



HAL
open science

Evaluation des capacités biotechniques de boutures de Salicaceae et Tamaricaceae sur un gradient de sécheresse

Catherine Lavaine

► **To cite this version:**

Catherine Lavaine. Evaluation des capacités biotechniques de boutures de Salicaceae et Tamaricaceae sur un gradient de sécheresse. Géographie. Ecole normale supérieure de lyon - ENS LYON, 2013. Français. NNT : 2013ENSL0851 . tel-00969038

HAL Id: tel-00969038

<https://theses.hal.science/tel-00969038>

Submitted on 2 Apr 2014

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

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

THÈSE

en vue de l'obtention du grade de

Docteur de l'Université de Lyon, délivré par l'École Normale Supérieure de Lyon

Discipline : Géographie

Laboratoires :

Ecosystèmes Montagnards (Irstéa) et UMR 5600 « Environnement Ville Société »

École Doctorale : Sciences Sociales (ED 483)

présentée et soutenue publiquement le 12 novembre 2013

par Madame Catherine Lavaine

Evaluation des capacités biotechniques de boutures de Salicaceae et Tamaricaceae
sur un gradient de sécheresse

Directeur de thèse : M. Hervé PIEGAY

Après l'avis de : Mme Alexia STOKES et M. Pascal Marty

Devant la commission d'examen formée de :

M. Dov CORENBLIT, maître de conférences, Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand 2,
examineur

M. André EVETTE, chercheur et ingénieur, Irstea de Grenoble, co-directeur

M. Bernard LACHAT, fondateur et directeur de Biotec, invité

M. Pascal MARTY, professeur des universités, Université de La Rochelle, rapporteur

M. Hervé PIEGAY, directeur de recherches CNRS, ENS de Lyon, directeur

M. John STELLA, professeur agrégé, College of Environmental Science and Forestry, State
University of New York, examineur

Mme Alexia STOKES, directeur de recherche, Inra de Montpellier, rapporteur

Remerciements

Ce travail est l'aboutissement de trois années (en réalité un peu plus) de recherches au Centre Irstea de Grenoble puis à l'École Normale Supérieure de Lyon. En effet, les aléas de la vie de thésard (citons parmi d'autres exemples une appendicite un 31 décembre, deux accidents de voiture, une petite fille, un mariage, des manip' qui ne marchent pas, quatre déménagements...) ont eu raison des traditionnels trois ans alloués à une thèse. Mais grâce à tous ceux qui m'entourent chaque jour ou qui m'ont entouré, j'ai fini par boucler cette thèse !

Tout d'abord, je remercie mes encadrants, à savoir mon co-directeur André Evette et mon directeur Hervé Piégay pour avoir proposé un sujet passionnant et à visée applicative rapide. Merci André pour m'avoir permis d'étudier les variabilités des saules mais aussi d'élargir mon champ de recherches à d'autres espèces fort prometteuses en milieu sec. Merci Hervé pour m'avoir suggéré d'étudier *Myricaria germanica* et pour ton indéfectible disponibilité malgré ton emploi du temps surchargé. Je remercie également les membres du jury, pour certains venus de loin, d'avoir accepté d'assister à la présentation de ce travail.

Je remercie aussi le comité de suivi et d'orientation de la thèse. Merci à Marc Villar (pour ses relectures attentives et ses avis éclairés), Didier Le Thiec (pour m'avoir accueilli dans son laboratoire et guider pour les potentiels osmotiques), Bernard Lachat (pour son expertise de terrain et sa rigueur suisse), Jacky Girel (pour ses conseils *myricariens* et sa bibliographie gracieusement mise à disposition), Freddy Rey (pour ses conseils sur la structure de la thèse) et Vincent Breton (pour ses conseils sur la saliciculture et la populiculture).

Mes remerciements vont également à ceux qui m'ont aidé dans mes sorties de terrain et en pépinière : Pascal Tardif, Eric Mermin, Sophie Labonne, Nathan Daumergue, Vincent Breton, Laure Dangla et Géraud Lavandier. Merci également à Catherine Lukie et Denise Varet.

Je remercie aussi celles et ceux qui ont partagé mon quotidien de thésarde et qui ont contribué par leurs petites ou grandes attentions au bon déroulement de celui-ci. Je les citerais (dans le désordre) et avec leurs principaux faits d'armes entre parenthèse. Il y a Séverine (pour avoir partagé mon deuxième bureau et pour m'avoir fait découvrir le hamster d'Alsace), Thomas (pour les activités des mardis et vendredis soirs), Mélanie Burylo et Flore Viard-Cretat (pour

leurs conseils avisés en matière de bébé), André Torre (pour la vraie musique), David Béal et Jean-Matthieu Monnet (pour le script sur Matlab), Nicole Sardat (pour la plaquette glissée dans l'article sur les Tamaricaceae), Grégory Loucougaray et Dominique Borg (pour leurs aides en statistiques), Stéphanie Gaucherand (pour la méthodologie des traits foliaires), Fred Ousset et Christian Eymond-Gris (pour les coups de main lors du montage des manip'), Alain Bédécarrats (pour ses relectures attentives), Thomas Spiegelberger (pour m'avoir procuré les livres de Kutschera), Aminata N'Diaye Boubacar (pour m'avoir laissé « squatter » les étuves d'Aix) et Christophe Corona (pour m'avoir grandement aidée à prendre du recul sur mon travail).

Merci aux agents des pépinières d'Aix-les-Milles et Guéméné-Penfao qui ont dorloté (ou stressé) mes plants et qui m'ont fourni tout le matériel nécessaire, matériel que je n'aurais jamais pu emmener en train ! Un grand merci à Olivier Forestier ainsi qu'à l'armada de personnel saisonnier de Guéméné qui ont dépoté et nettoyé les racines. Un remerciement tout particulier pour le personnel de la pépinière d'Aix-les-Milles et spécialement pour son directeur Patrice Brahic, qui par ses avis éclairés, sa disponibilité et sa rigueur m'ont grandement facilité la tâche et permis de collecter des résultats de qualité.

Mes colocataires du bureau 27 et les autres thésards sont bien entendu remerciés. Trois thésardes m'ont permis de ne pas mourir de faim ni de soif. Il s'agit de Mathilde Redon (pour les crêpes), Anaïs Saenger (pour le thé) et Walaa Adra (pour les délicieux petits gâteaux). Puis viennent Oliver Jancke (pour la découpe des cuves rhizotroniques), Christophe Bigot (pour son humour) et surtout Jérôme Lopez Saez (pour avoir longuement écouté, fait découvrir la dendro mais également pour avoir porté les sacs de sable) !

Côté ENS, je remercie tous les thésards que j'ai côtoyés ou seulement croisés mais aussi Hervé Parmentier et Kristell Michel (pour la méthodologie d'analyse des relevés de rhizotron), Marie-Laure Trémélo (pour la formation Phildigit/Philcarto), Lise Vaudor (pour le coup de main sur les analyses de Sheirer-Ray-Hare) et Vincent Gaertner (pour les analyses granulométriques).

Enfin, que serait une thésarde sans ses stagiaires ? Pas grand-chose... d'autant plus que ces braves stagiaires faisaient état d'une abnégation totale. Je citerais donc (par ordre chronologique) : Thibault Berchoud (expert ès-depotage à sec), Sylvie Varray (experte ès-nœuds scouts et bétonnière), Perrine Gonnet (experte ès-pastèque et petite flore alpine) et Baptiste Lemaire (expert ès-bonne humeur et pizza).

Sommaire

A	Cadre thématique et problématique.....	8
1	Le génie végétal en rivière	9
1.1	Définition	9
1.1.1	Ecologie de la restauration et restauration écologique.....	9
1.1.2	Génie écologique et génie végétal.....	11
1.2	Historique et pluridisciplinarité.....	12
2	La végétation riveraine.....	15
2.1	Définition, types d'habitats et succession végétale.....	15
2.1.1	Définition	15
2.1.2	Types d'habitats	15
2.1.3	Succession végétale, répartition en mosaïque et répartition sérielle.....	16
2.1.4	Cas particulier de la végétation des berges modelées par l'homme et/ou restaurées par génie végétal.....	18
2.2	Caractéristiques de la végétation dans un milieu contraignant	19
2.2.1	Système racinaire dense et robuste.....	19
2.2.2	Compétition, évitement et résistance aux contraintes	20
2.2.3	Capacités de reproduction sexuée et asexuée.....	21
2.3	La répartition de la végétation ripicole est influencée par des paramètres biogéographiques et écologiques	23
2.3.1	Paramètres biogéographiques.....	23
2.3.2	Paramètres écologiques	24
2.4	Services rendus par les ripisylves : fonctions biologiques et influence sur la dynamique du cours d'eau	26
2.4.1	Fonction de corridor biologique entre écosystèmes disjoints	26
2.4.2	Fonction d'épuration et de contrôle de flux de matière	27
2.4.3	Fonction d'habitat	28
2.4.4	Fonction de ralentissement des crues, de rétention des embâcles et de modification de la dynamique fluviale.....	28
2.4.5	Fonction économique et sociale	29
3	La végétation dans les ouvrages de génie végétal.....	30
3.1	Les ouvrages en rivière ont un rôle mécanique et écologique	30
3.1.1	Protection de la surface du sol.....	31
3.1.2	Consolidation en subsurface et stabilisation en profondeur.....	32
3.1.3	Restauration d'habitats, de corridors et de fonctionnalités écologiques	32
3.1.4	Présentation de quelques techniques couramment utilisées.....	33
3.2	Espèces ligneuses ripicoles classiquement utilisées en génie végétal, une prédominance des saules.....	41
3.2.1	Ecologie des espèces ligneuses utilisées en Europe.....	41
3.2.2	Pourquoi sont-elles utilisées en génie végétal ?.....	43
3.3	Caractéristiques requises pour les espèces intégrées à des ouvrages de génie végétal : les traits biotechniques	47
4	Une contrainte majeure dans la réussite des ouvrages de génie végétal : la sécheresse	48
4.1	Définition de la sécheresse.....	48
4.2	Les différents paramètres de la sécheresse.....	50
4.3	La sécheresse pourrait être aggravée par les changements globaux	50
4.4	Sécheresses et matériel végétal	51
4.4.1	Impact de la sécheresse	51

4.4.2	Traits végétaux caractérisant les stratégies d'adaptation à la sécheresse.....	53
5	Quelles sont les espèces à utiliser dans des ouvrages soumis à sécheresse ?.....	55
5.1	Problématique générale.....	55
5.1.1	La nécessité de caractériser la résistance à la sécheresse de boutures issues d'espèces et de populations utilisées en génie végétal.....	56
5.1.2	La nécessité d'utiliser d'autres genres que celui des saules pour réaliser des boutures en génie végétal.....	56
5.1.3	Schéma récapitulatif de la problématique.....	58
5.2	Variabilité des réponses inter populationnelles et interspécifiques à la sécheresse, le cas des saules communément utilisés en génie végétal.....	59
5.3	Dynamique des traits biotechniques et biologiques des Tamaricaceae soumis à différentes conditions d'humidité.....	61
5.3.1	Etude des potentialités d'utilisation des Tamaricaceae en génie végétal.....	61
5.3.2	Etude de la dynamique racinaire de boutures de deux Tamaricaceae soumis à un abaissement de nappe.....	62
B	Résultats scientifiques.....	63
6	Les Salicaceae.....	64
6.1	Caractéristiques écologiques des espèces modèles.....	64
6.2	Effects of drought on biotechnical performance of willow cuttings on riverbanks.....	67
7	Les Tamaricaceae.....	91
7.1	Description des espèces modèles.....	91
7.1.1	Caractéristiques écologiques des espèces modèles.....	91
7.1.2	Caractéristiques biotechniques des espèces modèles.....	93
7.2	European Tamaricaceae in bioengineering on dry soils.....	96
7.3	Tamaricaceae cuttings root behaviour according to groundwater level variations.....	127
C	Synthèse et perspectives.....	155
8	Synthèse des résultats et conclusions.....	156
8.1	Les espèces classiquement utilisées : les saules.....	156
8.2	Les Tamaricaceae.....	157
8.3	Comparaison des résultats des traits biotechniques entre expérimentations.....	159
9	Perspectives de recherche.....	161
9.1	Une caractérisation plus fine de la réponse à la sécheresse ?.....	161
9.2	D'autres espèces à étudier ?.....	162
9.3	Les caractéristiques mécaniques des espèces et leur efficacité dans l'ouvrage.....	163
9.4	La prospection racinaire.....	164
9.5	La diversité biologique des ouvrages en génie végétal.....	165
9.6	Des ouvrages plurifonctionnels ?.....	165
10	Valorisation des connaissances et ultimes préconisations opérationnelles.....	167
10.1	Valorisation des connaissances.....	167
10.2	Eléments complémentaires de préconisations opérationnelles.....	167
	Bibliographie.....	169
	Annexe 1: Using Ecological and Biogeographical Features to Produce a Typology of the Plant Species Used in Bioengineering for riverbank Protection in Europe.....	188
	Annexe 2 : Les Tamaricaceae en génie végétal.....	203

Index des figures et des tableaux

Figure 1 Emboitement des différentes disciplines, modifié d'après Falk, Palmer & Zedler (2006)	10
Figure 2 Modèle d'évolution des groupements végétaux dans les corridors fluviaux (d'après Ruffinoni & Pautou in Pautou, Piégay et al. 2003)	16
Figure 3 Exemple de répartition en mosaïque (d'après (Frossard, Lachat et al. 1998)	16
Figure 4 Répartition en série des groupements végétaux (d'après Adam, Debiais et al. 2008)	18
Figure 5 Influence de la végétation sur son milieu (d'après Corenblit, Tabacchi et al. 2007)	29
Figure 6 : Ouvrage de génie végétal âgé de deux ans sur le Vorz (cordons de fascine de saule)	30
Figure 7 : Détail des techniques utilisées dans un ouvrage sur la Vernaison (gabions tubulaires, caissons végétalisés, ramilles et boutures)	31
Figure 8 : Bouturage naturel de <i>Salix purpurea</i>	35
Figure 9 : Bouturage artificiel de <i>Tamarix gallica</i>	36
Figure 10 Boutures utilisées en arrière immédiat du tressage (d'après Adam, Debiais et al. 2008)	38
Figure 11 Boutures utilisées en arrière immédiat d'une fascine (d'après Adam, Debiais et al. 2008)	39
Figure 12 Boutures utilisées pour la végétalisation d'un treillage bois (d'après Adam, Debiais et al. 2008)	40
Figure 13 Réponses au stress hydrique à l'échelle de la plante, figure extraite de Chaves, Maroco et al. 2003	53
Figure 14: Problématique	58
Figure 15 : Ecogramme combinant les gradients trophiques et hydriques de répartition des espèces, extrait de Rameau, Mansion et al. 2008	66
Figure 16 Rejets de rameaux depuis le collet chez <i>M. germanica</i>	94
Tableau 1 Exemples d'espèces ligneuses utilisées en génie végétal groupées selon leurs caractéristiques écologiques, Figure extraite de Evette, Balique et al. 2012	42
Tableau 2 Tolérances et préférences des espèces aux facteurs abiotiques selon les groupes écologiques, tableau extrait de Evette, Balique et al. 2012	42
Tableau 3 Exemples d'espèces ligneuses utilisées en génie végétal et groupées selon leurs caractéristiques biogéographiques, tableau extrait de Evette, Balique et al. 2012	43
Tableau 4 Taux de reprise des espèces classiquement utilisées en Europe, modifié d'après Graf, Böll et al. 2003	44
Tableau 5 Rapport de volumes racines/tiges d'après Schiechtl, 1973	46
Tableau 6 Ecologie des différentes espèces de saules étudiées	65
Tableau 7 Ecologie des espèces de Tamaricaceae étudiées	92
Tableau 8 : Espèces potentielles et taux de reprise au bouturage	162

Mots-clés

changement climatique, génie végétal, *Myricaria germanica*, Salicaceae, *Salix alba*, *Salix elaeagnos*, *Salix purpurea*, *Salix triandra*, *Salix viminalis*, saules, sécheresse, Tamaricaceae, *Tamarix gallica*

A Cadre thématique et problématique

1 Le génie végétal en rivière

1.1 Définition

Le génie végétal s'inscrit dans le contexte de la restauration écologique et de façon plus vaste dans l'écologie de la restauration (Fig. 1). Aussi est-il nécessaire de replacer cette discipline dans ces champs.

1.1.1 Ecologie de la restauration et restauration écologique

L'écologie de la restauration relève d'une problématique scientifique (Rey 2009). Cette discipline fait partie intégrante des théories et concepts écologiques actuels (Fig. 1) (Allen, Covington et al. 1997; Falk, Palmer et al. 2006) et est rattachée à la biologie de la conservation (Barnaud and Chapuis 2004). L'écologie de la restauration étudie les mécanismes qui permettent aux écosystèmes d'être fonctionnels, autonomes et pérennes.

La restauration écologique relève d'une problématique d'ingénierie (Rey 2009) et représente une discipline à l'interface de l'écologie et des savoir-faire techniques (Barnaud and Chapuis 2004).

La restauration écologique est donc le processus qui assiste et non supprime l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit directement ou non par l'activité humaine. C'est une action intentionnelle qui initie ou accélère cette autoréparation en respectant la santé et l'intégrité de cet écosystème (Falk, Palmer et al. 2006). La restauration tend vers le retour d'un écosystème à sa trajectoire historique (Barnaud and Chapuis 2004; Falk, Palmer et al. 2006). Les conditions historiques, si elles sont connues, sont de ce fait un point de départ idéal pour un plan de restauration (Society for Ecological Restoration 2004). En Europe, il est cependant très difficile de le retrouver du fait de l'ancienneté des modifications de la nature par l'homme. Il n'existe souvent plus de traces du milieu originel. Aussi, l'écosystème restauré ne va pas nécessairement retrouver son stade antérieur, puisque des contraintes et des conditions actuelles peuvent l'entraîner vers une trajectoire différente. La restauration vise alors plus à restaurer des fonctionnalités écologiques et une certaine diversité plutôt que l'écosystème de référence. De plus, certains acteurs regardent la restauration écologique comme une stratégie

d'augmentation du nombre de services écosystémiques plutôt que comme une réparation des fonctionnalités écologiques (Bullock, Aronson et al. 2011).

La restauration écologique tente de faire en quelques années ce que la nature ferait en plusieurs décades, voire siècles. Il n'est donc pas raisonnable d'espérer voir une restauration complète du vivant de l'initiateur de la restauration (Hilderbrand, Watts et al. 2005), ce qui peut décevoir, voire ne pas inciter à restaurer les milieux. De plus, nombre de politiques gouvernementales concernant le développement des techniques d'extraction et l'utilisation de ressources minières incluent déjà dans leur programme les capacités de mitigation écosystémiques des impacts par la restauration écologique ou la création de nouveaux habitats. Cependant, quantités d'opérations de restauration ne réussissent pas à restaurer les fonctionnalités et la structure du milieu comparativement à l'écosystème de référence (Hilderbrand, Watts et al. 2005).

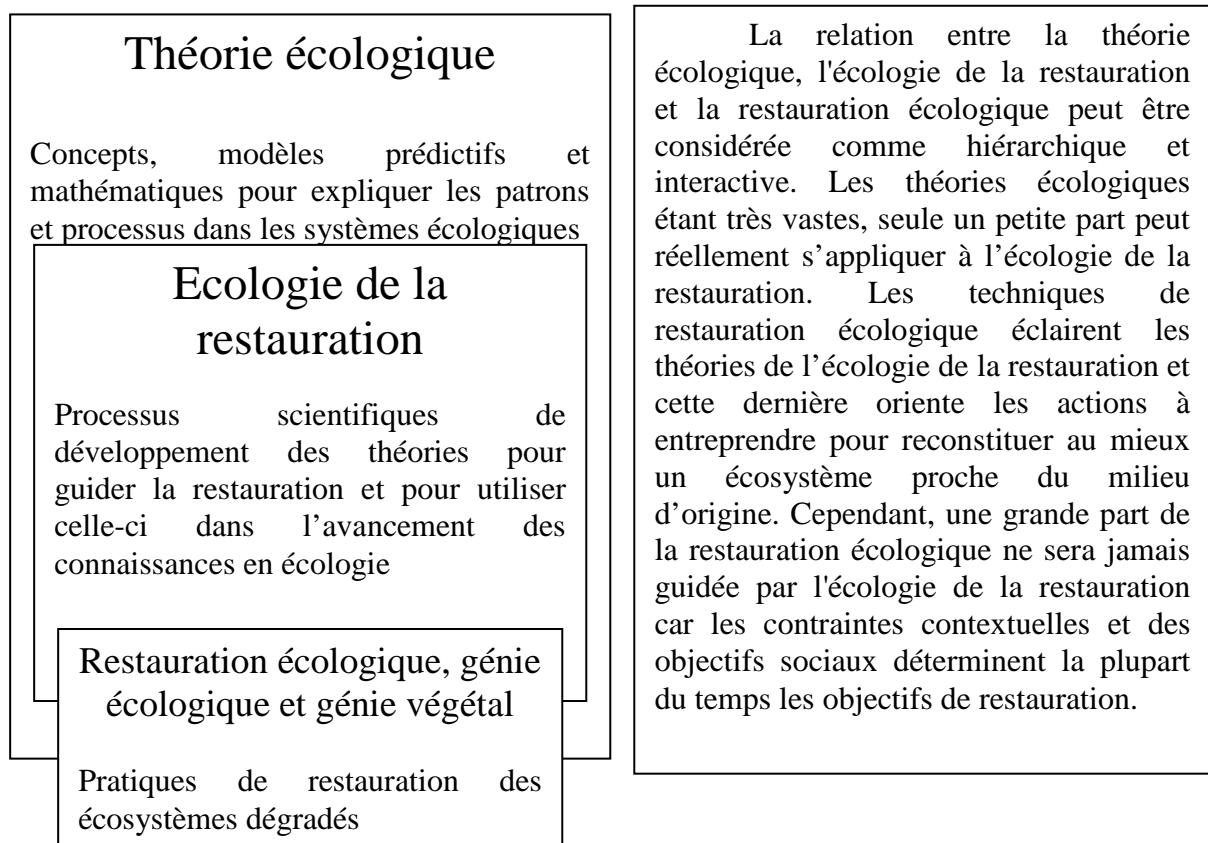


Figure 1 Emboîtement des différentes disciplines, modifié d'après Falk, Palmer & Zedler (2006)

1.1.2 Génie écologique et génie végétal

La restauration écologique inclut le génie végétal et plus largement le génie écologique dans ses composantes. Le génie écologique implique la manipulation de matériaux naturels, d'organismes vivants et de leur environnement physico-chimique pour atteindre des objectifs spécifiques et définis par l'homme, et ce, afin de résoudre les problèmes techniques de l'ingénieur (Barnaud and Chapuis 2004). Il diffère ainsi du génie civil, qui s'appuie sur les matériaux fabriqués par et pour l'homme, comme l'acier ou le béton (Society for Ecological Restoration 2004; Clewell and Aronson 2010).

Le génie écologique est une discipline étendue intervenant dans les processus de restauration écologique. La première définition est d'Odum pour qui il s'agit d'«une manipulation environnementale faite par l'homme en utilisant une faible quantité d'énergie supplémentaire pour contrôler des systèmes dans lesquels les forces énergétiques principales proviennent encore de sources naturelles» (Mitsch and Jørgensen 1989).

Le génie végétal sur berges fait partie intégrante du génie écologique du fait qu'il tente de recréer un écosystème fonctionnel via l'utilisation de matériaux vivants. Ces fonctionnalités recouvrent par exemple l'épuration des eaux de ruissellement, la formation d'un corridor pour les espèces en transit ou d'aires de nidification ou de nourrissage.

L'idée de reproduction des modèles naturels, introduite par Surell au 19^{ème} siècle, se retrouve dans les travaux de Zeh pour qui le génie biologique traite de la construction d'une manière proche de la nature (Zeh 2007) et dans ceux d'Adam et al. (2008) pour qui le génie végétal est « une imitation de la nature ». Il existe différentes définitions du génie végétal mais la plupart s'accordent sur le fait que le génie végétal exploite les capacités des espèces à maintenir et restaurer des milieux.

Gray et Sotir différencient cependant les techniques dites de stabilisation ou « biotechniques » et celles relevant du génie biologique dans lesquelles les végétaux exercent une action mécanique de protection de l'ouvrage (Gray and Sotir 1996). Pour Lachat, Adam et al. (1994), il s'agit de l'utilisation de plantes ou parties de celles-ci pour résoudre les problèmes de l'ingénieur dans les domaines mécaniques de la protection contre l'érosion, de la stabilisation et de la régénération des sols. Schiechl (1992) précise même que le matériel végétal constitue un matériau de construction à part entière, utilisable seul ou en association avec des matériaux inertes minéraux, métalliques ou synthétiques. Norris et al. (2008) soulignent cependant qu'il est

indispensable de connaître les caractéristiques racinaires des espèces et leurs tolérances aux différents facteurs abiotiques.

Le génie végétal permet théoriquement de retrouver la trajectoire historique d'origine et donc d'initier les successions secondaires. Mais dans certains cas, les ouvrages peuvent dans un premier temps bloquer la succession écologique en empêchant par exemple les arbres des stades post-pionniers de se développer. Cela peut être notamment le cas lorsque des espèces pionnières sont utilisées en très forte densité. Les ouvrages empêchent aussi fréquemment toute nouvelle érosion (ce qui est justifié souvent une telle action), bloquant ainsi tout rajeunissement du milieu. Ce rajeunissement des milieux par la perturbation est pourtant un élément essentiel de la dynamique naturelle des milieux alluviaux. Ces ouvrages constituent alors tout autant voire plus des ouvrages de stabilisation que des ouvrages de restauration.

1.2 Historique et pluridisciplinarité

L'emploi d'espèces végétales vivantes pour lutter contre l'érosion hydrique est observé dès l'Antiquité (Evette, Labonne et al. 2009; Stokes, Sotir et al. 2010), ce qui démontre que l'utilisation de plantes à des fins techniques n'est en rien une nouveauté. Les végétaux ont toujours été utilisés pour protéger les terrains.

En Asie et plus spécifiquement en Chine, la préservation des terrains se fait essentiellement par la lutte contre les effets dévastateurs des crues torrentielles. Les volumes d'eau supplémentaires sont évacués dans des canaux créés de toute pièce et composés de fascines ou de gabions (Stokes, Sotir et al. 2010). En l'absence de crues, ces chenaux servent à l'irrigation des cultures riveraines. De 1999 à 2007, la protection de berges était essentiellement assurée par des gabions métalliques puis les gabions en bambou ont été promus, car ils sont considérés comme étant plus esthétiques et plus respectueux de l'environnement. Enfin, la protection des pentes par des techniques de fascines vivantes est actuellement en plein essor (Stokes, Sotir et al. 2010).

En Europe, la protection des terrains en bord de rivière passait essentiellement par une gestion raisonnée des ripisylves, qui fournissait alors à la population du fourrage et des matériaux pour la vannerie. Cependant, le défrichement intensif engendré en montagne au 19^{ème} siècle une érosion très intense ; et les inondations catastrophiques (Champion 1839) exposent au grand jour les enjeux de la lutte contre l'érosion des terrains en amont. Aussi des lois ordonnant le reboisement des têtes de bassins versants sont promulguées, dont la loi sur la restauration des

terrains de montagne en 1882. De nombreux guides prônant la lutte contre l'érosion par des techniques végétales voient alors le jour (Thiery 1891; Hall 2005).

Les techniques de génie végétal, bon marché et s'appuyant sur des matériaux locaux continuent à être très utilisées pour stabiliser les talus et les berges jusqu'à l'avènement du génie civil. Au XX^{ème} siècle, les progrès mécaniques contribuent grandement à la diffusion et à l'emploi systématique du génie civil dans la gestion des cours d'eau. Les techniques de génie civil sont alors réputées plus efficaces pour pacifier les torrents et limiter les inondations que les techniques végétales. La chenalisation et l'endiguement, réduisant drastiquement l'espace disponible pour le cours d'eau et perturbant la dynamique sédimentaire commencent à devenir la règle dans les Alpes (Girel 1996). Le cours d'eau devient une ressource à exploiter et non plus un milieu naturel à préserver (Rode 2010). La biodiversité et les formations végétales alluviales diminuent considérablement (Peterken and Hughes 1995).

Cependant, le génie végétal ne disparaît pas totalement et continue à être employé en Europe Centrale pour la stabilisation des cours d'eau et la restauration des écosystèmes. Le véritable renouveau du génie végétal vient de l'Europe Centrale dans les années 70 avec Schiechl, considéré comme le précurseur du génie végétal moderne (Schiechl 1973). De plus, les préoccupations écologiques commencent à émerger et le concept d'hydrosystème apparaît (Amoros and Petts 1993). Ce n'est plus un support malléable et devant se plier aux exigences humaines, mais un milieu à préserver de l'impact négatif des activités humaines (Rode 2010). Les techniques de génie végétal essaient rapidement dans la quasi-totalité de l'Europe, à l'exception des milieux montagnard et méditerranéen, très contraints du fait des sécheresses et des crues torrentielles qui s'y produisent. Quantités de guides présentant les techniques modernes (avec géotextile ou éléments alvéolés, combinées à des enrochements...) et des études de cas sont alors publiés (Schiechl 1973; Schiechl 1980; Lachat, Adam et al. 1994; Gray and Sotir 1996; Schiechl and Stern 1996; Sauli, Cornolini et al. 2006; Adam, Malavoi et al. 2007; Adam, Debais et al. 2008).

Le génie végétal moderne est une discipline à l'interface d'autres disciplines que sont l'hydrologie, la rhéologie et la physique, mais aussi la géotechnie, l'écologie, la biologie et la physiologie végétales ainsi que l'économie. En effet, lors du choix des espèces et du dimensionnement de l'ouvrage, il faut tenir compte des contraintes du milieu d'accueil et de ses particularités physiques. Pour les espèces végétales, la température, la photopériode, l'humidité, l'hydrologie souterraine et de surface ainsi que la composition et la granulométrie des sols,

peuvent influencer le bon établissement des espèces. Les propriétés physiques de l'ouvrage même doivent tenir compte des forces érosives exercées par les écoulements mais aussi des processus géotechniques s'exerçant au sein de la berge. La géotechnie et l'écologie font donc partie intégrante de cette discipline hybride qui vise à influencer un milieu en construisant un ouvrage de génie tout en tenant compte des aspects écologiques présents. Enfin, l'aspect économique ne doit pas être négligé. Les opérations de stabilisation sont onéreuses et ne sont ainsi entreprises que lorsque la relocalisation des biens à protéger présente un coût supérieur à celui d'une protection de berge.

2 La végétation riveraine

2.1 Définition, types d'habitats et succession végétale

2.1.1 Définition

La végétation riveraine occupe le lit majeur des cours d'eau et n'est donc pas toujours pionnière. En effet, sa composition et son étendue varient grandement avec la morphologie de la vallée, le climat et les pressions anthropiques exercées (Pautou, Piégay et al. 2003). La végétation riveraine est le plus souvent inféodée à une nappe phréatique et est susceptible d'être inondée.

Différentes formations ligneuses appelées « ripisylves » peuvent se créer à proximité des cours d'eau. Celles-ci sont définies comme étant des formations le plus souvent linéaires établies le long d'un cours d'eau ou d'une zone humide et constituées d'espèces ligneuses à bois tendres. La forêt alluviale, plus étendue et en retrait de la zone humide est plutôt composée d'essences à bois durs (Pautou, Piégay et al. 2003).

2.1.2 Types d'habitats

En Europe, différents types ripicoles ont été définis dans la typologie Corine Biotope : les ripisylves alpines, méditerranéennes et les ripisylves des plaines et collines. Les ripisylves alpines se déclinent en différents habitats élémentaires soit des fourrés alluviaux des rivières de montagne et de piémont, des ripisylves de montagne et de piémont et des fourrés arbustifs subalpins de saules et aulnaies vertes. Les ripisylves méditerranéennes se répartissent en fourrés alluviaux des cours d'eau méditerranéens et en ripisylves des cours d'eau méditerranéens. Les habitats des ripisylves de plaines et collines sont beaucoup plus variés mais on peut noter les saulaies, les peupleraies, les aulnaies ou des formations mixtes comme dans le cas des frênaies-éablaies ou des aulnaies-frênaies. La nature de ces formations est dépendante de la nature du sol et de la vitesse du cours d'eau (Bissardon, Guibal et al. 1997).

2.1.3 Succession végétale, répartition en mosaïque et répartition sérielle

Les milieux ripicoles sont caractérisés par des successions végétales rapides, les espèces pionnières étant remplacées par des espèces moins inféodées à la nappe au fur et à mesure que le milieu dans lequel ces espèces vivent se stabilise. Ces communautés, qu'elles soient de bois durs ou de bois tendres, subissent cependant des perturbations et leurs évolutions peuvent être résumées dans la figure 2.

