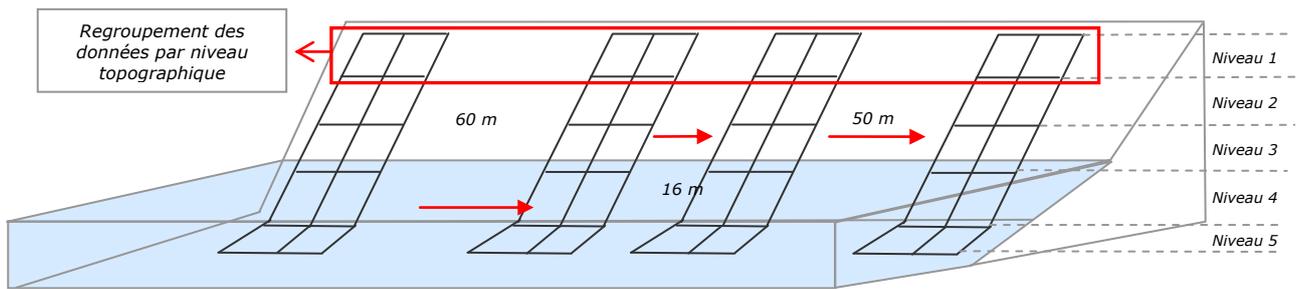
Les données des relevés de terrain ont été transformées et/ou assemblées afin de préparer des tableaux permettant l'utilisation d'outils statistiques adaptés à chaque objectif.



- : Piquets de bambous matérialisant les différents quadrats de chaque série avec 8 piquets /série
- : Zone sans végétation arbustive ni herbacée afin de limiter les effets de bordure
- en blanc : Quadrats de 1 m<sup>2</sup>



### 2.3. Adaptation de la démarche statistique en fonction du protocole de suivi



Les séries de quadrats ont été disposées par niveau topographique (rangées de 1 à 5) et espacées les unes des autres à des longueurs variables (60 m, 16 m et 50 m) pour mettre en évidence la restructuration de la végétation.

La prise en compte individuelle de chaque donnée issue de ces relevés de petite taille (1 m<sup>2</sup>) ne semble pas permettre d'obtenir une représentativité des communautés végétales conforme à la réalité écologique des berges de Condat 1.

Ainsi, il a été décidé de **regrouper les données « intra-quadrats » par niveau topographique** (ce qui correspond aux 5 niveaux) afin de réduire la variabilité de composition floristique qui serait engendrée par des caractéristiques micro-stationnelles à l'échelle d'un quadrat d'1m<sup>2</sup> -. Le quadrat virtuel de 6 m<sup>2</sup> ainsi créé est plus représentatif de la végétation moyenne de chaque niveau.

La plupart des analyses statistiques réalisées ont suivi ce pré-requis.



### 3. Génie végétal

#### 3.1. Contexte et objectifs

##### ➤ Devenir des plantations

Les plantations ont été réalisées dans le but de maintenir et de stabiliser la berge suite aux opérations du chantier d'aménagement qui ont laissées un sol nu sans aucune végétation. 5 des espèces plantées dans les quadrats du CBNSA ont fait l'objet d'un dénombrement pied à pied depuis l'année de plantation (2004) à la dernière année du suivi (2008). Deux types de revégétalisation ont été réalisés : bouturage et plantations de mottes. Seules les espèces *Agrostis stolonifera*, *Phalaris arundinacea* et *Phragmites australis* n'ont pas été suivies. Une attention toute particulière a été portée sur les plantations de saules, ceux-ci présentant un potentiel de fixation des berges intéressant.

Objectifs : *observer les fluctuations du nombre d'individus plantés au cours des 4 années de suivi et évaluer l'efficacité des différentes techniques de plantation utilisées.*



*Plantations d'hélophytes*



*Boutures d'arbustes*



*Boutures d'arbustes et plantations d'hélophytes*

##### ➤ Effets des plantations de saules sur le recouvrement des autres espèces

Les observations de terrain et les relevés photographiques semblent indiquer que le succès de la reprise des saules densément plantés en 2005 ait des effets sur la strate herbacée sous-jacente.

Objectifs : *chercher s'il existe des relations entre le développement des saules et l'évolution du recouvrement des espèces non plantées.*



*Bouture de saules sur la série 1 des quadrats en 2005*



*Bouture de saules sur la série 1 des quadrats en 2008*



*Etat de la végétation sous les saules dans les quadrats F2 et F3 dans la série 3 en 2008*



### 3.2. Devenir des plantations

#### ➤ Données utilisées et méthode d'analyse

Pour avoir une vue globale sur l'évolution du nombre de pieds des espèces plantées, le taux de mortalité a été calculé pour la période 2004-2008.

#### Résultat : mortalité parfois très forte du nombre d'individus plantés au cours des 4 années

Espèces plantées	Types de plantation	Années	Nombre de pieds	Perte entre 2004 et 2008 (en %)
<i>Iris pseudacorus</i>	Mottes	2004	27	-100,00%
		2005	9	
		2006	0	
		2007	1	
		2008	0	
<i>Salix accuminata</i>	Boutures	2004	16	-37,50%
		2005	16	
		2006	16	
		2007	16	
		2008	10	
<i>Salix alba</i>	Boutures	2004	16	-43,75%
		2005	16	
		2006	13	
		2007	10	
		2008	9	
<i>Salix purpurea</i>	Boutures	2004	16	-56,25%
		2005	13	
		2006	13	
		2007	8	
		2008	7	
<i>Salix viminalis</i>	Boutures	2004	16	-12,50%
		2005	13	
		2006	16	
		2007	14	
		2008	14	

Les résultats apportés par ce tableau montrent que de nombreuses plantations n'ont pas survécu sur les 4 années. La seule espèce herbacée suivie – *Iris pseudacorus* – a été plantée en 27 mottes le long de la berge. Elle a disparu complètement en 2006, 1 pied est revu en 2007, puis finalement aucun individu observé en 2008.

Toutes les espèces de saule ont affiché une baisse du nombre de pieds en 4 ans. Trois espèces ont particulièrement été touchées par cette mortalité : *Salix acuminata*, *Salix alba* et *Salix purpurea* avec une perte respective de 37,50 %, 43,75 % et 56,25 %. Au total, c'est plus d' ¼ des individus de saules qui n'ont pas survécu.

#### ➤ Discussion

Les taxons plantés affichent une mortalité non négligeable. Plusieurs hypothèses peuvent l'expliquer : la forte densité de plantations au m<sup>2</sup> a pu entraîner un phénomène de compétition intra-spécifique. En effet, la densité optimale de plantation de ligneux est estimée entre 1 et 1,5 pieds par m<sup>2</sup> pour les aménagements de berges (Adam *et al.*, 2008). De plus, il ne faut pas exclure les phénomènes stochastiques majeurs (crues, intempéries...) pouvant perturber voire détruire les aménagements végétaux (Adam *et al.*, 2008).

Enfin, l'absence de gestion des plantations sur les 4 années a pu également jouer un rôle dans la mortalité : les plants ayant eu une croissance rapide et atteignant des hauteurs importantes ont pu périr et s'arracher du fait de l'absence de tuteurs par exemple.

De plus, l'espèce *Iris pseudacorus* – dont aucun pied n'est observé après 4 ans – ne semble pas être adaptée aux types d'habitats existants sur le site de Condat 1. En effet, cette espèce affectionne plus spécialement les zones de cours d'eau calmes, d'étangs et de mares (Bournérias *et al.*, 2001). Les perturbations régulières sur le site liées aux marnages présentent des dynamiques de sédimentation trop fortes pour cette espèce. Ainsi, le choix de réaliser de fortes densités de plantations semble être une méthode à remettre en cause pour les espèces de saules et la sélection d'*Iris pseudacorus* ne semble pas à préconiser pour ce contexte écologique particulier.

Cependant, d'autres taxons plantés (non suivis) apparaissent bien adaptés tels que *Agrostis stolonifera*, *Phalaris arundinacea* et *Phragmites australis* – ces espèces ont vraisemblablement un fort pouvoir de stabilisation de la berge–.



### 3.3. Effets des plantations de saules sur le recouvrement des autres espèces

#### ➤ Données utilisées et méthode d'analyse

Afin de rechercher une éventuelle liaison entre le développement des saules et le recouvrement végétal des autres espèces, deux types de données ont été utilisés : la hauteur des saules (en cm) et le recouvrement des espèces non plantées (en %). Comme le niveau 5 (niveau amphibie du bas de berge) n'a pas été colonisé par les saules et qu'aucun d'entre eux n'y a été planté, il a été exclu de l'analyse. Les données brutes utilisées sont structurées de la manière suivante :

Variable	Quadrats	Niveau	Année	Recouvrement total de la végétation hors saules (en %)	Hauteur des saules (en cm)
Indice de la variable	<i>i</i>	<i>j</i>	<i>k</i>	$rec_{ijk}$	$h_{ijk}$
Modalité	A (amont du site expérimental) à H (aval du site expérimental)	1 (haut de berge) à 4 (bas de berge)	2005 à 2008	0 à 100	1 à ~ 600

Pour pouvoir comparer ces deux variables – hauteur et recouvrement – dans deux environnements différents dans le temps, celles-ci ont tout d'abord été classées par rapport à deux types de quadrats : (S-) les périmètres des quadrats où aucun saule n'a été planté en 2004 – ce qui suppose l'absence d'effet significatif des saules sur la végétation – ; (S+) les périmètres des quadrats où des saules ont été plantés en 2004 – ce qui suppose un effet significatif des saules sur la végétation –.

Ensuite, parallèlement à cette première classification et d'après les observations de terrain et des données, celles-ci ont également été séparées en deux blocs correspondant à des périodes de développement de la végétation : (P<sub>1</sub>) la période de 2005 à 2006 correspondant à une tendance à la croissance positive et à une durée nécessaire pour la stabilisation de la structure de la végétation ; (P<sub>2</sub>) la période de 2006 à 2008 correspondant à une tendance à la croissance négative de la végétation.

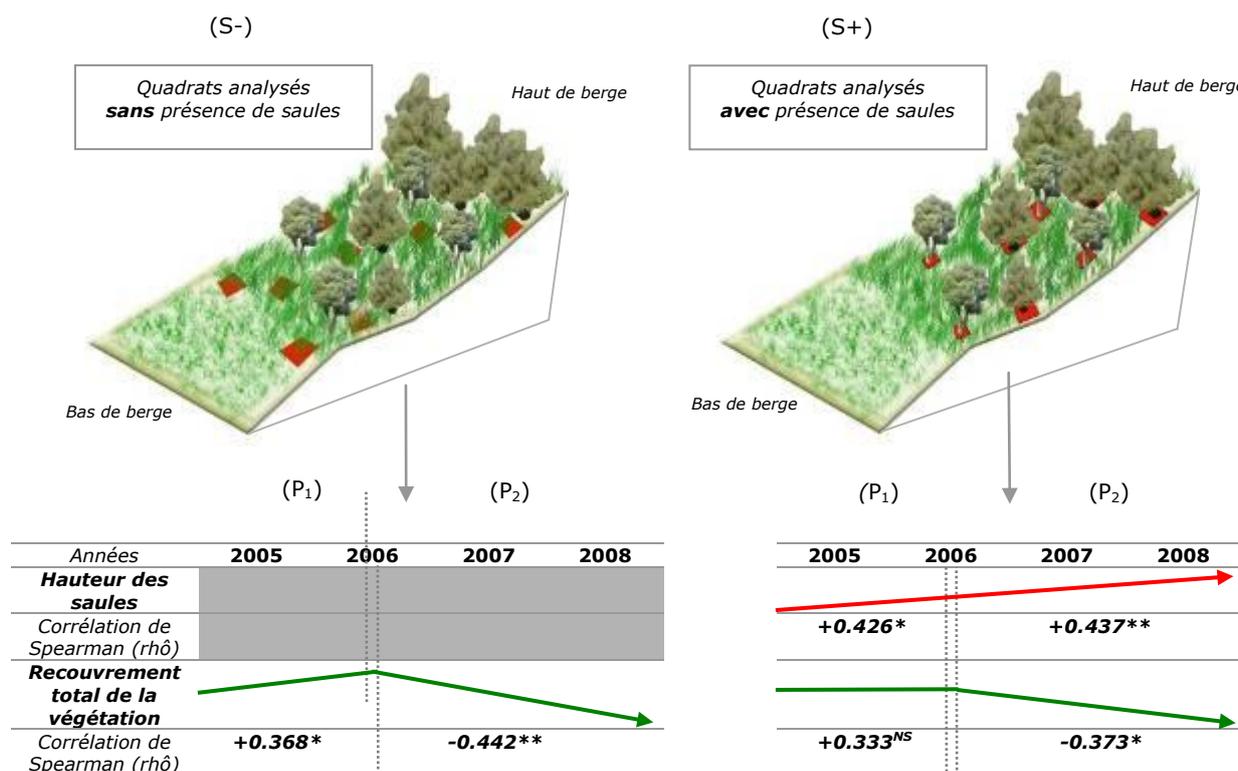
La nature des données des deux variables utilisées montre une distribution aléatoire où par exemple le recouvrement peut être très abondant dans les quadrats, dans d'autres très faible et parfois absent. Ces distributions suivent le concept de « niche écologique », caractérisées par des gradients environnementaux. Il est généralement admis que ces distributions de données écologiques ne suivent pas de loi Normale (Legendre & Legendre, 1998). Avant toute analyse, des essais de normalisation des données ont été réalisés en transformant la variable « recouvrement de la végétation » par la fonction  $Arcsin [\sqrt{p}]$  et la variable « hauteur des saules » par la fonction  $\log(h+1)$ . La normalité et l'homoscédasticité des données de ces deux variables ainsi transformées, ont ensuite été testées par un test de Shapiro (Shapiro & Wilk, 1965). Ces tests sont restés négatifs.

Ainsi, le test non-paramétrique de Spearman a été retenu pour tester la corrélation entre les différents facteurs et variables.

Les corrélations ont été calculées tout d'abord entre une variable et le facteur temps (années) pour décrire l'évolution temporelle de chacune des deux variables indépendamment l'une de l'autre. Cela a été réalisé selon les différentes conditions présentées précédemment : (S-), (S+), (P<sub>1</sub>) et (P<sub>2</sub>). Ensuite, une corrélation a été calculée entre les deux variables pour la période 2006-2008. Tous ces tests ont été effectués sous le logiciel R.2.8.1.



➤ **Résultat : Effet négatif de la hauteur des saules sur le recouvrement de la végétation : situations in et ex unités d'observations**



Chaque corrélation a été mesurée par un test de corrélation non-paramétrique de Spearman

NS = non significatif ; \* P < 0,05 ; \*\* P < 0,01 ; \*\*\* P < 0,001

(1), (2), (3), (4) = conditions pour l'analyse statistique

Le recouvrement de la végétation ne suit pas le même développement lorsque l'on observe la présence de saules ou l'absence de saules dans les quadrats. Pour la condition (S-), le recouvrement est positivement corrélé à la période 2005-2006 ( $\rho_{2005-2006} = 0,368$  ; P < 0,05).

Cependant, avec la présence de saules pour la période 2005-2006, l'effet d'augmentation du recouvrement n'est pas significatif ( $\rho_{2005-2006} = 0,333$  ; NS). A l'inverse, il est négativement corrélé à la période 2006-2008 pour les conditions (S-) et (S+) ( $\rho_{2006-2008 (S-)} = -0,442$  ; P < 0,01 et  $\rho_{2006-2008 (S+)} = -0,373$  ; P < 0,05).

Pour les données issues des quadrats où la présence de saules est attestée, la hauteur est positivement corrélée aux conditions (P<sub>1</sub>) et (P<sub>2</sub>) ( $\rho_{2005-2006 (P_1)} = 0,426$  ; P < 0,05 et  $\rho_{2006-2008 (P_2)} = 0,437$  ; P < 0,01). Ainsi, pour les quadrats présentant la condition (S+), le recouvrement de la végétation n'évolue pratiquement pas pour 2005-2006 et diminue significativement pour 2006-2008 tandis que la hauteur des saules augmente continuellement.

A noter que dans les quadrats où se développent des saules et dans les quadrats mitoyens, le recouvrement de la végétation chute à 30 % voire 0 % en 2008, quand en 2007, ce pourcentage était de 70 à 90 %.

Afin de vérifier cette évolution conjointe de la hauteur des saules sur le recouvrement de la végétation – visible en prenant les variables individuellement –, un test de corrélation de Spearman supplémentaire a été appliqué directement sur les deux variables.

Le résultat confirme une évolution conjointe opposée pour chaque variable.

On observe une réduction significative du recouvrement de la végétation conjointement à une hauteur croissante des saules pour la condition (4) ( $\rho = -0,512$  ; P < 0,001).

➤ **Discussion**

Lorsque l'on observe les données collectées dans les quadrats où les saules ont été plantés, on constate une certaine stagnation dans l'évolution du recouvrement de la végétation en 2005-2006. L'hypothèse émise est que pendant cette période où la végétation est en pleine structuration, des phénomènes de compétition interspécifique ont lieu entre les saules plantés et les jeunes végétaux arrivés naturellement. Cela est d'autant plus remarquable que le développement de la hauteur des saules est continu de 2005 à 2008 (tout au long du gradient temporel pour les années de suivi) et que dans les quadrats sans saule la végétation se développe normalement (de 2005 à 2006, P < 0,01).



En plus d'observer une corrélation non significative du recouvrement de la végétation, une baisse significative s'inscrit dans les années 2006-2008.

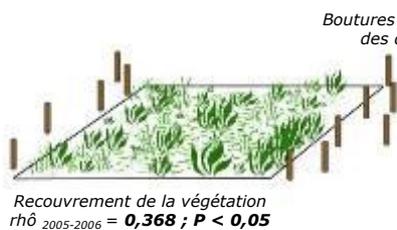
Ce premier résultat nous fait suggérer que la hauteur des saules influence négativement sur le recouvrement de la végétation. Cette hypothèse est également renforcée avec le calcul de la corrélation directe entre les deux variables (pas d'indépendance des corrélations) qui est fortement significative ( $P < 0,001$ ).

Il semblerait que la hauteur des saules influence sur un gradient écologique particulier : la lumière (ensoleillement et ombrage). La variation de ce facteur « lumière » due au développement des espèces ligneuses a déjà été observée (Hunter, 1990 ; Porté *et al.* 2004). En milieu forestier, certains auteurs considèrent la lumière comme étant un des facteurs les plus communs limitant le recouvrement de la végétation et la richesse spécifique (Hill, 1979 ; Kirby, 1988 ; Bazzaz, 1990 ; Jennings *et al.* 1999). Ce facteur écologique a déjà fait débat sur son rôle potentiel dans l'altération de la strate herbacée (Nihlgard, 1969). Le développement des saules augmenterait donc la surface ombragée sur la berge et affecterait la strate herbacée sous-jacente.

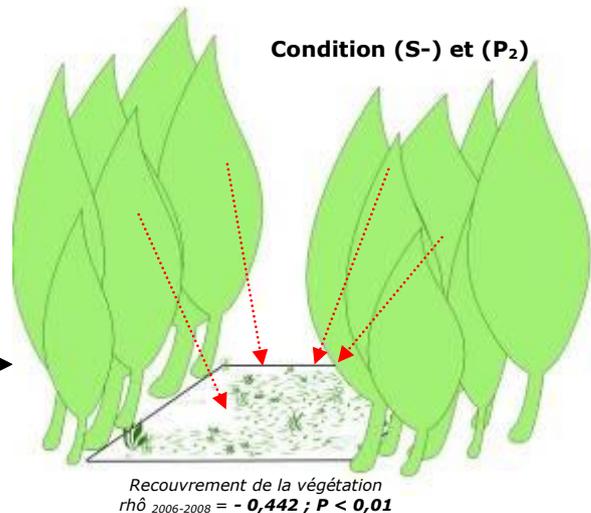
Cependant, lorsque l'on prend les quadrats où les saules n'ont pas été plantés, on observe le même phénomène en 2006-2008 : une baisse significative du recouvrement ( $P < 0,01$ ). Au regard de ce résultat, l'hypothèse de l'effet « saule » semble être rejetée. Toutefois, il est nécessaire de rappeler qu'en dehors des quadrats, les plantations de saules (étalées sur tout le linéaire de la berge) ont été beaucoup plus denses qu'à l'intérieur de ceux-ci. Bien que l'on ne dispose pas de données sur le recouvrement de la végétation en dehors des quadrats dans des zones potentiellement plus sensibles à l'effet des saules compte tenu des fortes densités, on peut supposer que :

- le recouvrement de la végétation en condition (S-) et (P<sub>1</sub>) n'a pas été déstabilisé par les autres saules plantés en dehors des quadrats (plantations du SML) car la végétation réapparue dans les quadrats n'était pas en contact direct avec les jeunes plants de saules ;
- en condition (S-) et (P<sub>2</sub>), le fort développement de la hauteur des saules plantés en dehors des quadrats enclenche un rapprochement spatial (étalement des individus) avec les espèces et amorce une situation identique à la condition (S+) et (P<sub>2</sub>).

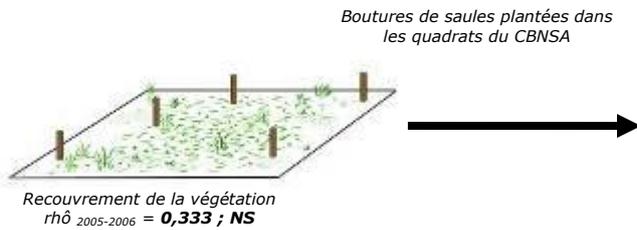
#### Condition (S-) et (P<sub>1</sub>)



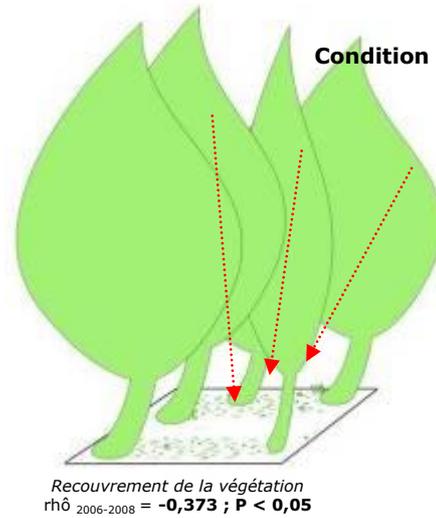
#### Condition (S-) et (P<sub>2</sub>)



Condition (S+) et (P<sub>1</sub>)



Condition (S+) et (P<sub>2</sub>)



Par conséquent, il pourrait exister un impact négatif de la hauteur des saules sur le recouvrement de la végétation.

Les observations de terrain confortées par les analyses statistiques vont dans le sens d'une **baisse significative du recouvrement de la végétation au-delà de la 1<sup>ère</sup> année en lien avec une forte expansion des saules et de leur hauteur.**

Sans omettre l'association de la **forte densité de plantations** avec **l'absence d'entretien** qui entraîne une expansion des saules trop importante, le « **bétonnage vert** » impacterait donc la restructuration du nouveau couvert végétal de la berge.



## 4. Composition floristique et restructuration de la végétation

### 4.1. Contexte et objectifs

#### ➤ Diversité spécifique

Pour lancer le chantier et notamment le reprofilage de la berge, le sol a dû être remanié. La totalité de la végétation « surfacique » a donc été détruite. Afin d'observer si les techniques mises en place lors du chantier ont permis le retour d'une flore diversifiée, la richesse spécifique a été suivie.

Objectifs : suivre le retour des espèces de la flore naturelle des berges et évaluer son maintien de manière quantitative (nombre d'espèces).



Cresson de fontaine (*Nasturtium officinale*) Renouée persicaire (*Polygonum persicaria*) Scutellaire à casque (*Scutellaria galericulata*)

#### ➤ Succession végétale des types biologiques le long du gradient temporel

De manière complémentaire, l'étude de la succession végétale des types biologiques a permis d'évaluer si le retour de la végétation s'est fait en suivant la succession théorique naturelle des types biologiques. Les types biologiques sont des formes adaptatives essentiellement liées à des variables environnementales (températures, régimes de perturbations...) et sont de bons indicateurs pour apprécier l'évolution des communautés végétales à travers différents faciès de végétation.

Objectifs : vérifier si l'évolution des types biologiques suit la succession théorique « naturelle ».

#### ➤ Hétérogénéité structurale de la végétation : effet de la zonation par niveaux topographiques

En 2004, 6 pieds d'*Angelica heterocarpa* ont été observés sur le site de Condat 1. Suite au remaniement de la berge, ceux-ci ont été détruits. L'objectif prioritaire pour le CBNSA à travers ce chantier et les techniques d'aménagement prévues était de favoriser le retour des habitats à *Angelica heterocarpa* (communautés végétales associées à ce taxon). Dans un premier temps, il s'agit de vérifier si la végétation s'est bien structurée en ceintures (faciès typique des berges végétalisées soumises à des fluctuations des niveaux d'eau) selon différentes variables physico-environnementales (topographie, hygrométrie...).

Objectifs : caractériser l'évolution de la structuration de la végétation sur les 4 années et mettre en évidence le retour de la ceinture des mégaphorbiaies oligohalines.



Parvoroselière à *Eleocharis bonariensis*

Mégaphorbiaie oligohaline à *Angelica heterocarpa*

Roselière à *Phragmites australis*

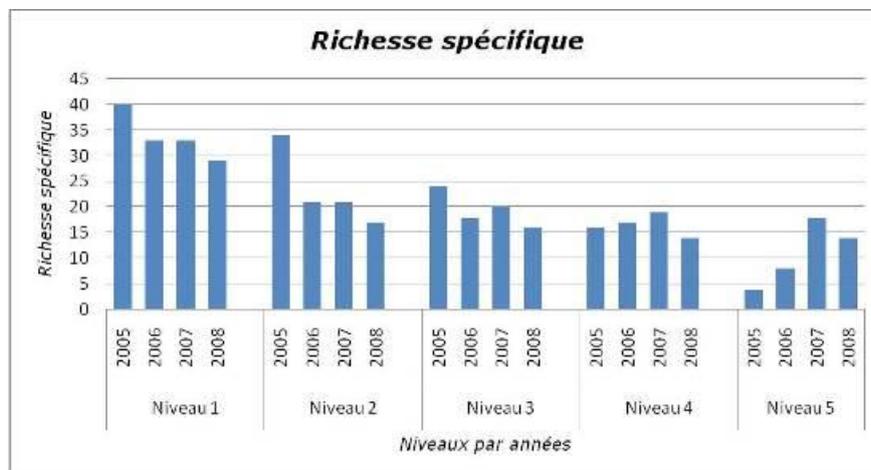


## 4.2. Diversité spécifique

### ➤ Données utilisées et méthode d'analyse

Pour observer le retour des espèces sur Condat 1, la richesse spécifique – descripteur de diversité le plus fréquemment utilisé (Barbier, 2007) – a été comparée entre les années (2005 à 2008) et par niveau topographique (1 à 5).

### ➤ Résultat : baisse générale et régulière de la richesse spécifique



En 2004, l'augmentation de la richesse spécifique se fait rapidement, avec de 4 à 40 espèces en une année en fonction des niveaux. Cependant, la perte d'espèces est nettement observable tout au long des années dès 2005 pour trois niveaux : les niveaux 1, 2 et 3 (niveaux méso-hygrophiles). Ceux-ci avaient respectivement en 2005, 40 espèces, 34 espèces et 24 espèces. En 2008, ils n'avaient plus que 29 espèces, 17 espèces et 15 espèces. La diminution de la richesse spécifique s'élève donc à 27,5 % pour le niveau 1, 50 % pour le niveau 2 et 37,5 % pour le niveau 3. A noter également que la plus grande baisse de richesse spécifique a lieu lors du passage de l'année 2005 à 2006.

Les niveaux 4 et 5 (niveaux hygrophiles à amphibiens) évoluent différemment des autres niveaux. La baisse de la richesse spécifique est moindre. Le niveau 4 voit une augmentation annuelle de la richesse spécifique jusqu'en 2007 puis une diminution. Ce fonctionnement est identique pour le niveau 5. Toutefois, ce dernier est le seul à avoir maintenu une richesse spécifique supérieure en 2008 (14) par rapport à 2005 (4).

### ➤ Discussion

La végétation revient très rapidement et en nombre d'espèces important en seulement un an (de 2004 à 2005). En effet, il est généralement admis qu'après suppression de la végétation, celle-ci recolonise rapidement le milieu. Au total, 76 espèces ont été inventoriées dans les quadrats (cf annexe n° 1). Le bilan quantitatif de la richesse spécifique par année et par niveau affiche un affaiblissement notoire de la richesse spécifique des communautés végétales. Cet effet se ressent particulièrement dans les niveaux 1, 2 et 3. Ces résultats viennent corroborer l'hypothèse sur la possible influence des saules présentée dans la discussion du chapitre 3.3. sur l'effet des saules sur la végétation. En effet, c'est dans ces niveaux que les plantations de saules ont été les plus importantes. Il est néanmoins suspecté que cette baisse de la richesse spécifique dans les niveaux 1, 2 et 3 soit en relation avec le développement des saules.

Pour les niveaux 4 et 5, situés les plus bas topographiquement et donc soumis de manière plus forte au balancement des marées, un établissement de la végétation plus lent est observé contrairement aux zones moins perturbées telles que les niveaux supérieurs. La richesse spécifique dans ces niveaux amphibiens est également généralement moins importante que dans les mégaphorbiaies, compte tenu des contraintes écologiques qu'imposent les milieux associés. Cela permet de mettre en relation les plus bas niveaux de la berge avec une hausse moyenne et continue de la richesse spécifique et surtout une perte d'espèces très peu marquée. D'autre part, seule une espèce de saule a été plantée dans le niveau 4 : *Salix viminalis* et aucune dans le niveau 5. L'absence de saules ou la faible présence d'individus explique probablement en partie l'augmentation de la richesse spécifique dans ces deux niveaux les 3 premières années.

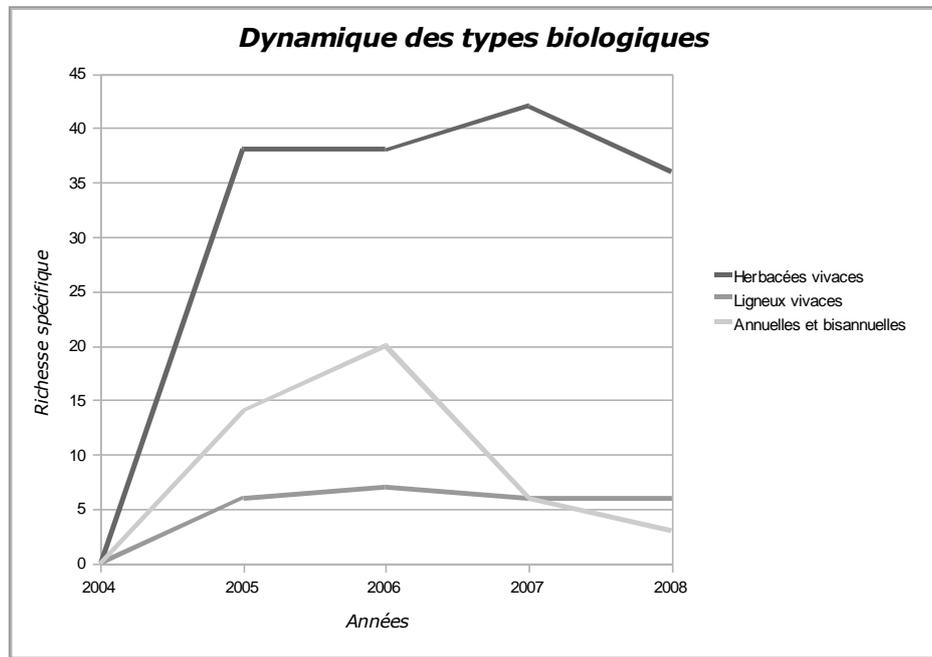


### 4.3. Succession végétale des types biologiques le long du gradient temporel

#### ➤ Données utilisées et méthode d'analyse

Afin d'analyser la succession végétale au cours des 4 années de suivi, les espèces ont été classées selon les types biologiques suivants : les herbacées vivaces, les ligneux « vivaces » et les annuelles + bisannuelles – celles-ci ont été regroupées compte tenu de la présence d'espèces dont le type biologique était dichotomique -. La variable « année 2004 » a été volontairement intégrée dans le graphique afin d'avoir un bon aperçu de la reprise de la végétation à travers les types biologiques. L'année 2004 correspond à la fin du chantier et à un stade de sol nu prévoyant une succession secondaire de la végétation par des espèces adaptées.