Figure 2 Modèle d'évolution des groupements végétaux dans les corridors fluviaux (d'après Ruffinoni & Pautou in Pautou, Piégay et al. 2003)

Les successions expliquent qu'au sein d'un corridor ripicole, différents stades écologiques coexistent, le plus souvent dans une structure agencée en mosaïque, et ce à divers stades d'évolution des cycles naturels. Ceci explique la coexistence de strates écologiques variées suivant les perturbations subies par cette structure en mosaïque. Ces strates écologiques évoluent à différents stades de maturité et en fonction de la diversité des conditions de milieu (Fig. 3).

Figure 3 Exemple de répartition en mosaïque (d'après (Frossard, Lachat et al. 1998)

Dans l'exemple présenté ci-dessus, les perturbations (inondation et érosion) conditionnent l'évolution de la mosaïque végétale et la répartition des taches de végétation le long de ce cours d'eau. Ces perturbations induisent des différences d'âge entre groupements végétaux et donc un rajeunissement régulier. La périodicité des événements perturbateurs régit le renouvellement de cette mosaïque.

La structure des communautés végétales s'explique également par une répartition sérielle des espèces en fonction de la distance à la nappe phréatique et de la fréquence des inondations. Les espèces se répartissent entre le pied de berge et les terrasses alluviales les plus élevées et transversalement au cours d'eau. La tolérance des plantes à l'hydromorphie et/ou leurs

résistances aux forces d'arrachement mettent en évidence cette répartition en série. La végétation présente sur le Doubs est un exemple de zonation transversale typique d'un cours d'eau de plaine (Fig. 4).

Figure 4 Répartition en série des groupements végétaux (d'après Adam, Debiais et al. 2008)

2.1.4 Cas particulier de la végétation des berges modelées par l'homme et/ou restaurées par génie végétal

Les berges aménagées sont des milieux artificialisés, à verticalité forte en zone urbaine où la végétation implantée relève souvent plus des activités récréatives et paysagères que d'un souci de maintien des fonctions écologiques.

Si la berge est stabilisée par génie végétal, le rajeunissement régulier d'une partie des milieux ne peut plus se dérouler correctement étant donné le frein donné aux phénomènes érosifs. Cette solution, qui concerne uniquement l'aspect technique lié à la fixation du milieu, est cependant préférée de très loin aux solutions de génie civil qui ne permettent pas le maintien des fonctions écologiques, avec souvent une faible biodiversité et un développement accru des espèces invasives (Li and Eddleman 2002; Cavailé, Dommanget et al. 2013).

Enfin, le génie végétal employé dans un programme de restauration écologique ne stabilise pas uniquement la berge mais tente d'initier également des successions secondaires et de reconstruire les fonctionnalités écologiques de ces milieux.

2.2 Caractéristiques de la végétation dans un milieu contraignant

La végétation riveraine est une végétation terrestre bien souvent pionnière et qui présente des adaptations et des stratégies efficaces pour résister ou éviter les contraintes exercées par le milieu fluvial adjacent. Ces caractéristiques sont pour certaines présentées ci-dessous.

2.2.1 Système racinaire dense et robuste

Un système racinaire dense et robuste est une caractéristique indispensable pour le maintien de l'individu dans ces milieux fréquemment perturbés par des écoulements et les variations de hauteur de nappe phréatique. Les systèmes racinaires peuvent être répartis en trois types morphologiques : fasciculés, traçants ou pivotants (Köstler, Brückner et al. 1968). L'architecture racinaire évolue vers l'un de ces systèmes (ou une combinaison d'entre eux) en fonction des contraintes rencontrées dans le milieu. A la germination, la plupart des espèces ligneuses émettent d'abord un pivot vertical, qui produit ensuite un grand nombre de racines latérales, en particulier dans les horizons superficiels (Atger 1992; Weber and Mattheck 2005). En milieu riverain non contraint, il a été démontré que les racines des espèces ligneuses sont pivotantes alors qu'en cas d'anoxie, elles deviennent traçantes (Foussadier 1998).

Lorsqu'une sécheresse s'exerce sur l'ensemble du système racinaire, le stress hydrique stimule la croissance racinaire tandis qu'en cas de répartition hétérogène de l'eau dans le sol, la plante va compenser en favorisant la croissance dans le milieu où l'eau est davantage disponible (Abrisqueta, Mounzer et al. 2008). L'intensité de ramification augmente alors dans ce compartiment (Passioura 1996; Pradhan, Mahata et al. 2003; Hund, Ruta et al. 2009).

Le système racinaire évolue donc en fonction du patron de croissance racinaire de l'individu, lui-même influencé par les conditions locales.

Les racines proximales¹ permettent de s'ancrer efficacement dans un substrat souvent peu cohésif et donc de résister aux forces d'érosion et de cisaillement exercées par les écoulements et les mouvements de terrain tandis que les racines distales permettent l'acquisition des ressources hydriques, minérales et organiques (Ennos and Fitter 1992; Ennos 2000).

¹ Une racine proximale est une racine directement rattachée au pivot tandis qu'une racine distale en est éloignée.

En milieu ripicole, le phénomène est essentiellement documenté par l'étude des systèmes racinaires des Salicaceae, des Betulaceae et des Ulmaceae. Par exemple, *Alnus* sp. résiste remarquablement bien aux forces de tension (Bibalani, Bazhrang et al. 2008) et à l'arrachement (Karrenberg, Blaser et al. 2003). Son système souterrain lui permet de s'ancrer profondément dans les sols même lourds et tassés grâce à un grand nombre de racines obliques émanant des racines centrales (Drénou 2006).

2.2.2 Compétition, évitement et résistance aux contraintes

Les espèces ripicoles, du fait de leur implantation dans des milieux contraignants, doivent développer des stratégies compétitives efficaces pour l'acquisition des ressources. Les compartiments aériens et souterrains sont tous les deux concernés. En effet, certaines plantes tentent d'en priver d'autres suivant différentes formes de compétition. En milieu ouvert, les tiges et feuilles permettent à la plante d'exercer une compétition par surcroissance et par préemption, tandis qu'en milieu plus contraignant comme dans le cas du sol, les plantes exercent davantage une compétition par consommation (Schoener 1983). Nous nous attarderons cependant plus volontiers sur la compétition racinaire pour les ressources hydriques, minérales et organiques car celle-ci semble davantage affecter les performances des espèces dans les milieux peu productifs (Wilson and Tilman 1991).

L'évitement des contraintes dans le compartiment souterrain est lié aux stratégies de compétition par consommation. En effet, une espèce monopolisant les ressources hydriques sera souvent à même de résister à une sécheresse du fait de son réseau racinaire étendu. L'évitement d'une contrainte consiste essentiellement à accomplir l'ensemble de son cycle vital avant l'apparition du stress ou à s'approvisionner dans un compartiment ne subissant pas ou peu de variation. La résistance met davantage en jeu des mécanismes d'accroissement de l'efficacité d'extraction et d'utilisation des éléments nécessaires à la plante ainsi que des mécanismes physiologiques de minimisation des pertes.

L'évitement consiste principalement pour la plante à extraire l'eau des nappes phréatiques, compartiments hydrauliques subissant habituellement peu de variation comparés aux compartiments à surface libre. La résistance se décompose en deux sous-stratégies selon Maximov: l'augmentation de l'absorption (« water spenders ») et la limitation des pertes en eau (« water savers ») (Maximov 1929).

Prenons pour illustrer ces phénomènes un exemple bien documenté avec la concurrence acharnée que se livrent les tamaris exogènes invasifs et les espèces natives américaines pour l'accès à l'eau. Les tamaris sont phréatophytes facultatifs² et s'alimentent indifféremment dans la nappe phréatique et dans la zone vadose (Smith, Devitt et al. 1998; Staffler 1999), ce qui leur confère une résistance à la sécheresse accrue comparativement aux espèces locales. Cette faculté à utiliser de multiples sources d'alimentation en eau permet à cette espèce de minimiser le stress hydrique et de maintenir ses fonctions physiologiques et sa croissance (Cleverly, Smith et al. 1997; Devitt, Piorkowski et al. 1997).

L'architecture et la production de biomasse racinaire des tamaris sont également particulièrement tournées vers l'acquisition de ressources du sol. En effet, les racines latérales des *Tamarix* servant à capter l'eau sont extrêmement abondantes et étalées au voisinage de la nappe phréatique. L'extension latérale des racines dépasse souvent de quatre à sept mètres le diamètre de la couronne de l'arbre chez *T. euphratica*. Ceci permet à ces plantes de faire face aux fréquents dessèchements des couches supérieures du sol, si néfastes aux autres espèces. En cas de sécheresse due à un abaissement phréatique, les tamaris étudiés aux Etats-Unis émettent rapidement un grand nombre de racines en direction de la nappe afin de palier le manque d'eau (Horton and Clark 2001) tout en prospectant dans la zone non saturée, ce qui leur permet de concurrencer les espèces compagnes que sont saules et peupliers. L'augmentation de biomasse racinaire permet ainsi aux individus de retrouver la nappe avant la fin de la période de sécheresse. De plus, chez les tamaris, des propagations racinaires verticales de plus de 10, voire dans certains cas de 50 m, ont ainsi été observées (Waisel, Eshel et al. 1996; Thevs 2005). Cette profondeur racinaire leur permet de coloniser des secteurs présentant une nappe phréatique profonde mais également de ne pas entrer en concurrence avec d'autres espèces pour l'eau de subsurface.

2.2.3 Capacités de reproduction sexuée et asexuée

Les espèces pionnières adoptent différentes stratégies de reproduction face aux contraintes exercées par les milieux qui les hébergent. Une reproduction sexuée présente un avantage à long terme en conservant la diversité génotypique tandis qu'une reproduction asexuée montre un

² Certaines espèces sont phréatophytes obligatoires, c'est-à-dire qu'au stade adulte, leurs racines doivent exploiter la nappe phréatique ou la frange capillaire pour que l'individu vive. Un phréatophyte facultatif exploite indifféremment les deux sources d'eau (nappe phréatique et zone vadose) et se retrouve ainsi souvent plus adapté en cas de sécheresse du milieu.

avantage immédiat en permettant de s'affranchir d'un bon nombre d'aléas et en assurant la stabilité des populations (Eriksson 1992; Barsoum 2001). De plus, la reproduction asexuée participe à la compétition interspécifique pour l'occupation d'un milieu et à la compétition intraspécifique par sélection des allèles les plus en adéquation avec le milieu.

Prenons l'exemple d'espèces ripicoles telles que celles appartenant aux Salicaceae. La plupart de ces plantes ont la capacité de se régénérer tant par voie sexuée qu'asexuée (Hughes, Barsoum et al. 2000; Karrenberg, Edwards et al. 2002; Rood, Braatne et al. 2003). La régénération sexuée se fait via l'émission d'un grand nombre de graines légères, aisément dispersées tant par le vent que par l'eau et sur de longues distances (Karrenberg, Edwards et al. 2002). Leur apparition au début du printemps coïncide aussi avec des hautes eaux (Hughes, Adams et al. 2001), ce qui augmente leur dissémination.

La plupart des Salicaceae se régénèrent également par bouturage (Kollmann, Vieli et al. 1999; Gurnell and Petts 2002). De plus, l'existence de bourgeons racinaires préformés sur les tiges et la possibilité pour les saules de se régénérer à partir de tiges couchées permettent une reproduction végétative très efficace (Carlson 1950). Ces espèces rejettent également vigoureusement de souches après recépage, offrant des pieds-mères pour de futurs ouvrages (Ceulemans, McDonald et al. 1996).

La plupart du temps, la reproduction asexuée prend le pas sur la reproduction sexuée (Moggridge and Gurnell 2010) car les boutures ont une croissance plus rapide et résistent mieux aux contraintes environnementales (Hartmann, Kester et al. 1996; Vesk and Westoby 2004; Moggridge and Gurnell 2009). Cependant, la reproduction sexuée joue un grand rôle dans les processus de colonisation des bancs après les périodes de hautes eaux (Hervouet, Dunford et al. 2011). En effet, les plantules sont extrêmement dépendantes de la nappe. La première cause de mortalité est typiquement liée aux variations rapides du niveau de la nappe phréatique (Mahoney and Rood 1991; Mahoney and Rood 1998). Ces deux types de reproduction sont cependant complémentaires chez les Salicaceae car la régénération asexuée favorise la régénération sexuée en colonisant des sites et en procurant aux plantules un habitat protégé des perturbations fluviales.

2.3 La répartition de la végétation ripicole est influencée par des paramètres biogéographiques et écologiques

Les paramètres écologiques et biogéographiques présentés ici sont pour la plupart corrélés, par exemple l'altitude et la température mais également la granulométrie et la richesse du sol. Les valeurs optimales de chaque paramètre pour l'établissement d'une espèce constituent un hypervolume caractéristique de la niche fondamentale de l'espèce (Hutchinson 1957).

2.3.1 Paramètres biogéographiques

2.3.1.1 Altitude

La végétation, qu'elle soit forestière ou ripicole est influencée par l'altitude. En effet, l'altitude crée des gradients, conditionnant la répartition des espèces en étages (Rameau, Mansion et al. 2008). L'altitude influence la température, la luminosité, la durée de végétation, mais aussi la pluviométrie et la disponibilité hydrique. Les espèces ripicoles d'altitude doivent ainsi être tolérantes à l'alternance gel/dégel, au froid et effectuer leurs cycles de vie plus rapidement.

2.3.1.2 Continentalité

Le degré de continentalité conditionne également la répartition des espèces (Rameau, Mansion et al. 2008). En effet, l'amplitude entre les valeurs extrêmes de température journalières et annuelles et l'humidité relative de l'air sont des paramètres très importants pour le cycle de vie des espèces. Des végétaux supportant de grands écarts de température ne présenteront pas les mêmes adaptations que ceux vivants dans des milieux plus stables et n'occuperont donc pas les mêmes niches écologiques.

2.3.2 Paramètres écologiques

2.3.2.1 Anoxie et inondation

En milieu riverain, la présence des espèces varie en fonction de la distance verticale à la ligne d'eau (Van Splunder, Voeselek et al. 1996; Amlin and Rood 2001), ce facteur explique largement les séries de végétation présentes à proximité des cours d'eau (voir 2.1.3). Quand la distance augmente, les plantes intolérantes à l'anoxie et/ou résistantes à la sécheresse peuvent s'établir (Dufour 2005). Les espèces tolérantes à l'anoxie se situent préférentiellement en bas de berge (Van Splunder, Voeselek et al. 1996; Amlin and Rood 2001; Adam, Debiais et al. 2008; Nakai and Kisanuki 2011). La durée et la fréquence des crues affectent également la répartition des plantes en induisant de l'anoxie dans les horizons habituellement oxygénés et en contrôlant le recrutement des espèces ripicoles (Mahoney and Rood 1993; Van Splunder, Coops et al. 1995; Barsoum and Hughes 1998; Foussadier 1998; Shafroth, Auble et al. 1998; Van Splunder 1998; Guilloy-Froget, Muller et al. 2002; Karrenberg, Blaser et al. 2003; Dufour 2005; Francis, Gurnell et al. 2005).

2.3.2.2 Lumière

La disponibilité de la ressource lumineuse est sans aucun doute un des paramètres les plus importants régissant l'installation et la pérennisation d'une espèce végétale ripicole (Ellenberg 1979; Evette, Balique et al. 2012). Les réactions photosynthétiques nécessitent une quantité de photons déterminée sans laquelle la plante s'étiole. La compétition pour cette ressource est intense en milieu alluvial (Lovell, Gibson et al. 2009). En effet, le feuillage des espèces à fort développement vertical (saules et peupliers) crée un ombrage à même de gêner les espèces à développement plus étalé ou à croissance plus lente telles qu'*Hippophae rhamnoides* et *Myricaria germanica*. Dans un milieu colonisé par des individus de haut jet ou par des fourrés arbustifs, les espèces pionnières, ne peuvent s'installer, la ressource lumineuse étant totalement captée par la canopée.

2.3.2.3 Température

La température de l'air et du sol influence les cycles de vie des espèces en conditionnant la faisabilité des processus enzymatiques et l'intensité de l'évapotranspiration. La majorité des espèces alluviales sont phréatophytes obligatoires et vaporisent de grandes quantités d'eau. Certaines plantes ripicoles adaptées aux températures élevées peuvent se développer au bord des cours d'eau temporaires comme les *Tamarix* spp. et *Acacia* spp. De même, les conditions hivernales observées en altitude créent des niches spécifiques où seules des plantes présentant des adaptations particulières telles que des trichomes³ ou encore une forme naine, peuvent s'implanter.

2.3.2.4 pH et richesse du sol

La quantité de matière organique présente dans les différents sols alluviaux augmente généralement en direction de l'aval (Lecerf 2005). De même, la fertilité et le pH des sols diminuent avec l'altitude, ceci étant notamment lié avec la diminution des températures. De plus, les sols très minéraux (peu de matière organique à éroder en amont) ainsi que les vitesses d'écoulement généralement fortes favorisent plutôt le dépôt de matériaux grossiers alors que les branches plus en aval présentent des sols très riches. Cependant, les espèces ripicoles sont pour la plupart pionnières et par conséquent peu ou pas exigeantes en terme de fertilité (Ellenberg 1979; Evette, Balique et al. 2012).

La plupart des espèces ripicoles affectionnent les sols neutres à basiques (Ellenberg 1979; Rameau, Mansion et al. 2008; Evette, Balique et al. 2012). Un substrat présentant un pH faible influence même la survie et le développement des espèces ripicoles telles que les saules (Pezeshki, Anderson et al. 1998).

2.3.2.5 Humidité des sols et variation de hauteur de la nappe phréatique

L'humidité des sols est conditionnée par les précipitations mais aussi par les fluctuations du niveau de la nappe phréatique et la texture du sol. Les espèces végétales présentent des

³ Les trichomes sont des structures botaniques qui correspondent à des excroissances épidermiques. Le type de trichome le plus couramment rencontré est le poil (poil absorbant et poil aérien). Les poils peuvent être unicellulaires ou multicellulaires, ramifiés ou non et chaque type de poil peut être glandulaire.

optimums d'humidité très variables pour leur développement et s'implantent donc aussi en fonction de la teneur en eau des sols (Ellenberg 1979; Evette, Balique et al. 2012).

Nombre d'études font état de changements paysagers en lien avec l'affaissement phréatique ou l'assèchement des terrains du à une baisse des précipitations (Stromberg 1998; Amlin and Rood 2002; Kelly and Goulden 2008). Les espèces végétales phréatophytes facultatives, en s'approvisionnant indifféremment dans les compartiments vadose et saturé sont en règle générale indépendantes à l'état adulte des problèmes d'humidité apparaissant dans les milieux ripicoles et s'installent donc sur toute la hauteur de la berge, alors que les espèces inféodées à la nappe peuvent disparaître en cas d'effondrement phréatique subit.

2.3.2.6 Texture du sol

La texture du sol est un des paramètres influençant l'installation des espèces en milieu riparien. Les racines pénètrent aisément les macropores des sols peu cohésifs et grossiers mais ces derniers sont sujets à la sécheresse et retiennent plus difficilement les particules organiques, ralentissant l'extraction des éléments nécessaires à la plante (Passioura 1991). Les sols à granulométrie très faible comme les sols compacts argileux ne se laissent pas aisément pénétrer, la plupart des espèces n'exploitent donc pas les chapes argileuses. Il en va de même pour les sols à granulométrie trop grossière. En effet, les racines de certaines espèces de ligneux ripicoles ne traversent pas le toit de galet et s'enracinent donc en surface, ce qui peut être préjudiciable à leur maintien dans le milieu (Dufour 2005).

2.4 Services rendus par les ripisylves : fonctions biologiques et influence sur la dynamique du cours d'eau

2.4.1 Fonction de corridor biologique entre écosystèmes disjoints

Les ripisylves, du fait de leur structure bien souvent en cordon, permettent le déplacement d'espèces le long des réseaux, connectant par exemple des écosystèmes de l'amont et de l'aval. Ces corridors sont indispensables aux espèces dispersées en métapopulations ou opérant des

migrations saisonnières (Décamps, Joachim et al. 1987). De plus, la ripisylve sert également de corridor en permettant la circulation de flux de graines et de propagules.

Les flux de gènes opérés par les espèces impactent fortement la diversité génétique de certaines populations (végétaux phréatophytes, aquatiques, espèces animales inféodées à l'eau).

2.4.2 Fonction d'épuration et de contrôle de flux de matière

Cette fonction s'opère suivant deux directions :

- Du milieu adjacent (le plus souvent la plaine alluviale) vers le cours d'eau

Les ripisylves font office de zones tampons entre la plaine et le cours d'eau (Piégay, Pautou et al. 2003; Pinay and Clement 2003). Les racines filtrent les eaux de ruissellement et permettent la transformation ou la rétention des polluants organiques. Elles s'opposent à l'enrichissement excessif des rivières et des nappes en azote et en phosphore, en absorbant ces nutriments et en contribuant au processus de dénitrification microbologique (Pinay and Clement 2003).

En cas de crue, les parties aériennes filtrent les matières en suspension provenant des terrains voisins et réduisent la quantité de sédiments entraînés le long des pentes vers les cours d'eau (Adam, Debiais et al. 2008). Les boisements de berge contribuent ainsi fortement à améliorer la limpidité des rivières, évitant l'envasement des habitats aquatiques sensibles, notamment des frayères.

- De l'amont vers l'aval

En raison de sa forte rugosité, la végétation de berge filtre également les matériaux en suspension lors des crues. Elle contribue à l'enrichissement des sols en éléments nutritifs et en minéraux en favorisant le dépôt des alluvions. De plus, la ripisylve apporte des matériaux au cours d'eau en introduisant des débris végétaux (Piégay, Pautou et al. 2003).

2.4.3 Fonction d'habitat

Les ripisylves sont des milieux naturellement riches en biodiversité. De nombreuses espèces animales et végétales s'y reproduisent, s'y alimentent et s'y réfugient. Cet écotone sert ainsi d'habitats pour de nombreuses espèces. Les arbres sous cavés, les embâcles mais aussi les racines et radicules sont exploités par la faune aquatique pour la ponte. Certaines espèces sont partiellement inféodées à la ripisylve tandis que d'autres s'y réfugient uniquement lors d'inondations importantes. De plus, le couvert forestier à l'aplomb du cours d'eau permet de garder les eaux fraîches, condition indispensable à la faune aquatique (Décamps and Décamps 2002).

2.4.4 Fonction de ralentissement des crues, de rétention des embâcles et de modification de la dynamique fluviale

La rugosité et la flexibilité des parties aériennes des végétaux de la ripisylve modifient les conditions d'écoulement en cas de crue tout en dissipant une partie de l'énergie du cours d'eau (Darby 1999; Nepf and Vivoni 2000; Tabacchi, Lamberti et al. 2000) . Si la ripisylve ne se réduit pas à un simple cordon mais s'étale en forêt alluviale, elle participe également au retardement de l'onde de crue.

D'autre part, la végétation influence la dynamique et la morphologie fluviales (Piégay, Pautou et al. 2003). Par exemple, les Salicaceae, espèces ligneuses parmi les plus communes des ripisylves sont reconnues pour modifier le profil du cours d'eau en obstruant les flux via des embâcles, en renforçant les sols avec leurs racines et en favorisant les dépôts de sédiments (Hickin 1984; Edwards, Kollmann et al. 1999; Corenblit, Tabacchi et al. 2007; Moggridge and Gurnell 2009) (Fig. 5). Ceci facilite la stabilisation et l'accroissement des bancs de sable et gravier (McKenney, Jacobson et al. 1995; Hupp and Osterkamp 1996; Gurnell, Petts et al. 2001; Gurnell, Tockner et al. 2005; Moggridge and Gurnell 2009). A terme, la végétation permet la création de tresses et le développement des îles par rétention des fines et des embâcles (Edwards, Kollmann et al. 1999; Kollmann, Vieli et al. 1999; Gurnell, Petts et al. 2001; Gurnell and Petts 2002; Gurnell and Petts 2006; Moggridge and Gurnell 2009; Osterkamp and Hupp 2009).

Figure 5 Influence de la végétation sur son milieu (d'après Corenblit, Tabacchi et al. 2007)

2.4.5 Fonction économique et sociale

La forêt alluviale et la ripisylve peuvent être valorisées économiquement par la filière sylvicole pour la production de bois de qualité (Combe 2003). En effet, les sols enrichis par les apports de limons lors des crues, sont des territoires très productifs en biomasse. Les espèces ligneuses telles que les noyers, érables, frênes ou merisiers qui peuvent coloniser ces milieux peuvent être à forte valeur économique.

La bande boisée qu'est la ripisylve structure le paysage et constitue un cadre apprécié par la plupart des usagers du cours d'eau. Les pêcheurs sont directement concernés par cet espace car la qualité des eaux et donc la richesse piscicole de la rivière dépendent pour beaucoup du bon état de la ripisylve. Par ailleurs la demande est forte pour les activités de loisirs orientés vers les milieux aquatiques. L'attractivité de la ripisylve est donc directement liée à la présence et à la structuration de sa végétation.

3 La végétation dans les ouvrages de génie végétal

3.1 Les ouvrages en rivière ont un rôle mécanique et écologique

Le génie végétal, en copiant les milieux riverains, tire largement partie des propriétés de résistance des espèces ripicoles aux contraintes. Les ouvrages (Fig. 6 et 7) contribuent à limiter l'érosion des sols via différents mécanismes exerçant une protection dite « active » en empêchant l'érosion de se produire ou « passive » en retenant les sédiments érodés à l'amont (Viles 1990). A cet effet, les racines des plantes stabilisent les différents horizons pédologiques de l'ouvrage tandis que les parties aériennes, en se plaquant au sol, diminuent les forces érosives et piègent les sédiments charriés.



Figure 6 : Ouvrage de génie végétal âgé de deux ans sur le Vorz (cordons de fascine de saule)



Figure 7 : Détail des techniques utilisées dans un ouvrage sur la Vernaison (gabions tubulaires, caissons végétalisés, ramilles et boutures)

3.1.1 Protection de la surface du sol

La végétation, en procurant une couverture dense et pérenne de l'ouvrage contribue à limiter l'action des facteurs érosifs tels que l'effet splash (Bochet, Rubio et al. 1998; Geddes and Dunkerley 1999; Durán, Rodríguez et al. 2007) et le ravinement (Woo, Fang et al. 1997; Geddes and Dunkerley 1999). De plus, les troncs des ligneux et la végétation herbacée ralentissent la vitesse de ruissellement et par la-même la force d'arrachement et de transport des particules (Gonzales-Hidalgo, Raventos et al. 1997). Enfin, les plantes protègent le sol en se plaquant dessus durant les inondations exerçant ainsi un effet « tapis ». Cela diminue les forces érosives en freinant le courant et séquestre les sédiments dans le feuillage (effet « peigne ») (Van Dijk, Kwaad et al. 1996; Lee, Isenhardt et al. 2000; Martínez, Durán et al. 2006; Adam, Debais et al. 2008).

3.1.2 Consolidation en subsurface et stabilisation en profondeur

Les racines, en pénétrant le sol, pompent l'eau et en augmentent la porosité, ce qui contribue à désengorger le sol (Poncet 1995) et à favoriser la diffusion gazeuse. Elles facilitent également l'infiltration des eaux (Gliński and Lipiec 1990; Cerda 1999; Simon and Collison 2002), limitant ainsi le ruissellement, qui est le principal facteur de l'érosion des sols (Duran and Rodriguez 2008). Enfin l'ancrage racinaire dans le sol crée un maillage dense et structuré, maintenant efficacement le substrat (Handel, Robinson et al. 1997; Gyssels, Poesen et al. 2005; De Baets, Poesen et al. 2007; De Baets, Poesen et al. 2007) et stabilisant la pente (Thornes 1990; Lachat, Adam et al. 1994; Simon and Darby 1999; Li and Eddleman 2002). De plus, en s'ancrant en-deçà de la surface remaniée par l'érosion, les racines grossières agissent à la manière de piliers de soutènement, tandis que les racines fines et superficielles retiennent les particules des horizons supérieurs (Reubens, Poesen et al. 2007).

3.1.3 Restauration d'habitats, de corridors et de fonctionnalités écologiques

Le génie végétal et par extension le génie écologique sur les berges de cours d'eau ont notamment pour vocation de restaurer les fonctionnalités écologiques de la végétation ripicole, à savoir la rétention des sols mais également les habitats et corridors.

En effet, si un ouvrage de génie végétal constitue une zone de contact entre deux formations riveraines disjointes, il y a tout lieu de considérer cet ouvrage comme un élément de restauration du corridor écologique. Celui-ci permet la circulation des individus et des gènes et limite la fragmentation des habitats, responsable pour partie de l'appauvrissement génétique. De plus, bien qu'un ouvrage bloque souvent les successions écologiques en stabilisant les milieux, il permet quelquefois l'installation et la pérennisation d'espèces en danger (Odum and Odum 2003). Enfin en reconstituant un milieu disparu, via les espèces végétales implantées, l'ouvrage propose une zone de fourragement et de reproduction aux espèces animales. Ces fonctionnalités, bien que complexes à évaluer, sont garantes de la réussite complète d'un ouvrage.

3.1.4 Présentation de quelques techniques couramment utilisées

3.1.4.1 Le bouturage

La bouture est un segment de tige ou de racine d'une espèce ligneuse à fort pouvoir de régénération (Fig. 8 et 9). Celle-ci est implantée sur l'ouvrage en groupe ou isolée. Elle doit par reproduction végétative donner à terme un nouvel individu complètement raciné et branché. Dans le cadre d'une utilisation de ces segments végétaux en génie végétal, il convient de suivre les préconisations d'usage décrites dans les guides.

En effet, une bouture doit mesurer, selon le contexte technique dans lequel elle sera employée, entre 40 et 100 cm de long et entre 2 et 4 cm de diamètre (Lachat, Adam et al. 1994). Cependant, bien que de longues boutures induisent un léger surcoût, en présentant des réserves plus importantes par rapport à des boutures plus courtes, elles bénéficient de meilleures conditions de reprise et de croissance initiale. L'utilisation de boutures plus longues font que le système racinaire atteindra plus rapidement l'indispensable nappe phréatique (dans le cas d'espèces phréatophytes obligatoires) et que l'appareil aérien résistera plus efficacement à la concurrence herbacée pour la lumière (Vora, Schumacher et al. 1988; Hoag 1993; Salzmann 1998). De plus, il a été démontré chez les saules que des boutures plus volumineuses produisaient également plus de biomasses (Schiechtl 1980; Dethioux 1981; Greer, Pezeshki et al. 2006; Breton, Forestier et al. 2010). Il est cependant à noter que des tiges plus longues ou avec de plus gros diamètres peuvent être utilisées dans certaines techniques de génie végétal, on parle alors de pieux, de plançons, de branches ou de baguettes suivant les cas (Adam, Debiais et al. 2008).

En climat tempéré, il convient de prélever le matériel végétal nécessaire en période de dormance, alors que les bourgeons sont encore indifférenciés. Les branches doivent être prélevées avec des outils propres et tranchants afin d'éviter de contaminer et d'écraser les tissus, ce qui pourrait engendrer une nécrose de la bouture. Les boutures, si elles ne sont pas utilisées immédiatement, peuvent être stockées en jauge en respectant leur polarité ou bien dans des sacs étanches placées en chambre froide et ce pendant plusieurs mois. Une immersion des boutures pendant 7 jours est susceptible d'apporter un bénéfice au développement des jeunes boutures (Pezeshki, Brown et al. 2005). Volk et al. ont cependant démontré un impact négatif de la durée combinée à des températures de stockage très basses sur les facultés de reprise des saules (Volk, Ballard et al. 2004). Aussi il convient d'écourter au maximum la durée de stockage des boutures

afin de garantir un maximum de reprise, d'autant plus que les conditions optimales de stockage sont rarement réunies *in situ*.

Lors de la plantation, les boutures doivent être enfoncées environ au 3/4 et perpendiculairement au plan de la berge tout en respectant la polarité spécifique de la bouture. Un trou dont le diamètre est légèrement inférieur à celui de la bouture doit préalablement être creusé à la barre à mine afin d'éviter de la blesser lors de l'enfoncement dans le sol. Si l'écorce venait à peler, les tissus sous-jacents pourraient être affectés par les pathogènes présents dans le sol. La bouture peut être enfoncée à la masse mais les parties écrasées doivent être recoupées. Il n'est nul besoin d'hormone de bouturage, les Salicaceae sécrétant naturellement de grandes quantités d'auxine. Une fois plantées avec une densité d'environ cinq individus par m² (variable en fonction du type de projet), les boutures peuvent être arrosées les premières années afin d'éviter leur dessèchement précoce. De plus, la période d'intervention obéit à un calendrier respectant les cycles biologiques et les exigences écologiques des végétaux, éléments essentiels à la réussite d'un ouvrage. Aussi il convient de ne pas planter de boutures en dehors des périodes de dormance.