#### ➤ Résultats : un modèle de succession gouverné par les perturbations anthropiques (reprofilage)



Pour chaque type biologique, un accroissement de la richesse spécifique est observé dès la première année post-chantier en 2004. Ainsi, en 2005, les herbacées vivaces comptent 38 espèces différentes, les annuelles / bisannuelles en comptent 14 et les ligneux « vivaces » 6.

De manière générale, on note une variabilité importante de la richesse spécifique au cours du temps, cela est particulièrement visible pour les herbacées vivaces et les annuelles / bisannuelles. Celles-ci affichent des pics de richesse spécifique dès la fin de la première année en 2005 pour ensuite débiter des phases alternatives de croissance et de décroissance.

Toutefois, un seul type biologique montre après 2006 une forte diminution de sa richesse spécifique : les annuelles / bisannuelles. Celles-ci passent d'une vingtaine d'espèces en 2006 à seulement 3 espèces en 2008.

Seuls les ligneux montrent une certaine stabilité de la richesse spécifique avec une très faible amplitude (de 0 à 6 espèces).

#### ➤ Discussion

Un comportement particulier des annuelles / bisannuelles est constaté. Celles-ci présentent un fort développement les premières années pour ensuite entreprendre une baisse de la richesse spécifique de la même intensité. Cela correspond bien à l'autoécologie de ces espèces qui ont la capacité de se reproduire rapidement et présentent des seuils de tolérance aux perturbations écologiques plus hauts que les autres types biologiques.

Le développement des ligneux est quant à lui assez classique, avec une faible variabilité de la richesse spécifique compte tenu du besoin vital de place pour se développer – élément difficilement observable dans des habitats de type mégaphorbiaie très dense -. Cette approche comporte tout de même un biais lié sans doute au fait que la plupart des données d'espèces ligneuses issues des quadrats correspondent à des espèces plantées.

La succession végétale des types biologiques sur Condat 1 est à l'échelle des 4 années de suivi relativement fidèle aux modèles théoriques de succession élémentaires – développement dans l'ordre chronologique : annuelles, vivaces puis ligneux -. Toutefois, il est nécessaire de pondérer cette affirmation d'une succession végétale théorique effective. En effet, en seulement 4 années de suivi scientifique sur un site soumis à des perturbations écologiques particulières (marnage) et à des activités humaines, il n'est pas aisé de prédire de manière précise comment la succession théorique va s'opérer dans les futures décennies.



Le cas de la succession végétale sur Condat 1 est directement inséré dans un contexte anthropique. Suite au reprofilage de la berge – qui peut être considéré comme un évènement stochastique –, toute la végétation a été supprimée et le sol mis à nu. Il s'agit ici d'une succession secondaire qui a tout de même laissé le sol intact (toute forme de vie n'a pas été détruite) et permettant aux graines stockées dans le sol de se développer.

Ici, les herbacées vivaces possèdent la plus forte richesse spécifique lors de la première année de suivi (1 an après la fin du chantier). Cela peut s'expliquer par le fait qu'avant le début du chantier, les berges étaient naturellement colonisées par des espèces caractéristiques et dont le type biologique principal était notamment les vivaces. Cela induit donc une banque de graines importante dans le sol. Le remaniement des berges serait donc l'élément déclencheur interrompant la dormance des graines et favorisant leur développement.

C'est pourquoi, dans cette situation de succession secondaire, les vivaces sont plus nombreuses (en termes de diversité spécifique). A l'inverse, si le contexte était plus propice à une succession primaire, les annuelles auraient pu être dominantes dans la composition floristique les premières années.

L'interprétation de la succession végétale est un exercice difficile faisant l'objet de débats. La succession végétale prend en compte plusieurs approches écologiques parfois fondamentalement très différentes : les phénomènes de compétition inter-spécifique, les facteurs stochastiques (Lepart & Escarre, 1983)...

Certains auteurs comme Connell et Slatyer (1977) ont développé un modèle général de la succession considéré comme l'un des plus réussis par Lepart et Escarre (1983). Cependant, il ne rend compte principalement que des phénomènes de compétition. Une théorie idéalement simple de la succession est possible lorsque l'on considère des successions primaires ayant lieu dans des milieux peu artificialisés. Dès lors que l'on rentre dans une dynamique anthropique, les facteurs « naturels » écologiques devraient être confrontés aux activités humaines impactant les processus naturels (Lepart & Escarre, 1983).

#### **4.4. Hétérogénéité structurale de la végétation : effet de la zonation par niveaux topographiques**

##### **➤ Données utilisées et méthode d'analyse**

Les relevés d'abondance des espèces issus des quadrats ont été traités en Analyse Factorielle des Correspondances (AFC, Benzécri, 1973 ; Hill, 1973). L'AFC est une analyse multivariée qui permet d'ordonner les sites (objets) et les espèces entre elles sans difficultés et de visualiser rapidement les proximités écologiques entre espèces. Elle représente sous forme de nuages de points les correspondances entre relevés et espèces de façon optimale (Legendre & Fortin, 1989). Les tables de contingence sont utilisées pour l'AFC qui compare deux groupes de descripteurs (variables). Par conséquent, on compare les profils et non les valeurs brutes des recouvrements des espèces. En faisant cela, des gradients écologiques apparaissent en fonction de la similitude de la composition des relevés (Legendre L. & Legendre P., 1998). Ainsi, les quadrats et les pourcentages de recouvrement des espèces associés ont été regroupés par niveau topographique pour pouvoir répondre de façon claire à la question principale : est-ce que la végétation s'est structurée en ceintures végétales, c'est-à-dire en suivant la zonation naturelle ? L'ensemble des espèces relevées dans les quadrats ainsi que leurs abréviations utilisées dans l'AFC sont présentés dans l'annexe n°1.

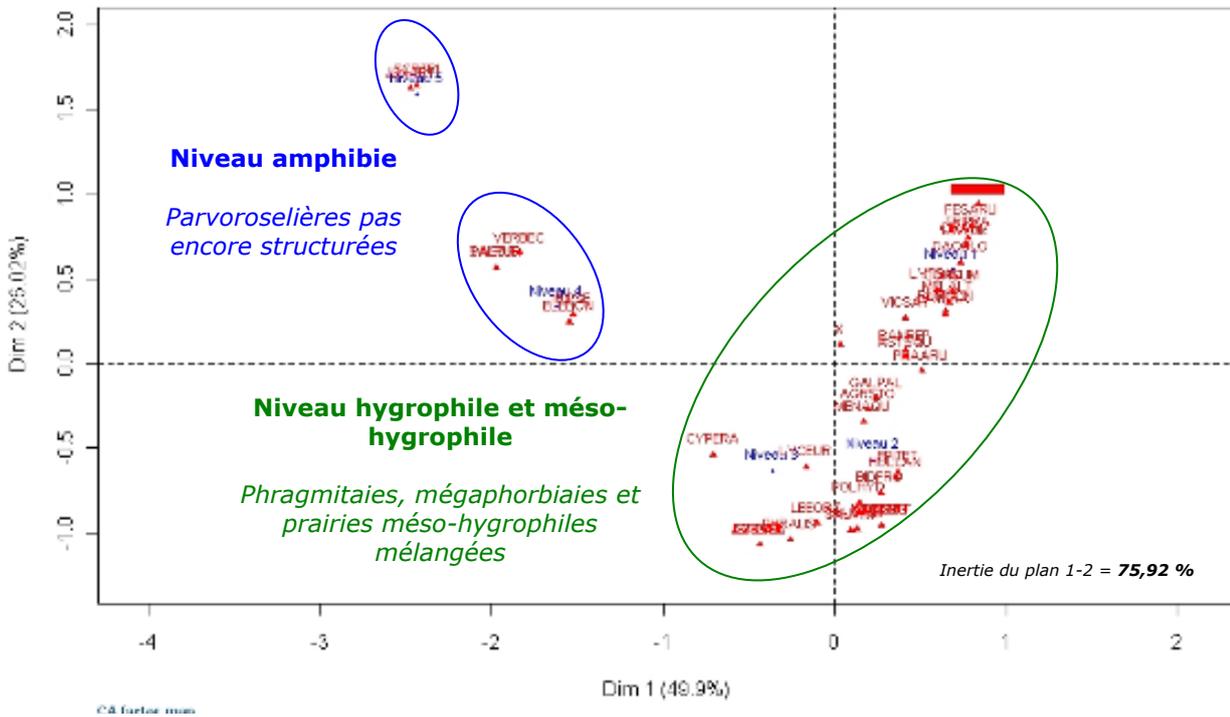
Afin d'avoir une vision claire de l'évolution de la structure végétale, les AFC présentées ici sont celles de 2005 et 2008 – qui correspondent au début et à la fin du suivi scientifique –. Les AFC réalisées pour les années 2006 et 2007 sont placées en annexes ainsi que la classification hiérarchique de tous les relevés en dendrogramme (cf annexes n° 2 et 3).



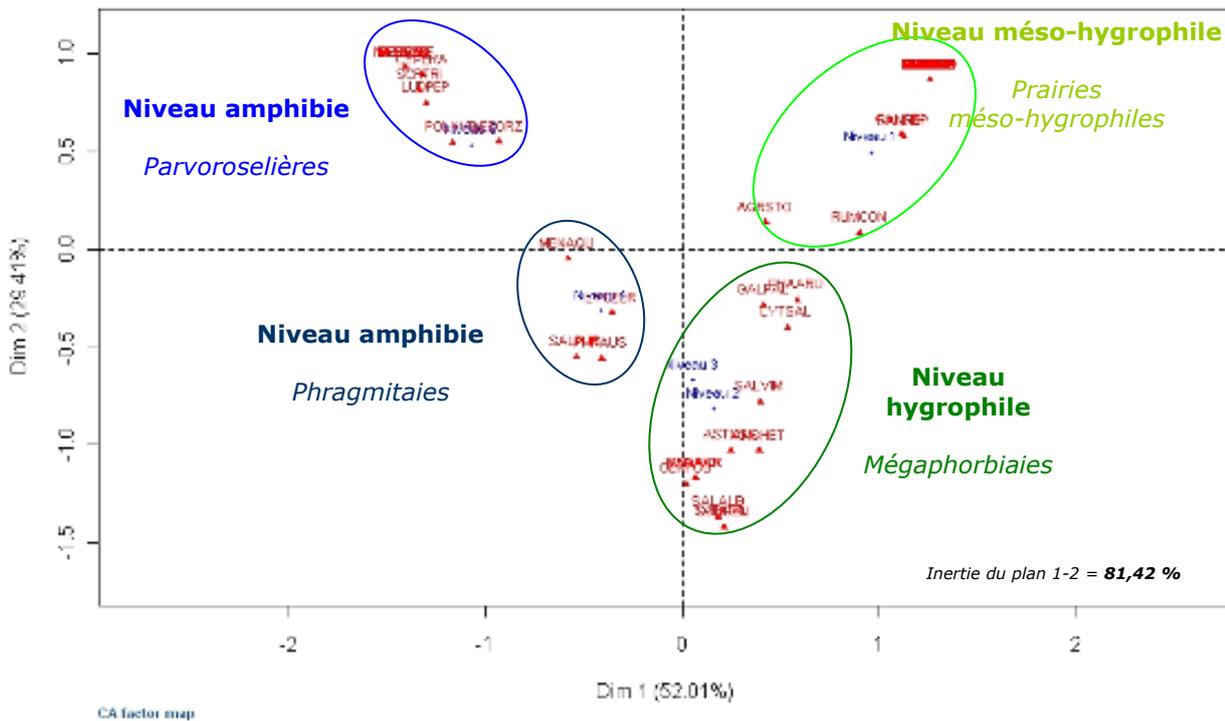
➤ **Résultats : identification des groupements végétaux en fonction des gradients hygrométriques et topographiques**

- Caractéristiques des analyses multivariées réalisées sur les relevés

**Ordination des espèces dans le plan des axes 1/2 de l'AFC**



**Ordination des espèces dans le plan des axes 1/2 de l'AFC**



Le tableau de relevés pour 2005 comporte 5 lignes – correspondant aux niveaux – et 58 espèces. L'inertie totale de l'analyse des correspondances réalisée sur ces relevés est de 1,351. Le plan principal composé des axes 1 et 2 représente une très forte part de l'inertie totale (75,92 %). La représentation graphique des relevés dans ce plan permet de distinguer les différentes positions des niveaux topographiques le long de l'axe 1 avec les espèces qui leur sont associées : les niveaux 3, 4 et 5 situés sur la partie négative et les niveaux 1 et 2 sur la partie positive. Compte



tenu de la position des espèces par rapport aux variables topographiques (niveaux) et de leur écologie sur l'axe 1, le gradient écologique principal – jouant le rôle de variable explicative – semble être l'hygroécologie.

Le tableau de relevés pour 2008 comporte 5 lignes et 45 espèces. L'inertie totale de l'analyse des correspondances réalisée sur ces relevés est de 1,115. Le plan principal composé des axes 1 et 2 représente toujours une très forte part de l'inertie totale (81,42 %). Le gradient hygroécologique est toujours bien marqué le long de l'axe 1 et permet de distinguer les espèces associées aux niveaux topographiques : niveaux 4 et 5 positionnés négativement et niveaux 1, 2 et 3 positionnés positivement.

L'axe 2 est difficilement interprétable compte tenu du fait de la présence d'un effet « Guttman » (arch effect)\*. La caractéristique de l'effet « Guttman » est qu'il oppose les valeurs extrêmes le long de l'axe 1. L'axe 2 oppose les valeurs moyennes aux valeurs extrêmes (Lobry, 2008). Dans ce cas, un seul gradient écologique « brut » gouverne l'ensemble du plan.

Par rapport à l'objectif de montrer une restructuration de la végétation selon un effet de zonation par niveau topographique, des méthodes annexes permettant de supprimer l'effet Guttman telles que la DCA (Detrended Correspondance Analysis) semblent être inutiles. L'effet apparaît lorsque les données sont contrôlées par un gradient environnemental unique – ici il s'agit vraisemblablement de l'hygroécologie – très bien caractérisé par le premier axe d'ordination et lorsque les axes secondaires sont des combinaisons linéaires du premier sans réelle significativité écologique – ou du moins des représentations complexes d'autres gradients écologiques – (Legendre L. & Legendre P., 1998). De plus Kenkel et Orlóci (1986) ont signalé que la DCA n'était pas particulièrement performante pour représenter des gradients complexes.

#### - Interprétation écologique des analyses multivariées

L'AFC sur les données de 2005 permet de distinguer 3 groupes d'espèces associées aux niveaux topographiques des quadrats :

- 2 groupes d'espèces isolés dans les niveaux 4 et 5 provenant du même groupement des parvoroselières caractérisées par des espèces amphibies des bords vaseux soumis régulièrement au balancement bi-quotidiens des eaux de la marée (*Eleocharis bonariensis*, *Scirpus triqueter* et quelques compagnes comme *Juncus articulatus* et *Veronica beccabunga*) ;
- 1 groupe d'espèces mélangées dans les niveaux 1, 2 et 3 provenant à la fois du groupement des phragmitaies-phalaridaies caractérisées par des espèces héliophytes rivulaires soumises à des inondations régulières (*Lycopus europaeus*, *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*), du groupement des mégaphorbiaies caractérisées par des espèces hygrophiles des berges inondables à humides (*Aster squamatus*, *Epilobium tetragonum*, *Lythrum salicaria*, *Melilotus altissimus*) et enfin du groupement des prairies méso-hygrophiles caractérisées par des espèces méso-hygrophiles méso-eutrophiles situées sur les plus hauts niveaux de berges soumises à des inondations moins fréquentes (*Agrostis stolonifera*, *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea*, *Ranunculus repens*, *Trifolium pratense*).

En 2005, un **début de structuration de la végétation** (après 1 an) en groupe d'espèces est observé et caractérisé par des compositions floristiques différentes.

L'AFC de 2008 permet de distinguer 4 groupes d'espèces :

- 1 groupe d'espèces des parvoroselières caractérisé par les espèces suivantes : *Eleocharis bonariensis*, *Helosciadum nodiflorum*, *Leersia oryzoides*, *Ludwigia peploides* dans le niveau 5 ;
- 1 groupe d'espèces des phragmitaies caractérisé par les espèces suivantes : *Phragmites australis* et *Lycopus europaeus* principalement dans le niveau 4 ;
- 1 groupe d'espèces des mégaphorbiaies caractérisé par les espèces suivantes : *Angelica heterocarpa*, *Calystegia sepium*, *Lycopus europaeus*, *Lythrum salicaria*, *Phalaris arundinacea* dans les niveaux 2 et 3 ;
- 1 groupe d'espèces des prairies méso-hygrophiles caractérisé par les espèces suivantes : *Agrostis stolonifera*, *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea*, *Potentilla reptans*, *Ranunculus repens* dans le niveau 1.

Ainsi, 4 ans après la fin du chantier, une **structuration plus nette de la végétation** apparaît selon les niveaux topographiques.

\* Lorsque les espèces sont contrôlées par des facteurs environnementaux, elles suivent généralement des distributions unimodales le long des gradients. L'effet des gradients sur les relations de distance entre objets – calculé sur les données d'abondances des espèces – est forcément non linéaire. Les méthodes d'ordination telles que l'AFC visent à restituer ces phénomènes non linéaires dans un espace euclidien. Ainsi, dans des graphiques à deux dimensions, la non linéarité finit par être représentée par des courbes appelées « fer à cheval ou encore arche » (Legendre L. & Legendre P., 1998).



## ➤ Discussion

En 2005, une année après la fin du chantier, on observe déjà les prémices d'une restructuration de la végétation selon la zonation naturelle : mise en place de ceintures de végétation du bas au haut de berge suivant les affinités écologiques de chaque espèce.

2 groupes sont alors observables : le premier groupement traduit la présence d'espèces hygrophiles et amphibies (hélrophytes principalement). Cependant, ce groupement est dispatché en deux sous-groupes. Cela reflète une structuration encore « jeune » où toutes les espèces n'ont pas encore développé leur optimum écologique. Les espèces présentes dans ces deux sous-groupes – situés dans les plus bas niveaux de la berge – sont caractéristiques des parvoroselières ; cependant, compte tenu de la dispersion locale géographique de ces espèces, le groupement n'est pas encore bien établi.

Le second groupe correspond à un cortège d'espèces présentant des exigences écologiques très variables. Le spectre des espèces s'étale des hygrophiles aux méso-hygrophiles. 3 groupements végétaux sont identifiables : les espèces des phragmitaies, mégaphorbiaies et des prairies méso-hygrophiles.

De ce fait, dès 2005, une opposition nette s'établit entre le groupe des espèces des parvoroselières purement amphibies et installées dans les bas niveaux avec le deuxième groupe des espèces hygrophiles à méso-hygrophiles situé dans les niveaux médians et hauts.

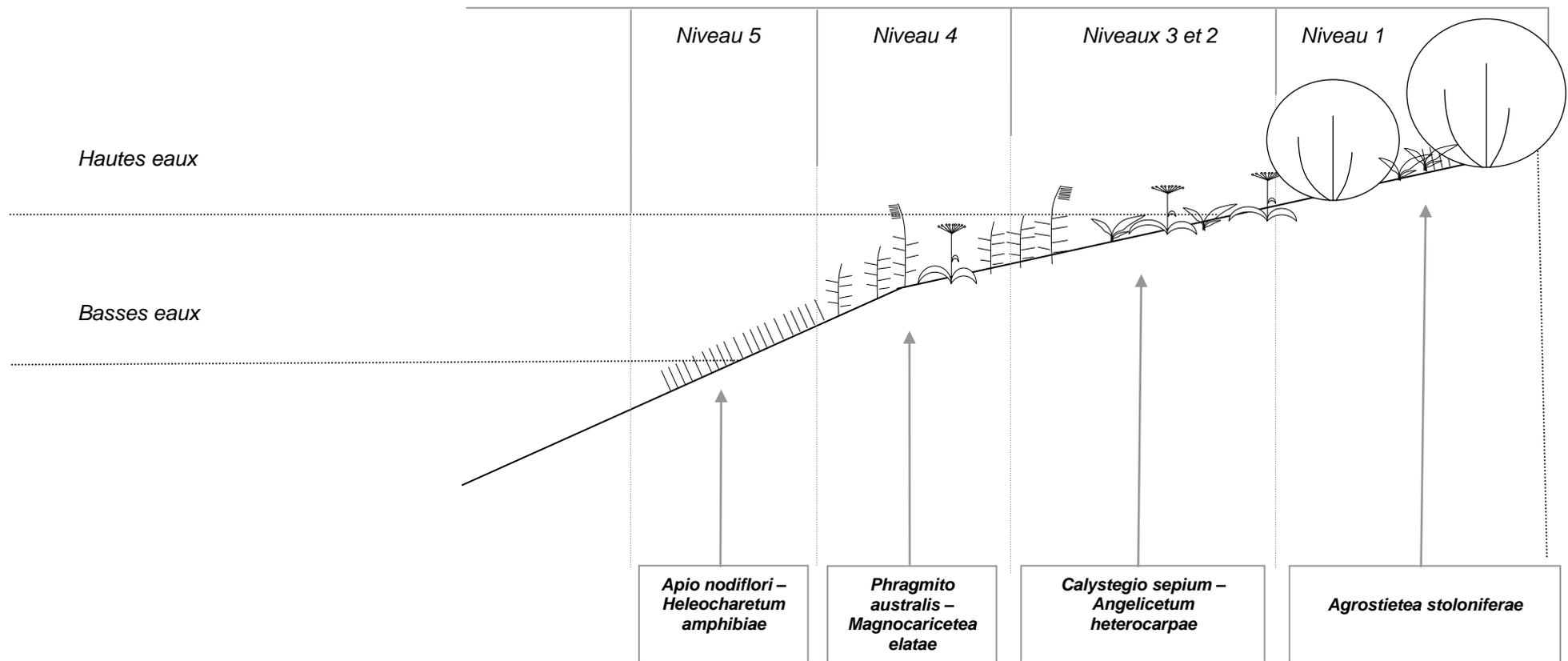
L'établissement des végétaux sur la berge est directement lié à la topographie et aux niveaux d'eau. Ces deux facteurs environnementaux impliquent (pour les végétaux) des adaptations écologiques particulières par rapport aux mouvements de vase (modification du système racinaire), aux périodes et aux rythmes d'immersion totale ou partielle dans l'eau.

En 2008, la structuration de la végétation en ceintures s'est réalisée. Chaque groupement végétal s'est installé dans son niveau topographique préférentiel selon le gradient de l'hygroécologie.

On observe ainsi 4 groupements végétaux typiques des berges. Il est toutefois difficile à partir de ces relevés floristiques de détailler la description des unités phytosociologiques. On peut tout de même noter plusieurs unités au sein des berges de Condat 1 :

- Niveau 5 (bas de berge) : les parvoroselières gazonnantes à *Eleocharis bonariensis* correspondant à l'association de l'*Apio nodiflori* – *Heleocharetum amphibiae* Géhu & Géhu-Franck 1972 ;
- Niveau 4 : les phragmitaies / phalaridaies correspondant à la classe du *Phragmito australis* – *Magnocaricetea elatae* Klika in Klika & V. Novák 1941 ;
- Niveaux 2 et 3 : la mégaphorbiaie oligohaline à *Angelica heterocarpa* correspondant à l'association du *Calystegio sepium* – *Angelicetum heterocarphae* Géhu & Géhu-Franck 1978 ;
- Niveau 1 : la prairie méso-hygrophile correspondant à la classe de l'*Agrostietea stoloniferae* Th. Müll. & Görs 1969.





## 5. Dynamique et habitats des espèces patrimoniales

### 5.1. Contexte et objectifs

#### ➤ Suivi du retour des espèces patrimoniales : *Angelica heterocarpa* et *Ænanthe foucaudii*

Suite à la destruction des 6 pieds d'*Angelica heterocarpa* lors du chantier, l'objectif principal du point de vue de la conservation de cette espèce endémique était de créer les conditions favorables à son retour en termes d'habitat. Une attention particulière a également été portée sur les espèces patrimoniales compagnes d'*Angelica heterocarpa* notamment l'espèce endémique *Ænanthe foucaudii*. Les techniques d'aménagement mises en place sur le site devaient permettre le retour de ces espèces.

Objectifs : Suivre le retour des espèces patrimoniales des berges estuariennes et les fluctuations démographiques de leur population.



Angélique des estuaires  
(*Angelica heterocarpa*)



Ænanthe de Foucaud  
(*Ænanthe foucaudii*)

#### ➤ Analyse comparative des relevés floristiques du site avec l'association du [*Calystegio sepium* – *Angelicum heterocarpace* Géhu & Géhu-Franck, 1978]

La restructuration naturelle de la végétation en ceintures au niveau des berges est une caractéristique primordiale pour l'installation des habitats à *Angelica heterocarpa*. Ceux-ci se situent dans les niveaux médians et hauts de la berge. Lazare (2006) a décrit ces habitats comme étant situés au-dessus de la classe du *Phragmito australis* – *Magnocaricetea elatae* dans les eaux de la Nive (Pyrénées-Atlantiques).

Une des attentes principales à la suite de ce chantier était de permettre la reconstitution de cet habitat prioritaire avec l'association typique à *Angelica heterocarpa*. La présence d'un tel habitat sur ces berges serait d'une part un gage de qualité écologique, et d'autre part la traduction de techniques d'aménagement favorables à son retour.

Objectifs : Comparer les relevés floristiques du site de Condat avec l'association du *Calystegio sepium* – *Angelicum heterocarpace*.

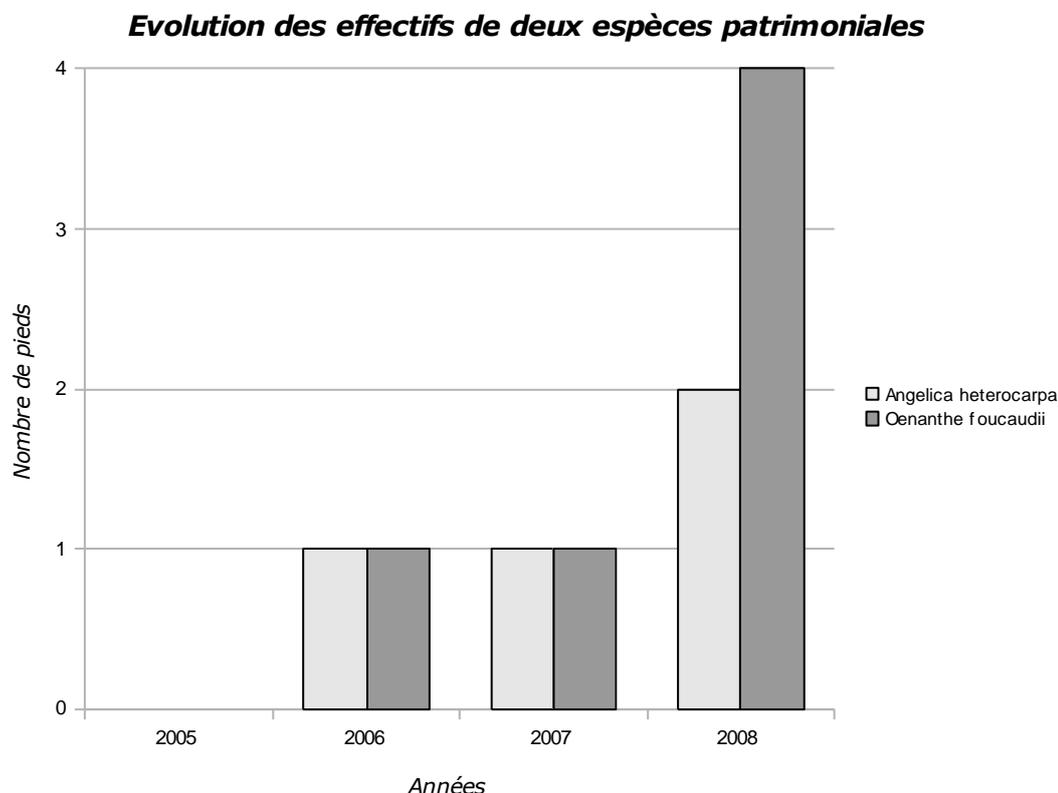


## 5.2. Suivi du retour des espèces patrimoniales : *Angelica heterocarpa* et *Ænanthe foucaudii*

### ➤ Données utilisées et méthode d'analyse

Pour évaluer le retour des espèces patrimoniales, chaque espèce a été suivie individuellement avec une phase de repérage et un dénombrement pied à pied.

### ➤ Résultat : retour rapide de deux espèces patrimoniales des mégaphorbaies oligohalines : *Angelica heterocarpa* et *Ænanthe foucaudii*



En 2006, on observe le retour de deux espèces patrimoniales : *Angelica heterocarpa* avec 1 individu et *Ænanthe foucaudii* avec également 1 individu. En 2007, on n'observe aucune évolution du nombre de pieds. Cependant, en 2008, les effectifs des populations des deux espèces progressent avec une hausse du nombre d'individus à 4 pieds pour *Ænanthe foucaudii* et 2 pieds pour *Angelica heterocarpa*.

### ➤ Discussion

Les techniques d'aménagement et plus particulièrement le reprofilage de la berge en pente douce a vraisemblablement facilité le retour de ces espèces rares. Ce retour constaté dès 2006 témoigne de la rapidité de ces deux espèces pour retrouver leur optimum écologique. Cela implique également que les habitats restructurés sur la berge sont de bonne qualité et favorables au retour de ces espèces. En effet, celles-ci sont considérées comme des espèces exclusives qui présentent des exigences écologiques très particulières (G. Caze, *comm. pers.*, 2009). Leur simple présence indique donc une restructuration des habitats de type mégaphorbaie oligohaline correspondant à l'habitat D.H. (Directive Habitats).



### 5.3. Analyse comparative des relevés floristiques du site avec l'association du [*Calystegio sepium* – *Angelicetum heterocarpae* Géhu & Géhu-Franck , 1978]

#### ➤ Données utilisées et méthode d'analyse

Afin de comparer les données de Condat issues des relevés avec l'association du *Calystegio sepium* – *Angelicetum heterocarpae*, les relevés réalisés par Géhu & Géhu-Franck ont été utilisés comme référence. Ces relevés ont été réalisés dans trois départements : Dordogne, Charente-Maritime et Gironde.

Pour pouvoir faire une comparaison de rigueur, seules les données de 2008 des espèces des mégaphorbiaies et leurs compagnes correspondant à des niveaux médians et hauts de la berge ont été comparées avec les relevés de Géhu & Géhu-Franck. Ainsi, les niveaux amphibies associés aux niveaux 4 et 5 ont été supprimés de l'analyse. La non-utilisation d'une analyse multivariée (type AFC) pour comparer les relevés entre eux a été motivée par le fait que les relevés « référence » ont été réalisés sur des habitats plus anciens – que ceux de Condat – et non soumis à une pression anthropique et surtout par le fait que les groupements végétaux sont encore assez jeunes (4 ans).