Les processus physiologiques et écologiques liés au développement des boutures diffèrent de ceux retrouvés dans le développement et la croissance des semis. En ce qui concerne la tige, le processus classique du développement du méristème caulinaire correspond à un double rôle : histogène (création de tissus conducteurs) et organogène (création de bourgeons et de feuilles). La partie souterraine de la bouture donne naissance à plusieurs racines primaires adventives à partir de bourgeons caulinaires non différenciés ou dédifférenciés. Cette faculté spécifique à donner en cas de perturbations des racines là où on ne les attend pas est une caractéristique typique des espèces pionnières.



Figure 8 : Bouturage naturel de *Salix purpurea*



Figure 9 : Bouturage artificiel de *Tamarix gallica*

3.1.4.2 Tressage, fascines et techniques connexes

Les boutures s'emploient dans la plupart des ouvrages de génie végétal du fait de leur faible coût et de leur simplicité d'utilisation mais aussi pour densifier un couvert végétal existant ou améliorer d'anciens aménagements (Adam, Debiais et al. 2008). Cette technique se combine aisément avec les techniques de tressage et fascine où elle est utilisée en partie supérieure de la berge. Les boutures peuvent également être utilisées dans les caissons végétalisés au-dessus de couches de branches à rejets ou de lits de plants et plançons (Fig. 10 à 12).

Figure 10 Boutures utilisées en arrière immédiat du tressage (d'après Adam, Debiais et al. 2008)

Figure 11 Boutures utilisées en arrière immédiat d'une fascine (d'après Adam, Debais et al. 2008)

Figure 12 Boutures utilisées pour la végétalisation d'un treillage bois (d'après Adam, Debiais et al. 2008)

3.2 Espèces ligneuses ripicoles classiquement utilisées en génie végétal, une prédominance des saules

3.2.1 Ecologie des espèces ligneuses utilisées en Europe

Les espèces communément utilisées en génie végétal pour la stabilisation des berges de cours d'eau ont pour point commun d'être des espèces de zones alluviales (au moins celles utilisées dans la partie inférieure de la berge). Ces milieux étant souvent contraignants (températures extrêmes, sécheresse ou au contraire anoxie, pauvreté du substrat...), les espèces employées doivent présenter des stratégies d'évitement et/ou de résistance adaptées.

Le génie végétal en rivière s'applique cependant au sein de domaines géographiques très différents et présentant des climats très contrastés. Aussi, les espèces sélectionnées doivent être adaptées aux caractéristiques écologiques et biogéographiques des ouvrages concernés.

Les caractéristiques autécologiques des espèces de génie végétal présentées ici sont extraites de différentes bases de données (Landolt 1977; Ellenberg 1979; Lauber and Wagner 1998; Glenz, Schlaepfer et al. 2006; Niinemets and Valladares 2006). Les données d'Ellenberg, complétées par les données de Landolt et de Lauber et Wagner renseignent sur les tolérances à certains paramètres abiotiques (anoxie, lumière, température, pH, humidité, richesse du sol) tandis que les données de Niinemets et Valladares et de Glenz donnent des indications sur les tolérances à l'inondation et à la sécheresse. Ces données permettent de discriminer les espèces en leur attribuant un optimum écologique, ce qui nous permet de les regrouper en groupes écologiques et biogéographiques comme ceux présentés dans Evette, Balique et al. (2012) (Tables 1 à 3). Les espèces de chaque groupe ont des exigences écologiques et des répartitions géographiques similaires.

Tableau 1 Exemples d'espèces ligneuses utilisées en génie végétal groupées selon leurs caractéristiques écologiques, Figure extraite de Evette, Balique et al. 2012

Ecological groups	Common species	Ecological groups	Common species
1(n=7)	<i>Acer campestre</i> <i>Laburnum alpinum</i> <i>Lonicera xylosteum</i> <i>Prunus avium</i> <i>Tilia cordata</i>	7(n=9)	<i>Betula pendula</i> <i>Betula pubescens</i> <i>Salix caprea</i> <i>Salix eleagnos</i> <i>Salix hastata</i>
2(n=8)	<i>Acer pseudoplatanus</i> <i>Alnus cordata</i> <i>Juglans regia</i> <i>Lonicera alpigena</i> <i>Ulmus minor</i>	8(n=9)	<i>Fraxinus ornus</i> <i>Phillyrea latifolia</i> <i>Pistacia terebinthus</i> <i>Prunus mahaleb</i> <i>Tamarix africana</i>
3(n=8)	<i>Alnus glutinosa</i> <i>Populus nigra</i> <i>Salix alba</i> <i>Salix triandra</i> <i>Salix viminalis</i>	9(n=10)	<i>Cornus sanguinea</i> <i>Crataegus monogyna</i> <i>Ligustrum vulgare</i> <i>Quercus robur</i> <i>Viburnum lantana</i>
4(n=10)	<i>Myricaria germanica</i> <i>Salix foetida</i> <i>Salix glabra</i> <i>Salix glaucosericea</i> <i>Salix helvetica</i>	10(n=8)	<i>Corylus avellana</i> <i>Malus sylvestris</i> <i>Populus tremula</i> <i>Rosa canina</i> <i>Viburnum opulus</i>
5(n=9)	<i>Amelanchier ovalis</i> <i>Erica carnea/herbacea</i> <i>Genista tinctoria</i> <i>Prunus brigantina</i> <i>Tamarix gallica</i>	11(n=4)	<i>Salix atrocinerea</i> <i>Salix aurita</i> <i>Salix cinerea</i> <i>Salix daphnoides</i>
6(n=9)	<i>Berberis vulgaris</i> <i>Cornus mas</i> <i>Coronilla emerus</i> <i>Cytisus scoparius</i> <i>Juniperus communis</i>		

Tableau 2 Tolérances et préférences des espèces aux facteurs abiotiques selon les groupes écologiques, tableau extrait de Evette, Balique et al. 2012

Paramètre abiotique	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5	Groupe 6
Anoxie	Intolérant	Intolérant	Tolérant	Moyennement tolérant	Intolérant	Intolérant
Lumière	Ombre	Ombre	Ombre	Lumière	Lumière	Lumière
Température	Chaud	Chaud	Chaud	Froid à frais	Chaud	Chaud
pH	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Neutre	Basique
Humidité	Sec	Humide	Trempé	Humide	Sec	Sec
Richesse du sol (N)	Semi-riche	Riche	Semi-riche	Pauvre	Pauvre	Pauvre

Groupe 7	Groupe 8	Groupe 9	Groupe 10	Groupe 11
Moyennement tolérant	Très intolérant	Intolérant	Intolérant	Tolérant
Lumière	Plein soleil	Lumière	Lumière	Lumière
Froid à frais	Extrêmement chaud	Chaud	Chaud	Chaud
Neutre	Basique	Neutre	Neutre	Trempé
Humide	Sec	Sec	Sec	Acide
Pauvre	Pauvre	Pauvre	Semi-riche	Pauvre

Tableau 3 Exemples d'espèces ligneuses utilisées en génie végétal et groupées selon leurs caractéristiques biogéographiques, tableau extrait de Evette, Baliq et al. 2012

Biogeographical groups	Common species	Biogeographical groups	Common species
1(n=38)European, oceanic, foothill species	<i>Acer campestre</i> <i>Corylus avellana</i> <i>Crataegus monogyna</i> <i>Lonicera xylosteum</i> <i>Salix fragilis</i> <i>Salix atrocinerea</i>	4(n=13)Alpine, oceanic species	<i>Alnus viridis</i> <i>Lonicera alpigena</i> <i>Salix appendiculata</i> <i>Salix daphnoides</i> <i>Salix foetida</i> <i>Lonicera nigra</i>
2(n=18)Mediterranean, foothill species	<i>Alnus cordata</i> <i>Cornus mas</i> <i>Phyllirea latifolia</i> <i>Pistacia terebinthus</i> <i>Tamarix africana</i> <i>Tamarix gallica</i>	5(n=14)Alpine, continental species	<i>Hippophae rhamnoides</i> <i>Larix decidua</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Salix bicolor</i> <i>Salix caesia</i> <i>Salix laggeri</i>
3(n=12)European, continental, foothill species	<i>Alnus incana</i> <i>Salix triandra</i> <i>Populus nigra</i> <i>Populus tremula</i> <i>Quercus robur</i> <i>Rhamnus cathartica</i>		

Ces typologies suivent dans l'ensemble les typologies phytosociologiques établies précédemment, notamment celles de Corine Biotope.

De plus, chaque groupe d'espèces de mêmes caractéristiques biogéographiques déterminées par cette étude inclut des espèces de genres différents (par exemple le groupe 1 comprend six espèces réparties en cinq genres).

3.2.2 Pourquoi sont-elles utilisées en génie végétal ?

Les saules et espèces ligneuses compagnes sont couramment utilisés dans les techniques de génie végétal mises en œuvre pour la stabilisation des berges, lacs, étangs et canaux du fait de leurs caractéristiques écologiques particulièrement adaptées aux milieux alluviaux (Kuzovkina-Eischen 2003; Kuzovkina and Quigley 2004; Norris, Stokes et al. 2008; Kuzovkina and Volk 2009). En effet, comme de nombreuses espèces rudérales et pionnières, la plupart de ces espèces présentent une large amplitude de tolérance en ce qui concerne la nature des sols, l'exposition et l'humidité (Ellenberg 1979; Niinemets and Valladares 2006).

3.2.2.1 Taux de reprise au bouturage

Certaines des espèces pionnières ligneuses utilisées en génie végétal présentent d'excellentes capacités de reprise au bouturage comme c'est le cas pour la plupart des saules (Gray and Sotir 1996; Graf, Böll et al. 2003), à l'exception de *S. caprea* (Liesebach and Naujoks 2004) et de *S. appendiculata* (Lachat, Adam et al. 1994; Verniers 1995) (Table 4).

Tableau 4 Taux de reprise des espèces classiquement utilisées en Europe, modifié d'après Graf, Böll et al. 2003

Espèce	Taux de reprise
<i>Populus nigra</i>	70/100
<i>Salix alba</i>	75
<i>Salix aurita</i>	75
<i>Salix cinerea</i>	70
<i>Salix daphnoides</i>	100
<i>Salix elaeagnos</i>	75
<i>Salix fragilis</i>	95
<i>Salix nigricans</i>	80
<i>Salix pentandra</i>	90
<i>Salix purpurea</i>	100
<i>Salix viminalis</i>	90

Un taux de reprise élevé évite les « trous » dans l'ouvrage qui sont des niches potentielles pour des espèces invasives. Cela permet également une couverture rapide des sols, limitant l'érosion hydrique (White 1992).

3.2.2.2 Tolérance à la submersion et à l'anoxie

La tolérance des espèces utilisées en génie végétal à la submersion et à l'anoxie est une caractéristique indispensable pour le maintien de ces plantes au pied des ouvrages. En effet, ces milieux sont régulièrement submergés lors d'inondation. La submersion induit un remplissage des pores du sol et donc une saturation de la zone vadose, conduisant à l'anoxie des horizons superficiels, ce qui est préjudiciable aux espèces qui ne sont pas adaptées. Les plantes s'acclimatent via trois types de processus : anatomiques, morphologiques et métaboliques. La durée de tolérance peut varier de quelques heures à plusieurs jours voire semaines selon l'espèce, les organes affectés, le stade de développement et la température (Vartapetian and Jackson 1997). Les principaux processus métaboliques racinaires sont la

détoxication racinaire, la prévention de l'acidose cytoplasmique, le changement des voies métaboliques avec l'intégration de la fermentation, la synthèse d'enzymes de la glycolyse et de la fermentation (Vartapetian and Jackson 1997). Les adaptations morphologiques passent essentiellement par des modifications du ratio de biomasses tiges/racines, la formation d'aérenchymes et de lenticelles, la génération de racines adventives, la stimulation de la production aérienne et la prospection racinaire dans des horizons moins anoxiques (Vartapetian and Jackson 1997; Glenz, Schlaepfer et al. 2006).

La croissance des saules est cependant très peu influencée par l'anoxie provoquée par les inondations (Kuzovkina, Knee et al. 2004) car les conditions anaérobiques induisent rapidement des adaptations morphologiques permettant de maintenir leur métabolisme (Kuzovkina-Eischen 2003). La submersion n'impacte pas significativement la survie des individus (Kramer, Vreugdenhil et al. 2008) mais affecte quelquefois la production de biomasse (Amlin and Rood 2001; Schaff, Pezeshki et al. 2003). La plupart des saules sont donc considérés comme très tolérants à la submersion (Krasny, Zasada et al. 1988; Glenz, Schlaepfer et al. 2006; Niinemets and Valladares 2006; Vreugdenhil, Kramer et al. 2006) et à l'anoxie (Krasny, Zasada et al. 1988; Jackson and Attwood 1996; Aronsson and Perttu 2001; Kuzovkina, Knee et al. 2004; Niinemets and Valladares 2006).

3.2.2.3 Biomasses et rapport de biomasses

Les saules produisent de grandes quantités de racines et de tiges, consécutivement à leur taux de croissance élevé (Raven 1992; Kuzovkina-Eischen 2003; Dušek and Květ 2006). Cette propriété est telle qu'ils sont couramment utilisés pour la production de biomasse dans les taillis à courte rotation (Keoleian and Volk 2005). Les variétés d'espèce utilisées (le plus couramment *S. viminalis* et *S. purpurea*) pour la production de biomasse fournissent davantage de biomasse aérienne que les variétés de peupliers utilisées dans le même but (Perttu 1993; Kuzovkina and Quigley 2004) et représentent même le taxon le plus productif du Canada (Labrecque and Teodorescu 2003). Ces espèces produisent également quantité de biomasse racinaire (Crow and Houston 2004). Cette cinétique de croissance permet aux saules de s'ancrer rapidement et efficacement dans les sols et de les exploiter au mieux.

Le ratio de biomasse aérienne sur souterraine est en général très en faveur des racines chez les saules (Wikberg and Ögren 2007; Stella and Battles 2010). En effet, cela leur permet de s'ancrer aisément dans un substrat grossier et de prospecter plus efficacement dans des

sols pauvres. La biomasse aérienne réduite par rapport au reste de la plante permet de limiter l'évapotranspiration et d'offrir moins de prise aux forces d'arrachage. Le tableau 5 illustre les rapports existant entre les volumes aériens et souterrains de quelques espèces européennes utilisées en génie végétal, en dehors des rapports de biomasse.

Tableau 5 Rapport de volumes racines/tiges d'après Schiechtl, 1973

Espèce	Rapport de volume racines/tiges
<i>Salix glabra</i>	2,4
<i>Salix elaeagnos</i>	1,8
<i>Salix nigricans</i>	1,8
<i>Salix appendiculata</i>	1,7
<i>Salix purpurea</i>	1,5
<i>Salix alba</i>	0,5
<i>Salix triandra</i>	0,4
<i>Populus nigra</i>	
<i>Italica</i>	0,4

3.2.2.4 Résistance aux contraintes mécaniques et à l'ensevelissement

La plupart des saules, de par leur nature ripicole, se doivent d'éviter ou de résister aux contraintes mécaniques exercées par les écoulements. Il s'agit de développer des stratégies pour résister aux forces de cisaillement et d'arrachement ainsi qu'aux processus de découverture/recouvrement par les sédiments. Leur résistance à l'arrachement via des racines solides et des tiges souples est bien documentée (Karrenberg, Blaser et al. 2003). Les parties aériennes dissipent l'énergie hydraulique (Adam, Debiais et al. 2008) pendant que les racines maintiennent le plant en place.

Les saules sont également très tolérants à l'alternance déposition/ablation (Gray and Sotir 1996; Kuzovkina and Quigley 2004). Ils sont en effet capables de rejeter à partir de racines mises à nu ou de tiges ensevelies (Barnes 1985; Karrenberg, Edwards et al. 2002). Ces espèces sont également peu sensibles à la compaction des sols, ce qui est un avantage certain dans les sols remaniés ou urbains (Kuzovkina, Knee et al. 2004).

3.3 Caractéristiques requises pour les espèces intégrées à des ouvrages de génie végétal : les traits biotechniques

Un certain nombre de caractéristiques biologiques sont requises pour que les espèces contribuent efficacement à la tenue des ouvrages de génie végétal, on peut dès lors parler de traits biotechniques. Les caractéristiques recherchées sont tout d'abord de fortes capacités de régénération de l'individu. Il s'agit de développer de bonnes capacités de reprise au bouturage, mais également de bonnes aptitudes à la régénération après perturbation (fréquentes en bord de cours d'eau).

Les espèces doivent également présenter un caractère pionnier avec une vitesse de croissance élevée des parties aériennes et racinaires, et un rapport biomasse aérienne sur souterraine en faveur des racines pour un bon maintien des sols. Les parties aériennes doivent comprendre des tiges multiples, résistantes et flexibles pour ralentir le courant à proximité du sol et se coucher sur celui-ci pour le protéger de l'érosion. Les parties souterraines doivent être denses et profondes afin de renforcer le sol (Gray and Sotir 1996; Schiechl and Stern 1996; Norris, Stokes et al. 2008).

4 Une contrainte majeure dans la réussite des ouvrages de génie végétal : la sécheresse

La végétation influence la dynamique des formes fluviales (Osterkamp and Hupp 2009) mais sa présence est aussi régie par les conditions hydro-climatiques, elles-mêmes sensibles aux changements globaux (Goudie 2006). Ces changements vont modifier les contraintes exercées sur les végétaux des ouvrages. Ces contraintes peuvent notamment correspondre à des sécheresses résultant d'un abaissement de la nappe phréatique (sécheresse phréatique) ou d'un déficit de précipitations (sécheresse météorologique). La sécheresse est d'ailleurs considérée comme une des principales contraintes lors de la réalisation d'ouvrages en génie végétal car les jeunes plants y sont plus sensibles que les individus matures (Pezeshki, Li et al. 2007).

4.1 Définition de la sécheresse

Palmer, autorité reconnue dans l'étude des sécheresses, indique qu'il y a autant de définitions de la sécheresse que d'intérêts spécifiques touchés par celle-ci (Palmer 1965). Cependant, les définitions sont variables en fonction des échelles d'espace et de temps considérées, on peut ainsi retenir les définitions suivantes :

- un manque subit et prolongé de précipitations (Organisation Météorologique Mondiale 2006),
- un phénomène naturel qui émerge quand les précipitations ont été significativement au-dessous des niveaux normaux enregistrés, causant des déséquilibres hydrologiques sérieux qui affectent défavorablement les systèmes de production liés à la terre (Secretariat General des Nations Unies 1994),
- le pourcentage d'années où la récolte échoue du fait du manque d'eau (Food and Agriculture Organization 1983),
- une période prolongée (saison, année(s)) d'averses déficientes quant à la moyenne statistique des précipitations sur plusieurs années dans une région.

Les sécheresses sont traditionnellement classées en quatre catégories (Wilhite and Glantz 1985) : météorologique, hydrologique, agricole et socio-économique.

La sécheresse météorologique est définie comme résultant d'un déficit de précipitations sur une région donnée pendant un certain temps. Les précipitations sont généralement utilisées pour analyser les sécheresses météorologiques ((Pinkayan 1966) in (Mishra and Singh 2010) ; (Santos 1983; Chang 1991; Eltahir 1992). Les auteurs analysent la durée et l'intensité des sécheresses en fonction du déficit de précipitations par rapport à des valeurs moyennes ((Gibbs 1975) in (Mishra and Singh 2010)) ou en fonction des déficits cumulés (Chang and Kleopa 1991; Estrela, Peñarrocha et al. 2000).

Les sécheresses hydrologiques sont dues à des ressources en eau superficielles et souterraines insuffisantes pour les usages préétablis que l'on souhaite en faire (Mishra and Singh 2010). Elles peuvent être à la fois considérées comme des processus lents mais croissants, étant donné qu'il est très difficile de déterminer précisément leur début effectif, leur sévérité et leur étendue spatiale, mais également comme des phénomènes rapides et éphémères (Lake 2000; Lake 2003).

La sécheresse agricole correspond à une période pendant laquelle l'humidité édaphique baisse et les récoltes agricoles sont mauvaises. Cette sécheresse est généralement indépendante des ressources en eau de surface (Mishra and Singh 2010).

La sécheresse socio-économique est le plus souvent associée à un problème d'approvisionnement en eau de bonne qualité pour répondre à des demandes spécifiques. Elle se produit quand la demande excède l'offre suite à un déficit d'apport et de stockage dans les réservoirs (Mishra and Singh 2010).

La sécheresse phréatique est un type particulier de sécheresse hydrologique qui se produit quand la recharge ou la décharge de la nappe phréatique dévient de la normale (Calow, Robins et al. 1999; Tallaksen and van Lanen 2004; Van Lanen 2005). La sécheresse phréatique découle directement de la sécheresse climatique/météorologique. Les sécheresses phréatiques sont souvent déphasées par rapport aux sécheresses tant météorologiques qu'agricoles (Wilhite and Glantz 1985) in (Mishra and Singh 2010) ; (Tallaksen and van Lanen 2004). Lors d'un cycle de sécheresse hydrologique, le compartiment de la nappe phréatique est le dernier à réagir du fait de son inertie à la sécheresse (Mendicino and Versace 2007). La sécheresse phréatique étant liée à l'affaissement de la nappe, celle-ci peut être lente mais intense, brutale mais faible, brutale et intense... et subvenir à la suite de déficits de

précipitations en amont mais aussi de pressions anthropiques exercées localement sur le milieu (pompage des nappes, création d'obstacles à l'écoulement, enfoncement du lit consécutif à des activités humaines...), voire d'accidents géologiques.

4.2 Les différents paramètres de la sécheresse

Les sécheresses, quelles qu'elles soient, sont caractérisées par différents paramètres tels que la durée, la sévérité, l'intensité et l'étendue spatiale (Dracup, Kil Seong et al. 1980; Mishra and Singh 2010). Les paramètres les plus utilisés pour caractériser une sécheresse sont la durée et l'intensité (Panu and Sharma 2002). La durée d'une sécheresse se mesure la plupart du temps en jours, mais certaines sécheresses peuvent s'étendre sur plusieurs années. Cependant la notion même de sécheresse varie suivant les zones considérées. Par exemple, d'après la British Rainfall Organization, la sécheresse absolue, pour les pays occidentaux situés dans des zones pluvieuses, est une période de 15 jours consécutifs pendant laquelle les précipitations enregistrées sont inférieures ou égales à 0,25 mm/jour (Rinamed 2010), alors qu'elle pourra être toute autre dans des pays plus méridionaux ou tropicaux. L'intensité d'une sécheresse se caractérise quant-à-elle par l'ampleur du déficit de précipitations. Elle est généralement mesurée par un écart à la normale d'un paramètre climatique tel que la hauteur de précipitations, d'un indicateur tel que le niveau des réservoirs ou d'un indice tel que l'indice de précipitations standardisé (Organisation Météorologique Mondiale 2006).

4.3 La sécheresse pourrait être aggravée par les changements globaux

Les changements globaux devraient influencer les conditions hydrologiques en milieux fluviaux. Les sécheresses pourraient être de plus en plus fréquentes et intenses dans certaines régions. Des travaux ont ainsi démontré une plus forte occurrence d'événements hydrologiques extrêmes, comme les phénomènes de sécheresse (Lettenmaier, McCabe et al. 1996) in (Mishra and Singh 2010) ; (Aswathanarayana 2001).

Les températures de surface ont globalement augmenté au cours des 157 dernières années, avec des variations régionales significatives (IPCC 2007). En général, ce réchauffement intensifie le cycle hydrologique global (Milly, Wetherald et al. 2002). Il est

bien établi que la température superficielle moyenne de la Terre a augmenté après le dernier maximum glaciaire il y a 21 000 ans, augmentant ainsi les précipitations, l'évaporation et les écoulements moyens (Clark, Alley et al. 1999).

En Europe, les auteurs travaillant sur le sujet prédisent une augmentation du volume des précipitations moyennes dans les régions du nord, engendrant des risques d'inondation plus forts. A l'inverse, dans les secteurs plus au sud, il y aurait moins d'averses, un prolongement des périodes sèches et une évaporation accrue, augmentant la probabilité d'occurrence des sécheresses (IPCC 1997; EEA 1999; Voss, May et al. 2002; IPCC 2007). Les sécheresses estivales augmenteront partout du fait de la baisse des débits d'étiage estivaux et de leur décalage dans le temps (Basilico, Massu et al. 2009).

Du fait de leur extension spatiale, les sécheresses et leurs conséquences sur les activités humaines ou sur les végétaux devraient être étudiées dans un contexte régional et non plus local (Tallaksen 2000; Demuth and Stahl 2001; Mishra and Singh 2009; Mishra and Singh 2010).

4.4 Sécheresses et matériel végétal

4.4.1 Impact de la sécheresse

En écologie fonctionnelle, la sécheresse peut être considérée comme un stress abiotique puis une perturbation si elle entraîne la mort des individus stressés. Elle induit la fragmentation des habitats en perturbant la connectivité hydrologique. Les espèces résistent à la sécheresse en utilisant des refuges créés par cette discontinuité (Lake 2000). Les réponses écologiques de l'écosystème à cette perturbation sont à l'image de la sécheresse : elles sont progressives et quelquefois échelonnées (Boulton 2003).

Parmi toutes les perturbations affectant les milieux fluviaux, les sécheresses peuvent induire un stress hydrique⁴ chez les végétaux présents sur les berges et provoquer des modifications morphologiques, physiologiques et métaboliques, ce qui peut entraîner une diminution de leur croissance et de leur taux de survie (Hinckley and Ceulemans 1989).

⁴ Le stress hydrique se définit comme une agression affectant la croissance d'une plante et résultant d'un déficit en eau, la quantité d'eau nécessaire à la vie de la plante dépassant la quantité disponible dans le sol pendant une certaine période, (Warren, F. J., J. M. Waddington, et al. (2001). "The effect of drought on hydrology and sulphate dynamics in a temperate wetland." *Hydrological Processes* **15**: 3133-3150.

Les mécanismes impliqués dans les réponses des plantes à la sécheresse sont multiscalaires et s'expriment aussi bien au niveau génétique qu'au niveau de la plante entière (Fig. 13). Trois stratégies sont efficaces pour contrer les effets de la sécheresse : plasticité, acclimatation et résistance (Chaves, Maroco et al. 2003). Quelle que soit la stratégie appliquée par la plante, celle-ci se reflète dans l'expression de traits aisément mesurables.

Les deux formes de sécheresses classiquement observées sur les cours d'eau (météorologique et phréatique) affectent cependant différemment les végétaux en fonction de leur stade de croissance. En effet, une sécheresse météorologique due à un déficit de précipitations va d'abord affecter les jeunes plants (moins d'une saison végétative) qui n'ont pas encore accès à la nappe lors de la première période végétative alors qu'une sécheresse phréatique peut affecter non seulement les plantules mais aussi les individus plus matures (plus d'une saison végétative).

Les sécheresses impactantes sont en général estivales et débutent la plupart du temps à la fin de la période de développement pour les espèces ripicoles. Dans le cas d'un ouvrage de génie végétal, les végétaux sont parfois irrigués jusqu'à la reprise, ce qui permet dans ce cas de faire abstraction d'une sécheresse présente dès la plantation. Ces sécheresses influencent cependant la survie de ces espèces s'il y a par exemple déconnection entre le système racinaire et la nappe phréatique lors d'un affaissement phréatique ou si une forte sécheresse météorologique se produit après la reprise, entraînant une nécrose racinaire dans les horizons superficiels.

Les conséquences d'une sécheresse ne sont pas strictement identiques selon le type de matériel végétal. Le développement initial des boutures diffère en effet de celui des plants issus de la germination (par exemple l'émission de racines adventives). L'impact de la sécheresse sur des boutures d'espèces ripicoles utilisées dans un ouvrage de génie végétal est peu documenté, cependant les auteurs s'accordent pour dire que la résistance à la sécheresse des boutures est influencée par les stratégies que développent les espèces pour les plantules. Ainsi une espèce dont les plantules sont connues pour émettre rapidement des racines en direction de la nappe, fournira des boutures ayant sensiblement les mêmes facultés d'enracinement. De manière générale, les boutures d'espèces ripicoles tolérantes ou résistantes à la sécheresse montrent un rapport de biomasse en faveur des racines (Pallardy and Kozlowski 1979; Schaff, Pezeshki et al. 2002), une quantité de biomasse racinaire accrue (Li, Pezeshki et al. 2004) et surtout une vitesse de descente racinaire importante, fonction de la vitesse d'affaissement phréatique. Cette prospection s'opère au détriment de la production

aérienne (Francis, Gurnell et al. 2005). En cas de sécheresse liée à un déficit de précipitations, les boutures de *S. viminalis* montrent par exemple une réduction de la croissance aérienne et de la surface foliaire (Van Splunder, Voeselek et al. 1996).

Figure 13 Réponses au stress hydrique à l'échelle de la plante, figure extraite de Chaves, Maroco et al. 2003

A gauche, les réponses à long terme ou acclimatation et à droite, les réponses à court terme

4.4.2 Traits végétaux caractérisant les stratégies d'adaptation à la sécheresse

Les réponses biologiques peuvent être caractérisées par des traits dits fonctionnels. Ces traits permettent de comparer les populations et les espèces entre elles en fonction de leurs capacités de résistance à la sécheresse. Les traits végétaux sont définis comme étant toute caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique, mesurable à l'échelle de l'individu, sans référence à l'environnement, et intervenant dans la valeur adaptative de l'espèce (Violle, Navas et al. 2007). La combinaison de traits fonctionnels permet de caractériser de façon plus exhaustive le fonctionnement de la plante et de mettre en évidence

certaines des stratégies adaptatives de l'espèce (Grime 2001), telles que l'évitement ou la résistance à la sécheresse. De plus, étant donné que ces traits fonctionnels peuvent être mesurés de façon presque identique sur la quasi-totalité des espèces végétales terrestres, leur utilisation permet de faire abstraction de la taxonomie spécifique et donc de comparer fonctionnellement différentes espèces dans des contextes biogéographiques différents (Keddy 1992). Ces traits peuvent ici être qualifiés de « traits d'intérêt » de l'espèce. Ils correspondent aux caractéristiques biologiques jugées intéressantes pour l'application que l'on veut faire. Par exemple, il peut s'agir d'une forte résistance à l'arrachement pour une plante soumise aux contraintes mécaniques dans une pente ou une grande dispersion racinaire pour une plante soumise à la sécheresse.

Des traits végétaux caractéristiques de la réponse à la sécheresse et aisément mesurables sont utilisés depuis de nombreuses années. En effet, chez tous les ligneux, les réponses physiologiques sont couramment accompagnées par des manifestations morphologiques (Rood, Braatne et al. 2003). Les effets de la sécheresse sur des individus sensibles se remarquent par exemple par une baisse du diamètre du tronc ou des rejets (Lebourgeois, Lévy et al. 1998; Thornley 1999; Ogaya, Penuelas et al. 2003; Llorens, Penuelas et al. 2004; Ogaya and Penuelas 2007), une plus faible hauteur de tige (Llorens, Penuelas et al. 2004; Coopman, Jara et al. 2008), une moindre production de biomasse (Rood, Braatne et al. 2003; Llorens, Penuelas et al. 2004; Ohashi, Nakayama et al. 2006; Coopman, Jara et al. 2008), un rapport de biomasses aérienne sur souterraine plus faible (Chapin III, Schulze et al. 1990; Matthews, Reddy et al. 1990; Chapin 1995; Passioura 1996; Van Splunder, Voesenek et al. 1996; Pace, Cralle et al. 1999; Fang-Lan, Wei-Kai et al. 2009; Hund, Ruta et al. 2009) et une profondeur racinaire plus élevée (Passioura 1996; Pradhan, Mahata et al. 2003; Hund, Ruta et al. 2009). Certains traits morphologiques foliaires sont également affectés. Il s'agit de la surface spécifique foliaire (SLA) et de la teneur en matière sèche de la feuille (LDMC). En effet, la SLA baisse en cas de stress hydrique du fait de la diminution de la surface foliaire et de l'augmentation de la concentration des sucres osmoprotecteurs dans la feuille, tandis que parallèlement la LDMC augmente (Crawley 1997; Anyia and Herzog 2004; Liu and Statzel 2004; Painawadee, Jogloy et al. 2009; Erice, Louahia et al. 2010).

5 Quelles sont les espèces à utiliser dans des ouvrages soumis à sécheresse ?

5.1 Problématique générale

Les espèces ligneuses utilisées en génie végétal peuvent être réparties en fonction de leurs affinités sur les grands gradients écologiques et biogéographiques (Evette, Balique et al. 2012). Si l'on discrimine ces espèces en fonction de leurs affinités biogéographiques, nous pouvons distinguer deux groupes d'espèces :

- celles classiquement utilisées en climat tempéré de plaine où les techniques de génie végétal sont largement employées,
- et les espèces potentiellement utilisables dans des milieux où les techniques de génie végétal sont peu employées, comme ce peut être le cas en climats méditerranéen et montagnard.

L'étude pré-citée a été menée à l'échelle européenne et a montré que l'humidité est un des principaux facteurs régissant la distribution spatiale des espèces de génie végétal (Evette, Balique et al. 2012). Il a été démontré par ailleurs que la sécheresse est une des principales contraintes à prendre en compte lors de la réalisation d'ouvrages (Pezeshki, Li et al. 2007). La sécheresse est susceptible d'agir sur la survie des boutures. Cependant, même si les boutures survivent à cette sécheresse, leur développement sera affecté par la disponibilité en eau, ce qui peut donc être préjudiciable à la réussite de l'ouvrage et à sa tenue dans le temps.

Il est donc nécessaire de mieux connaître l'effet de cette sécheresse sur les traits biotechniques des espèces et notamment les taux de reprise des boutures, les allocations de biomasses, le développement aérien et racinaire, que ce soit en termes de structure, mais également de dynamique.

La principale question du travail présenté ici est donc « Quelles sont les caractéristiques biotechniques et les facultés d'acclimatation à la sécheresse de boutures d'espèces de Salicaceae et Tamaricaceae, utilisées ou potentiellement utilisables en génie végétal ? »

L'agencement des différentes parties de la problématique et des articles afférents est présenté à la figure 14. L'article paru dans la revue Sciences Eaux & Territoires est un article à destination des gestionnaires et est présenté en annexe 2.

5.1.1 La nécessité de caractériser la résistance à la sécheresse de boutures issues d'espèces et de populations utilisées en génie végétal

Dans certaines zones rivulaires soumises à la sécheresse comme cela peut être le cas en milieux méditerranéens et alpins, les espèces classiquement utilisées ne permettent pas toujours d'obtenir des ouvrages suffisamment efficaces du fait de leur faible résistance aux conditions stationnelles. De plus, dans les secteurs où les techniques de génie végétal sont maîtrisées, des inquiétudes demeurent quant à leur efficacité future dans un contexte de changement climatique où les sécheresses deviendraient plus fréquentes et plus intenses.

La création d'ouvrages en milieu sec et /ou drainant représente donc une difficulté certaine pour les gestionnaires de milieux naturels.

Cependant, les espèces classiquement utilisées que les saules font preuve d'une certaine plasticité (Kuzovkina-Eischen 2003) et présentent de vastes gammes de réponses aux différents stress, ce caractère résultant de leur nature pionnière. Il est donc nécessaire d'étudier plus profondément cette plasticité, afin de préconiser et d'identifier des populations de saules potentiellement plus résistantes à la sécheresse. Ces populations seraient plus à même d'être employées dans les environnements soumis à des changements globaux.

5.1.2 La nécessité d'utiliser d'autres genres que celui des saules pour réaliser des boutures en génie végétal

Comparativement à d'autres espèces telles que *Amelanchier* sp., *Berberis* sp. ou encore *Tamarix* sp., les saules seraient moins résistants à la sécheresse (Niinemets and Valladares 2006). De plus, en milieu méditerranéen, les constats de terrain réalisés par les opérateurs (P. Berbain, Syndicat intercommunal d'Aménagement du Bassin de l'Arc, com. orale) montrent que les saules ne sont adaptés qu'à la partie la plus basse de la berge où le stress hydrique limité permet la réussite au bouturage.

De plus, il n'est pas souhaitable de réaliser des ouvrages uniquement constitués de saules du fait des contraintes stationnelles que l'on observe dans les régions méridionales françaises et également de l'intérêt de disposer d'ouvrages abritant une certaine diversité d'espèces et présentant également des ambiances paysagères contrastées. En effet, la biodiversité observée sur les ouvrages peut être réduite ; ceux-ci sont parfois des dispositifs « monogène » de saules (Frossard and Evette 2009) ce qui n'est peut-être pas la solution la plus pertinente, même en termes de résistance à l'érosion. En effet, la mixité racinaire apportée par un plus grand nombre d'espèces (et de genres) augmente la cohésion du sol (Miller and Jastrow 1990; Scott 1998). Reubens et al. ont également suggéré qu'une combinaison de réseaux racinaires peu profonds mais denses et de racines grossières pénétrant profondément le sol pourrait être une solution efficace pour contrôler l'érosion (Reubens, Poesen et al. 2007). Enfin, Körner et Spehn ont montré qu'une combinaison de diverses formes de végétation est plus efficace pour le maintien de pentes qu'une formation uniforme avec peu d'espèces (Körner and Spehn 2002). On peut supposer qu'il en est de même sur les ouvrages de génie végétal.

Un meilleur développement des ouvrages dans les régions méditerranéenne et alpine permettrait donc de répondre de manière plus écologique aux problèmes d'érosion des sols qu'elles enregistrent. De plus, l'utilisation au sein d'un même ouvrage d'espèces ayant des amplitudes écologiques différentes, par exemple des saules et des espèces plus xérophiles permettrait de palier le déclin de certaines de ces espèces en cas de perturbation et la moindre résistance mécanique qui en résulte. L'ouvrage persisterait après cette perturbation ; les espèces résistantes prenant le pas sur les autres.

Un développement des études sur les espèces xérophiles en milieu contraint (berges alpines et méditerranéennes, badlands) est donc nécessaire si l'on veut identifier leur potentialité pour une utilisation en génie végétal. L'utilisation d'espèces xérophiles adaptées à ces milieux pourrait ainsi permettre d'augmenter significativement le taux de réussite des ouvrages réalisés en génie végétal. Une meilleure évaluation des caractéristiques biotechniques, de la réponse à la sécheresse et du comportement racinaire d'espèces xérophiles permettra donc de préconiser des espèces plus adaptées à la sécheresse mais aussi d'augmenter indirectement la richesse spécifique qui est un facteur de cohésion des ouvrages. Il peut s'agir de phréatophytes facultatifs tels que des espèces de la famille des Tamaricaceae.

5.1.3 Schéma récapitulatif de la problématique

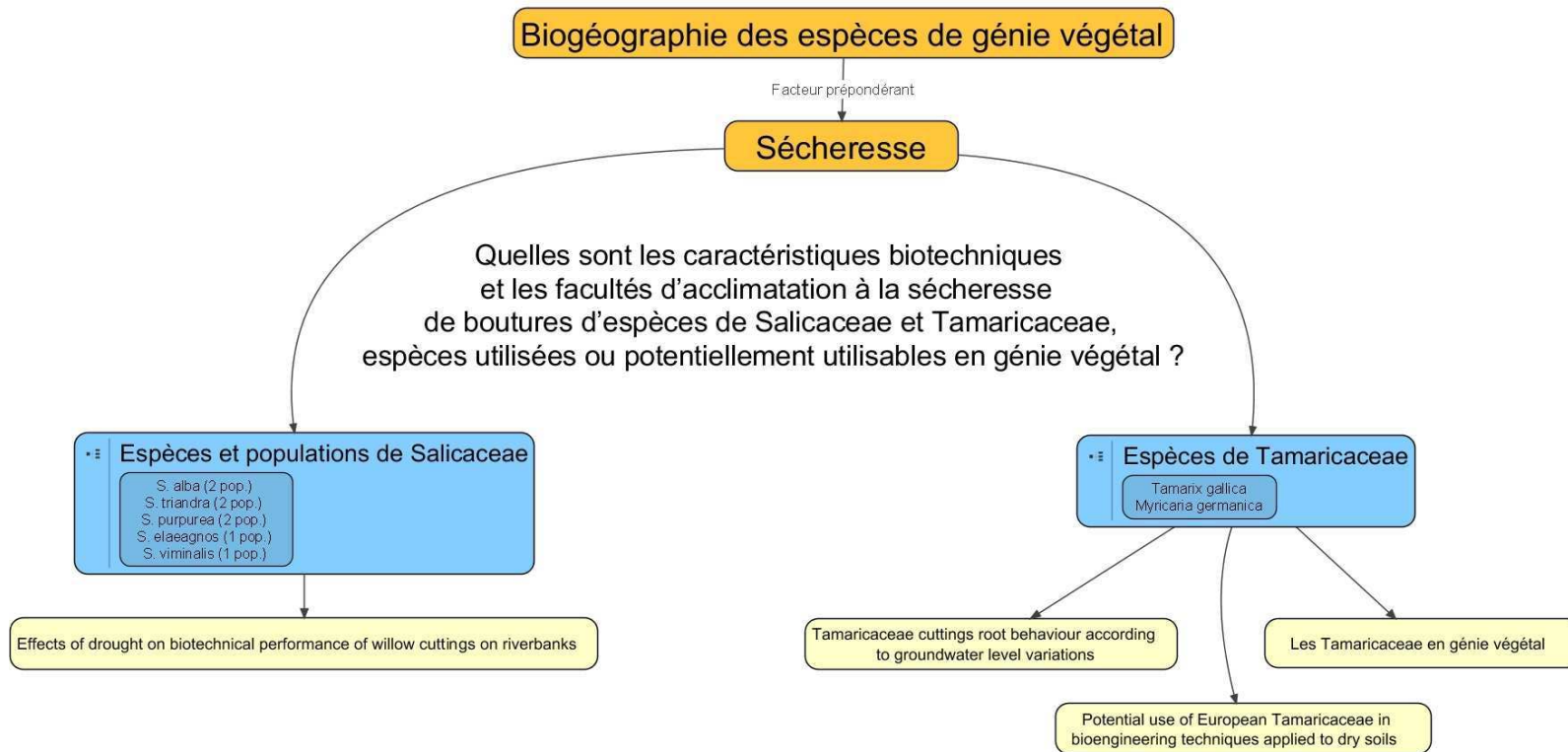


Figure 14: Problématique

5.2 Variabilité des réponses inter populationnelles et interspécifiques à la sécheresse, le cas des saules communément utilisés en génie végétal

Au vu des éléments exposés dans le paragraphe précédent, il convient donc de rechercher et de comparer entre elles différentes populations d'espèces classiquement utilisées en génie végétal telles que les saules afin d'identifier les populations potentiellement plus résistantes à la sécheresse. Il s'agit également de déterminer comment les capacités biotechniques de différentes espèces et populations de saules utilisées en génie végétal varient en fonction de la sécheresse.

Certaines espèces de saules classiquement utilisées en génie végétal ont déjà été testées par différents auteurs en condition de sécheresse, que ce soit sous forme de semis (Van Splunder, Voeselek et al. 1996) ou de boutures (Wikberg and Ögren 2004; Francis, Gurnell et al. 2005; Martin and Stephens 2008) ; en lien avec des conditions de sécheresse résultant d'un déficit de précipitations (Martin and Stephens 2008) ou d'un abaissement de nappe qu'il soit brutal et intense ou pas (Van Splunder, Voeselek et al. 1996; Francis, Gurnell et al. 2005; Wikberg 2006). Les travaux montrent par exemple que les boutures de *Salix elaeagnos* soumises à une sécheresse phréatique par affaissement de la nappe, présentent une plus grande prospection dans les substrats grossiers ainsi qu'une forte croissance racinaire. Cette dernière est même accélérée au fur et à mesure de la baisse phréatique (Francis, Gurnell et al. 2005). En cas de sécheresse liée à un déficit de précipitations, il a été montré que des boutures de *S. viminalis* enregistrent une réduction de la croissance aérienne et de la surface foliaire (Van Splunder, Voeselek et al. 1996).

De plus, des études portant sur des espèces proches des espèces étudiées dans cette thèse montrent que celles-ci présentent une faible résistance à la sécheresse au moment de la reprise (par exemple *Salix nigra* (Schaff, Pezeshki et al. 2003) ou *Salix exigua* et *S. drummondiana* (Amlin and Rood 2002) lors d'un abaissement de nappe phréatique soudain ou lors d'une sécheresse estivale avec *Salix gooddingii* (Pockman and Sperry 2000)). Cependant, aucune de ces études ne s'appuie sur les mêmes traits fonctionnels, la même forme végétale ni la même durée d'expérimentation, ce qui ne permet pas de comparer formellement ces espèces entre elles. Seules les valeurs théoriques proposées par Ellenberg

(Ellenberg 1979), Landolt (Landolt 1977; Landolt, Bäumler et al. 2010) et Niinemets & Valladares (Niinemets and Valladares 2006) permettent de classer les différentes espèces en tenant compte de leur résistance à la sécheresse ou de leur affinité pour l'eau. De plus, étant donné les connaissances encore lacunaires que nous avons sur les saules utilisés en génie végétal et l'extrême plasticité inter et intraspécifique de leurs traits fonctionnels (He and Dong 2003), il est impossible actuellement de quantifier à partir de la seule bibliographie les phénomènes d'adaptation à la sécheresse de certaines populations d'espèces à large amplitude écologique. Par exemple, une population provenant de la région méditerranéenne d'une espèce à large amplitude écologique pourrait être plus adaptée à la sécheresse qu'une population de cette même espèce provenant d'une région plus septentrionale.

L'étude présentée dans cette thèse porte sur cinq espèces de saules dont l'écologie est détaillée plus longuement dans le paragraphe 6.1. Trois espèces, largement réparties en Europe, sont représentées par deux populations (méridionale et septentrionale) tandis que les espèces à plus faible aire de répartition n'en comportent qu'une. Cette origine unique correspond à leur biotope préférentiel. Ces espèces, traditionnellement utilisées en génie végétal (Evette, Labonne et al. 2009) sont soumises à une sécheresse simulant un déficit en précipitations qui correspond à une variation de l'intensité d'une sécheresse. Cette sécheresse est appréciée par la quantité d'eau présente dans le sol expérimental.

L'étude des capacités biotechniques de différentes populations de saules sur un gradient de sécheresse est détaillée dans l'article « Effects of drought on biotechnical performance of willow cuttings on riverbanks ».

5.3 Dynamique des traits biotechniques et biologiques des Tamaricaceae soumis à différentes conditions d'humidité

5.3.1 Etude des potentialités d'utilisation des Tamaricaceae en génie végétal

L'approche complémentaire à la démarche présentée précédemment avec les saules consiste à rechercher, qualifier et comparer les potentialités d'utilisation en génie végétal d'espèces peu ou pas utilisées et susceptibles d'être mieux adaptées aux sécheresses pouvant être amplifiées par les changements globaux.

Seules quelques études font état de l'utilisation potentielle (De Baets, Poesen et al. 2007; De Baets, Poesen et al. 2008) ou effective (Voigt 1981; Sauli, Cornellini et al. 2006; Zhao, Wang et al. 2006; Sauli and Cornellini 2007) sous forme de boutures ou de plants d'espèces xérophiiles pour la lutte contre l'érosion des berges. Il s'agit essentiellement d'espèces endémiques des régions arides d'Espagne ou d'Italie comme *Tamarix gallica* (Voigt 1981; Sauli and Cornellini 2007), *Nerium oleander* ou *Atriplex halimus* (Sauli and Cornellini 2007).

Les espèces ligneuses pressenties devront présenter des traits biotechniques d'intérêt en génie végétal qui soient semblables à ceux des saules, comme une vitesse de croissance très élevée et un rapport de biomasses aérienne sur souterraine en faveur des racines, ainsi qu'un fort taux de reprise au bouturage. Leurs tiges et racines devront être résistantes aux contraintes mécaniques (force de tension, force d'entraînement de l'eau et turbulences), tolérer l'alternance découverte/ensevelissement sédimentaire, les inondations et avoir la faculté de coloniser un substrat grossier, voire nu (Schiechtl and Stern 1996). Notre choix s'est porté sur les Tamaricaceae car ils semblent disposer de la plupart de ces facultés. Certaines espèces de Tamaricaceae sont d'ailleurs déjà utilisées pour stabiliser des talus ou des dunes en milieu méditerranéen (Venti, Bazzurro et al. 2003; Sauli and Cornellini 2007).

L'utilisation potentielle de Tamaricaceae en génie végétal de milieu sec est détaillée dans l'article « European Tamaricaceae in bioengineering on dry soils ».

5.3.2 Etude de la dynamique racinaire de boutures de deux Tamaricaceae soumis à un abaissement de nappe

Les premières phases de l'enracinement des boutures et la stratégie d'acquisition de l'eau d'espèces peu utilisées en génie végétal comme les Tamaricaceae sont actuellement peu connues, contrairement aux espèces de saules, dont l'enracinement et les stratégies d'acquisition de la ressource ont déjà été largement étudiés (Rytter and Hansson 1993; Van Splunder, Voesenek et al. 1996; Karrenberg, Blaser et al. 2003; Crow and Houston 2004; Yang, Zhao et al. 2004). Seules quelques études font état des stratégies d'acquisition de la ressource en eau par d'autres espèces de Tamaricaceae déjà adultes (Devitt, Piorkowski et al. 1997; Di Tomaso 1998; Chen, Li et al. 2004; Nippert, Butler Jr et al. 2009). Aucune ne porte sur l'enracinement de boutures en fonction d'une sécheresse. Cette lacune pose le problème de l'utilisation même de ces espèces dans les ouvrages de génie végétal soumis à sécheresse.

Le développement du chevelu racinaire et son comportement lors de l'affaissement phréatique sont caractérisés via des traits typiques de la dynamique racinaire. Les traits biologiques racinaires permettent de mettre en évidence des différences de stratégie vis-à-vis de sécheresses entre les espèces de Tamaricaceae et un saule témoin. Cette étude est complémentaire de celle portant sur les facultés de bouturage.

L'étude de la dynamique racinaire enregistrée à la suite d'un abaissement de la nappe phréatique est détaillée dans l'article « Tamaricaceae cuttings root behaviour according to groundwater level variations ».

B Résultats scientifiques

6 Les Salicaceae

6.1 Caractéristiques écologiques des espèces modèles

Les caractéristiques biotechniques des saules ayant déjà été énoncées au paragraphe 3.2.2, seule sera développée ici l'écologie des espèces modèles.

Les espèces de saules qui sont étudiées sont de fait celles qui sont parmi les plus fréquentes sur les ouvrages de génie végétal. Il s'agit de *Salix alba*, *S. purpurea*, *S. triandra*, *S. viminalis* et *S. elaeagnos* (Adam, Debiais et al. 2008). Trois de ces cinq espèces (*S. alba*, *S. triandra* et *S. purpurea*) présentent une large amplitude écologique, celles-ci étant présentes sur la quasi-totalité du territoire métropolitain (Rameau, Mansion et al. 2008). Pour ces espèces, deux provenances (Sud-Est et Nord-Ouest) ont été étudiées pour qualifier une éventuelle adaptation génotypique à la sécheresse et des différences dans les traits biotechniques d'une population par rapport à une autre. L'écologie des espèces est présentée dans le tableau 6. L'écogramme permet d'interpréter les diagrammes autécologiques (Fig. 15). Ceux-ci mettent en évidence le caractère pionnier des espèces étudiées par la diversité et l'étendu des gradients trophiques tolérés.

Tableau 6 Ecologie des différentes espèces de saules étudiées

	<i>Salix alba</i>	<i>Salix elaeagnos</i>	<i>Salix purpurea</i>	<i>Salix triandra</i>	<i>Salix viminalis</i>
Distribution géographique et altitudinale	Commune partout, y compris en Corse, présence jusqu'à 1300 m (étages supra méditerranéen, collinéen et montagnard)	Assez commune en Alsace, Jura, Alpes, Cévennes, Corbière, Pyrénées et Corse ; absent ailleurs, présence jusqu'à 1800 m : de l'étage collinéen à l'étage subalpin	Commune partout, sauf en Bretagne, présence jusqu'à 2300 m : de l'étage collinéen à l'étage subalpin	Disséminée un peu partout, mais rare en région méditerranéenne, présence jusqu'à 1700 m : étages collinéen et montagnard	Commune presque partout, sauf en région méditerranéenne, où elle est très rare, présence jusqu'à 1400m : étage collinéen
Carte de répartition					
Données autécologiques	pH basique à neutre (voire légèrement acide), matériaux alluviaux, argilo-limoneux, graveleux (ou galets) bien aérés ; espèce affectionnant les sols plus ou moins carbonatés, mésohygrophile	pH : basique à neutre, matériaux : alluvions plus ou moins grossières, de préférence calcaires ou schisteuses, espèce mésohygrophile à mésophile en situation d'immersion régulière et plus ou moins mésoxérophile, en comportement pionnier	pH neutre, matériaux argileux, caillouteux ou sableux : alluvions souvent grossières, espèce mésohygrophile à mésophile, sur sols inondés chaque année et parfois mésoxérophile en comportement pionnier	pH proche de la neutralité ; espèce affectionnant les milieux carbonatés, matériaux alluviaux, argileux, limoneux ou sableux, milieux régulièrement inondés : espèce mésohygrophile	pH neutre, matériaux : alluvions plus ou moins grossières (galets, sables, limons...), stations régulièrement inondés : espèce mésohygrophile
Diagramme autécologique					
Biotopes	Bords des eaux, saulaies pionnières, forêts à « bois tendre »	Saulaies basses des bords de rivières, fourrés bas de bords de torrents	Bords des cours d'eau, des chemins et des bois	Bords des eaux, fossés, lieux humides	Bords des eaux, alluvions
Caractère indicateur	mésogyrophile	mésogyrophile calcicline	mésogyrophile neutrocline	mésogyrophile neutrophile	mésogyrophile neutrocline
Durée de vie	>50 ans	5-50 ans	5-50 ans	5-50 ans	5-50 ans
Taux de reprise au bouturage	<i>Taux de reprise Venti</i>	75	70	100	90
	<i>Estimation du taux reprise Verniers</i>	Bonne		Bonne	Bonne
	<i>Taux de reprise Graf</i>	75	75	100	90
	<i>Taux de reprise Zuffi</i>	74	70	100	90
Stratégie écologique	compétiteur	compétiteur	compétiteur	compétiteur	compétiteur-tolérant au stress
Val. de Nîmèges & Valladares	<i>Ensoleillement</i>	5	7	8	7
	<i>Température</i>	6	5	5	6
	<i>Continentalité</i>	6	2	4	5
	<i>Humidité</i>	8	7		8
	<i>pH</i>	8	8	8	7
Val. de Nîmèges & Valladares	<i>Richesse du sol</i>	7	4		5
	<i>Tolérance à l'ombre</i>	1,99±0,18	1,93	1,2±0	1,93±0
	<i>Tolérance à la sécheresse</i>	2±0,21	1,37	1,37±0	0,9±0,3
	<i>Tolérance à l'anoxie</i>	4,1±0,03	3,95±0,03	3,55±0,37	3,9±0,15

Figure 15 : Ecogramme combinant les gradients trophiques et hydriques de répartition des espèces, extrait de Rameau, Mansion et al. 2008

6.2 *Effects of drought on biotechnical performance of willow cuttings on riverbanks*

(Article en préparation)

Authors :

Lavaine, C.^{1,2}

Evette, A.¹

Villar, M.³

Breton, V.¹

Piégay, H.²

Affiliations :

1 Irstéa, UR EMGR, 2 rue de la papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères Cedex, France

2 UMR 5600, University of Lyon, École Normale Supérieure, 15 parvis René Descartes, BP 7000, 69342 Lyon Cedex 07, France

3 INRA UR 0588, Unité Amélioration, Génétique et Physiologie Forestières, 2163 Avenue de la Pomme de Pin, CS 40001 Ardon, 45075 Orléans Cedex 2, France

Corresponding author: catherine.lavaine@free.fr

Abstract

Willows are widely used in riverbank bioengineering techniques, mainly because they can easily resprout, and adapt to riparian zones. They have large prevalence in these areas leading to a high material availability. Drought is recognised as a major threat for bioengineering success, even on riverbanks, and the question of drought resistance of cuttings is becoming increasingly important within the context of climate change. The biotechnical performance of willow species commonly used in bioengineering is generally known but only at the species level and without drought effect even though there are important practical issues. This paper aims to assess biotechnical trait variability between different species and populations of willows, and the impact of drought on such traits.

A greenhouse experiment was conducted to quantify the performance of cuttings biotechnical traits with and without drought treatment. Thirty cuttings from eight populations of five different willows species were grown in large containers and subjected to two watering regimes, during two vegetation seasons.

Survival rates and biomass production were species and population dependent, demonstrating that the choice of species and population of willow in riverbank bioengineering techniques may have high biotechnical impacts. Aboveground and belowground biomass increased respectively from five (North-West (NW) populations of *Salix alba* and *S. viminalis*) to ten times (NW population of *S. purpurea*), and from eight (South-East population of *S. elaeagnos*) to twenty times (NW population of *S. purpurea*) during the second year of vegetation. Drought treatment had a significant effect by decreasing biomass production, shoot to root ratio and quantity of structural roots.

Introduction

In western Europe, about 23 different willow species can be used in riverbank bioengineering (Evette, Balique et al. 2012), but some species are more frequent and widespread than others. However, given that species used in the bioengineering works live in different biogeographical environments, their use in bioengineering is limited by their ecological optimum. For example, *Salix caesia* or *S. foetida* are only observed in mountainous region whereas *Salix purpurea*, *S. alba* and *S. triandra* are widely distributed in Europe (Skvortsov 1999). In France, these three species and *S. viminalis* and *S. elaeagnos* are very commonly used in riverbank bioengineering. They are widespread including the Mediterranean basin, with the exception of the Brittany region for *Salix purpurea* and *S. triandra*. *S. elaeagnos* is a species spread in the South of France and in the Rhine region. *S. viminalis* grows everywhere with the exception of the Mediterranean (South-East) and Aquitaine (South-West) regions (Rameau 1994; Rameau, Mansion et al. 2008).

Willows are widely used in riverbank bioengineering techniques, mainly because of their adaptation to riparian areas, their important resprouting capabilities and their large abundance in these areas (Krasny, Zasada et al. 1988; Glenz, Schlaepfer et al. 2006; Niinemets and Valladares 2006; Vreugdenhil, Kramer et al. 2006). They produce large amounts of flexible stems, and generally have a high growth rate of above (Raven 1992; Kuzovkina-Eischen 2003; Dušek and Květ 2006) and belowground parts (Crow and Houston 2004). This high growth rate enables rapid and important anchorage of willow roots and a rapid prospecting of resources. Their shoot to root ratio (SRR) is low (Wikberg and Ögren 2007; Stella and Battles 2010), with a high investment in root system. Willows have also very good anchoring strategies and resist hardly to wrenching (Karrenberg, Blaser et al. 2003). They tolerate sediment deposit and erosion alternation (Gray and Sotir 1996; Kuzovkina and Quigley 2004) because they can resprout from laid bare roots or buried stems (Barnes 1985; Karrenberg, Edwards et al. 2002). The relatively low aboveground biomass limits root contribution to evapotranspiration effort and limits hydraulic roughness during floods.

Scientific and technical literature gives some information about biotechnical capabilities of species such as resprouting rates and aboveground biomass (Gray and Sotir 1996; Schiechl and Stern 1996; Sauli, Cornelini et al. 2003; Adam, Debiais et al. 2008;

Norris, Stokes et al. 2008; Bonin, Evette et al. 2013). But this information is scarce and often limited to species level, and there is very few information about variability of such characteristics at the intraspecific level. Scientific information about cutting root systems are very weak given that roots are not easily accessible. Data on structural roots diameter, SRR and biomass increase from year 1 to year 2 are also largely unknown.

Willows show a good resistance to stress and disturbances because of their plant pioneer characteristics. Some willows are very plastic and show large range of response to stress (He and Dong 2003; Glynn, Herms et al. 2007; Nakai, Yurugi et al. 2009; Su, Li et al. 2009; Stokes, Mine et al. 2012). Nevertheless, willows being obligatory phreatophyte species, can be sensitive to drought. The environmental conditions of bioengineering works containing willows may thus be drier locally under human pressures (eg decrease of groundwater level following water diversion, water pumping or channel incision following in channel mining) or globally following the current climatic changes (IPCC 2007). Drought is moreover considered as one of the main factor of failure in riverbank bioengineering works because the young plants are more drought sensitive than the mature plants (Pezeshki, Li et al. 2007).

Salix purpurea, *S. alba*, *S. triandra*, *S. viminalis* and *S. elaeagnos* have already been tested in drought condition by various authors, either under seedling (Van Splunder, Voesenek et al. 1996) or cuttings (Wikberg and Ögren 2004; Francis, Gurnell et al. 2005; Martin and Stephens 2008); in connection with drought conditions resulting from a precipitation deficit (Martin and Stephens 2008) or groundwater decrease (Van Splunder, Voesenek et al. 1996; Francis, Gurnell et al. 2005; Wikberg 2006; Martin and Stephens 2008). In a 69-day greenhouse experiment, Francis *et al.* (2005) highlighted the large interspecies variability of riparian trees in response to hydrological conditions. They also showed that *Salix elaeagnos* was suitable in a relatively wide variety of water level regimes compared with *Populus nigra* and *Alnus incana*, as this species is able to tolerate both drought and inundation conditions (Francis, Gurnell et al. 2005). For Van Splunder *et al.*, the distribution pattern of riparian species in floodplain is affected by their drought tolerance. Under dry conditions, water stress does not induce mortality in *S. alba* seedlings given that that leaves of this species present lower transpiration rate compared to *S. viminalis*, *S. triandra* and *Populus nigra*. Furthermore, in case of drought, willow specific leaf area decreases while root depth increases. The mortality rate of *S. triandra* (37%) and *S. viminalis* (62%) is higher in case of drought. However these two species showed the greatest increase in root length in deep soil

layers (Van Splunder, Voeselek et al. 1996). Furthermore, for *S. viminalis*, Martin & Stephens showed that the hydric stress reduces the shoot extension growth whatever the soil grain size (Martin and Stephens 2008). For *S. purpurea*, Wikberg and Ögren demonstrated that wilting was initiated at 24% of the relative soil water content while it begins at more than 30 % for certain *S. viminalis* varieties (Wikberg and Ögren 2004).

Greer *et al.* have demonstrated that growth and biomass of *Salix nigra* cuttings could be reduced by drought compared to periodic flooding treatment (Greer, Pezeshki et al. 2006). Periodic drought also significantly affected final height and root growth of *Salix nigra* cuttings (Li, Pezeshki et al. 2004). Such low height growth, aboveground biomass production, and specific leaf area were also observed in a two years experiment with *Salix nigra* cuttings grown in plots subjected to moisture deficits (Schaff, Pezeshki et al. 2003). Another experiment showed that groundwater level position did not affect cutting survival of *Salix caroliniana*, but has an effect on its height and biomass which are as great as the water level is rising (Quintana-Ascencio, Fauth et al. 2013). This effect on cutting performance related to the groundwater level position has been also found for cuttings of *Salix elaeagnos* and *Salix nigra* (Francis, Gurnell et al. 2006; Pezeshki, Li et al. 2007).

Following these first contributions, our aim is to test differences in biotechnical traits between different species and populations of willows, and to know the impact of drought on such traits. Previous studies explore a limited number of available species at least in Europe and do not use the same traits, plant material, experimental design or duration not so that it is hard to compare. A few questions will organise the discussion: what are the differences between biotechnical characteristics of willow populations and species commonly used in riverbank bioengineering under different drought treatments? What are the respective biotechnical characteristics of different willow populations, and what is the impact of a drought on these characteristics? For practitioners these results will give recommendations on using drought resistant species or populations in the context of climate change.

In order to determine and compare the drought resistance faculties, two populations of three willows species and one population of two willows species with more restricted ecological amplitude were submitted to drought during 16 months. The drought resistance of the populations was characterized by phenotypic traits: biomass measurement, Specific Leaf Area (SLA), Leaf Dry Matter Content (LDMC) and Shoot to Root Ratio (SRR). The

bioengineering species traits were characterized by biomass and their increasing rates but also by the SRR and structural root.

Materials and methods

Species collection

The species of this study belong to the *Salicaceae* family: *Salix purpurea*, *S. alba*, *S. triandra*, *S. elaeagnos* and *S. viminalis* (respectively called here Sp, Sa, St, Se and Sv). The plants were grown from cuttings collected in 2008 during the dormancy period from five natural mother plant of each given species and populations. The cuttings were initially sampled in natural riparian areas and were distant from at least 50 m one from each other to limit clonality. These cuttings were then multiplied in a stool bed in order to have similar environmental conditions.