#### ➤ Résultat : composition floristique proche de l'association du *Calystegio sepium* – *Angelicetum heterocarpae*

espèces caractéristiques de l'association du *Calystegio sepium* – *Angelicetum heterocarpae*

espèces différentielles de sous-associations

espèces des unités supérieures (*Convolvuletalia* et *Artemisietea*)

espèces compagnes et diverses

N° quadrat	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	D3	E1	E2	E3	F1	F2	F3	G1	G2	G3	H1	H2	H3
<i>Agrostis stolonifera</i>	10		5	20	1		40	10	30	40	25	20	30			20			10		1	20	10	
<i>Alnus glutinosa</i>							15			5														
<b><i>Angelica heterocarpa</i></b>										1							5							
<b><i>Artemisia vulgaris</i></b>	1			1			1																	
<i>Aster x-salignus</i>											15	25							5					
<b><i>Calystegia sepium</i></b>	1	1	1	5	1	1	1									10			5			5		
<i>Carex pendula</i>																							15	
<i>Dactylis glomerata</i>										1			10			10						5		
<i>Elymus gr. repens</i>																30								
<b><i>Festuca arundinacea</i></b>							20																	
<i>Galium palustre</i>		1	1	1			10	5		1	5													
<i>Lycopus europaeus</i>		1	1		1	1		15	15	5	5	15							5		5	5		
<i>Lysimachia vulgaris</i>													5			1			5			1		
<b><i>Lythrum salicaria</i></b>									10					1		10			15	5	10	15	5	10
<i>Medicago arabica</i>																					1			
<b><i>Mentha aquatica</i></b>		1	5			1	5	10	20	5	5	5				1			1		1	5	10	
<i>Mentha suaveolens</i>																5								
<i>Ĉenanthe foucaudii</i>		1						1			1													
<b><i>Phalaris arundinacea</i></b>	10	5	10	20	5	20	5			5	5		10	10						5	5	20		10
<b><i>Phragmites australis</i></b>		40	10		20	50			15		5	5						10			1		5	5
<i>Polygonum hydropiper</i>			1																					1
<i>Potentilla reptans</i>	5			1																				
<i>Prunella vulgaris</i>										5														
<i>Pulicaria dysenterica</i>	5			1																				
<i>Ranunculus acris</i>			1																					
<b><i>Ranunculus repens</i></b>		1					5			5	1		10	1		15			10			10	5	
<i>Robinia pseudoacacia</i>																			1			1		
<i>Rubus gr. fruticosus</i>										10														
<b><i>Rumex conglomeratus</i></b>							1	1														1		
<i>Scirpus triqueter</i>													1											
<i>Scutellaria galericulata</i>										1														
<i>Trifolium repens</i>														1										

Les relevés de Condat 1 présentent des caractéristiques proches des compositions floristiques de l'association du



*Calystegio sepium – Angelicetum heterocarpae* décrite par Géhu & Géhu-Franck. En effet, l'espèce caractéristique principale de l'association est présente dans les relevés : *Angelica heterocarpa*. D'autres espèces typiques des mégaphorbiaies figurent parmi la liste des espèces inventoriées : *Artemisia vulgaris* et *Calystegia sepium*. Enfin, des espèces compagnes de ces compositions floristiques ayant des amplitudes écologiques plus larges comme *Lythrum salicaria* et *Mentha aquatica* figurent parmi la liste des espèces présentes.

Les relevés de Géhu & Géhu-Franck sont basés sur 23 relevés phytosociologiques, avec 30 espèces pour la totalité des relevés. Ici, sur les 38 espèces inventoriées, 10 sont présentes dans la liste des relevés de Géhu & Géhu-Franck. Dans cette association, d'autres espèces non intégrées dans le tableau phytosociologique (faible fréquence) de Géhu & Géhu-Franck ont été tout de même aperçues plusieurs fois dans les relevés : *Helosciadium nodiflorum*, *Lycopus europaeus* et *Pulicaria dysenterica*.

### ➤ Discussion

Avec les espèces présentes dans les relevés de Condat 1 et la comparaison faite avec l'association du *Calystegio sepium – Angelicetum heterocarpae*, de forts rapprochements peuvent être faits entre les deux tableaux de relevés. Géhu & Géhu-Franck (1976) ont précisé que cette association était en réalité une combinaison d'espèces provenant de différentes structures floristiques et principalement des *Convolvuletalia*, mais aussi des espèces de la classe des *Agrostietea stoloniferae* (avec les *Plantaginetalia*). Cette association est aussi généralement située en mosaïque avec les alliances du *Phragmition* et/ou *Phalaridion*.

Cette série chorologique correspond bien à ce qui a été observé sur Condat 1. Cependant, le nombre d'espèces en commun avec les descriptions de Géhu & Géhu-Franck reste modéré. Il ne faut pas oublier que les relevés réalisés par Géhu & Géhu-Franck ont été réalisés dans des zones géographiquement et écologiquement différentes : degré de salinité (eaux déchlorurées à saumâtres) et intensité du marnage. Les relevés de Condat ont également été comparés avec ceux réalisés par Lazare en 2006 et où les similitudes en termes d'espèces étaient beaucoup plus élevées – Lazare a fait ses relevés sur les rives de la Nive dans les Pyrénées-Atlantiques –.

D'autres facteurs rentrent en ligne de compte, notamment, la jeunesse des groupements floristiques sur Condat 1 qui n'ont que 4 ans et sont encore en cours de structuration, et l'existence de perturbations telles que les plantations de saules (cf chapitre 3.3.). Cela pourrait expliquer les compositions floristiques observées en 2008, montrant certaines caractéristiques pouvant les rapprocher du *Calystegio sepium – Angelicetum heterocarpae*.



## 6. Dynamique des espèces invasives

### 6.1. Contexte et objectifs

#### ➤ Arrivée et colonisation des espèces invasives

Les milieux naturels des berges et les groupements végétaux associés sont les plus touchés par le développement des espèces invasives (Muller, 2004). Les invasions d'espèces aquatiques et sub-aquatiques sont lourdes de conséquences et entraînent une modification physique des milieux par différents processus : sédimentation, atténuation de la lumière en profondeur qui entraînent une dégradation de la qualité de l'eau (Dutartre *et al.*, 1997). Il ne faut pas oublier que certaines espèces invasives rudérales peuvent avoir des conséquences graves sur la santé humaine : *Heracleum mantegazzianum* et *Ambrosia artemisiifolia* (Déchamp, 1995).

Dans ce contexte où l'expansion des invasives est multipliée par les échanges et les pratiques humains (dépôts de déchets, gravats, entretien et plantations) et favorisée par les corridors écologiques, l'étude de la conservation de la rareté devenue une priorité, porte une attention particulière sur leur développement.

Ainsi, sur Condat, lieu propice à l'arrivée d'espèces invasives – compte tenu de la présence de ces espèces sur les berges attenantes, potentiellement transportables par le corridor écologique que constitue la Dordogne –, le suivi du développement de celles-ci a été mis en œuvre.

Objectifs : Suivre la dynamique des espèces invasives sur les berges de Condat 1.



*Sicyos angulata*



*Bidens frondosa*



*Alternanthera philoxeroides*

#### ➤ Etude de l'impact des espèces invasives : exemple de la compétition entre *Ludwigia peploides* et *Eleocharis bonariensis*

La jussie est considérée comme une des espèces envahissantes les plus préoccupantes en France compte tenu de sa capacité à coloniser de nombreux milieux aquatiques (Dutartre *et al.*, 1997). Cette plante amphibie se développe de manière importante et sa répartition actuelle est en constante évolution. Elle est aujourd'hui concentrée dans les parties Sud et Ouest de la France, mais semble se propager également dans le Nord et l'Est de la France (Muller, 2004).

L'arrivée de la jussie sur le site de Condat 1 constitue une menace pour la qualité écologique du site, notamment dans les parvoroselières amphibies à *Eleocharis bonariensis*. Cette espèce non-indigène structure le bas de berge mais dans une niche écologique a priori laissée vacante où elle semblerait s'être stabilisée – contrairement à *Ludwigia peploides* –.

Objectifs : Observer les effets du développement de la jussie sur les autres espèces des niveaux amphibies.



Scirpe de Buenos-Aires (*Eleocharis bonariensis*)



Jussie (*Ludwigia peploides*)



## 6.2. Arrivée et colonisation des espèces invasives

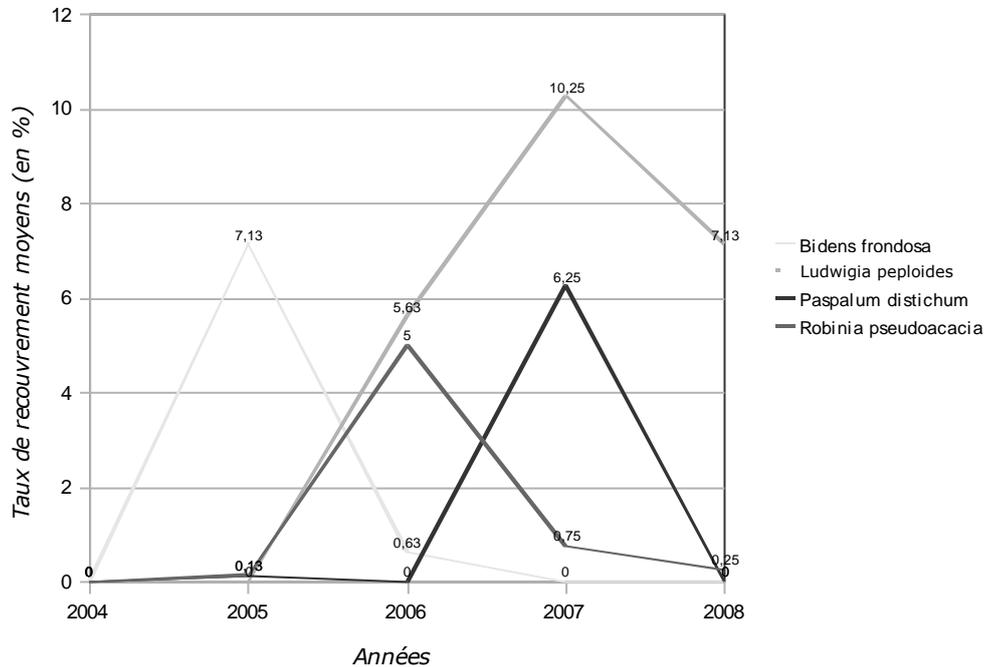
### ➤ Données utilisées et méthode d'analyse

Afin d'observer les tendances évolutives des espèces invasives, les recouvrements moyens – au sein de l'ensemble des quadrats – par année ont été calculés.

L'objectif est d'observer les fluctuations du recouvrement de ces espèces dont l'expansion peut être très rapide et causer des dégâts irréversibles pour les communautés végétales avoisinantes.

### ➤ Résultats : présence de 4 espèces invasives

#### Dynamique des espèces invasives



4 espèces envahissantes ont été observées dans les quadrats sur Condat 1 : *Bidens frondosa*, *Ludwigia peploides*, *Paspalum distichum* et *Robinia pseudoacacia* avec des comportements différents au niveau du taux de recouvrement et de l'apparition sur le gradient temporel.

En 2005, l'espèce annuelle *Bidens frondosa* est la seule recensée, elle se maintient mais régresse en 2006 pour disparaître en 2007. On observe chez *Paspalum distichum* et *Robinia pseudoacacia* des pics de recouvrement respectivement en 2007 (6,25 %) et 2006 (5 %). S'en est suivie une chute de ces taux de recouvrement l'année suivante.

Ainsi, la seule espèce envahissante à s'être maintenue suivant des taux de recouvrement importants est *Ludwigia peploides*. Elle s'est installée en 2006 et a montré les taux de recouvrement les plus élevés (10,25 % en 2007). Elle est pour l'instant la seule à se maintenir encore de façon prépondérante en 2008 et dans des taux de recouvrement assez importants (7,13 %), notamment dans le niveau 5 (niveau amphibie).

### ➤ Discussion

La présence de ces 4 espèces invasives dans les relevés de Condat 1 confirme l'idée que les fleuves sont des corridors, de véritables voies de passage pour les espèces invasives – sans toutefois oublier qu'ils favorisent également le développement d'autres espèces notamment *Angelica heterocarpa* -. Sur les 4 espèces identifiées, seule *Ludwigia peploides* semble prépondérante. Bien que les milieux aquatiques stagnants ou à faible courant soient son milieu de prédilection (Pieterse & Murphy, 1990), celle-ci se déploie assez facilement dans les niveaux amphibies (niveau 5). L'espèce *Bidens frondosa*, considérée comme une espèce pionnière caractéristique des vases exondées des berges de

rivières (Muller, 2004) a disparu totalement en 2007. Cela s'explique notamment par le fait que cette espèce soit une thérophyte – développement rapide les premières années puis disparition -. Cependant, sur une échelle de temps aussi courte que les 4 années de suivi, cela n'indique pas une disparition complète de l'espèce. Celle-ci pourrait réapparaître les années suivantes sur des sols érodés favorables à son développement. La problématique par rapport à cette espèce a été soulignée par deux scientifiques : Gruberova et Prach (2003). Ceux-ci ont démontré – dans un



contexte expérimental – que *Bidens frondosa* exerçait des pressions compétitives sur l'autre espèce de *Bidens* indigène, *Bidens tripartita*. La présence de *Bidens frondosa* pourrait expliquer l'absence de *Bidens tripartita* dans les relevés de végétation.

Les deux autres espèces *Paspalum distichum* et *Robinia pseudoacacia* semblent moins inquiétantes. *Paspalum distichum*, bien qu'elle soit considérée comme une espèce invasive, n'impacte pas directement les types de milieux présents sur Condat 1 de par son faible développement. En effet, celle-ci aurait même tendance à jouer un rôle intéressant dans le maintien de la berge. Cette espèce stolonifère serait efficace dans la protection des sols contre l'érosion (Muller, 2004) et une faible compétitrice des héliophytes du *Phragmites australis* – *Magnocaricetea elatae* en l'absence de pâturage (Mesléard *et al.*, 1993). Il faut cependant nuancer le propos : sur Condat 1, cette espèce n'a peut-être pas exprimé son potentiel au maximum, ce qui ne garantit pas une recrudescence de sa population. L'espèce *Robinia pseudoacacia* est quant à elle très différente de toutes les autres espèces invasives présentées. En effet, celle-ci est tout d'abord une espèce ligneuse et surtout non-hygrophile. Elle affectionne plus particulièrement les ambiances rudérales, azotées et sur sols calcaires secs. Les composantes de son optimum écologique sont très éloignées des habitats des berges soumises à marée. Ainsi, son développement spatial est resté très faible pendant les 4 années pour atteindre 0,25 % en 2008. Seules les prairies méso-hygrophiles de l'*Agrostietea stoloniferae* qui présentent certains faciès eutrophes sont susceptibles de permettre le maintien de l'espèce sur les berges de Condat.



### 6.3. Etude de l'impact des espèces invasives : exemple de la compétition entre *Ludwigia peploides* et *Eleocharis bonariensis*

#### ➤ Données utilisées et méthode d'analyse

Afin de rechercher une éventuelle relation entre le développement de *Ludwigia peploides* et d'*Eleocharis bonariensis*, un type de données a été utilisé : le recouvrement (en %) de ces deux espèces. Ces espèces sont exclusivement présentes dans les niveaux 4 et 5 (niveaux amphibies). Ainsi, seules les données de recouvrement correspondant à ces deux niveaux ont été gardées pour l'analyse.

Avant toute analyse, la normalité et l'homoscédasticité des données ont été testées par un test de Shapiro (Shapiro & Wilk, 1965). Ensuite, des essais de normalisation des données ont été réalisés en transformant les deux variables par la fonction  $\text{Arcsin}[\sqrt{p}]$ . Ces tests sont restés négatifs.

Ainsi, **le test non-paramétrique de Spearman** a été retenu pour tester la liaison entre les deux variables quantitatives. Tous ces tests ont été effectués sous le logiciel R.2.8.1.

#### ➤ Résultat : positionnement et recouvrement stratégiques de *Ludwigia peploides* et *Eleocharis bonariensis* sur le linéaire de berge

Le test de corrélation de Spearman entre les recouvrements des deux espèces n'a pas été concluant. La corrélation est non significative avec  $p = 0,469$ . Cependant, avec l'analyse des données brutes, il en ressort deux informations principales :

- les deux espèces sont peu présentes ensemble dans les relevés des quadrats (présence conjointe dans 5 quadrats sur 40) ;
- le recouvrement d'*Eleocharis bonariensis* a tendance à diminuer lorsque *Ludwigia peploides* est présente sur le même quadrat et inversement.

#### ➤ Discussion

Le faible jeu de données (16 quadrats par espèce), avec plus de la moitié des quadrats avec aucune des deux espèces présentes, peut expliquer l'absence de liaison significative. En effet, les quelques quadrats où les deux espèces sont observées ensemble nous laissent penser qu'il peut y avoir une relation significative. Bien qu'aucune corrélation significative n'ait été trouvée entre les recouvrements des deux espèces, les données brutes fournissent des informations primordiales qui incitent à continuer un suivi du développement de ces deux espèces. Pour l'instant, celles-ci semblent se développer en des endroits encore non-colonisés par l'une ou par l'autre. Dans ce cas-là, il pourrait s'agir tout simplement du concept de niche écologique, où l'emplacement des espèces dépend fondamentalement des autres.

Cependant, il a été observé dans les rares cas où les deux espèces sont vues ensemble (quadrat G du niveau 4 et quadrat H du niveau 5) qu'*Eleocharis bonariensis* reculait pour laisser la place à *Ludwigia peploides*. Il est admis que lorsque *Ludwigia peploides* se développe, la nuisance principale pour l'habitat aquatique est l'accélération du comblement de ce milieu (Muller, 2004). Cette espèce produit également beaucoup de biomasse et participe ainsi à la destruction des parvoroselières et des espèces associées qui nécessitent une couverture d'eau minimale (caractère amphibie de ce milieu).

Pour l'instant, les dégâts causés par la présence récente de *Ludwigia peploides* (trois ans) ne sont pas encore bien visibles – la végétation est encore très jeune – ; cependant un suivi régulier de sa localisation et de son recouvrement devrait être maintenu – car dans plusieurs années cette relation sera peut-être beaucoup plus nette – pour empêcher d'éventuelles dégradations irréparables. D'ailleurs, Laugareil (2001) a alerté sur le fait que des colonisations de jussie dans les prairies humides des Barthes de l'Adour avaient débuté. Ce constat pose des questions graves sur la subsistance des mégaphorbiaies oligohalines à *Angelica heterocarpa* situées dans les niveaux supérieurs.



## 7. Propositions d'amélioration du protocole de suivi et des modalités d'aménagement

### 7.1. Le suivi de la végétation des berges : une méthode particulière nécessitant certaines adaptations par rapport à un protocole de suivi « classique »

Le protocole de suivi utilisé a permis de répondre aux différents objectifs définis avant le lancement de cette étude. Cependant, certaines étapes et orientations concernant le fonctionnement de ce protocole peuvent être améliorées en termes de récolte et d'analyse des données.

#### - Méthodologie générale de suivi

Outre le biais observateur, – admis de façon unanime comme étant un des éléments principaux affectant la qualité du recensement de la végétation (Archaux *et al.*, 2007) –, le mauvais choix du type de relevé et son placement aléatoire sont compromettants pour effectuer une analyse conforme, reflétant le fonctionnement écologique réel du système de la berge.

Pour le suivi scientifique des 4 années sur Condat 1, la méthode des quadrats-transects a été utilisée. Cette méthode est reconnue comme étant d'une grande cohérence et d'une utilité pour estimer et enregistrer les variations de végétation au niveau des cours d'eau suivant des gradients écologiques (Fox *et al.*, 1998 ; Gordon *et al.*, 1992). Cependant, la plupart des suivis de la végétation des habitats liés aux cours d'eau ont été réalisés sur le principe de la comparaison avec une situation de référence – c'est le cas du River Habitat Survey – (Debruxelles *et al.*, 2008). En ce qui concerne Condat 1, compte tenu de l'absence de données de référence existantes locales, le suivi du retour des habitats favorables à *Angelica heterocarpa* n'a pu être réalisé qu'avec une comparaison des associations décrites par Géhu & Géhu-Franck et Lazare – ces associations ont été décrites sur un territoire non limité à l'estuaire de la Gironde, mais également sur la Charente-Maritime et les Pyrénées-Atlantiques –.

Dans le contexte de suivi de la végétation après une perturbation anthropique de type chantier d'aménagement, la localisation du choix du site pour réaliser les relevés est évidente – il s'agit de la zone remaniée –.

#### - Période optimale de suivi

D'autre part, sur Condat 1, les inventaires de terrain ont été menés en novembre, il est néanmoins recommandé de réaliser les inventaires à des périodes plus propices au comptage des espèces végétales, comme l'été où la végétation des berges est en plein développement (Debruxelles *et al.*, 2008). De plus, afin de faciliter l'observation des espèces patrimoniales ombellifères *Angelica heterocarpa* et *Ænanthe foucaudii*, les périodes les mieux adaptées sont le début et la fin de l'été (mi-juin et fin août-début septembre) car celles-ci correspondent notamment à la floraison d'*Ænanthe foucaudii* et à la fructification d'*Angelica heterocarpa*.

#### - Positionnement des quadrats-transects

De plus, la restructuration en ceintures végétales le long de la berge est un des enjeux principaux tant pour les objectifs de stabilisation de la berge (et donc de sécurité) que pour les objectifs de recouvrement d'une qualité écologique en termes de diversité d'habitats. Pour cela, la méthode des quadrats-transects est utile. Cependant, le placement de ces quadrats-transects ne peut être standardisé pour toutes les études de même nature que Condat 1. En effet, lorsque des faciès particuliers sont observables sur les berges comme par exemple des zones de méandres où le débit du fleuve accentue le creusement de la rive concave et accumule des alluvions sur la rive convexe, les phénomènes d'érosion diffèrent largement. Dans ces zones soumises à des perturbations liées au débit, il paraît indispensable d'y placer une série de quadrats-transects pour observer les modifications structurales de la végétation – surtout si des opérations de génie végétal ont été réalisées –. Dans le cas où aucune perturbation majeure n'est observée, il est préconisé de placer les quadrats-transects à des intervalles réguliers tout le long de la berge pour maximiser l'information écologique enregistrée.

### 7.2. Préconisations et orientations pour le génie végétal

Afin de pouvoir confirmer de manière indubitable l'effet « bétonnage vert », le recours à des techniques de plantations moins « excessives » et faisant plus confiance à la capacité de restructuration naturelle de la végétation semble être de mise. Cela pourra vraisemblablement vérifier l'absence d'une baisse significative du couvert herbacé.

Au regard des résultats présentés précédemment – dans le chapitre 3 [Génie végétal] et 4 [Composition floristique et restructuration de la végétation] –, certaines techniques de génie végétal et aussi d'aménagement de berges utilisées sur Condat 1 paraissent inadéquates ou en tous cas perfectibles vis-à-vis du développement de la végétation naturelle.

La principale critique repose sur le choix des espèces pour les plantations et les densités associées. Contrairement aux trois espèces herbacées : *Agrostis stolonifera*, *Phalaris arundinacea* et *Phragmites australis* qui se sont bien développées et ont facilité la revégétalisation de la berge, les mottes d'*Iris pseudacorus* ont toutes dépéri.

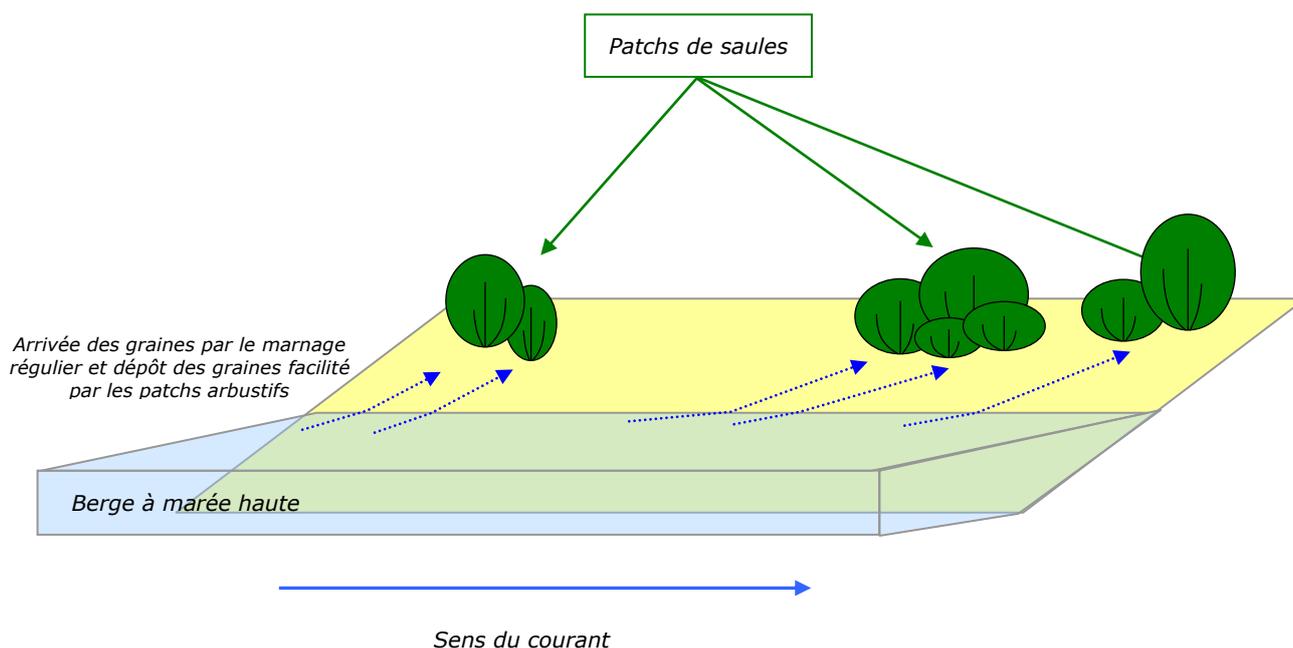
Le site de Condat 1 est une berge soumise à un marnage régulier avec parfois une amplitude de marées importante – et provoquant ainsi des perturbations importantes au niveau du substrat, élément clé pour l'implantation des végétaux – ; ainsi, il est nécessaire d'adapter le choix des espèces à planter en fonction de leur exigence écologique. Il faut privilégier les espèces à tendance plutôt hygrophile et surtout capables de supporter des mouvements de vase affectant les appareils végétatifs souterrains. *Iris pseudacorus* est une plante hygrophile mais plutôt adaptée à des zones calmes à eaux stagnantes ou avec peu de courant (Bournérias *et al.*, 2001). La plantation de cette espèce sur des habitats similaires à ceux de Condat 1 est à éviter.

Pour le cas des plantations de ligneux, la méthode du « bétonnage vert » est à écarter. D'un point de vue de l'écologie fonctionnelle mais aussi financier, cette méthode ne permet pas d'atteindre des résultats satisfaisants. En effet, on s'est aperçu que la plantation de saules sur la totalité de la berge à des densités très importantes n'aidait pas à



maintenir un équilibre structurel de la végétation. De plus, une forte densité d'arbres sur une berge facilite le dépôt des laisses de débris végétaux qui, dans certains cas, empêchent le développement et ralentissent la germination des pieds d'*Angelica heterocarpa* (comm.pers., 2009). Le fait de planter en forte densité représente également un coût financier important.

Selon F. Blanchard (comm.pers., 2009), la méthode de plantations sur tout le linéaire de la berge en forte densité ne semble pas bien adaptée. Il s'agirait plutôt de disposer les plantations aléatoirement sur la berge mais de manière à former des patchs isolés permettant ainsi de stopper ponctuellement les graines des végétaux transportés par le fleuve. Ces patchs de saules joueraient le rôle de « patchs ressources » qui faciliteraient la dispersion et le mouvement des végétaux sans en empêcher le développement par la suite. Naturellement, ces patchs seraient reliés ensuite par les nouveaux habitats en ceintures telles que les mégaphorbiaies.



## 8. Conclusion

Le site de Condat 1 constitue le premier chantier d'aménagement à avoir recours à une technique expérimentale de restauration et de renforcement de berges dite « mixte », qui associe un enrochement en pied de berge (gros œuvre) et la végétalisation de l'ensemble du profil topographique reprofilé en pente douce (génie végétal). Le linéaire concerné s'étend sur 172 mètres. Un dispositif de suivi constitué d'une série de quadrats placés le long de 4 transects a permis de tester les capacités de recolonisation et de restructuration naturelle (en termes de dynamique, mais également au niveau des espèces et des habitats) de la végétation sur des secteurs réservés à cet effet, et qui ont fait l'objet de plantations particulières avec des densités plus faibles que sur le reste du linéaire. La disposition (le long du gradient topographique) et la surface (environ 40 m<sup>2</sup>) du suivi semblent adaptées à ce type d'écosystème complexe, car elles permettent également de rendre compte de la situation d'une grande majorité des espèces effectivement présentes sur l'ensemble du site et recensées dans le cadre d'inventaires annuels.

Les bords de Dordogne du lieu-dit « Condat » à Libourne correspondent à une berge concave physiquement dégradée (présence de nombreuses encoches d'érosion), située en extérieur d'un méandre et qui subit de plein fouet l'action érosive du mascaret (amplitude maximale sur Saint-Pardon, commune voisine de Libourne) et de courants violents qui alternent avec les marées dynamiques dont l'amplitude peut atteindre 4,5 mètres dans ce secteur. La protection minérale du pied de berge « casse et limite » les effets du courant et ne concurrence pas la végétation naturellement absente sur ces bas-niveaux topographiques. La berge semble maintenant stabilisée et aucune nouvelle encoche d'érosion, ni même de zone de fragilité, n'ait été observées sur le site 4 ans après les travaux. Cette technique a donc permis de répondre aux questions de sécurité publique en renforçant la berge et la digue qui protègent les cultures et les habitations en arrière.



La restructuration naturelle de la végétation d'une berge suit le processus « classique » de colonisation d'un substrat nu avec l'arrivée, dans un premier temps, des espèces annuelles (dont certaines exotiques envahissantes comme *Bidens frondosa*, etc.) et bisannuelles (*Melilotus altissima*, etc.) qui ont progressivement été remplacées par des espèces vivaces. La dynamique naturelle de la végétation des berges à marée d'eau douce semble très rapide. Les espèces patrimoniales typiques des berges des cours d'eau soumis à marées, et notamment *Angelica heterocarpa* et *Enanthe foucaudii*, ont recolonisé le site post-travaux dès 2006 (soit 1 an après les travaux) et se maintiennent jusqu'en 2008, fin du suivi scientifique, avec des effectifs relativement faibles mais en augmentation (respectivement 2 et 4 pieds). Une dizaine d'espèces exotiques envahissantes ont également été observées sur le site (4 espèces en 2005 dès la fin des travaux). Le nombre d'espèces et les effectifs correspondants ont naturellement (en lien avec leur type biologique et l'absence de gestion pendant le suivi) régressé au profit d'une végétation typique qui s'est rapidement et naturellement restructurée. Une attention particulière devra toutefois être portée sur *Ludwigia peploides* qui s'est maintenue de manière abondante dans les bas niveaux (niveaux où il existe peu de concurrence avec les espèces indigènes qui possèdent des taux de recouvrement relativement faibles par rapport au reste du profil de la berge) ainsi que sur *Sicyos angulata*, espèce émergente signalée dans les champs de maïs mais que l'on retrouve de plus en plus fréquemment sur les berges des cours d'eau (présence effective sur les berges de la commune de Genissac située à proximité de Condat). L'aménagement et le reprofilage de la berge en pente douce ont donc permis la restructuration naturelle d'une végétation typique et caractéristique des berges qui suit la zonation naturelle organisée et structurée en ceintures de végétations et d'habitats favorables. La structuration des habitats a participé à la reconstitution du corridor écologique et au retour des espèces patrimoniales caractéristiques, tout en évitant les invasions biologiques.