Three species (Sa, Sp and St), because of their large geographical distribution, were represented by two geographical origins: a North-West (NW) origin under an oceanic influence with sample in Loire valley near Saumur and a South-East (SE) origin with sampled cutting from the Drac, the Ardèche and the Drôme valleys characterized by a Mediterranean climate. The species with weaker geographical amplitude (Se) or absent from Mediterranean region (Sv) had only a single origin, corresponding to their preferential biotope, namely an origin NW for Sv and SE for Se. The populations were entitled by the abbreviation of their species name and their origin, eg NWSa for the North-West population of *Salix alba*.

Location and climatic conditions during experiment

The experiment was conducted at the nursery from Office National des Forêts of Guéméné-Penfao, France (47°37'45.16''N, 1°53'31.77''W) in spring and summer 2009 and 2010. The climatic conditions of this study are shown in table 1.

	Average air temperature(°C)	Average soil temperature (°C)	Precipitations/day (mm)
Apr-09	10.4	11.5	2.9
May-09	14.2	14.7	2.3
Jun-09	17.2	17.5	1.3
July-09	17.3	19.0	3.5
August-09	18.1	19.3	0.5
April-10	10.7	11.3	0.8
May-10	12.7	14.1	0.9
June-10	17.7	18.2	1.8
July-10	19.8	21.0	0.7
August-10	17.5	19.7	1.2

Table 1: Climatic conditions during the two experiments realized at Guéméné-Penfao, France in late spring and summer in 2009 and 2010

Experimental design

The experiment was divided in two parts (first year and second year experiment) and included two cuttings collections. We used 6 cuttings of 5 clones per population for the one year experiment and 4 cuttings of 5 clones per population for the two years experiment from mother plant. Three cuttings (one year experiment) and two cuttings (two years experiment) of each clone were randomly selected for the two drought modalities. Cuttings were 25 cm long and the diameter was 10 ± 2 mm. The one year experiment cuttings were uprooted after 4 months of growth, the two years experiment cuttings were uprooted after 16 months of growth.

Cuttings were planted 15th April 2009. They were pushed in by two thirds vertically in experimental soil, using a steel stalk to pre-drill the soil (to preclude cutting peel).

The experimental containers were polyvinyl chloride and cylindrical tanks, 75 or 100 cm depth by 31.5 or 35 cm diameter, respectively for the 4 month and 16 month experiments, with open tops and bottom drain. Broad, tall tanks were chosen to avoid root balls, root system and nutrient limitations.

The experimental soil was a mixture of fluvial sand (85%) and organic amendment (15%) to simulate poor alluvial soil. Laser grain size analysis of the mineral fraction showed a

very porous soil with 34.6% of gravel, 59.6% of sand and 5.8% of mud. The pH was 7.31 with 1.98% total organic matter. The mean hydraulic conductivity was $200 \text{ cm}\cdot\text{hour}^{-1}$ and was calculated with the permeameter constant head method. The field capacity (FC) was 21 and corresponds to the maximal water soil retention capacity. It was calculated from the difference between a soil sample saturated and drained freely during 48h and the weight of the same sample oven dried.

Growing conditions and drought monitoring

First, cuttings were grown with regular watering until resprouting. Once rooted, cuttings were subjected to one or two drought treatments for two vegetative seasons from June 11th till August 4th, 2009 and from May 24th till August 1st 2010. The two drought treatments were: a wet modality which corresponds to 100% of the FC (NS modality) and a drought modality (S modality) which corresponds to a FC range between 25% and 50 %. A sandy substrate with a field capacity between 25 and 50% is dry and very filtering. This substrate dries out very easily (May 1984).

For the S modality, watering was accorded to soil humidity, whereas irrigation was daily for the NS modality. Water content was measured by weighing containers. Twenty containers of each modality were randomly chosen and weighed. The average difference observed between the container weight and the threshold value of corresponding FC determined the water quantity added to the containers of the modality.

Biological traits

The different biomass measurements were made at the end of the two vegetation seasons. Belowground systems were carefully uprooted and rinsed off before structural roots were quantified. A fresh sample of 20 % of every zone was weighed then oven-dried at 80°C for 48 hours for the calculation of dry biomass. The rest of the fresh biomass for each part was weighed and the final dry biomass was extrapolated since this wet biomass.

SRR (Shoot to Root Ratio) was calculated by dividing aboveground by belowground biomass. Biomass increasing ratios correspond to biomass after two cycles of vegetation (cuttings uprooted in 2009) divided by the biomass after one cycle (cuttings uprooted in

2010). Structural roots correspond to roots with a diameter up to 5 mm. The specific leaf area (SLA) and the leaf dry matter content (LDMC) are complementary key ecophysiological parameters given that the dry weight of the leaf is used in the calculation of these two traits. SLA is measured from a water-saturated leaf of which the surface area is divided by the dry mass, whereas the LDMC is calculated with the oven-dry mass of a leaf divided by its water-saturated fresh mass (Cornelissen, Lavorel et al. 2003).

Statistical analysis

All the data were analyzed with Statistica 9 (Statsoft). In figures, data are represented in the form of averages \pm SE, and analyses are two-way analysis of variance (two-way ANOVA) (Gómez and Gómez 1984). Groups « species/origin » (eg SaNW) refer to populations. The analyzed effects were thus “populations” and “modality”. Before analysis, the distributions were standardized if necessary with transformations of variables. Conditions of variances equality were verified with the Levene’s test after transformation.

Results

Survival rate after one and two drought cycles

Whatever the species, willow cuttings showed a good survival rate for wet modality. In condition of drought, only Sa and St (in the first year of experiment) and Sp (in the two years) showed a high survival rate. The two populations of St (in the second year) and Se (in the two years) were the most sensitive to drought and survived with more difficulty than the others (table 2). Sv has the worst survival rate in year 1.

Populations	After one drought cycle		After two drought cycles	
	NS modality	S modality	NS modality	S modality
<i>S. alba</i> NW	100	100	90	70
<i>S. alba</i> SE	100	100	100	80
<i>S. elaeagnos</i> SE	100	73	90	50
<i>S. purpurea</i> NW	100	93	90	90
<i>S. purpurea</i> SE	100	86	90	90
<i>S. triandra</i> NW	100	93	100	60
<i>S. triandra</i> SE	100	100	100	40
<i>S. viminalis</i> NW	100	67	100	70

Table 2: Survival percentage after one and two years of experiment

(NS : No Stress, S : Stress, NW: North West, SE : South East).

Above- and belowground biomass observed for the different species and populations in 2009 and 2010

In wet modality (NS), Se and both Sp populations showed a lower belowground biomass production in 2009 and 2010, than the other groups (figure 1). In 2009, Sv provided the highest amount of belowground biomass whereas it was provided by NW population of St in 2010. In 2009, Sv produced 3.5 times more biomass than Se but the distance tightened in 2010 with an only twice superior biomass production. The aboveground biomass showed similar results: Se produced twelve times less biomass than Sv.

In case of drought (S modality), the above and belowground biomass decreased significantly compared with the results observed in 2009 in NS modality, excepted for Se. In 2010, all the biomass variations between modalities were significant. Sv divided its aboveground biomass production by approximately 7 while Se divided only by 3. The root biomass evolved in the same way. For the Se belowground biomass in 2009, there was no significant difference between modalities unlike what was observed in 2010. The NW population of St underwent the strongest reduction with a division by approximately 3.2 of its biomass while the NW population of Sa showed only a division by approximately 1.4. Furthermore, the SE populations of Sp and St were less affected than their NW population (figure 1).

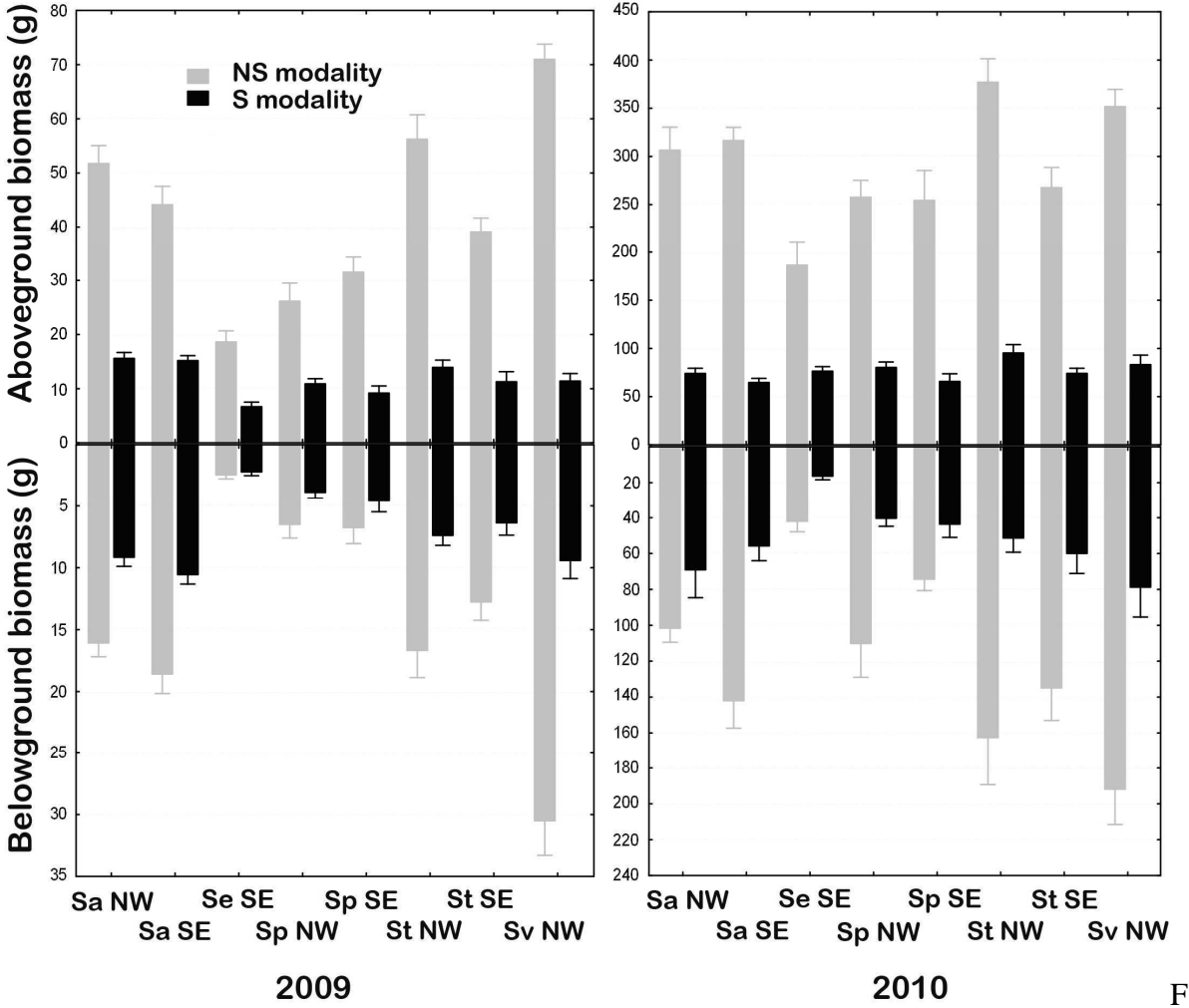


Figure 1 Above- and belowground biomass observed for the different species and populations in 2009 and 2010.

Population, modality and interaction had significant effect on above and belowground biomass production whatever the year of experiment according the two-way Anova (table 3).

<i>Trait</i>	<i>Effect</i>	<i>SS</i>	<i>df</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Aboveground biomass (2009) (g)	Modality	47953.400	1	47953.400	499.55	0.000
	Population	16640.800	7	2377.300	24.765	0.000
	Modality*pop	10836.000	7	1548.000	16.126	0.000
	Error	10836.600	194	96.000		
Aboveground biomass (2010) (g)	Modality	1386317.000	1	1386317.000	431.669	0.000
	Population	112594.000	7	16085.000	5.008	0.000
	Modality*pop	82003.000	7	11715.000	3.648	0.001
	Error	369326.000	115	3212.000		
Belowground biomass (2009) (g)	Modality	2590.140	1	2590.140	91.230	0.000
	Population	5934.910	7	847.840	29.863	0.000
	Modality*pop	1900.690	7	271.530	9.564	0.000
	Error	5507.940	194	28.390		
Belowground biomass (2010) (g)	Modality	141433.800	1	141433.800	66.900	0.000
	Population	107906.600	7	15415.200	7.292	0.000
	Modality*pop	34031.000	7	4861.600	2.300	0.031
	Error	243121.700	115	2114.100		
Aboveground biomass increase ratio between 2009 & 2010 (no unit)	Modality	2,654	1	2,654	0,218	0,642
	Population	205,388	7	29,341	2,412	0,031
	Modality*pop	100,573	7	14,368	1,181	0,328
	Error	717,743	59	12,165		
Belowground biomass increase ratio between 2009 & 2010 (after a log10 transformation) (no unit)	Modality	0,278	1	0,278	3,735	0,058
	Population	0,863	7	0,123	0,166	0,137
	Modality*pop	0,372	7	0,053	0,714	0,660
	Error	4,385	59	0,074		
SRR (2009) (no unit)	Modality	240.918	1	240.918	77.945	0.000
	Population	353.175	7	50.454	16.323	0.000
	Modality*pop	107.643	7	15.378	4.975	0.000
	Error	599.630	194	3.091		
SRR (2010) (no unit)	Modality	27.688	1	27.688	17.082	0.000
	Population	98.311	7	14.044	8.664	0.000
	Modality*pop	14.559	7	2.080	1.283	0.265
	Error	186.417	115	1.621		
Specific Leaf Area (2009) (mm ² .g ⁻¹)	Modality	47.800	1	47.800	4.407	0.037
	Population	406.360	7	58.050	5.353	0.000
	Modality*pop	56.090	7	8.010	0.739	0.039
	Error	2288.430	211	10.850		
Specific Leaf Area (2010) (mm ² .g ⁻¹)	Modality	66.000	1	66.000	0.059	0.808
	Population	2915.000	7	416.000	0.374	0.916
	Modality*pop	4895.000	7	699.000	0.629	0.731
	Error	121264.000	109	1113.000		
Leaf Dry Matter Content (2009) (no unit)	Modality	0.0220	1	0.0220	27.730	0.000
	Population	0.009	7	0.001	1.580	0.142
	Modality*pop	0.006	7	0.001	1.080	0.380
	Error	0.167	211	0.001		
Leaf Dry Matter Content (2010) (no unit)	Modality	0.008	1	0.008	3.158	0.078
	Population	0.049	7	0.007	2.893	0.008
	Modality*pop	0.011	7	0.001	0.631	0.729
	Error	0.261	109	0.002		
Structural roots (unity)	Modality	405.173	1	405.173	86.486	0.000
	Population	115.194	7	16.456	3.513	0.002
	Modality*pop	34.689	7	4.956	1.058	0.396
	Error	520.015	111	4.685		

Table 3: Anova table for the different traits

SSR: *sum of squared* residuals, SS: sum of squares, df: degrees of freedom, MS: mean square, F: F-test, p: p-value

Shoot to root ratio observed for the different species and populations in 2009 and 2010

In wet condition (NS modality), the willow populations produced at least twice times more aboveground biomass than belowground biomass. Sp (whatever the population) and Se had the highest SRR (figure 2). In 2010, the ratios are lower than in 2009 but Se and the SE population of Sp had higher SRR than other species and populations. However between 2009 and 2010, the productive populations (NWSv and the two populations of Sa and St), showed an increasing in belowground biomass production compared with aboveground biomass what lowered their SRR.

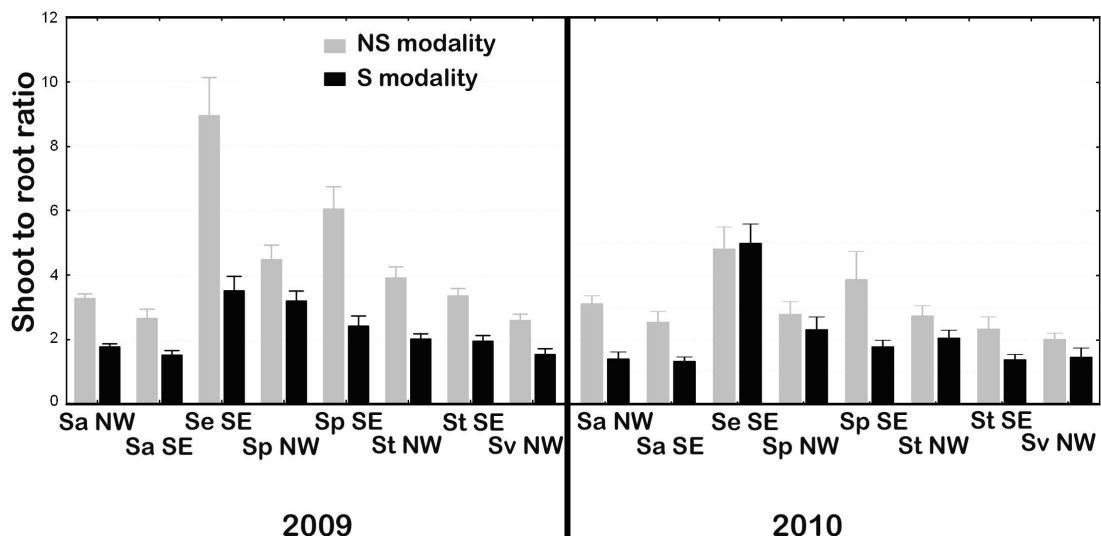


Figure 2: Shoot to root ratio observed for the different species and populations in 2009 and 2010.

In case of drought, the populations (except SESe in 2010) lowered significantly their SRR (table 3). After one drought cycle, SESp and SESe were the most reactive populations, with a division of the SRR at least of 2 (figure 2). After one or two drought cycle, the SE populations had a lower SRR than the NW populations.

Biomass increase ratio of the different species and populations between 2009 and 2010

In wet conditions (NS modality), for the aboveground biomass increase ratio, willows increased at least 5 times their aboveground biomass (NW population of Sa) and at most 10 times (NW population of Sp) in 16 months. There was a population effect on the aboveground biomass increase ratio (table 3 and figure 3). The root biomass increases were higher than those of the aboveground biomass and were about 8 (SE population of Sa) and 20 (NW population of Sp). There is no significant effect of the population on the belowground biomass increase ratio. In case of drought, belowground biomass increase ratio did not show significant difference between the populations of the same species, the highest increase was about 10 times for Se and about 4 times for the lowest (SE population from Sa). The maximum was 15 (Sv) and the minimum was 5 (SE population from Sa). Generally, the ratio decreased in case of drought except for Sv, who showed a large but variable increase of its root biomass at the end of two drought cycles (figure 3).

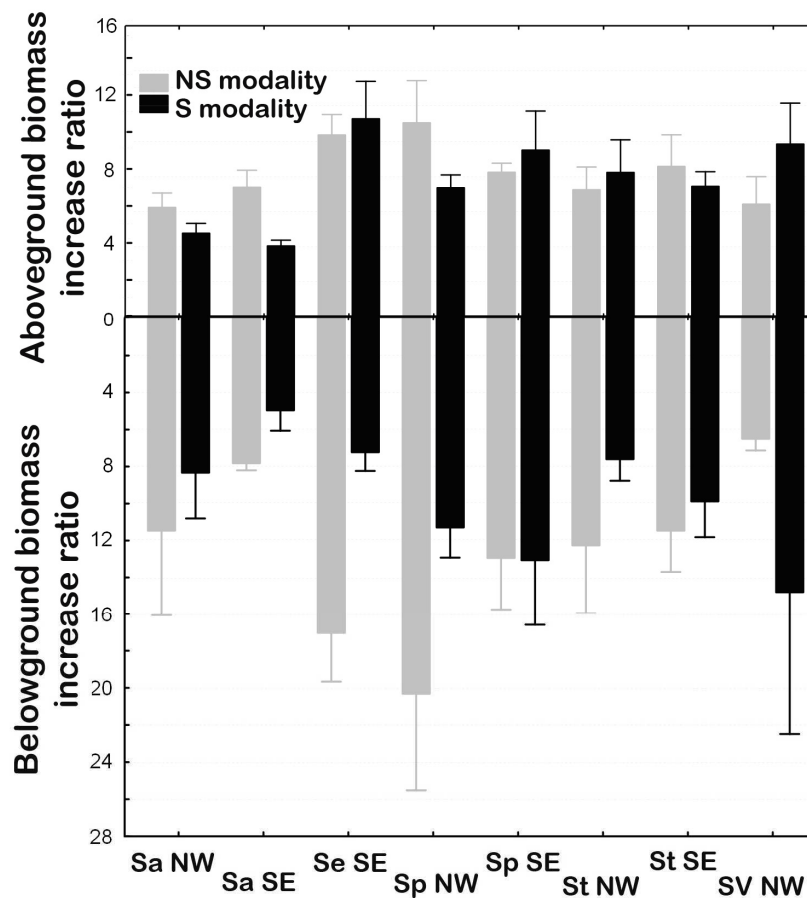


Figure 3: Biomass increase ratio for the different species and populations between 2009 and 2010

Specific leaf area observed for the different species and populations in 2009 and 2010

In 2009, a significant population effect was observed while in 2010, the two-way Anova did not show any significant effect of the population, the modality or the interaction (table 3). In 2009 and without drought (NS modality), the highest SLA values were found for both population of Sp and St while the lowest were found for both population of Sa (SE and NW). In 2010, after 16 months of growth, the SLA had considerably lowered whatever the populations, from an interval [[18-22] to [12-14]. In 2009 and in case of drought, there was a SLA general decrease except for the SE population of Sa, the strongest decrease being observed for Se (table 3, figure 4). In 2010, there was no significant population effect on SLA values (table 3). Furthermore, the SLA decreased in 2010, compared with 2009.

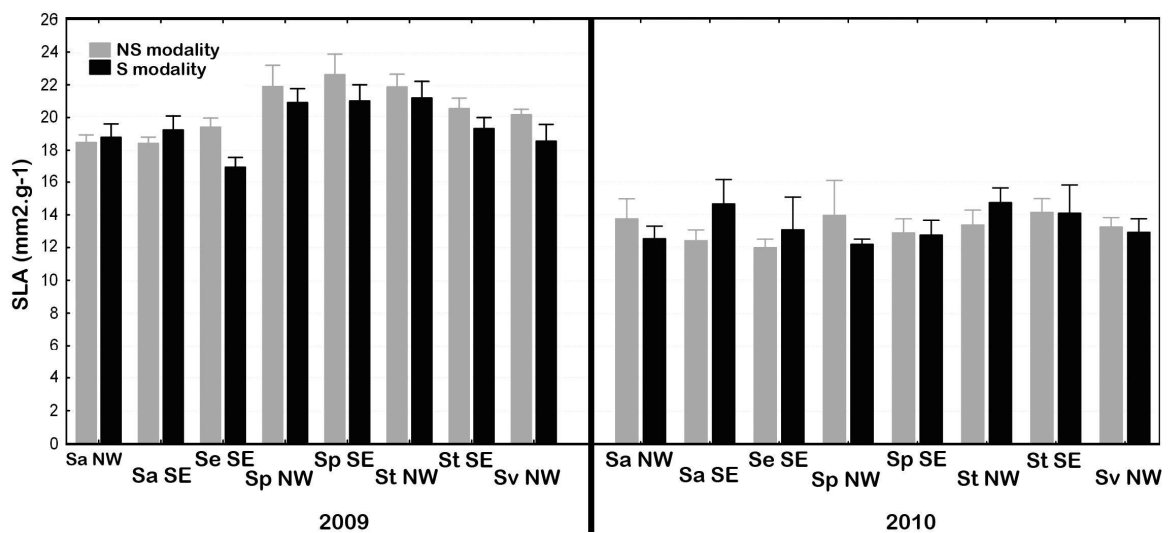


Figure 4: Specific leaf area observed for the different species and populations in 2009 and 2010.

Leaf dry matter content observed for the different species and populations in 2009 and 2010

In wet conditions (NS modality) and in 2009, Se showed the lowest LDMC whereas NWSp showed the highest. After 16 months of culture, there was an LDMC increase for all populations, from [0.26-0.28] to [0.32-0.38]. In case of drought and in 2009, the stressed populations lowered their LDMC compared with the no-stressed populations excluding SESP (figure 5). The two-way Anova showed a significant modality effect in 2009. In 2009 and 2010, the analysis highlighted a population effect on the LDMC (table 3). A LDMC increase between the two years of experiment for the S modality was also observed, passing from [0.24-0.27] to [0.30-0.37].

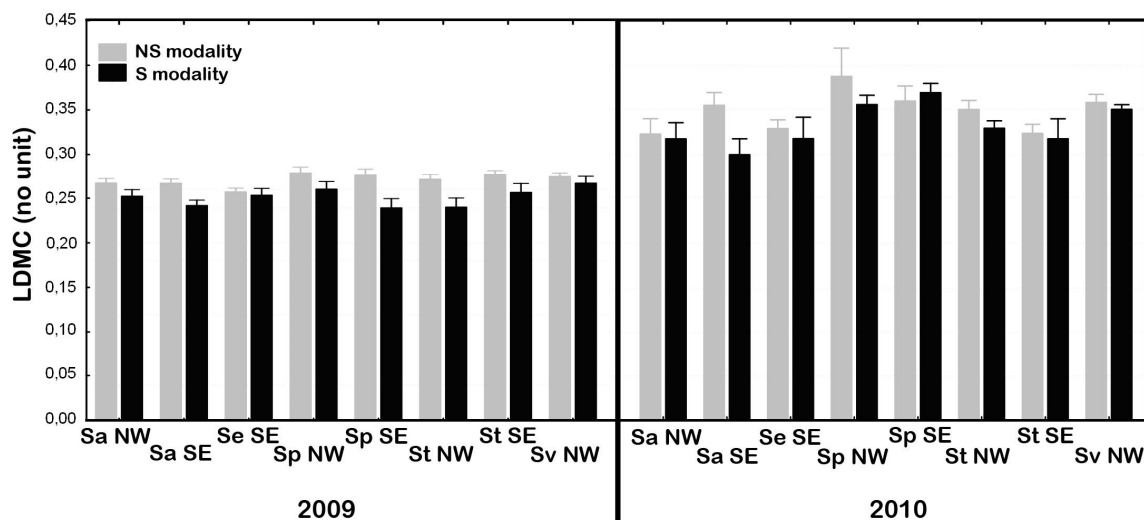


Figure 5: Leaf dry matter content observed for the different species and populations in 2009 and 2010.

Structural roots

This trait was only measured in 2010 and showed a significant effect of the modality and the population on quantity of structural roots. Se and SpSE were the groups producing the least structural roots while Sv produced it almost twice more. In case of drought, all willow species decreased significantly their quantity of structural roots. The population SaSE divided its quantity of structural roots by 3.5 while Se divided only by 2 (figure 6). A significant effect of the modality and the group was observed (table 3).

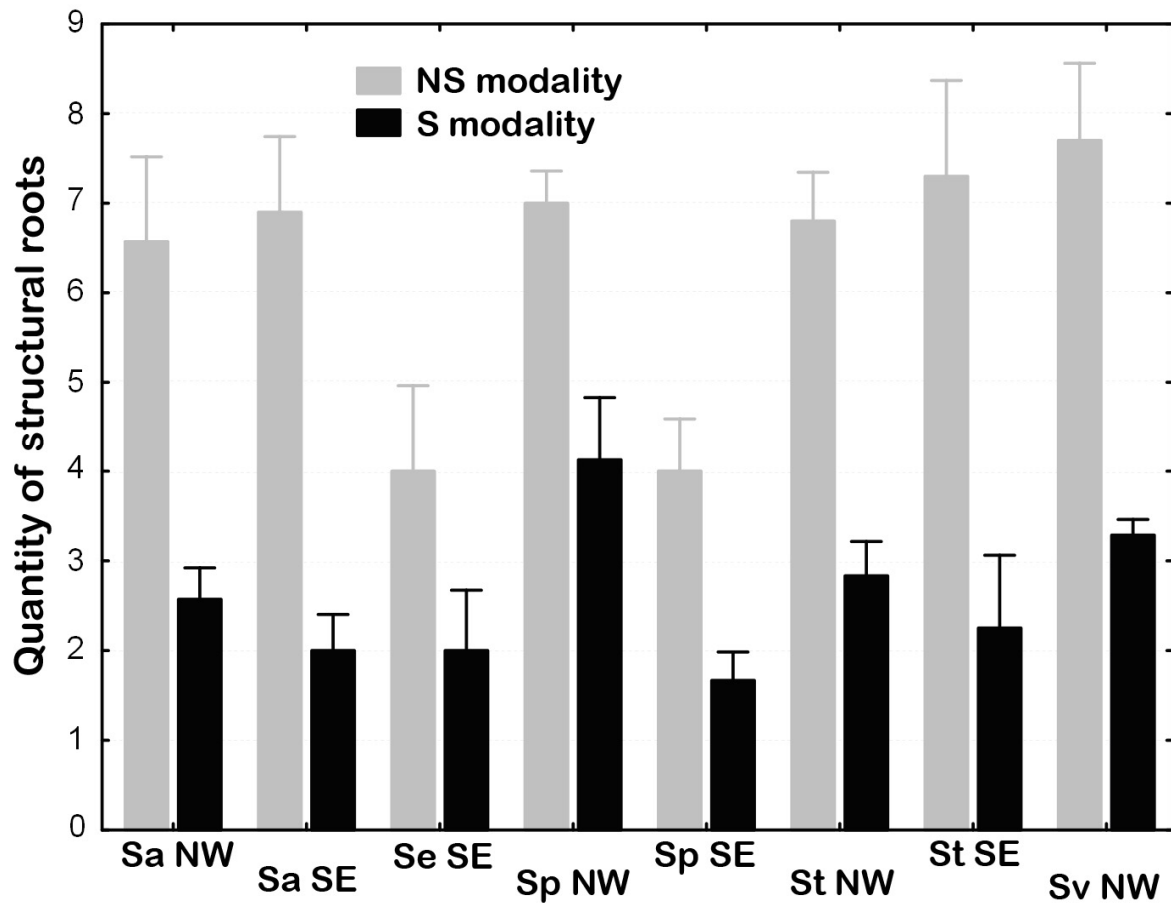


Figure 6: Structural roots for the different species and populations in 2010.

Discussion & conclusion

Biotechnical performance of willow: inter-specific and inter-population comparisons

The observed resprouting rates (table 2) are mainly in agreement with the literature whether it is after one or two years of growth (Schiechtl 1980; Zuffi 1989; Verniers 1995; Graf, Böll et al. 2003; Venti, Bazzuro et al. 2003). These authors measured a resprouting rate close to 100 % (Sp), 90% (Sv), 75% (Sa) and between 70 and 75 % (Se). Only Verniers has studied St, which showed a good resprouting rate. However, our data for Sa and Sv (100 % of resprouting) showed a better rate compared to those given by Zuffi, Graf, Böll et al. and Venti, Bazzuro et al., likewise for St (100%) compared with the estimation given by Verniers.

Without drought, the species SRR was lower than that found in some other studies. For example, it was demonstrated that for Se, SRR were 12.2 (sand substrate) and 4.2 (gravel substrate) (Francis, Gurnell et al. 2005). For Sa, St and Sv seedlings, the SRR under well-watered condition during three weeks were respectively 4.86, 5.10 and 5.74 (Van Splunder, Voeselek et al. 1996). These differences may be explained by different materials, substrates and experimental durations. In our study, Sv and NWSt were the most important aboveground biomass producers, confirming their use in short rotation coppice (Keoleian and Volk 2005). Sv produced also more roots (followed by St and Sa), attesting its great potential for soil retention and reinforcement,. Sv, St and Sa also showed lower SRR than Sp and Se populations, confirming their interest for soil bioengineering. But these last species with slower growth are not to be neglected. Se and Sp populations showed high root and stem biomass increasing ratios. This highlighted a higher (but no significant) increase of Sp populations and Se biomass compared with the other species. The Se and NWSp belowground biomass increase ratio suggest that these populations also have good characteristics to stabilize soils (eg slopes, riverbanks). To obtain in a definite time an anchoring and a protection comparable to that obtained with the "fast" species, these willows should be planted with a higher density.

Drought stress resistance: inter-specific and inter-population comparisons

In a context of climate change, resistance of bioengineering works to drought is a key issue. Therefore the characterization of biological responses of species and population to drought is essential for the success of the plantation. In a general way, plants avoid drought stress by limiting aboveground biomass, enhancing belowground biomass (Chapin 1995; Van Splunder, Voesenek et al. 1996; Pace, Cralle et al. 1999), decreasing their evapotranspiration surface and concentrating their carbohydrates (SLA and LDMC) (Crawley 1997; Anyia and Herzog 2004; Liu and Statzel 2004; Erice, Louahlia et al. 2010).

Consistently, our results showed that the above and belowground biomass productions, the biomass increase ratio as well as the SRR decrease or not differ (depending on the population) in case of drought. A lower aboveground biomass observed in drought conditions indicates local adaptation by reduction of the evaporative surface. The SRR and the quantity of structural roots decrease from stressed plants compared to well watered individuals. It suggests a preferential resources allocation to the fine roots and not to structural roots in drought conditions, to develop the rhizosphere and maximize water collection (Van Splunder, Voesenek et al. 1996; AbdAllah, Badawy et al. 2010). This preferential allocation to the fine roots should contribute to soil stabilization as fine roots better anchor superficial soils (Morgan 2005).

Sp populations and Se showed the lowest biomass production, the highest SRR and the lowest reduction of structural roots in case of drought. This last result is convenient with the supposed resistance to drought of Se (Francis, Gurnell et al. 2005) . It also shows the abilities of these two species to maintain an efficient soil protection via a strong root system even in case of drought.

The SLA and the LDMC, complementary biological traits (Cornelissen, Lavorel et al. 2003) gave contrasted results between the two years of experiment, with a remarkable SLA reduction and a concomitant LDMC increase. These results are in agreement with the different authors indicating a foliar answer of acclimatization to the hydric stress (Crawley 1997; Anyia and Herzog 2004; Liu and Statzel 2004; Erice, Louahlia et al. 2010).

These results could be due to an increase of air and soil temperatures (+1°C on average between 2009 and 2010) during the experimental stress. The LDMC is considered as a less variable trait than the SLA (Roche, Diaz-Burlinson et al. 2004).

Willows show very plastic biological answers given that their pioneer nature and can present an intraspecific response with a wider range compared to interspecific response (Wikberg and Ögren 2004; Wikberg and Ögren 2007). Furthermore, the intraspecific plasticity of the functional traits (He and Dong 2003) would allow them to adapt, and then to more resistant be stresses and disturbances.

Acknowledgements

The authors thank the nursery from Office National des Forêts of Guéméné-Penfao, its manager Olivier Forestier and its technical team. We also thank the trainees Perrine Gonnet and Sylvie Varray for their help. This project was supported by the National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture.

References

- AbdAllah, A. A., S. A. Badawy, et al. (2010). "The role of root system traits in the drought tolerance of rice (*Oryza sativa* L.)." World Academy of Science, Engineering and Technology **68**: 1378-1382.
- Adam, P., N. Debiais, et al. (2008). Le génie végétal. Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques. Paris.
- Anyia, A. O. and H. Herzog (2004). "Water-use efficiency, leaf area and leaf gas exchange of cowpeas under mid-season drought." European Journal of Agronomy **20**(4): 327-339.
- Bonin, L., A. Evette, et al. (2013). Génie végétal en rivière de montagne, Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales : végétalisation de berges et ouvrage bois. Grenoble.
- Chapin, D. M. (1995). "Physiological and morphological attributes of two colonizing plant species on Mount St. Helens." American Midland Naturalist **133**(1): 76-87.
- Cornelissen, J. H. C., S. Lavorel, et al. (2003). "A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide." Australian Journal of Botany **51**(4): 335-380.
- Crawley, M. (1997). Plant Ecology. London, Wiley-Blackwell.
- Crow, P. and T. J. Houston (2004). "The influence of soil and coppice cycle on the rooting habit of short rotation poplar and willow coppice." Biomass and Bioenergy **26**: 497-505.
- Dušek, J. and J. Květ (2006). "Seasonal dynamics of dry weight, growth rate and root/shoot ratio in different aged seedlings of *Salix caprea*." Biologia **61**(4): 441-447.
- Erice, G., S. Louahlia, et al. (2010). "Biomass partitioning, morphology and water status of four alfalfa genotypes submitted to progressive drought and subsequent recovery." Journal of Plant Physiology.
- Evette, A., C. Balique, et al. (2012). "Using ecological and biogeographical features to produce a typology of the plant species used in bioengineering for riverbank protection in Europe." River Research and Applications **28**(10): 1830-1842.
- Francis, R. A., A. M. Gurnell, et al. (2005). "Survival and growth responses of *Populus nigra*, *Salix elaeagnos* and *Alnus incana* cuttings to varying levels of hydric stress." Forest Ecology and Management **210**: 291-301.
- Francis, R. A., A. M. Gurnell, et al. (2006). Riparian tree establishment on gravel bars: interactions between plant growth strategy and the physical environment. Braided Rivers: Process, Deposits, Ecology and Management.
- Glenz, C., R. Schlaepfer, et al. (2006). "Flooding tolerance of Central European tree and shrub species." Forest Ecology and Management **235**(1-3): 1-13.
- Glynn, C., D. A. Herms, et al. (2007). "Testing the growth-differentiation balance hypothesis: dynamic responses of willows to nutrient availability." New Phytologist **176**(3): 623-634.
- Gómez, K. A. and A. A. Gómez (1984). Statistical procedures for agricultural research, Wiley.
- Graf, C., A. Böll, et al. (2003). "Pflanzen im Einsatz gegen Erosion und oberflächennahe Rutschungen." Merkblatt für die Praxis **37**: 1-8.
- Gray, D. and R. Sotir (1996). Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization - A Practical Guide for Erosion Control. New York, John Wiley and Sons, Inc.
- Greer, E., S. R. Pezeshki, et al. (2006). "Influences of cutting diameter and soil moisture on growth and survival of black willow, *Salix nigra*." Journal of Soil and Water Conservation **61**(5): 311-323.

- He, W. M. and M. Dong (2003). "Plasticity in physiology and growth of *Salix matsudana* in response to simulated atmospheric temperature rise in the Mu Us Sandland." Photosynthetica **41**(2): 297-300.
- IPCC (2007). Fourth Assessment Report - contribution of working group I - summary for policymakers - "the physical science basis". Genève, Intergovernmental Panel on Climate Change: 18.
- Karrenberg, S., S. Blaser, et al. (2003). "Root anchorage of saplings and cuttings of woody pioneer species in a riparian environment." Functional ecology **17**: 170-177.
- Keoleian, G. A. and T. A. Volk (2005). "Renewable energy from willow biomass crops: Life cycle energy, environmental and economic performance." Critical Reviews in Plant Sciences **24**(5-6): 385-406.
- Krasny, M. E., J. C. Zasada, et al. (1988). "Adventitious rooting of four Salicaceae species in response to a flooding event." Canadian Journal of Botany **66**: 2597-2598.
- Kuzovkina-Eischen, Y. (2003). Stress tolerance and horticultural evaluation of the genus *Salix*. Phd Thesis, The Ohio State University.
- Kuzovkina, Y. A. and M. F. Quigley (2004). "Willows beyond wetlands: uses of *Salix* L. species for environmental projects." Water, Air, and Soil Pollution **162**: 183-204.
- Li, S., S. R. Pezeshki, et al. (2004). "Physiological responses of black willow (*Salix nigra*) cuttings to a range of soil moisture regimes." Photosynthetica **42**(4): 585-590.
- Liu, F. and H. Statzel (2004). "Biomass partitioning, specific leaf area, and water use efficiency of vegetable amaranth (*Amaranthus* spp.) in response to drought stress." Scientia Horticulturae **102**(1): 15-27.
- Martin, P. J. and W. Stephens (2008). "Willow water uptake and shoot extension growth in response to nutrient and moisture on a clay landfill cap soil." Bioresource Technology **99**(13): 5839-5850.
- May, J. T. (1984). Soil moisture. Southern pine nursery handbook. Atlanta, United States Department of Agriculture, Forest Service Southern Region.
- Morgan, R. P. C. (2005). Soil Erosion and Conservation, Blackwell Publishing Ltd.
- Nakai, A., Y. Yurugi, et al. (2009). "Growth responses of *Salix gracilistyla* cuttings to a range of substrate moisture and oxygen availability." Ecological Research **24**(5): 1057-1065.
- Niinemets, Æ. and F. Valladares (2006). "Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs." Ecological Monographs **76**(4): 521-547.
- Norris, J. E., A. Stokes, et al. (2008). Slope stability and erosion control. Dordrecht, Springer.
- Pace, P. F., H. T. Cralle, et al. (1999). "Drought-induced changes in shoot and root growth of young cotton plants." Journal of Cotton Science **3**(4): 183-187.
- Pezeshki, S. R., S. Li, et al. (2007). "Factors governing survival of black willow (*Salix nigra*) cuttings in a streambank restoration project." Ecological Engineering **29**: 56-65.
- Quintana-Ascencio, P. F., J. E. Fauth, et al. (2013). "Taming the Beast: Managing Hydrology to Control Carolina Willow (*Salix caroliniana*) Seedlings and Cuttings." Restoration Ecology: n/a-n/a.
- Rameau, J. C. (1994). Flore Forestière Française, Plaines Et Collines. Paris, Institut pour le Développement Forestier.
- Rameau, J. C., D. Mansion, et al. (2008). Flore Forestière Méditerranéenne. Paris, Institut Pour Le Développement Forestier.
- Raven, J. A. (1992). The physiology of *Salix*. Willow Symposium, Proceedings of The Royal Society of Edinburgh, Edinburgh, The Royal Society of Edinburgh.
- Roche, P., N. Diaz-Burlinson, et al. (2004). "Congruency analysis of species ranking based on leaf traits: which traits are the more reliable? ." Plant Ecology **174**(1): 37-48.

- Sauli, G., P. Cornelini, et al. (2003). Manuale di Ingegneria Naturalistica Applicabile al settore idraulico. Roma, Regione Lazio.
- Schaff, S. D., S. R. Pezeshki, et al. (2003). "Effects of Soil Conditions on Survival and Growth of Black Willow Cuttings." Environmental Management **31**(6): 748-763.
- Schiechtl, H. M. (1980). Bioengineering for Land Reclamation and Conservation. Edmonton, Canada, University of Alberta Press.
- Schiechtl, H. M. and R. Stern (1996). Water Bioengineering Techniques for Watercourse, Bank and Shoreline Protection. Oxford (UK), Blackwell Science.
- Skvortsov, A. K. (1999). Willows of the USSR: a taxonomic and geographic revision. Moscow, Publishing Office "Nauka".
- Stella, J. C. and J. J. Battles (2010). "How do riparian woody seedlings survive seasonal drought?" Oecologia **164**(3): 579-590.
- Stokes, A., F.-X. Mine, et al. (2012). "Multi-stemming and mechanical traits ensure persistence of subalpine woody plants exposed to a disturbance gradient." Journal of Vegetation Science **23**(2): 325-338.
- Su, H., Y. Li, et al. (2009). "Leaf-level plasticity of *Salix gordejvii* in fixed dunes compared with lowlands in Hunshandake Sandland, North China." Journal of Plant Research **122**(6): 611-622.
- Van Splunder, I., L. A. C. J. Voesenek, et al. (1996). "Morphological responses of seedlings of four species of Salicaceae to drought." Canadian Journal of Botany **74**: 1988-1995.
- Venti, D., F. Bazzurro, et al. (2003). Manuale tecnico di Ingegneria Naturalistica della Provincia di Terni, Applicabilità delle tecniche, limiti e soluzioni. Provincia di Terni, Provincia di Terni Servizio Assetto del Territorio - Ufficio Urbanistica / Agenzia Umbria Ricerche.
- Verniers, G. (1995). Aménagement écologique des berges de cours d'eau. Techniques de stabilisation. Namur.
- Vreugdenhil, S. J., K. Kramer, et al. (2006). "Effects of flooding duration, -frequency and -depth on the presence of saplings of six woody species in north-west Europe." Forest Ecology and Management **236**(1): 47-55.
- Wikberg, J. (2006). Water Relations in Salix with Focus on Drought Responses. Phd Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Wikberg, J. and E. Ögren (2004). "Interrelationships between water use and growth traits in biomass-producing willows." Trees **18**: 70-76.
- Wikberg, J. and E. Ögren (2007). "Variation in drought resistance, drought acclimation and water conservation in four willow cultivars used for biomass production." Tree Physiology **27**(9): 1339-1346.
- Zuffi, D. (1989). Cours sur la stabilisation végétale des talus. Suisse.

7 Les Tamaricaceae

7.1 Description des espèces modèles

7.1.1 Caractéristiques écologiques des espèces modèles

Deux espèces appartenant à la famille des Tamaricaceae ont été retenues pour l'étude, à savoir *Myricaria germanica* et *Tamarix gallica* (Tableau 7). Il s'agit d'espèces réputées plus résistantes que les saules à la sécheresse (Niinemets and Valladares 2006), du fait de leur répartition sur des stations habituellement ensoleillées et des substrats filtrants constitués de matériaux grossiers (Benabdeli, Mohammedi et al. 2002; Arizpe, Mendes et al. 2009) ou sujets à la dessiccation car composés d'argile (Rameau, Mansion et al. 2008).

Tableau 7 Ecologie des espèces de Tamaricaceae étudiées

	<i>Myricaria germanica</i>	<i>Tamarix gallica</i>	
Distribution géographique et altitudinale	Pionnier envahissant les formations herbacées, des bords de torrents Alpes, Pyrénées, bord du Rhin 300m à 1600 m (étage montagnard et étage collinéen par avalaison)	Littoral méditerranéen et Corse, rives du Rhône jusqu'à Orange, parties méridionales de la Drôme, de l'Ardèche, dans les Causses, aux environs de Carcassonne	
Carte de répartition			
Données autécologiques	Espèce héliophile, optimum à l'étage montagnard, humus : mull, sols peu évolués (sols minéraux) assez riches en bases et en éléments nutritifs, pH basique à neutre, matériaux grossiers des rives des torrents : galets, graviers, sables, limons déposés par les crues, substrat à humidité variable, subissant des crues régulières	Espèce héliophile, humus de type mull à hydromull, sols saturés en cations, pH basique à neutre, matériaux : formations alluviales variées, souvent riches en argile, mares littorales plus ou moins salées, sols à bonne réserve en eau, avec possibilité d'assèchement, stations à bilan hydrique favorable	
Diagramme autécologique			
Biotopes	Lits majeurs des torrents et cours d'eau montagnards, souvent en association avec des saules	Littoral, bordures des rivières à régime contrasté et le long des grands cours d'eau	
Caractère indicateur	Montagnarde, pionnière des bords de torrents	Mésohyrophile supportant des phases de sécheresse	
Durée de vie	5-50 ans	5-50 ans	
Stratégie écologique	compétiteur-tolérant au stress		
Valeurs d'Ellenberg	<i>Ensoleillement</i>	8	8
	<i>Température</i>	4	6
	<i>Continentalité</i>	7	4
	<i>Humidité</i>	8	5
	<i>pH</i>	8	5
	<i>Richesse du sol</i>	3	3
Valeurs de Niinemets & Valladares	<i>Tolérance à l'ombre</i>	1,2	1,35
	<i>Tolérance à la sécheresse</i>	1,37	4,1±0,3
	<i>tolérance à l'anoxie</i>	2,5	3,36

7.1.2 Caractéristiques biotechniques des espèces modèles

7.1.2.1 Une cinétique de croissance très élevée

Ces espèces possèdent une cinétique de croissance aérienne très forte (Carleton 1914; Cleverly, Smith et al. 1997; Vandersande, Glenn et al. 2001; Walker, Barnes et al. 2006). A titre d'exemple, certains *Tamarix* invasifs ont des dynamiques de croissance 2 à 3 fois supérieure à celle des saules locaux (Tallent-Halsell and Walker 2002).

7.1.2.2 Un fort taux de reprise au bouturage

T. gallica et *M. germanica* ont un comportement pionnier, ce qui leur permet de s'adapter à la plupart des perturbations naturelles touchant leur écosystème (inondation, sécheresse, incendie ...). Ils se régénèrent très facilement et rapidement par bouturage de tiges (Bill, Spahn et al. 1997; Stromberg 1998; Kudrnovsky 2002; Sauli, Cornellini et al. 2006; Lavaine, Evette et al. 2011; Lavaine, Evette et al. 2012).

7.1.2.3 Des tiges et des racines résistantes aux contraintes mécaniques

Les Tamaricaceae résistent remarquablement bien aux contraintes mécaniques. En effet, les *Tamarix* sont extrêmement résistants au cisaillement (au-delà de 400 N.m⁻²) (Sandercock and Hooke 2010) et à l'arrachage par les écoulements grâce à leurs racines principales très profondes. Il en va de même pour *M. germanica* qui s'oppose à l'érosion des bancs et des berges grâce à son système racinaire puissant (Kudrnovsky 2002).

7.1.2.4 Une tolérance au recouvrement sédimentaire et à l'érosion

Les Tamaricaceae survivent aisément au recouvrement sédimentaire lors des crues en émettant des racines adventives que ce soit à partir de tiges ensevelies pour les *Tamarix*

(Merkel and Hopkins 1957; Everitt 1980; Tallent-Halsell and Walker 2002) et/ou en développant des tiges à partir du collet pour *M. germanica* (Fig.13) (Muller 1995; Bill, Spahn et al. 1997).



Figure 16 Rejets de rameaux depuis le collet chez *M. germanica*

7.1.2.5 Une tolérance aux inondations et à l'anoxie

Enfin, une résistance à l'anoxie (sol saturé) et à l'inondation (submersion) est également essentielle pour les espèces ripariennes. Les *Tamarix* se développent bien dans les sols saturés en eau (Tallent-Halsell and Walker 2002; Kumari 2008) et ils supportent une submersion totale prolongée (Warren and Turner 1975; Irvine and West 1979; Everitt 1980; Brock 1994; Gladwin and Roelle 1998). Cependant si la submersion intervient en première année, les boutures de *Tamarix* présentent d'importantes réductions de croissance (Tallent-Halsell and Walker 2002). Les *Myricaria* tolèrent une submersion allant jusqu'à deux mois et nécessitent même des inondations périodiques pour se reproduire par voie sexuée (Chen and Xie 2009).

7.1.2.6 Une faculté à coloniser un substrat grossier, voire nu

En l'absence de couche humique ou si le sol est très remanié, les plantes doivent être tolérantes et/ou peu exigeantes sur la quantité de matière organique disponible ainsi que sur la granulométrie du substrat. Les *Tamarix* se développent dans la plupart des sols (Bean 1981). Ils affectionnent aussi bien les sols lourds et argileux que les sols sableux et poussent même dans les galets (Thomas 1992; Abd El-Ghani 2000; Walker, Barnes et al. 2006).

7.1.2.7 Une bonne résistance à la sécheresse

Les Tamaricaceae sont pour la plupart phréatophytes facultatifs, ce qui leur confère une grande résistance à la sécheresse ainsi qu'une meilleure efficacité par rapport à leurs espèces compagnes pour extraire l'eau du sol. Les *Tamarix* s'alimentent ainsi dans la nappe mais également dans le compartiment non saturé et peuvent passer d'une alimentation à une autre sans être affectés (Smith, Devitt et al. 1998). Cette faculté à utiliser de multiples sources d'alimentation en eau leur permet ainsi de minimiser le stress hydrique.

L'architecture racinaire en elle-même est particulièrement tournée vers l'acquisition d'eau. En effet, les racines latérales servant à capter l'eau sont extrêmement abondantes chez les *Tamarix* et elles sont également étalées au voisinage de la nappe phréatique. Ceci leur permet de faire face aux fréquents dessèchements des couches supérieures du sol. En cas d'abaissement de la nappe phréatique, les *Tamarix* émettent rapidement un grand nombre de racines en direction de la nappe afin de palier le manque d'eau (Horton and Clark 2001) tout en prospectant dans la zone non saturée. La croissance racinaire permet ainsi aux individus de retrouver la nappe avant la fin de la période de sécheresse. De la même manière, les *Myricaria* s'approvisionnent indifféremment dans la nappe ou dans la zone vadose (Staffler 1999). Malgré tout, leurs aptitudes sont moins connues que celles des *Tamarix*.

Enfin, comme chez tous les Tamaricaceae, la résistance à la sécheresse s'exprime également par la morphologie de l'appareil aérien. La réduction et la disposition en écailles des feuilles permettent une réduction considérable de la surface évaporative.

7.2 European Tamaricaceae in bioengineering on dry soils

(accepté avec révision majeure dans Environmental Management, révision en cours)

Authors:

Lavaine, C. ^{1,2}

Evette, A. ¹

Piégay, H. ²

¹ Irstéa, UR EMGR, Saint-Martin-d'Hères, France

² University of Lyon, École Normale Supérieure, Lyon, France

Corresponding author: catherine.lavaine@free.fr

Keywords :

drought resistance, *Myricaria germanica*, soil bioengineering, streambank, Tamaricaceae, *Tamarix gallica*

ABSTRACT

We tested the bioengineering capabilities and resistance to drought of cuttings of two typical riparian species of Mediterranean and Alpine streams scarcely used in soil bioengineering: *Tamarix gallica* L. and *Myricaria germanica* (L.) Desv. We conducted two experiments one ex situ and one in situ with different drought treatment on cuttings of these two species in comparison with *Salix purpurea* L., a willow very commonly used in bioengineering. Biological traits considered were: resprouting / survival rate, quantity of structural roots, above- and belowground biomass, shoot to root ratio and biomass increase ratio.

Both *M. germanica* and *T. gallica* showed good capabilities for soil bioengineering use. Their resprouting rates in wet conditions were slightly lower (respectively 87 and 83%) than those of *S. purpurea* (100%). In dry conditions *T. gallica* had the higher survival rate (97%), followed by *S. purpurea* (63%) but *M. germanica* cuttings presented low survival rate. *T. gallica* had a lower shoot to root ratio than *S. purpurea* whatever was the drought treatment. *M. germanica* had the higher shoot to root ratio in wet conditions, but the lowest under drought condition, and was less impacted by drought once rooted. The increase in biomass between the first and second season were very high and multiplied by 8 to 18 in one year. Such huge increase in biomass suggested a very significant increase in resistance of bioengineering works during the second vegetation season.

Because of the drought resistance of cuttings, *T. gallica* seemed particularly promising for use in bioengineering in Mediterranean environment, where these techniques were rarely carried out.

INTRODUCTION

Restoration practitioners increasingly rely on bioengineering rather than traditional “hard” civil engineering, notably for protecting river banks (Adam, Debiais et al. 2008). Although bioengineering techniques have a long history (Evette, Labonne et al. 2009), they experienced a major renewal in Europe from the 1970’s (largely due to the work of Schiechtl) (Schiechtl 1973), as well as in North America (Sotir 1995; Sotir 1998) and other parts of the world. Bioengineering exploits plants’ anchoring capabilities to control erosion. Such solutions are considered as sustainable when applied appropriately (Piégay, Darby et al. 2005) and integrated into the landscape. Bioengineering techniques involve the development of dense, long-lasting plant cover on the eroded zone. The vegetation inhibits erosion via various processes, contributing to reinforcement of the bank by roots (Lachat, Adam et al. 1994; Li and Eddleman 2002). These create a dense and structured meshwork which holds the soil in place (Handel, Robinson et al. 1997). By providing an anchor below the erosion plane, roots maintain superficial soil and act as retaining structures (Reubens, Poesen et al. 2007). Furthermore, plants flatten down during flooding and thereby protect soil by a *carpet effect* as well as slowing down the flow and capturing sediments through a *comb effect* (Adam, Debiais et al. 2008). These techniques afford ecological and social benefits, restore biodiversity, may contribute to an ecological corridor and integrate well with the landscape.

Of all the techniques, the simplest and the most convenient in riverbank is the use of ligneous cuttings, essentially of shrubby willows, e.g. *Salix purpurea* L. This is a widespread, shrubby willow widely used in bioengineering in Europe and other parts of the world. It is used for hillside or streambank stabilization in North America (*Salix purpurea* ‘Streamco’) (Gray and Sotir 1996; USDA 2001) and in New Zealand (*Salix purpurea* ‘Booth’ and ‘Irette’) (Taranaki Regional Council 2011). Willows are often used in alluvial settings (Kuzovkina-Eischen 2003; Kuzovkina and Volk 2009). The excellent resprouting rate of willows, their capacity for vegetative multiplication (Gray and Sotir 1996; Graf, Böll et al. 2003), flood and anoxia tolerance (Kramer, Vreugdenhil et al. 2008), great root biomass, hairy root structure (Rytter and Hansson 1993; Crow and Houston 2004) and uprooting resistance (Karrenberg, Blaser et al. 2003) make them excellent species for riverbank stabilisation.

Besides erosion, plants have to face other impacts in the riparian environment such as droughts due to low rainfall or drops in groundwater level as a result of human pressure. In alluvial settings, drought within months of the planting of cuttings is considered as one of the main factors influencing successful bioengineering (Pezeshki, Li et al. 2007). Cutting survival is dependent on the intensity and the duration of the drought. The rate of root development and access to groundwater coupled with the resistance of the cuttings to water limitation, largely condition the likelihood of success and establishment (Schaff, Pezeshki et al. 2003). Cuttings must therefore either be resistant to drought or their roots must grow quickly.

The use of species adapted to a wet environment such as willows and associated species, can lead to failure in regions subjected to hard drought during the growing period, e.g. in the Mediterranean basin (Evette, Balique et al. 2012). Indeed, with climate change the impact of summer drought is likely to increase in the next decades in the Mediterranean region (IPCC 2007; Giorgi and Lionello 2008) but also over most mid-latitude continental interiors (Houghton, Ding et al. 2001). This increase in summer drought associated with high human impact on water resources may threaten riparian cottonwoods and willows causing the replacement of some of these forests with less desirable invasive shrubs and trees (Thuiller, Lavorel et al. 2005; Rood, Pan et al. 2008; Hultine, Bush et al. 2010). The decline of such riparian forests could have a massive impact on aquatic habitats and some studies suggest that the benefits of extensive tree cover via improved water quality and in-channel habitat may persist during drought (Thomson, Bond et al. 2012). Therefore it is increasingly important to include local drought resistant species when restoring riverbanks with bioengineering, in order to get a sustainable riparian forest fulfilling its ecological functions.

Several authors have studied soil bioengineering capabilities of species in arid environments (Dagar, Singh et al. 2001; Lesica and DeLuca 2004; Li, Zhao et al. 2007; Li, Wu et al. 2007; Adrover, Forss et al. 2008; Manousaki, Kadukova et al. 2008), but only a few of these studies address the use of cuttings or plantings in bioengineering or riverbank protection (Table 1).

The biological characteristics of members of the Tamaricaceae are compatible with bioengineering applications given their characteristics of pioneer species. They are resistant to mechanical forces (Bill, Spahn et al. 1997; Kudrnovsky 2002; Kammerer 2003; Sandercock and Hooke 2010), sedimentary denudation / burial (Merkel and Hopkins 1957; Everitt 1980; Muller 1995; Bill, Spahn et al. 1997; Qong, Takamura et al. 2002) and floods and anoxia (Warren and Turner 1975; Irvine and West 1979; Everitt 1980; Brock 1994; Gladwin and

Roelle 1998; Tallent-Halsell and Walker 2002; Kumari 2008). The fact that they can establish in perturbed environments as well as the results of some bioengineering experiments indicate good resprouting capacities (Carleton 1914; Everitt 1980; Bill, Spahn et al. 1997; Kudrnovsky 2002; Kammerer 2003; Venti, Bazzurro et al. 2003; Rameau, Mansion et al. 2008). However its potential has not been yet experimentally established and they are not often used in bioengineering projects. These are considered as invasive species except in Eurasia and Africa (Cleverly, Smith et al. 1997; Di Tomaso 1998; Shafroth and Briggs 2008). Some saltcedars are naturalized in the USA, Australia and New Zealand, having been imported to stabilize soils (Carleton 1914; Voigt 1981; Di Tomaso 1998; Sykes and Williams 1999; Chew 2009). In the USA, local Salicaceae are now always preferred to these exotic species (Glenn, Tanner et al. 1998; Shafroth, Stromberg et al. 2000; Horton, Kolb et al. 2001; Glenn and Nagler 2005; Greer, Pezeshki et al. 2006; Pezeshki, Li et al. 2007). In Europe, *Tamarix gallica* L. and *Myricaria germanica* (L.) Desv. are native and non-invasive, and their use in bioengineering has been poorly assessed whereas actions also exist for preserving or reintroducing them. In addition, it is likely that these species have other multifunctional applications. Some saltcedars are used to stabilise and recondition polluted soils (Dagar, Singh et al. 2001; Conesa, Faz et al. 2006), and to convert salt flats into arable land (Alshammary 2007; Yin, Feng et al. 2009) because they efficiently absorb salts, nitrates and heavy metals. These species grow on polluted soils without showing visible signs of poisoning (Manousaki, Kadukova et al. 2008). In the salty deserts of Asia, soils under saltcedars are richer and less salty than those on bare soil (Lesica and DeLuca 2004; Li, Zhao et al. 2007). These shrubs capture their own dead leaves as well as litter brought in by winds (Lesica and DeLuca 2004) to create fertile islands in dry zones (Li, Yaning et al. 2007). Furthermore, by retaining organic matter, these plants increase the humidity and porosity of the soil (Zhang, Jiang et al. 2008). Saltcedars clumps constitute an interface zone between the desert and neighbouring zones (Li, Yaning et al. 2007). Tamaricaceae could both stabilise banks and improve soil and water quality.

Furthermore, there is no information about the drought resistance of cuttings of Tamaricaceae in bioengineering, neither on shoot to root ratio, aboveground and belowground biomass, quantity of structural roots, increase biomass ratio—all important biological traits for plants used in bank stabilization.

In consequence, the aim of this work was to test the potential in bioengineering applications of cuttings of two native European Tamaricaceae - *Myricaria germanica* (L.) Desv and *Tamarix gallica* L. - in different drought conditions, and to compare their

capabilities with those of *Salix purpurea* which is commonly used in soil bioengineering in Europe.

Our study is mainly based on an *ex situ* experiment in which cuttings were placed in containers in two drought conditions. This was complemented by an *in situ* experiment on a south-facing bank of a Mediterranean river, with a drought gradient from very dry higher up to relatively wet conditions at the bottom of the bank near the water.

MATERIALS AND METHODS

Species characteristics

The chosen species were *Tamarix gallica* (hereinafter Tg) and *Myricaria germanica* (L.) Desv (Mg) belong to the Tamaricaceae and *Salix purpurea* L. (Sp) from Salicaceae. The two Tamaricaceae do not share the same biotope. Mg is usually established on the gravel bars of the Mediterranean or inner alpine gravel-bed rivers where it is often associated with willows in alpine environment (Bissardon, Guibal et al. 1997; Rameau, Mansion et al. 2008). Tg tends to establish on temporary watercourses, and sometimes along Mediterranean and thermo-Atlantic rivers in springs, wet depressions and brackish coastal swamps (Rameau, Mansion et al. 2008). Sp is ubiquitous in Europe, including the Mediterranean basin. It grows in floodplains, swamps and peat bogs on clay, rocky or sandy materials, and coarse alluvia (Rameau, Mansion et al. 2008).

Species collection

Mg and *Sp* were sampled on gravel bars of the Vénéon, an alpine braided river 65 km south of Grenoble, France, at an elevation of 1186 m (44°58'08.07" N, 6°09'.11.69" E). Tg was sampled in Mediterranean environment at Port-de-Bouc near Marseille, France, at sea level and on salty soil (43°23'25.22" N, 4°59'28.14" E).

The plants used were grown from cuttings collected in 2009 during the dormance period from natural mother plant. These plants were distributed at distances >50m apart to avoid the sampling of similar clones.

Location

The experiments were conducted outdoors at an experimental station, the Pépinière Forestière de l'Etat of Aix-les-Milles, France (43°30'34.97"N, 5°24'29.20" E) in late spring and summer in 2009 and 2010 (see Table 2 for climatic conditions).

***Ex situ* experiment**

Experimental design

We collected 48 cuttings (4 cuttings of 12 clones per species), and two cuttings of each clone were randomly distributed within each one of the two groups. Cuttings were 30 cm long and the mean diameters \pm standard errors were 6.21 mm \pm 0.86 (Mg), 11.55 mm \pm 1.76 (Tg) and 9.35 \pm 1.35 (Sp). Mg showed lower cutting diameter, characteristic of these shrubby and small species, so it was impossible to collect the same size cuttings for Mg.

The experiment took place over two years with a first series containing a cutting of each clone of each species by drought modality uprooted after 4 months of growth and a second series containing the same number of cuttings and uprooted after 16 months of growth.

Immediately after sampling, cuttings were kept at 4°C until planting in April 2009. They were pushed in by two thirds vertically in experimental soil, using a steel stalk to pre-drill the soil (to preclude cutting peel).