En ce qui concerne le génie végétal, des espèces indigènes d'origine locale et adaptées au contexte écologique particulier des berges (marnage quotidien) doivent être utilisées dans le cadre de l'opération de revégétalisation, au moins pour les espèces ligneuses, afin d'éviter toute pollution génétique et pour un meilleur gage de réussite et de reprise. Cette opération a été réalisée en hiver, période qui semble bien adaptée aux espèces et au contexte. L'implantation de boutures de saules prélevées à proximité du site à réaménager, s'avère importante et utile, au même titre qu'un mélange herbacé à base de *Phalaris arundinacea* et d'*Agrostis stolonifera*, pour maintenir et stabiliser le substrat dans les premiers temps suivant les travaux et en attendant l'arrivée des espèces pionnières dans le cadre de la dynamique naturelle. L'étude des plantations de saules et de leur développement en hauteur a toutefois permis de mettre en évidence l'effet des fortes densités (3 à 6 boutures/m<sup>2</sup>) sur la baisse du recouvrement de la strate herbacée sous-jacente et l'apparition de plages de sols nus, zones vulnérables à l'érosion. L'effet « bétonnage vert » caractérisé par des plantations linéaires de ligneux (saules en particulier) en très forte densité se révèle être une méthode de génie végétal inadaptée aux berges des cours d'eau.

Même si la dynamique naturelle est rapide et efficace, il n'est pas souhaitable, pour des questions de sécurité et avec le peu de recul sur ce type de projet, d'abandonner les opérations de revégétalisation. D'autres techniques doivent être testées pour pouvoir clairement statuer sur ce point. Les recommandations pour les prochains chantiers d'aménagement et de restauration de berges seraient de limiter les densités de saules (de 0,5 à 2/m<sup>2</sup>) qui pourraient être plantés en patchs irréguliers, qui alternent avec des zones de sol nu et des zones enherbées à base du mélange herbacé (mélange grainier de *Phalaris arundinacea* et d'*Agrostis stolonifera*) des préconisations complémentaires d'aménagements sont proposées dans la plaquette « Mémento des bonnes pratiques à l'usage des gestionnaires et aménageurs des berges » produite par le CBNSA et présentée dans le rapport : Diffusion - Synthèse des éléments de communication mis en place sur l'angélique des estuaires. La plantation d'hélophytes ne s'étant pas avérée concluante, avec des taux de reprise quasiment nuls, elle peut être abandonnée d'autant plus que ces espèces ont naturellement et rapidement recolonisé le secteur. La poursuite du suivi au-delà des 4 années déjà réalisées et suivant un pas de temps de 5 ans (soit 2013 dans le cas présent) semble être également primordiale pour confirmer ces premières conclusions et pour mieux appréhender cet écosystème complexe.

Au regard de cette expérimentation, il semble nécessaire de raisonner et d'adapter les interventions humaines (techniques de restauration, reprofilages de la berge et plantations notamment) au contexte local pour simplement apporter une aide au processus naturel de recolonisation de la flore des berges. Ce processus s'avère rapide et permet la structuration d'habitats typiques des berges qui jouent un rôle important dans le maintien et le fonctionnement du corridor écologique.



## Bibliographie

- ADAM P., DEBIAIS N., GERBER F., LACHAT B.. 2008.** - *Le génie végétal : Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques*. Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durable et de l'aménagement du territoire. La documentation française. 290 p..
- ALARD D., POUDEVIGNE I.. 2000.** - Diversity patterns in grasslands along a landscape gradient in northwestern France. *Journal of Vegetation Science*, 11(2). pp. 287-294.
- AMOROS C., ROUX A. L.. 1988.** - *Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity*. In: *Connectivity in Landscape Ecology*, Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association of Landscape Ecology. Ed. K. F. Schreiber, Munstersche Geographische Arbeiten, Munster. pp. 125-130.
- ARCHAUX F., BERGÈS L., CHEVALIER R.. 2006.** - Are plant censuses carried out on small quadrats more reliable than on larger ones ? *Plant Ecology*, 188 (2). pp. 179-190.
- BARBIER S.. 2007.** - *Influence de la diversité, de la composition et de l'abondance des essences forestières sur la diversité floristique des forêts tempérées*. Thèse de Doctorat de l'Université d'Orléans, 273 p.
- BAZZAZ F.A.. 1990.** - *Plant-plant interactions in successional environments*. In : *Perspectives on Plant Competition*. Ed. James B. Grace, David Tilman. Academic Press, San Diego, pp 239-263.
- BENZECRI J.-P.. 1973.** - *L'analyse des données. Tome II. L'analyse des correspondances*. Dunod. Paris. 619 p..
- BIORET F.. 2002.** - *Mégaphorbiaies oligohalines*. In : *Cahiers d'habitats Natura 2000*. Tome 3 : Habitats humides. La documentation française, pp 294-297.
- BONNIN M.. 2006.** - Les corridors, vecteurs d'un aménagement durable de l'espace favorable à la protection des espèces. *Natures Sciences Sociétés*, 14. pp. 67-69.
- BOURNERIAS M., ARNAL G., BOCK CH.. 2001.** - *Guide des groupements végétaux de la région parisienne : Bassin Parisien. - Nord de la France (Ecologie et Phytogéographie)*. Belin, Paris. 640 p..
- CALLAWAY J.C.. 2001.** - *Hydrology and substrate*. In: *Handbook for restoring tidal wetlands*. Ed. J.B. Zedler, Boca Raton, CRC marine science series. pp.89-113.
- CBNSA.. 2008.** - *Étude des modalités de gestion des berges soumises à la marée des grands fleuves et des estuaires*. Rapport de stage Conservatoire Botanique Sud-Atlantique.
- CONNELL J.H., SLATYER R.O.. 1977.** - Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, vol. 111 n°982. pp.1119-1144.  
[Disponible en ligne sur : [http://www.columbia.edu/cu/e3bgrads/JC/Connell\\_1977\\_AmNat.pdf](http://www.columbia.edu/cu/e3bgrads/JC/Connell_1977_AmNat.pdf) , dernière consultation le 19/04/2012].
- Conseil de l'Europe. 1992.** - Directive communautaire « Habitats, Faune, Flore ». *Directive 92/43 du 21 mai 1992. Annexe II et IV*. Conseil de l'Europe.
- COTTEN A.. 1996.** - *La Gironde, un écosystème estuarien*. Conservatoire de l'estuaire de la Gironde. 17 p..
- DEBRUXELLES N., CLAESSENS H., LEJEUNE P., RONDEUX J.. 2008.** - Design of a watercourse and riparian strip monitoring system for environmental management. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 156 n°1-4. pp. 435-450. DOI : 10.1007/s10661-008-0496-y.
- DÉCHAMP C.. 1995.** - *L'Ambroisie, un nouveau fléau*. Ed. Verso, Ahun, 94 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, Unité Qualité des Eaux, Bordeaux. 70 p..
- EDGAR G.J., BARETT N.S., GRADDON D.J., LAST P.R.. 2000.** - The conservation significance of estuaries : A classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. *Biological Conservation*, vol. 92, n°3. pp. 383-397.
- FOX P.J.A., NAURA M., SCARLETT P.. 1998.** - An account of the derivation and testing of standard field method, River Habitat Survey. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 8, Issue 4. pp.455-475.
- France. Ministère . 1995.** - Arrêté du 20 janvier 1982 (J.O. du 13 mai 1982), modifié par l'arrêté du 31 août 1995 (J.O. du 15 octobre 1995) relatif aux espèces végétales protégées sur l'ensemble du territoire national.
- GÉHU J.-M., GÉHU J.. 1972.** - L'association à *Heleocharis amphibia* Dur. de l'embouchure de la Loire et de la Gironde. *Documents phytosociologiques* n.s., vol. 1, Lille. pp 35-38.



- GÉHU J.-M., GÉHU J.. 1978.** - Les groupements à *Angelica heterocarpa* des estuaires atlantiques français. *Colloques phytosociologiques*, vol. 5, « La végétation des prairies inondables », Lille. pp. 359-362.
- GLANGEAUD L.. 1938.** - Transport et sédimentation dans l'estuaire et à l'embouchure de la Gironde. *Bulletin de la Société Géologique de France*, 5<sup>e</sup> série, T.VIII. pp.599-630.
- GORDON N.D., MCMAHON T.A., FINLAYSON B.L., GIPPEL C.J., NATHAN R.J.. 1992.** - *Stream Hydrology. An Introduction for Ecologists*. Ed. John Wiley & Sons, 2<sup>nd</sup>e édition. 446 p..
- GOSZ J. R.. 1993.** - Ecotone hierarchies. *Ecological Applications*, 3(3). pp.369-376.
- GRUBEROVA H., PRACH K.. 2003.** - Competition between the alien *Bidens frondosa* and its native congener *Bidens tripartita*. In : *Plant invasions : Ecological threats and management solutions*. Ed. Child L., Brock J.H., et al.. Backhuys, Leiden. pp.227-235.
- HILL M.O.. 1973.** - Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology*, vol. 61, n°1. pp.237-249.
- HILL M.O.. 1979.** - *The development of a flora in even-aged plantations*. In: FORD E.D., MALCOLM D.C. , ATTERSON J.. *The ecology of even-aged forest plantations*. Ed. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge. pp.175-192.  
[Disponible en ligne sur : [http://nora.nerc.ac.uk/6696/1/THE\\_ECOLOGY\\_OF\\_EVEN-AGED\\_FOREST\\_PLANTATIONS\\_-\\_E\\_D\\_FORD%2C\\_D\\_C\\_MALCOLM\\_AND\\_J\\_ATTERSON.pdf](http://nora.nerc.ac.uk/6696/1/THE_ECOLOGY_OF_EVEN-AGED_FOREST_PLANTATIONS_-_E_D_FORD%2C_D_C_MALCOLM_AND_J_ATTERSON.pdf), dernière consultation le 19/04/2012].
- HOLLAND M.M., WHIGHAM D.F., GOPAL B.. 1990.** - *The characteristics of wetland ecotones*. In : NAIMAN R.J., DECHAMPS H.. *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. Ed. The Parthenon Publishing Group, Paris. pp 171-198
- HUNTER M.L.. 1990.** - *Wildlife, forests and forestry: Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs. 370 p..
- HUSTON M. A.. 1994.** - Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes. *Nature*, vol. 373, Cambridge University Press, New York. 681 p..
- JENNINGS S.B., BROWN N.D., SHEIL D.. 1999.** - Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, vol. 72(1). pp.59-73.
- KABAT P., VIERSSEN VAN W., VERAART J., VELLINGA P., AERTS J.. 2005.** - Climate proofing the Netherlands. *Nature*, 438. pp.283-284.
- KENKEL N.C. et ORLÓCI L.. 1986.** - Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. *Ecology*, 67(4). pp.919-928.  
[Disponible en ligne sur : [http://www.umanitoba.ca/science/biological\\_sciences/botany\\_lab/pubs/1986a.pdf](http://www.umanitoba.ca/science/biological_sciences/botany_lab/pubs/1986a.pdf), dernière consultation le 19/04/2012].
- KIRBY K.J.. 1988.** - Changes in the ground flora under plantations on ancient woodland sites. *Forestry*, vol. 61 : pp. 317-338.
- KLIKA J. et NOVAK V.. 1941.** - *Praktikum rostlinné sociologie, puzoznalstvi, klimatologie a ekologie*. Melantrich, Praha. 385 p..
- LAMBECK R.J.. 1997.** - Focal species : A multi-species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology*, 11. pp.849-856.
- LAUGAREIL S.. 2001.** - *L'envahissement des prairies humides des Barthes de l'Adour par la jussie*. In : *Actes des journées Techniques Jussies*. Conseil général des Landes, CEMAGREF, Soustons, janvier 2001.
- LAZARE J.-J.. 2006.** - Les habitats à *Angelica heterocarpa* Lloyd de la Nive (Pyrénées-Atlantiques). *J. Bot. Soc. Bot. France*, n°36. pp. 63-70.
- LEGENDRE L. et LEGENDRE P.. 1998.** - *Numerical ecology : Developments in Environmental Modelling*, 20. Elsevier. 853 p..
- LEGENDRE P. & FORTIN M.J.. 1989.** - Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, vol.80(2). pp.107-138.
- LEPART J. & ESCARRE J.. 1983.** - La succession végétale, mécanismes et modèles : analyse bibliographique. *Bulletin d'écologie*, vol.14, n°3. pp.133-178.
- LEVIN S. A.. 1992.** - The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, vol.73(6). pp.1943-1967.
- LOBRY J.R.. 2008.** - *L'effet arc-en-ciel*. Université de Lyon 1, fiche TD avec le logiciel R : tdr622. 19 p.  
[Disponible en ligne sur : <http://pbil.univ-lyon1.fr/R/fichestd/tdr622.pdf>, consulté le 19/04/2012].



- LOUCOUGARAY G.. 2003.** - *Régimes de pâturage et hétérogénéité de la structure et du fonctionnement de la végétation prairiale (Marais Poitevin)*. Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes 1, 309 p..
- MESLÉARD F., TAN HAM L., BOY V., VAN WIJCK., GRILLAS P.. 1993.** - Competition between an introduced and an indigenous species: the case of *Paspalum paspalodes* (Michx) and *Aeluropus littoralis* (Gouan) in the Camargue (southern France). *Oecologia*, vol. 94(2). pp.204-209.
- MÜLLER T. et GÖRS S.. 1969.** - Halbruderale Trocken- und Halbtrockenrasen. Den Haag. *Vegetatio*, 18. pp.203-221.
- MULLER S.. 2004.** - *Plantes invasives en France*. Collection Patrimoines naturels. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 168 p.
- NIHLGARD B.. 1969.** - The microclimate in a beech and a spruce forest – a comparative study from Kongalund, Scania, Sweden. *Botaniska Notiser*, 122. pp.333-352.
- OLIVIER L., GALLAND J.P., MAURIN H.. 1995.** - *Livre Rouge de la Flore menacée de France. Tome 1 : Espèces prioritaires*. Institut d'Ecologie et de Gestion de la Biodiversité, Service Patrimoine Naturel. MNHN. LXXXVI-486-CLIX p..
- PIETERSE A.H. et MURPHY K.J.. 1990.** - *Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford University Press, Oxford, 612 p.
- PORTÉ A., HUARD F., DREYFUS P.. 2004.** - Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved-pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 126. pp.175-182.  
[Disponible en ligne sur : [http://research.eeescience.utoledo.edu/lees/papers\\_PDF/Porte\\_2004\\_AFM.pdf](http://research.eeescience.utoledo.edu/lees/papers_PDF/Porte_2004_AFM.pdf), dernière consultation le 19/04/2012].
- REICE S. R.. 1994** - Nonequilibrium determinants of biological community structure. *American Scientist*, 82. pp.424-435.
- REY BENAYAS J. M. et SCHEINER S.M.. 1993.** - Diversity pattern of wet meadows along geochemical gradients in central Spain. *Journal of Vegetation Science*, vol. 4(1). pp.103-108.
- ROMANA L.A.. 1994.** - Les grands estuaires français. *Equinoxe*, spécial environnement littoral, 47-48. 6 p..
- SHAPIRO S.S. et WILK M.B.. 1965.** - An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, vol. 52(3-4). pp.591-611.
- SOLOMON S., QIN D., MANNING M., CHEN Z., MARQUIS M., AVERYT K. B., TIGNOR M. et MILLER H. L.. 2007.** - *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Ed. Cambridge University Press. 996 p..
- VERGER F.. 2005.** - *Marais maritimes et estuaires du littoral français*. Ed. Belin, Paris, 335 p..
- WILLIAMS P.B. et ORR M.K.. 2002.** - Physical evolution of restored breached level salt marshes in the San Francisco Bay Estuary. *Restoration Ecology*, vol. 10(3). pp.527-542.