The experimental containers were polyvinyl chloride and cylindrical tanks, 75 and 100 cm (depth) by 31.5 and 35 cm (diameter) (respectively for the 4 month and 16 month experiments), with open tops and a bottom drain. Broad, tall tanks were chosen to avoid root balls, root system and nutrient limitations.

The experimental soil was a mixture of fluvial sand (85%) and organic amendment (15%) to simulate poor alluvial soil. Laser grain size analysis of the mineral fraction showed a very porous soil with 34.8% of gravel, 59.4% of sand and 5.8% of mud. The pH was 8.28 with 1.31% total organic matter. The mean hydraulic conductivity was 146.38 cm.hour⁻¹ and the capacity of retention (pF) was estimated at 16.67%. The field capacity (FC) was 20.95.

Growing conditions and drought monitoring

First, cuttings were grown without drought stress with regular watering until resprouting. A control group of cuttings was uprooted to verify the good rooting after five weeks. Once rooted, cuttings were subjected to one of two drought treatments for two vegetative seasons from July 7th till August 20th, 2009 and from July 1st till August 15th 2010. Two drought treatments were: a control modality which corresponds to 100% of the FC (non stress modality, NS) and a drought modality (stress modality, S) which corresponds to 25% of the FC. For the S modality, watering was according to soil humidity, whereas spraying was daily for the NS modality. Volumetric water content was measured using Echo-

5, Decagon Devices Inc. probes, with daily measurements of soil humidity at three tube heights (top, middle, bottom of the tube) during the drought treatment. This stratification of probes showed a good water distribution and homogeneous drought conditions in the containers.

***In situ* experiment**

Experimental design

This experiment was designed to replicate the *ex situ* experiment to follow growth patterns according to the drought resistance of the three species.

The biological material was collected in the same conditions as in the *ex situ* experiment, and 48 cuttings (8 cuttings of six clones) of each species were collected in 2010. The cuttings average diameter \pm standard errors (cm) were 7.19 \pm 1.01 (Mg), 13.89 \pm 1.95 (Tg), 13.68 \pm 1.93 (Sp).

Characteristics of the riverbank selected

The selected Mediterranean riverbank measuring 4 m height was south-facing and exposed to severe drought. It undergoes a drought gradient from the bottom with cuttings in contact with water table, to very xeric conditions in the upper part.

Laser grain size analysis of mineral fraction showed a very porous soil with 74% gravel, 10% sand and 16% mud. The total organic matter was 4.99% and the field capacity was 31.60%.

The bank is bordering by the river Arc. The corresponding catchment is 727 km². The hydrological regime is Mediterranean pluvial type and the period of low-water spreads out all along the summer (July and August being the months of low water level).

The hydrological data at the Pont de Bayeux station (Table 4) indicated that the river Arc experienced a summer drought notably from August to November 2010 (although it was wetter than normal for the Mediterranean region). The 2011 vegetative period was drier than 2010, beginning earlier, in May with a minimum flow in September corresponding to a 1 in 2 year monthly minimum (Table 4). Discharges observed in July and August 2011 were nevertheless higher than the average monthly discharges recorded for the period 1972-2011.

The one in two years and the one in five years minimum monthly flows were respectively 0.240 and 0.160 m³/sec.

Growing conditions and drought monitoring

The experimental design consisted on six blocks distributed from upstream to downstream. Each block covered the whole height of the bank from 0 to 2.5 m vertically above the water level. Each block was constituted of 8 horizontally levels and each level contained one cutting of each species. Each cutting was separated from each other by 50 cm.

May 20th, 2010, one cutting of each species was randomly distributed in each of the 48 sites (8 levels in each of the 6 blocks). Every level in each block contains three cuttings, one of each species. Every block thus contains all the clones of all the species but a single clone at one of eight heights. The complete set-up thus includes every clone of every species at every height of bank. The level of streambank in which the cutting was planted represents the modality of drought applied to the plant. In 2010, cuttings were watered daily for one month to guarantee good resprouting. Drought conditions in 2010/2011 were monitored with Echo-5 probes connected with a EM50 datalogger (Decagon Device Inc.). Probes were installed at four places: bottom of the bank (between the levels 1 & 2), intermediate bottom of the bank (between the levels 3 & 4), intermediate top of the bank (between the levels 5 & 6) and top of the bank (between the levels 7 & 8).

Biological traits

The desired properties are good bioengineering characteristics (solid anchoring, flow resistance and good above- and belowground growth) and resistance to drought.

In cuttings, the main properties sought for bioengineering are abilities to regenerate (resprouting rate) and withstand stress and disturbance (survival rate). They should also meet the following criteria; high growth rate (below- and aboveground biomass production) and low shoot to root ratio (SRR). For the aerial parts, the sought characteristics are: multiple, flexible and strong stems to cope with erosion and to cover the soil (production of aboveground biomass). For subterranean parts, the properties are a deep, dense and solid root system (production of belowground biomass and structural roots) to reinforce soil (Gray and Sotir 1996; Schiechl and Stern 1996; Norris, Stokes et al. 2008). Furthermore, plants might

avoid drought stress by limiting aboveground biomass and enhancing belowground biomass. Drought resistance is characterised by the same traits as sought for bioengineering. These properties are estimated indirectly through measurable traits (Table 3).

The biomass measurements were made at the end of two vegetation seasons. Belowground systems were carefully uprooted and rinsed off before structural roots were quantified. Biomass was oven-dried at 80°C for 48 hours then weighed. SRR was calculated by dividing aboveground production by belowground production. Biomass increase ratios correspond to biomass after two cycles of vegetation (cuttings uprooted in 2009) divided by the biomass after one cycle (cuttings uprooted in 2010). Structural roots correspond to roots with a minimum diameter of 5 mm.

Statistical analysis

All the data were analyzed with Statistica 9 (Statsoft Inc.). The data are represented in the form of averages±standard errors, and was analysed with a two-way analysis of variance (two-way ANOVA) (Gómez and Gómez 1984). Before analysis and if the data were not normally distributed, the distributions were standardized with variables transformations and conditions of variances equality were verified with the Levene's test after transformation (Levene 1960).

RESULTS

Resprouting and survival rates *ex-situ* and *in-situ*

In the *ex-situ* experiment and without drought, species showed high resprouting rates. After three months (before drought), the resprouting rates of Mg, Tg and Sp were respectively 87, 83 and 100%. After two drought cycles, no mortality was observed on cuttings having beforehand resprout. There was thus no impact of the drought on the cuttings survival rate after two cycles of growth so the survival rate was 100%.

In the *in-situ* experiment and three months after plantation and after summer drought, we observed weak resprouting and null survival for Mg except for the cuttings in the lowest positions. Tg resisted drought better (97% in the five upper levels) than Sp (63% in the five upper levels). After one growing season, because of the previous summer drought as well as late cutting plantation, Mg disappeared from the higher stations. Tg showed the same survival rates after three months as after one growing season, at all elevations on the bank. Several Sp cuttings died on the higher half of the bank (Table 5).

Ex-situ structural traits responses according to droughts and species

After 16 months of growth and two cycles of drought, there were significant differences in structural root quantities between all the species and between drought modalities, except for MgNS / MgS, MgNS / TgS, SpNS / TgNS and SpS / TgS (Table 6). Tukey's post-hoc test showed very significant differences between SpNS and SpS ($p=0.0006$), TgNS and TgS (0.0002) and MgS and SpS (0.0002). In spite of a strong root increase (Fig. 2), these results showed that Mg had less structural root mass than the other species.

For aboveground biomass, species and drought modality factors influence drought response with interaction between the two factors (Table 6). Tukey's post-hoc test showed a very significant difference between each species/modality pair, apart from MgNS/MgS and SpNS/TgNS. For example, the p-value for SpNS vs. SpS is close to 0.0002, between TgNS and TgS 0.0001 and between SpS and TgS 0.0039. These results showed that Sp and Tg aboveground biomass production was strongly impacted by drought, while Mg was not.

Belowground biomass production also differed significantly among species even for Mg, but not among drought modalities according to table 6. However there was a significant interaction effect between species and modality. Moreover, Tukey's post-hoc test showed a very significant difference between each species/modality pair, apart from SpNS/TgNS, SpNS/TgS and SpS/TgNS, e.g. the p-value between SpNS and SpS was close to 0.0082, between TgNS and TgS 0.0004, between MgNS and MgS 0.0001, between MgS and SpS 0.0006 and between MgS and TgS 0.0002 (Fig. 3).

A SRR decrease was a significant species response to drought which was observed for all three species (Fig. 4). A significant effect of species, drought modality and factors interactioned of SRR to drought (Table 6). SRR differed significantly between modalities for a given species only for MgNs/MgS according Tukey's post-hoc test. However, p-values between MgS/SpS (0.0001) and SpS/TgS (0.020) indicated a strong variability in the drought response among species. The drought response of Mg was the highest followed by Tg and then Sp.

Between 2009 and 2010, the biomass increase ratio varied among species and among modalities but a species effect was detected by two-way Anova (Table 6). The difference in belowground biomass increase ratio was only significant for MgNS/ SpNS ($p=0.0002$) and MgNS / SpS ($p=0.0002$) according to Tukey's post-hoc test. Mg showed the strongest increase of belowground biomass with a multiplication by 31 in wet conditions and by 24 in dry conditions. Root production was respectively multiplied by 16 and 26 for TgNS and TgS and by 7 for Sp whatever the modality.

For the aboveground biomass, only a "species" effect between MgNS and SpS ($p=0.043$ according to Tukey's post-hoc test) was found (Table 6). The aboveground biomass ratios between 2009 and 2010 were 8 and 15 for MgNS and MgS, 22 and 21 for SpNs and SpS and 16 and 18 for TgNs and TgS. Furthermore, even if the aboveground biomass increase ratios for Mg and Tg were more important in dry condition, differences were not significant. The biomass sum (sum of belowground and aboveground biomass) showed a generalized increase in dry condition with a multiplication by 17 for MgS (8 for MgNS), by 13 for SpS (15 for SpNS) and by 18 for TgS (16 for TgNS).

Following this analytical description, differences in biological traits were then summarized according to species and to drought modalities to evaluate the behaviour of the two target Tamaricaceae species compared to Sp (Table 7).

DISCUSSION

Resprouting and survival rates

In the *ex situ* experiment, the resprouting rate after taking of cuttings was consistent with other published results for Mg (95% in laboratory experiment for Schiechl (1973) and for Sp (100% according to Graf et al. (2003), Venti et al. (2003) and Zuffi (1989)). No comparative data was found for Tg, but most of the authors state very good resprouting capacities of cuttings (Carleton 1914; Gary and Horton 1965; Everitt 1980; Hartmann, Kester et al. 1996; Walker, Barnes et al. 2006).

In the *in situ* experiment, in July 2010 and after three months of establishment, Mg cuttings resprout with difficulty (50% maximum), and disappeared in the higher stations and remain only in the lower stations. This was mainly due to insufficient rooting and harsh drought, (Fig.1) as well as late planting. Low humidity on the upper part of the bank in 2010 explained the poor resprouting rate of the young cuttings, possibly due to insufficient cutting rooting at the beginning of the drought. Tg showed very high resprouting rates whatever the distance between cutting and groundwater. Tg also showed the same rates after three months as after a growing season, whatever its elevation on the bank, indicating effective and long-lasting establishment of the species on the bioengineering work. Sp showed average rates, a little lower than Tg, but much higher than Mg. Some Sp cuttings died on the upper half of the bank, which indicated a lesser drought resistance than Tg, which could be explained by greater evaporative area and a less successful water harnessing strategy than that of Tg (Anderson 1982; Smith, Devitt et al. 1998; Vandersande, Glenn et al. 2001). The lower Sp resprouting rate was also consistent with previous studies indicating that saltcedars have higher survival rates under dry conditions than willows (Busch and Smith 1993; Cleverly, Smith et al. 1997). In more severe conditions Tg should also find it difficult to resprout: the influence of drought on *Tamarix* sp. cuttings has already been quantified, with 15% moisture loss associated with a rapid fall-off in sprouting rate, and no sprouting at all after 45% moisture loss (Gary and Horton 1965; Hansen, Pfister et al. 1995).

Structural traits versus species according to the drought conditions

Without drought, Mg showed some weakness for potential use in bioengineering (e.g.: a low relative growth rate) whereas Tg presented very similar properties as Sp. Without drought, Tg produced more structural roots than Sp and Mg. Even if it was not significant, the lower SRR of Tg presumed bigger capacities of soil anchoring compared with Sp.

The belowground biomass increase ratio of the two Tamaricaceae was much higher than for Sp. The biomass increased by 31 for Mg and by 16 for Tg from one year to the next showed species with strong anchoring. Saltcedars with their deep roots are known to be extremely resistant to shear stress (beyond $400\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$) and erosion by streams while most of the other species associated with saltcedars in Mediterranean environment (herbaceous, helophytes and the other small shrubs) get uprooted (Sandercock and Hooke 2010).

Nevertheless, Mg produced a lower root quantity and less biomass (characteristic of this thin stalked species) than Tg and Sp. This was essentially due to its lower cutting diameter, characteristic of these shrubby and small species. Indeed, a correlation exists between cutting size and willows biomass production (Schiechtl 1973; Greer, Pezeshki et al. 2006). But its lower aboveground development is also related to the strong investment in the root biomass (Benkler and Bregy 2010).

Without drought, aboveground biomass increases were very high and multiplied by 8 to 22 in one year. Sp has a higher aboveground growth ratio than the two others unlike what is observed when comparing the belowground biomass increase ratios of other species of the same genus (*Salix gooddingii*) and *Tamarix ramosissima* (Tallent-Halsell and Walker 2002). Saltcedars are classically characterised by strong, fast production of aboveground biomass in wet and dry periods (Carleton 1914; Cleverly, Smith et al. 1997; Abd El-Ghani 2000; Vandersande, Glenn et al. 2001; Walker, Barnes et al. 2006), conferring them some adaptive advantages for the monopolization of light. Furthermore, a fast increase in aboveground biomass affords effective coverage, limiting splash effects and soil erosion whether by wind or water.

The increasing biomass resulting from growth of the cuttings was very high and multiplied by 8 to 18 in one year for the whole plant and by 7 to 31 for root systems depending on the species considered. Such huge increase in biomass after cutting settlement has not yet been documented to our knowledge. It showed that biomechanical resistance of cuttings and soil fixation by roots could increase greatly between the first and second seasons.

These results suggested a very significant increase in resistance of bioengineering works during the second vegetation season. That suggested a non linear development of the cuttings, with slow growth in the first year during the resprouting phase followed by fast growth in the second year when competition is still low. The next years, the competition may reduce the increase of the biomass, and the belowground biomass progression may also be reduced when the roots reach the water table.

Structural traits versus drought modalities

Mg showed good properties in drought conditions compared to Tg and Sp. Its mean quantity of structural roots decreased in drought conditions, but was much lower than the two other species whereas its belowground biomass was higher than in wet conditions, showing a different functioning in comparison with the two other species. For Mg, the drought impact on belowground biomass was positive whereas it was negative for Tg and Sp. Mg produced more root biomass in dry conditions than in wet conditions. In drought, a lower mean quantity of structural roots may highlight the presence of a big quantity of fine roots if the total roots biomass increased or remained the same. Mg shows a preferential resources allocation to the fine roots and not to structural roots in drought conditions, to develop the rhizosphere and maximize water collection (AbdAllah, Badawy et al. 2010). Moreover, fine roots anchor superficial soils better (Morgan 2005; De Baets, Poesen et al. 2007; De Baets, Poesen et al. 2008). This is typical of species living on very filtering soils (Kudrnovsky 2002; Kammerer 2003). This biological characteristic showed that Mg performs one of the sought qualities of bioengineering plant. It produced roots - certainly in lesser quantity compared to the control willow but in a higher quantity in case of drought. Moreover, a lower aboveground biomass observed in drought conditions indicated acclimatization by reduction of the evaporative surface. It was obvious for Sp and even more for Tg, but not for Mg. We could thus consider that Mg stems were already drought resistant once rooted. We noted also that for Mg, SRR in 2009 approximated 42 ± 10 for the “no stress” modality and 13 ± 3 for the “stress” modality (data not shown), the strong SRR decrease in 2010 (Fig. 4) testified to a strong belowground biomass production and an important drought acclimatization. In drought conditions, anchorage was therefore reinforced for Mg but not for Tg and Sp.

After two drought cycles, Sp and Tg increased more their aboveground biomass compared to Mg. Sp invested therefore a lot of resources in root system to survive drought. The belowground biomass sum increase ratio moreover demonstrated the Tg and Mg affinity for the dry conditions in spite of the fact that these species could suffer from the drought during their first year, they grown more than Sp as time goes by, which is an advantage for works in dry environment. Furthermore, the dry environment in alluvial systems often present coarse, filtering soil (Pezeshki, Li et al. 2007) so a high speed of root growth should be key to the success of a project.

Recommendations for bioengineering & conclusions

The present study indicates that Mg and Tg were good species for bioengineering projects in dry and wetter conditions because they showed the required characteristics, in particular SRR, root growth and survival rate. Moreover, they withstood the drought that is common in the very disturbed environments of alpine and Mediterranean streams.

There is little information about the use of Tamaricaceae cuttings in bioengineering, although they are already being used in Mediterranean environments (Sauli and Cornelini 2007; Prada and Arizpe 2008). The architecture of Tg stems makes them suitable for the same techniques as willow species like fascines or brush mattress (Sauli and Cornelini 2007), but they could also be used as simple cuttings, wattles or in branch layers.

Concerning *M. germanica*, it is recommended a minimum cutting length of 25 cm (Staffler 1999). The fine, fragile and relatively short plant stems cannot be used in long bioengineering structures like fascines, wattles or brush mattresses. But Mg can be used in branch layers, as simple cuttings, or in a single branch layer under a dead fascine. Furthermore, the difficulties of supply return its use in bioengineering still not enough frequent given that this species being little spread and endangered in some areas of the Alps, . Moreover our study shows that Mg fully grown plant is adapted to drought, even though young cuttings are intolerant.

The flexible stalks of these species mean that they flatten in floods (Graf 1978; Sandercock and Hooke 2010). Their foliar structures in scales and their branched out stalks capture sediments and slow down the flows, through a “comb effect” and a “carpet effect” significantly more effective than that of other species living in the same environment (willows

and poplars) (Everitt 1980). *Mg* also needs to be denser given its low biomass production due to the cutting size compared to the other species. Finally, this heliophilic species, because of a growth rate and of a grown-up size lower than that of the willows, enters into competition with these as soon as the environment is stabilized. Its inferior competitive capacities for the light make it more suitable for very disturbed zones, such as the bottom of dynamic river banks (eg Alpine or Mediterranean torrents). It is also possible to plant *M. germanica* in the form of cuttings grouped to create clumps or homogeneous zones. This would limit competition for the light with willows or other ligneous species.

Tamaricaceae present thus sought properties for bioengineering, with a comparable efficiency to *Sp* commonly used in bioengineering. Furthermore, the association of Tamaricaceae and willows may increase the technical efficiency of a project. Root diversity brought by a lot of species increases soil cohesion and thus the resistance of a project to erosion (Miller and Jastrow 1990; Scott 1998; Körner and Spehn 2002; Reubens, Poesen et al. 2007). And a high diversity of aboveground shapes has a better effect on slope stability than a uniform structure with few species, by preventing rill and wind erosion at different levels (Körner and Spehn 2002). Biodiversity with cuttings, fascines, wattles or brush mattress may be weakened by the predominance of willows and the use of Tamaricaceae as supplement would enhance diversity. Furthermore, various herbaceous species can colonize the available soil under the Tamaricaceae canopy (Sandercock and Hooke 2010) because Tamaricaceae do not compete with species drawing water from the superficial soil layers (Li, Yaning et al. 2007). Moreover, Tamaricaceae provide nesting sites for birds and feeding zones for certain insects (Paradzick and Woodward 2003; Sogge, Sferra et al. 2008). Thus, saltcedars can help create a diverse landscape, essential for the individuals living in this environment (Fleishman, McDonal et al. 2003).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the Pépinière Forestière de l'Etat from Aix les Milles, its manager Patrice Brahic and its technical team. We also thank the three anonymous referees who have allowed improving substantially the manuscript. We thank Jacky Girel Vincent Breton, Hanna Chole, Nathan Daumergue, Céline Emberger, Sophie Labonne, Séverine Louis, Eric Mermin,

the trainees Thibault Berchoud, Perrine Gonnet, Baptiste Lemaire and Sylvie Varray for their help. This project was supported by the National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture.

REFERENCES

- AbdAllah, A. A., S. A. Badawy, et al. (2010). "The role of root system traits in the drought tolerance of rice (*Oryza sativa* L.)." World Academy of Science, Engineering and Technology **68**: 1378-1382.
- Adam, P., N. Debiais, et al. (2008). Le génie végétal. Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques. Paris.
- Adrover, M., A. L. Forss, et al. (2008). "Selection of woody species for wastewater enhancement and restoration of riparian woodlands." Journal of Environmental Biology **29**(3): 357-361.
- Alshammary, S. F. (2007). "Some potential plants of coastal and inland salt affected soils and their relation to soil properties." Asian Journal of Plant Sciences **6**(5): 821-826.
- Anderson, J. E. (1982). "Factors Controlling Transpiration and Photosynthesis in *Tamarix Chinensis* Lour." Ecology **63**(1): 48-56.
- Benkler, C. and J. Bregy (2010). *Myricaria germanica*, Experiments regarding seed germination & water stress. Zürich, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich. **Natural scientific term paper within the project "Integrales Flussgebietsmanagement"**.
- Bill, H. C., P. Spahn, et al. (1997). "The distribution and patch dynamics of the German tamarisk *Myricaria germanica* (L) Desv, in the upper River Isar, Bavaria." Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **6**(3): 137-150.
- Bissardon, M., L. Guibal, et al. (1997). *Corine biotopes, types d'habitats français*. Nancy, ENGREF-ATEN: 175.
- Brock, J. H. (1994). *Tamarix* spp. (Salt Cedar), an Invasive Exotic Woody Plant in Arid and Semi-arid Riparian Habitats of Western USA. West Sussex, England, John Wiley and Sons Ltd.
- Busch, D. E. and S. D. Smith (1993). "Effects of fire on water and salinity relations of riparian woody taxa." Oecologia **94**(2): 186-194.
- Carleton, M. A. (1914). "Adaptation of the tamarisk for dry lands." Science **39**(1010): 692-694.
- Cleverly, J. R., S. D. Smith, et al. (1997). "Invasive capacity of *Tamarix ramosissima* in a Mojave Desert floodplain: The role of drought." Oecologia **111**(1): 12-18.
- Conesa, H. M., Á. Faz, et al. (2006). "Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Union mining district (SE Spain)." Science of the Total Environment **366**(1): 1-11.
- Crow, P. and T. J. Houston (2004). "The influence of soil and coppice cycle on the rooting habit of short rotation poplar and willow coppice." Biomass and Bioenergy **26**: 497-505.
- Dagar, J. C., G. Singh, et al. (2001). "Evaluation of forest and fruit trees used for rehabilitation of semiarid alkali-sodic soils in India." Arid Soil Research and Rehabilitation **15**(2): 115-133.
- De Baets, S., J. Poesen, et al. (2007). "Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff." Plant and Soil **294**(1-2): 169-183.
- De Baets, S., J. Poesen, et al. (2008). "Root tensile strength and root distribution of typical Mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength." Plant and Soil **305**: 207-226.

- Di Tomaso, J. M. (1998). "Impact, biology, and ecology of saltcedar (*Tamarix* spp.) in the southwestern United States." Weed Technology **12**(2): 326-336.
- Everitt, B. L. (1980). "Ecology of saltcedar - a plea for research (*Tamarix chinensis*)." Environmental Geology **3**(2): 77-84.
- Evette, A., C. Balique, et al. (2012). "Using ecological and biogeographical features to produce a typology of the plant species used in bioengineering for riverbank protection in Europe." River Research and Applications **28**(10): 1830-1842.
- Evette, A., S. Labonne, et al. (2009). "History of Bioengineering Techniques for Erosion Control in Rivers in Western Europe." Environmental Management **43**(6): 972-984.
- Fleishman, E., N. McDonal, et al. (2003). "Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed." Journal of Animal Ecology **72**(3): 484-490.
- Gary, H. L. and J. S. Horton (1965). Some sprouting characteristics of five-stamen tamarisk. U. F. Service. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO., Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Dept. of Agriculture. **Research Note RM-39: 7.**
- Giorgi, F. and P. Lionello (2008). "Climate change projections for the Mediterranean region." Global and Planetary Change **63**(2-3): 90-104.
- Gladwin, D. N. and J. E. Roelle (1998). "Survival of plains cottonwood (*Populus deltoides* subsp. *monilifera*) and saltcedar (*Tamarix ramosissima*) seedlings in response to flooding." Wetlands **18**(4): 669-674.
- Glenn, E. P. and P. L. Nagler (2005). "Comparative ecophysiology of *Tamarix ramosissima* and native trees in western U.S. riparian zones." Journal of Arid Environments **61**(3): 419-446.
- Glenn, E. P., R. Tanner, et al. (1998). "Growth rates, salt tolerance and water use characteristics of native and invasive riparian plants from the delta of the Colorado River, Mexico." Journal of Arid Environments **40**(3): 281-294.
- Gómez, K. A. and A. A. Gómez (1984). Statistical procedures for agricultural research, Wiley.
- Graf, C., A. Böll, et al. (2003). "Pflanzen im Einsatz gegen Erosion und oberflächennahe Rutschungen." Merkblatt für die Praxis **37**: 1-8.
- Graf, W. L. (1978). "Fluvial adjustments to the spread of tamarisk in the Colorado Plateau region." Bulletin Geological Society of America **89**: 1491-1501.
- Gray, D. and R. Sotir (1996). Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization - A Practical Guide for Erosion Control. New York, John Wiley and Sons, Inc.
- Greer, E., S. R. Pezeshki, et al. (2006). "Influences of cutting diameter and soil moisture on growth and survival of black willow, *Salix nigra*." Journal of Soil and Water Conservation **61**(5): 311-323.
- Handel, S. N., G. R. Robinson, et al. (1997). "Restoration of Woody Plants to Capped Landfills: Root Dynamics in an Engineered Soil." Restoration Ecology **5**(1): 178-186.
- Hansen, P. L., R. D. Pfister, et al. (1995). Classification and management of Montana's riparian and wetland sites. Missoula, , MT: The University of Montana, School of Forestry, Montana Forest and Conservation Experiment Station.
- Hartmann, H. T., D. E. Kester, et al. (1996). Plant Propagation: Principles and Practices. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall.
- Horton, J. L., T. E. Kolb, et al. (2001). "Physiological response to groundwater depth varies among species and with river flow regulation." Ecological Applications **11**(4): 1046-1059.

- Houghton, J. T., Y. Ding, et al. (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. C. U. Press. Cambridge.
- Hultine, K. R., S. E. Bush, et al. (2010). "Ecophysiology of riparian cottonwood and willow before, during, and after two years of soil water removal." *Ecological Applications* **20**(2): 347-361.
- IPCC (2007). *Fourth Assessment Report - contribution of working group II - summary for policymakers - "the physical science basis"*. Genève, Intergovernmental Panel on Climate Change: 22.
- Irvine, J. R. and N. E. West (1979). "Riparian tree species distribution and succession along the Lower Escalante River, Utah." *Southwestern Naturalist* **24**: 331-346.
- Kammerer, H. (2003). *Artenschutzprojekt Deutsche Tamarisk - Möglichkeiten und Aussichten Einerwiederansiedelung von Myricaria germanica im Gesäuse Nationalpark Gesäuse GmbH*: 31.
- Karrenberg, S., S. Blaser, et al. (2003). "Root anchorage of saplings and cuttings of woody pioneer species in a riparian environment." *Functional ecology* **17**: 170-177.
- Körner, C. and E. M. Spehn (2002). *Mountain biodiversity, a global assesement*, Parthenon Publishing.
- Kramer, K., S. J. Vreugdenhil, et al. (2008). "Effects of flooding on the recruitment, damage and mortality of riparian tree species: A field and simulation study on the Rhine floodplain." *Forest Ecology and Management* **255**: 3893–3903.
- Kudrnovsky, H. (2002). *Die Deutsche Tamariske an der Isel. Im Auftrag des Österreichischen Alpenvereins*. Innsbruck: 25pp.
- Kumari, B. (2008). "Tree planting - An answer for improvement of saline/alkaline and waterlogged soils." *Annals of Biology* **24**(1): 81-84.
- Lachat, B., P. Adam, et al. (1994). *Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales*. Paris, Ministère de l'Environnement.
- Lesica, P. and T. DeLuca (2004). "Is tamarisk allelopathic?" *Plant and Soil* **267**(1): 357-365.
- Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. *Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling*. I. Olkin, Stanford University Press: 278-290.
- Li, J., C. Zhao, et al. (2007). "Effect of plant species on shrub fertile island at an oasis-desert ecotone in the South Junggar Basin, China." *Journal of Arid Environments* **71**(4): 350-361.
- Li, M. H. and K. E. Eddleman (2002). "Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods - A biotechnical streambank stabilization design approach." *Landscape and Urban Planning* **60**(4): 225-242.
- Li, Z., S. Wu, et al. (2007). "Bio-geomorphologic growth process of Tamarix nabkha in the Hotan River basin of Xinjiang." *Acta Geographica Sinica* **62**(5): 462-470.
- Li, Z., C. Yaning, et al. (2007). "Responses of Tamarix ramosissima ABA accumulation to changes in groundwater levels and soil salinity in the lower reaches of Tarim River, China." *Acta Ecologica Sinica* **27**(10): 4247-4251.
- Manousaki, E., J. Kadukova, et al. (2008). "Phytoextraction and phytoexcretion of Cd by the leaves of Tamarix smyrnensis growing on contaminated non-saline and saline soils." *Environmental Research* **106**(3): 326-332.
- Merkel, D. L. and H. H. Hopkins (1957). "Life history of saltcedar (Tamarix gallica L.)." *Transactions of the Kansas Academy of Science* **60**: 360-369.
- Miller, R. M. and J. D. Jastrow (1990). "Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation." *Soil Biology and Biochemistry* **22**(5): 579-584.
- Morgan, R. P. C. (2005). *Soil Erosion and Conservation*, Blackwell Publishing Ltd.

- Muller, N. (1995). "River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact." Archiv für Hydrobiologie - Supplement **101**(Large Rivers 9): 477-512.
- Norris, J. E., A. Stokes, et al. (2008). Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions. Dordrecht, Springer.
- Paradzick, C. E. and A. A. Woodward (2003). "Distribution, abundance, and habitat characteristics of southwestern willow flycatchers (*Empidonax traillii extimus*) in Arizona." Studies in Avian Biology **26**: 22-29.
- Pezeshki, S. R., S. Li, et al. (2007). "Factors governing survival of black willow (*Salix nigra*) cuttings in a streambank restoration project." Ecological Engineering **29**: 56-65.
- Piégay, H., S. E. Darby, et al. (2005). "A review of techniques available for delimiting the erodible corridor: a sustainable approach to managing bank erosion." River Research and Applications **21**: 773-789.
- Prada, M. A. and D. Arizpe (2008). Riparian Tree and Shrub Propagation Handbook. Valencia, CIEF-Banc de Llavors Forestals: 204.
- Qong, M., H. Takamura, et al. (2002). "Formation and internal structure of Tamarix cones in the Taklimakan Desert." Journal of Arid Environments **50**(1): 81-97.
- Rameau, J. C., D. Mansion, et al. (2008). Flore forestière française: guide écologique illustré. Région méditerranéenne. Paris, Institut pour le développement forestier.
- Reubens, B., J. Poesen, et al. (2007). "The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: A review." Trees - Structure and Function **21**(4): 385-402.
- Rood, S. B., J. Pan, et al. (2008). "Declining summer flows of Rocky Mountain rivers: Changing seasonal hydrology and probable impacts on floodplain forests." Journal of Hydrology **349**(3-4): 397-410.
- Rytter, R. M. and A. C. Hansson (1993). "Seasonal amount, growth and depth distribution of fine roots in an irrigated and fertilizes *Salix viminalis* L. plantation." Biomass and Bioenergy **11**(2/3): 129-137.
- Sandercocock, P. J. and J. M. Hooke (2010). "Assessment of vegetation effects on hydraulics and of feedbacks on plant survival and zonation in ephemeral channels." Hydrological Processes **24**(6): 695-713.
- Sauli, G. and P. Cornellini (2007). "The application of native species of shrubs rooted and as cuttings in soil bioengineering intervention in the mediterranean areas in Italy." Geophysical Research Abstracts **9**: 2.
- Schaff, S. D., S. R. Pezeshki, et al. (2003). "Effects of Soil Conditions on Survival and Growth of Black Willow Cuttings." Environmental Management **31**(6): 748-763.
- Schiechtl, H. M. (1973). Sicherungsarbeiten im Landschaftsbau. Verlag G.D.W. Callwey, Munich.
- Schiechtl, H. M. and R. Stern (1996). Water Bioengineering Techniques for Watercourse, Bank and Shoreline Protection. Oxford (UK), Blackwell Science.
- Scott, N. A. (1998). "Soil aggregation and organic matter mineralization in forests and grasslands: Plant species effects." Soil Science Society of America Journal **62**(4): 1081-1089.
- Shafroth, P. B. and M. K. Briggs (2008). "Restoration ecology and invasive riparian plants: An introduction to the special section on tamarix spp. in Western North America." Restoration Ecology **16**(1): 94-96.
- Shafroth, P. B., J. C. Stromberg, et al. (2000). "Woody riparian vegetation response to different alluvial water table regimes." Western North American Naturalist **60**(1): 66-76.