## Annexes

### Annexe n° 1 : Liste des espèces inventoriées sur les quadrats de suivi pendant 4 ans

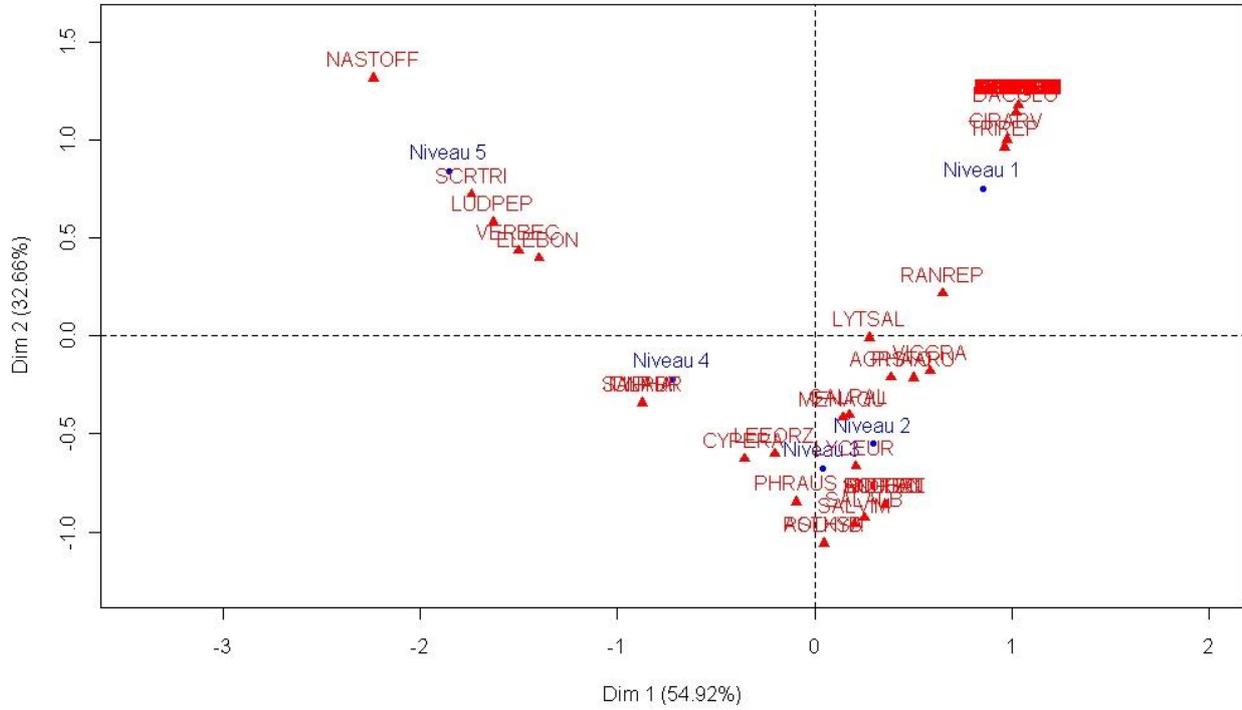
Nom scientifique	Nom commun	Statuts de protection et de non-indigénat	Abréviations AFC
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Agrostide stolonifère		AGRSTO
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Aulne glutineux		ALNGLU
<i>Angelica heterocarpa</i> J.Lloyd	Angélique des estuaires	PN + Annexe II et IV D.H. + Annexe I Convention de Berne	ANGHET
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Armoise vulgaire		ARTVUL
<i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron	Aster squamatus		ASTSQU
<i>Aster x-salignus</i> Willd	Aster x salignus		ASTXSA
<i>Bidens frondosa</i> L.	Bident à fruits noirs	INVASIVE	BIDFRO
<i>Brassica nigra</i> (L.) W.D.J. Koch	Moutarde noire		BRANIG
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br	Liseron des haies		CALSEP
<i>Carex pendula</i> Huds.	Laîche à épis pendants		CARPEN
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	Chénopode fausse-ambroisie		CHEAMB
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Cirsium arvense		CIRARV
<i>Conyza sumatrensis</i> (Retz.) E. Walker	Vergerette de Sumatra		CONSUM
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Vergerette de Buenos Aires		CONBON
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	Souchet vigoureux	INVASIVE	CYPERA
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Dactyle aggloméré		DACGLO
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv	Pied de Coq		ECHCRU
<i>Eleocharis bonariensis</i> Nees	Scirpe de Buenos Aires		ELEBON
<i>Elytrigia gr. Repens</i> (L.) Desv. ex Nevski	Elytrigia repens		ELYREP
<i>Epilobium tetragonum</i> L.	Epilobe à tige carrée		EPITET
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	Fétuque roseau		FESARU
<i>Galium palustre</i> L.	Gaillet des marais		GALPAL
<i>Geranium molle</i> L.	Géranium mou		GERMOL
<i>Helosciadium nodiflorum</i> (L.) W.D.J.Koch	Ache noueuse		HELNOD
<i>Holcus lanatus</i> L.	Houlque laineuse		HOLLAN
<i>Iris pseudacorus</i> L.	Iris faux acore		IRIPSE
<i>Juncus articulatus</i> L.	Jonc à fruits luisants		JUNART
<i>Lapsana communis</i> L.	Lampsane commune		LAPCOM
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	Gesse des prés		LATPRA
<i>Leersia oryzoides</i> (L.) Sw.	Leersie faux riz		LEEORY
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	Linaire commune		LINVUL
<i>Linum bienne</i> Mill.	Lin à feuilles étroites		LINBIE
<i>Lolium perenne</i> L.	Irvaie vivace		LOLPER
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth.) P.H. Raven	Jussie	INVASIVE	LUDPEP
<i>Lycopus europaeus</i> L.	Lycope d'Europe		LYCEUR
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	Lysimaque commune		LYSVUL
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Salicaire commune		LYTSAL
<i>Melilotus altissimus</i> Thuill.	Mélicot élevé		MELALT
<i>Mentha aquatica</i> L.	Menthe aquatique		MENAUQU
<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	Menthe à feuilles rondes		MENSUA
<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	Cresson de fontaine		NASOFF
<i>Oenanthe foucaudii</i> Tess.	Oenanthe de Foucaud	PN	OENFOU
<i>Paspalum distichum</i> L.	Paspale à deux épis	INVASIVE	PASDIS



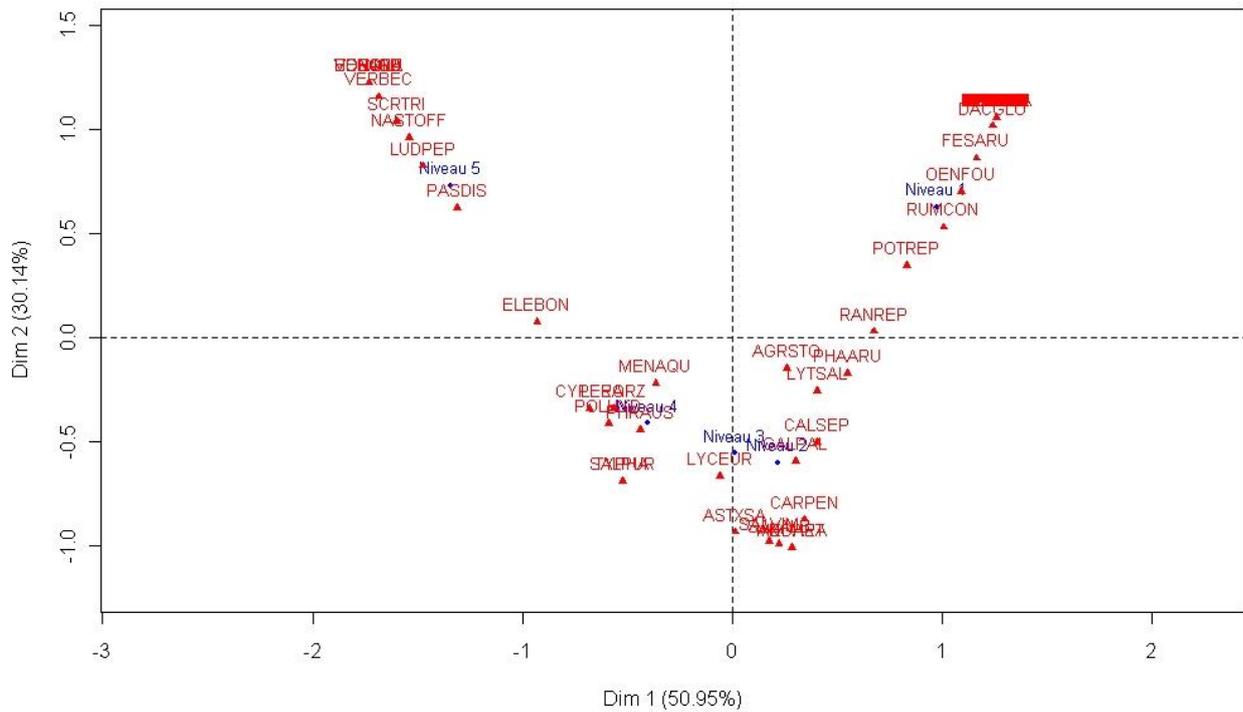
Nom scientifique	Nom commun	Statut	Abréviations AFC
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Baldingère faux-roseau		PHAARU
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	Roseau phragmite		PHRAUS
<i>Picris echioides</i> L.	Picride vipérine		PICECH
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Plantain lancéolé		PLALAN
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	Poivre d'eau		POLHYD
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Brunelle commune		PRUVUL
<i>Prunus spinosa</i> L.	Prunelier		PRUSPI
<i>Ranunculus acris</i> L.	Bouton d'or		RANACR
<i>Ranunculus repens</i> L.	Renoncule rampante		RANREP
<i>Robinia pseudacacia</i> L.	Robinier faux-acacia	INVASIVE	ROBPSE
<i>Rubus</i> gr. <i>Fruticosus</i> L.	Ronce		RUBFRU
<i>Rumex conglomeratus</i> Murray.	Patience agglomérée		RUMCON
<i>Rumex</i> sp	Rumex sp		RUMSP
<i>Salix acuminata</i> Mill.	Saule roux-cendré		SALACU
<i>Salix alba</i> L.	Saule blanc		SALALB
<i>Salix purpurea</i> L.	Saule pourpre		SALPUR
<i>Salix viminalis</i> L.	Saule des vanniers		SALVIM
<i>Salix triandra</i> L.	Saule à trois étamines		SALTRI
<i>Scirpus triqueter</i> L.	Scirpe triquètre		SCITRI
<i>Scrophularia auriculata</i> Loeff. ex L.	Scrophulaire aquatique		SCRAUR
<i>Scutellaria galericulata</i> L.	Scutellaire à casque		SCUGAL
<i>Typha</i> sp. L.	Massette		TYPSP
<i>Trifolium pratense</i> L.	Trèfle des prés		TRIPRA
<i>Trifolium repens</i> L.	Trèfle rampant		TRIREP
<i>Veronica beccabunga</i> L.	Cresson de cheval		VERBEC
<i>Vicia</i> gr. <i>Cracca</i> L.	Vesce cracca		VICCRA
<i>Vicia sativa</i> L.	Vesce cultivée		VICSAT
<i>Xanthium strumarium</i> L.	Glouteron		XANSTR



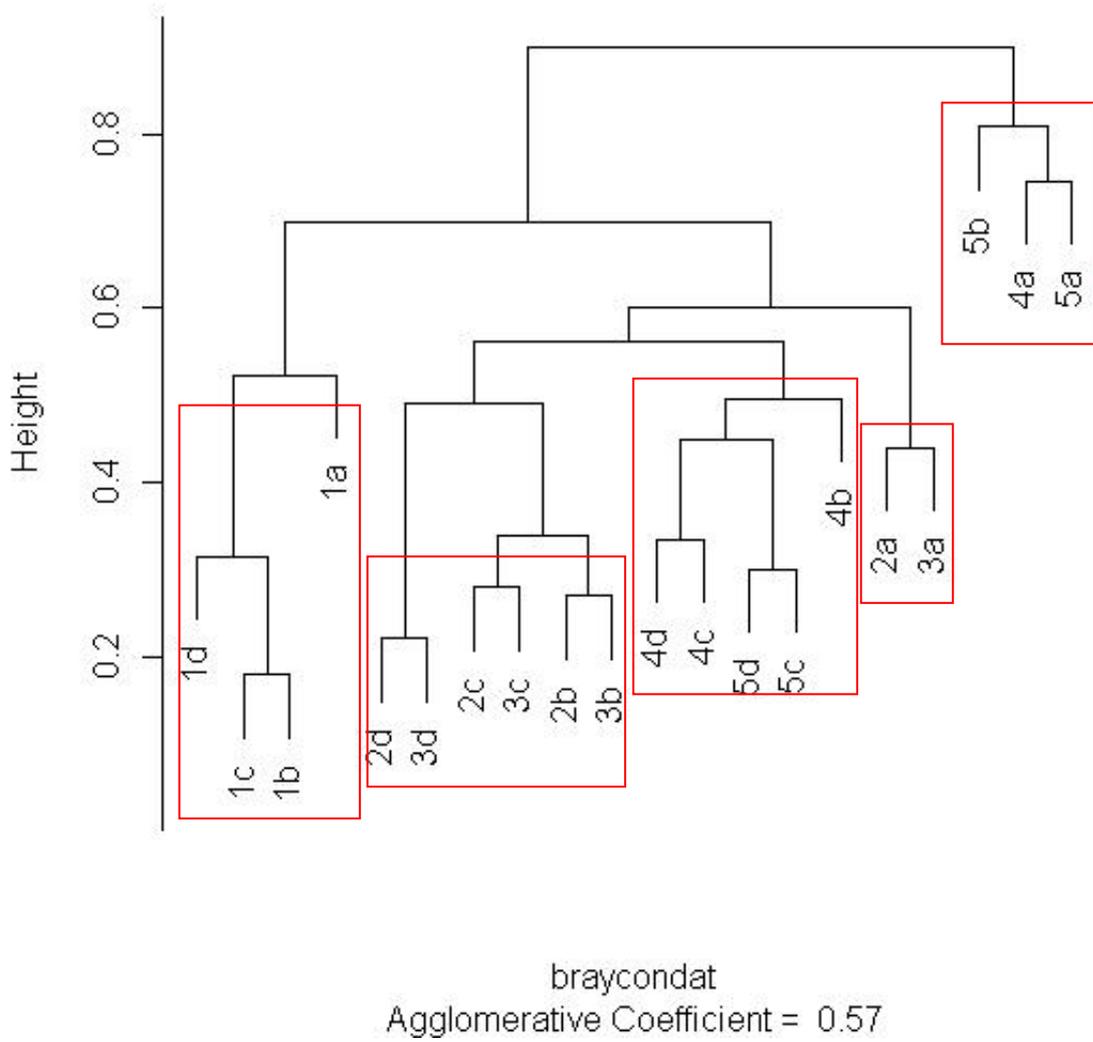
**Ordination des espèces dans le plan des axes 1/2 de l'AFC en 2006**



**Ordination des espèces dans le plan des axes 1/2 de l'AFC en 2007**



**Classification hiérarchique des distances entre espèces par niveaux et par années avec la distance de Bray-Curtis et la méthode d'agglomération « average »**



- 1 à 5** = niveaux topographiques de la berge (1 = haut de berge et 5 = bas de berge)
- a** = 2005
- b** = 2006
- c** = 2007
- d** = 2008