- Smith, S. D., D. A. Devitt, et al. (1998). "Water relations of riparian plants from warm desert regions." Wetlands **18**(4): 687-696.
- Sogge, M. K., S. J. Sferra, et al. (2008). "Tamarix as habitat for birds: Implications for riparian restoration in the Southwestern United States." Restoration Ecology **16**(1): 146-154.
- Sotir, R. B. (1995). "Soil bioengineering experiences in North America." Vegetation and slopes: stabilisation, protection and ecology. Proc. conference, Oxford, 1994: 190-201.
- Sotir, R. B. (1998). Watershed management for steambank protection and riverine restoration. International erosion control association conference, Reno, USA.
- Staffler, H. (1999). "Die deutsche Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) DESV.). Bepflanzung und Pflege von verbauten Bachböschungen in Südtirol." Mitteilungen der Gesellschaft für Ingenieurbioologie **14**: 2-6.
- Tallent-Halsell, N. G. and L. R. Walker (2002). "Responses of *Salix gooddingii* and *Tamarix ramosissima* to flooding." Wetlands **22**(4): 776-785.
- Taranaki Regional Council (2011). Poplar and willow varieties available from Taranaki Regional Council, Sustainable Land Management Programme. **35**.
- Thomson, J. R., N. R. Bond, et al. (2012). "The influences of climatic variation and vegetation on stream biota: lessons from the Big Dry in southeastern Australia." Global Change Biology **18**(5): 1582-1596.
- Thuiller, W., S. Lavorel, et al. (2005). "Climate change threats to plant diversity in Europe." Proceedings of the National Academy of Sciences **102**(23): 8245-8250.
- USDA (2001). Plant species with rooting ability from live hardwood materials for use in soil bioengineering techniques. P. M. T. Note. **1**.
- Vandersande, M. W., E. P. Glenn, et al. (2001). "Tolerance of five riparian plants from the lower Colorado River to salinity drought and inundation." Journal of Arid Environments **49**(1): 147-159.
- Venti, D., F. Bazzurro, et al. (2003). Manuale tecnico di Ingegneria Naturalistica della Provincia di Terni, Applicabilità delle tecniche, limiti e soluzioni. Provincia di Terni, Provincia di Terni Servizio Assetto del Territorio - Ufficio Urbanistica / Agenzia Umbria Ricerche.
- Walker, L. R., P. L. Barnes, et al. (2006). "Tamarix aphylla: A newly invasive tree in southern Nevada." Western North American Naturalist **66**(2): 191-201.
- Warren, D. K. and R. M. Turner (1975). "Saltcedar (*Tamarix chinensis*) seed production, seedling establishment and response to inundation." Journal of the Arizona Academy of Science **10**: 135-144.
- Yin, C. H., G. Feng, et al. (2009). "Enrichment of soil fertility and salinity by tamarisk in saline soils on the northern edge of the Taklamakan Desert." Agricultural Water Management.
- Zhang, J., J. Jiang, et al. (2008). Planting techniques of Tamarix chinensis and its effect on saline soil remediation. 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, iCBBE 2008, Shanghai.
- Zuffi, D. (1989). Cours sur la stabilisation végétale des talus. Suisse.

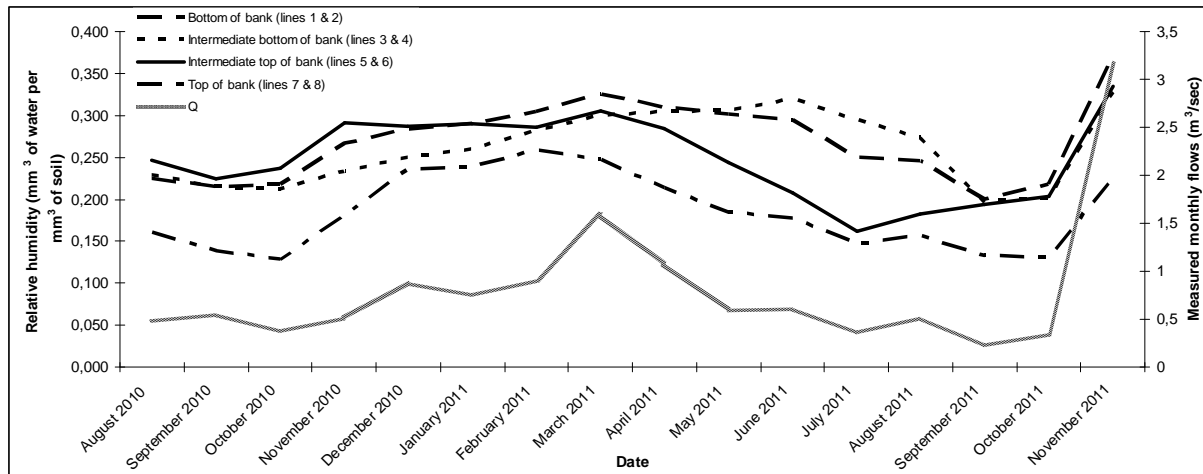


Fig. 1: Drought monitoring for the in situ experiment. In grey the monthly discharge at Pont de Bayeux, in black the *in situ* humidity sensors

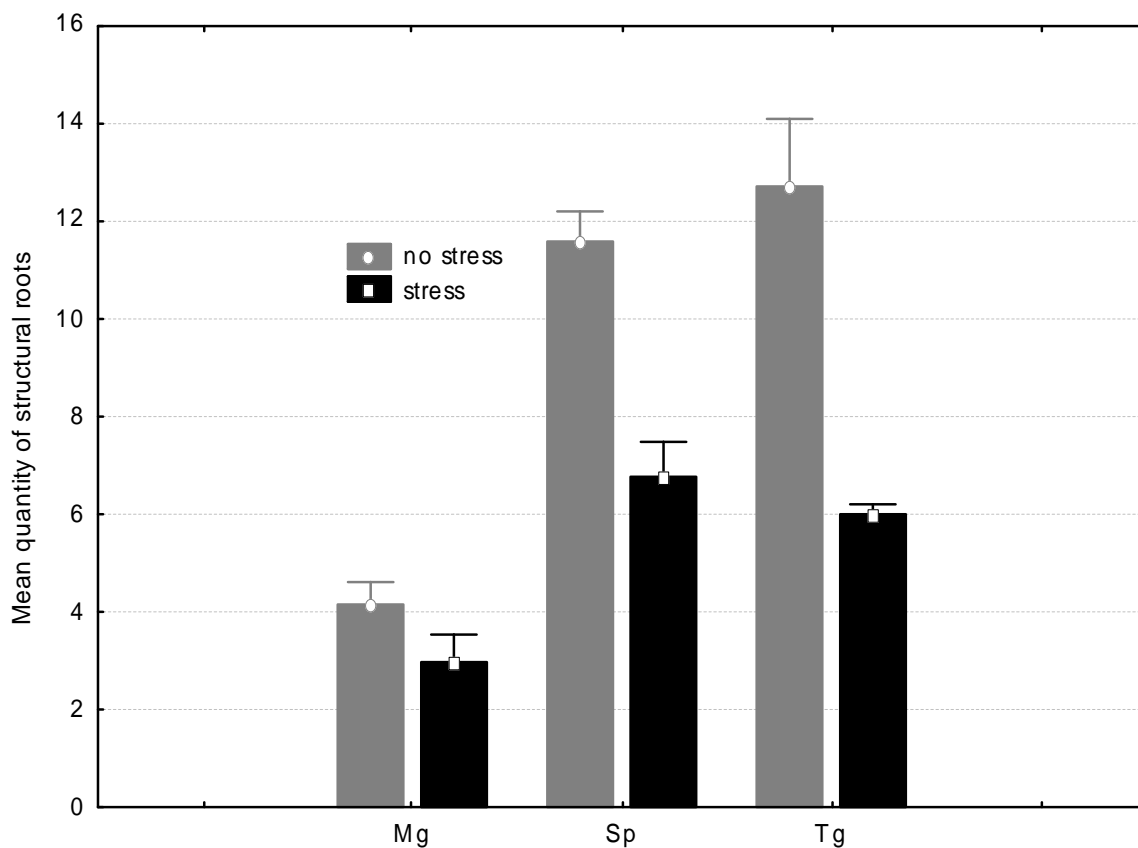


Fig. 2: Mean quantity of structural roots, vertical error bars on data points represents the standard error of the mean (n for no stress plants: 11 (Mg), 12 (Sp), 11 (Tg), n for stress plants: 10 (Mg), 12 (Sp), 11 (Tg)).

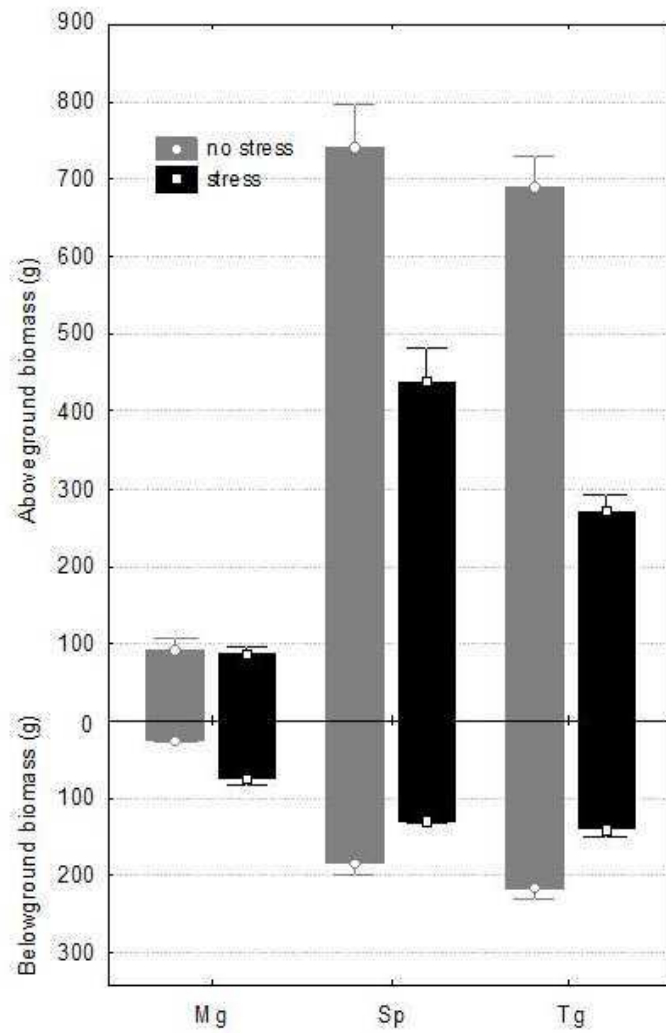


Fig. 3: Belowground & aboveground biomass after two years, vertical error bars on data points represent the standard error of the mean (n for aboveground biomass of no stress plants: 11 (Mg), 10 (Sp), 10 (Tg), n for stress plants: 8 (Mg), 12 (Sp), 12 (Tg); n for belowground biomass of no stress plants: 11 (Mg), 11 (Sp), 8 (Tg), n for stress plants: 10 (Mg), 12 (Sp), 12 (Tg)).

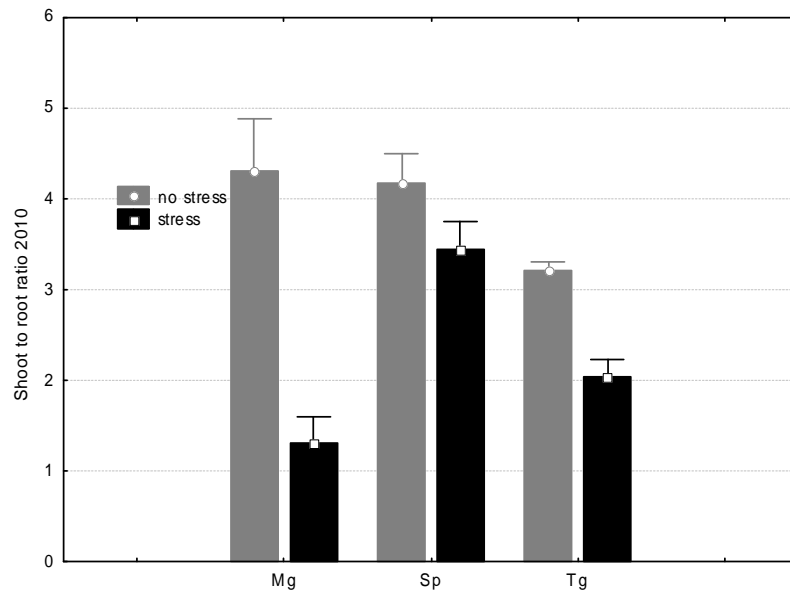


Fig. 4: Shoot to root ratio after two years, vertical error bars on data points represent the standard error of the mean (n for SRR of no stress plants: 10 (Mg), 11 (Sp), 11 (Tg), n for stress plants: 8 (Mg), 12 (Sp), 12 (Tg)).

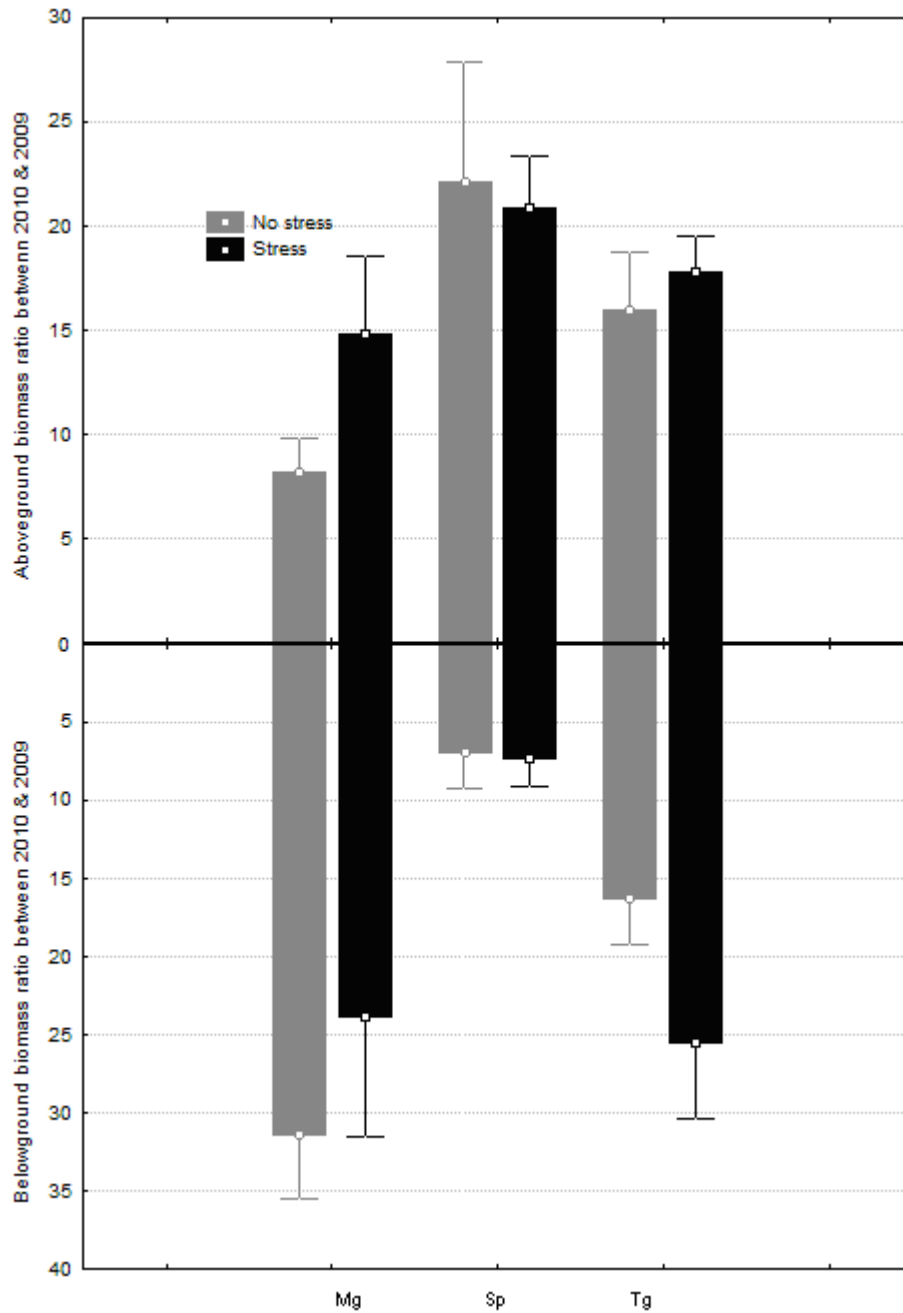


Fig. 5: Aboveground & belowground biomass increase ratios between 2010 & 2009, vertical error bars on data points represent the standard error of the mean (n for aboveground biomass ratio of no stress plants: 11 (Mg), 9 (Sp), 8 (Tg), n for stress plants: 5 (Mg), 12 (Sp), 10 (Tg); n for belowground biomass ratio of no stress plants: 11 (Mg), 11 (Sp), 7 (Tg), n for stress plants: 7 (Mg), 9 (Sp), 10 (Tg)).

Species (cuttings © or rooted plants ®)	Use				References
	Slope stabilization and reinforcement of earth dam	Control of streambank erosion	Wastewater enhancement	Riparian woodland restoration	
<i>Alnus glutinosa</i>	X			X	(Venti et al., 2003; Arizpe et al., 2009)
<i>Atriplex halimus</i> ©	X	X	X	X	(Stokes, 2007; Adrover et al., 2008; De Baets et al., 2008; Arizpe et al., 2009)
<i>Celtis australis</i>	X			X	(Venti et al., 2003; Arizpe et al., 2009)
<i>Fraxinus sp.</i> (except <i>F. angustifolia</i>)	X	X			(Venti et al., 2003; Stokes, 2007; De Baets et al., 2008; Arizpe et al., 2009)
<i>Nerium oleander</i> ©	X	X		X	(De Baets et al., 2007; Sauli and Cornelini, 2007; Adrover et al., 2008; De Baets et al., 2008; Arizpe et al., 2009)
<i>Pistacia sp.</i> ®	X			X	(Stokes, 2007; Adrover et al., 2008)
<i>Populus nigra</i> ©	X		X	X	(Venti et al., 2003; Stokes, 2007; Adrover et al., 2008; Arizpe et al., 2009)
<i>Vitex agnus-castus</i> ©	X	X	X	X	(Stokes, 2007; Adrover et al., 2008; De Baets et al., 2008; Arizpe et al., 2009)

Table 1: Bioengineering goals and species used

	Average temperature(°C)	Average relative humidity (%)	Precipitations (mm)
Apr-09	14.5	71.9	94.2
May-09	20.3	54.7	18.0
juin-09	23.0	56.7	35.0
July-09	25.5	53.0	0.8
August-09	25.7	59.3	66.0
April-10	11.8	65.2	14.6
May-10	21.5	57.4	0.0
June-10	21.7	61.5	56.6
July-10	26.3	54.0	2.0
August-10	24.2	57.4	42.8

Table 2: Climatic conditions during experiments

Traits/Properties	Rapid growth	Anchoring	Limited flow resistance	Drought resistance	Studied <i>in situ</i> (IS) or <i>ex situ</i> (ES)	References
Resprouting/survival rate	X	X		X	IS & ES	(Rood, Braatne et al. 2003)
Quantity of structural roots		X		X	IS	(Danjon, Fourcaud et al. 2005; AbdAllah, Badawy et al. 2010)
Aboveground biomass			X		IS	(Rood, Braatne et al. 2003)
Belowground biomass		X				(Schiechl and Stern, 1996; Sotir, 1998; Rood et al., 2003)
Shoot to root ratio (SRR)		X	X	X	IS	(Chapin III, Schulze et al. 1990; Matthews, Reddy et al. 1990; Chapin 1995; Passioura 1996; Gray and Sotir, 1996 ; Van Splunder, Voesenek et al. 1996; Schechl and Stern 1996 ; Pace, Cralle et al. 1999; Norris et al, 2008 ; Fang-Lan, Wei-Kai et al. 2009; Hund, Ruta et al. 2009);
Biomass increase ratio	X	X		X	IS	(Tallent-Halsell and Walker 2002)

Table 3: Measured traits and desired properties

Month		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Measured monthly flows (m ³ /sec)	1972-2011	2.620	2.110	1.700	1.450	1.340	0.748	0.038	0.345	0.468	1.090	1.370	1.680
	2010	5.040	4.470	4.640	3.510	2.220	1.260	0.721	0.484	0.546	0.382	0.516	0.873
	2011	0.760	0.901	1.590	1.070	0.598	0.615	0.361	0.512	0.235	0.337	3.160	*

Table 4: Measured monthly flows of the Arc River at the station of Pont de Bayeux (data available at <http://hydro.eaufrance.fr/>, code station Y4022010, period 1972-2011)

* Unavailable data

Distance cutting-groundwater (cm)	Experiment <i>in situ</i>					
	After three months (resprouting rate)			After a growing season (survival rate)		
	Mg	Tg	Sp	Mg	Tg	Sp
250	17	100	83	0	100	50
215	33	100	83	0	100	83
180	14	83	71	0	83	67
145	17	100	67	0	100	50
105	0	100	67	0	100	67
70	50	100	83	50	100	83
35	43	100	100	17	100	100
0	50	86	83	33	86	83

Table 5: Survival rate of the three studied species (*Myricaria germanica*, *Tamarix gallica* and *Salix purpurea*) in the *in situ* experiment, each level initially contains six cuttings.

Traits	Asym coeff	Flat. Coeff	p of Levene's test	Effect	SS	df	MS	F	p
Mean quantity of structural roots	-0.10	-0.44	0.043 ⁽¹⁾	Species	8,0996	2	4,0498	48,78	0,0000
				Modality	3,5038	1	3,5038	42,204	0,0000
				Species*Modality	0,4736	2	0,2368	2,852	0,065
				Error	5,0643	61	0,083		
Aboveground biomass in 2010	0.10	-1.24	0.233 ⁽²⁾	Species	2405,2	2	1202,6	153,732	0,0000
				Modality	455,23	1	455,23	58,193	0,0000
				Species*Modality	235,06	2	117,53	15,024	0,0000
				Error	430,25	55	7,82		
Belowground biomass in 2010	-0.55	-0.39	0.464 ⁽³⁾	Species	494,435	2	247,217	133,895	0,0000
				Modality	2,736	1	2,736	1,482	0,2286
				Species*Modality	134,077	2	67,038	36,309	0,0000
				Error	101,549	55	1,846		
Shoot to root ratio in 2010	-0.82	0.39	0.33 ⁽⁴⁾	Species	0,6093	2	0,3047	9,6469	0,0000
				Modality	1,2563	1	1,2563	39,7783	0,0000
				Species*Modality	0,5352	2	0,2676	8,4726	0,0006
				Error	1,737	55	0,0316		
Belowground biomass increase ratio	0.39	0.80	0.27 ⁽⁵⁾	Species	6,859	2	3,4295	19,0422	0,0000
				Modality	0,0258	1	0,0258	0,1432	0,7068
				Species*Modality	0,3744	2	0,1872	1,0395	0,3618
				Error	8,2845	46	0,1801		
Above biomass increase ratio	-0.10	1.72	0.06 ⁽⁶⁾	Species	0,7671	2	0,3835	3,8692	0,0278
				Modality	0,1014	1	0,1014	1,0231	0,317
				Species*Modality	0,044	2	0,022	0,2217	0,802
				Error	4,6588	47	0,0991		

Table 6: Anova table testing differences between species and modalities.

⁽¹⁾ the Levene's test is close to non-significance after a Ln (x+1) transformation

⁽²⁾ and ⁽³⁾ non-significant after a square root transformation

⁽⁴⁾, ⁽⁵⁾ and ⁽⁶⁾ non-significant after a Log10 transformation

Traits	Specific responses	Modality responses		
		Mg	Tg	Sp
Quantity of structural roots	Sp=Tg>Mg	S=NS	S<NS	S<NS
Aboveground biomass	Sp=Tg>Mg	S=NS	S<NS	S<NS
Belowground biomass	Sp=Tg>Mg	S>NS	S<NS	S<NS
SRR	Mg=Sp>Tg (NS)	S<NS	S<NS	S=NS
	Sp>Tg>Mg (S)			
Aboveground biomass increase ratio	Sp=Tg>Mg	S>NS	S=NS	S=NS
Belowground biomass increase ratio	Mg>Tg>Sp	S=NS	S>NS	S=NS

Table 7: Differences in biological traits according to species and to drought modalities:

S=stress, NS = no stress)

7.3 *Tamaricaceae* cuttings root behaviour according to groundwater level variations

(Article soumis à Wetlands)

Authors:

Catherine Lavaine

André Evette

Hervé Piégay

Lavaine, C. (Corresponding author, catherine.lavaine@free.fr, Tel : (+33) 04 37 37 63 51 & Fax : (+33) 04 37 37 63 47) & **Evette, A.** (andre.evette@irstea.fr): Irstéa, UR EMGR, 2 rue de la papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères Cedex, France

Piégay, H. (herve.piegay@ens-lyon.fr) & **Lavaine, C.** : UMR 5600, University of Lyon, École Normale Supérieure, 15 parvis René Descartes, BP 7000, 69342 Lyon Cedex 07, France

Abstract

Drought due to groundwater lowering is one of the main factors that can have an adverse effect on successful soil bioengineering techniques. Willows, obligatory phreatophyte species commonly used in riverbank bioengineering, are sensitive to drought compared to facultative phreatophyte species such as *Tamarix gallica* and *Myricaria germanica*. Our objectives are thus to determine the root development pattern and the biomasses produced as a function of groundwater level lowering. The behaviour of these species is compared with that of *Salix purpurea* from rhizotron-grown cuttings. The experimental results show that Tamaricaceae roots mainly prospect horizontally when the water level lies near ground level whereas willow burrows down to the groundwater, whatever the soil humidity. The root descent rate is multiplied by 3.7 (*M. germanica*), 1.4 (*T. gallica*) and 1.2 (*S. purpurea*) during phreatic level lowering compared to that observed before the drought. The *S. purpurea* SRR shows that this species is subject to hydric stress but nevertheless maintains an advantage because its roots deeply penetrate into the groundwater. *M. germanica* and *T. gallica* compensate for their delay in development by their root front acceleration capacity.

Key-words: cutting; drought; groundwater; *Myricaria germanica*; *Salix purpurea*; *Tamarix gallica*

Introduction

Root system architecture is genetically determined and is completely expressed in non-limiting soil (Köstler, Brückner et al. 1968; Danjon, Barker et al. 2008). A species root system follows developmental steps characterized by a general averaged pattern (Atger 1992). Root growth orientation is partially conditioned by a hydric gradient known as hydrotropism (Takahashi 1997; Eapen, Barroso et al. 2005). Consequently, roots develop preferentially in wet zones rather than in drier zones (Coelho and Or 1999).

However, several abiotic parameters also influence root distribution. The main factors are grain size (Passioura 1991), stumbling blocks (Day, Wiseman et al. 2010), slope (Danjon, Barker et al. 2008), nutrient availability (Forde and Lorenzo 2001), anoxia (Vartapetian and Jackson 1997), spatial heterogeneity of soil water content (Horton and Clark 2001; Janos, Scott et al. 2008) and aerial constraints such as wind conditions (Stokes 1999; Danjon, Fourcaud et al. 2005).

After germination, most ligneous species first send down a vertical tap root, which then produces a large number of lateral roots, in particular in the superficial layer (Atger 1992; Weber and Mattheck 2005). However, in soils subject to severe constraints (e.g. saturation or compaction), ligneous species preferentially develop ramifications or lateral tap roots and a shallow root system in order to explore the least compacted and/or least anoxic layers (Atger 1992). When a tap root is subjected to a succession of blocks, the plant enhances the ramification to skirt around them and sometimes also enhances the multiplication of vertical roots from the tap root (Atger 1992). Aerial constraints also influence root growth patterns. For example, windward roots are more numerous and branched whereas leeward roots are thick and very sparse, as shown by *Pinus sp.* and *Quercus sp.* (Stokes and Guitard 1997; Stokes 1999; Tamasi, Stokes et al. 2005).

Water dissolves gases present in the soil and allows nutrients to reach the plants. As a consequence, in poorly drained or poorly oxygenated soils, roots develop in the superficial layers and their vertical penetration is limited. For example, the root systems of certain Salicaceae are cylindrical in drained soils and creeping if the groundwater table comes up to ground level to avoid anoxia (Foussadier 1998). However, water excess leads to a decrease in

development (Kramer 1983) and even root asphyxia by decreasing the oxygen content of the soil (Drew and Stolzy 1991).

When a drought leads to abiotic stress on the whole root system, the hydric constraint stimulates root growth. If the water availability varies only in a given soil compartment, the plant is going to compensate for this lack by stimulating root growth in the soil volumes where water is the most available (Abrisqueta, Mounzer et al. 2008). In such cases, ramification intensity and root depth can increase. It was shown that the tree functional balance (via the shoot to root ratio) aims at promoting organs devoted to the acquisition of the limited resource (Passioura 1996; Hund, Ruta et al. 2009), to minimize the constraint effect and ensure better functioning of the tree (Bloom, Chapin III et al. 1985).

The density of feeder roots of some riparian species such as salt cedar increases generally with depth, and abundant feeder roots germinate and extend horizontally along the groundwater table. Moreover, these species send out more roots than willows and poplars in the groundwater direction when the groundwater level is lowered so that roots can find the groundwater table before the end of the drought period (Stave, Oba et al. 2005; Xu, Li et al. 2007).

Fluvial bioengineering techniques employs vegetation for riverbank restoration and consist of a combination of several ecological and structural engineering components providing protection to the bank (Evette, Balique et al. 2012). Cuttings are the most commonly used materials in these bioengineering techniques. In alluvial settings, drought occurring in the months following the planting of cuttings is considered as one of the main factors adversely affecting successful bioengineering (Pezeshki, Li et al. 2007). For obligatory phreatophyte species, which form the main species used for cuttings, cutting survival relies on the rate of root front development and on its access to groundwater. Conversely, for facultative phreatophyte species, the issue of access to groundwater is less important because these species get their water in other zones such as the vadose zone.

The desirable properties of cuttings for a species used in a bioengineering technique are first of all the ability to regenerate and to survive stress and disturbance. But the cuttings also need to meet the following criteria; pioneer species with high growth rate for rapid development (below and above ground), low shoot to root ratio, tolerance to periodic flooding on sediment and gravel cover, ability to colonise poor soils and to improve the soil to prepare the ecological succession, high resistance of stems and roots toward mechanical forces

(Schiechtl and Stern 1996; Norris, Stokes et al. 2008). Furthermore, roots must be very branched out because the development of lateral roots greatly increases the acquisition area and the mechanical resistance of the whole root system and allows the plant to prospect the soil more effectively (Nibau, Gibbs et al. 2008). A deep, dense and solid root system and an ability to produce underwater roots are the best properties to reinforce the soil (Schiechtl and Stern 1996). For the aerial parts, the desirable characteristics are: multiple, flexible and strong stems to cope with erosion and to cover the soil.

When summer droughts affect bioengineering works, local riparian species belonging to Tamaricaceae can be considered as useful for bioengineering use. This genus, underused in bioengineering projects in temperate areas, has however good potential for being promoted in such techniques: a high resprouting rate (Everitt 1980; Bill, Spahn et al. 1997; Kammerer 2003; Venti, Bazzurro et al. 2003), strong anchorage to stabilize the bank (Graf 1978; Kudrnovsky 2002; Kammerer 2003; Sandercock and Hooke 2010), fast development (Friederici 1995; Tallent-Halsell and Walker 2002), flexible and branched stalks, offering the least possible resistance to flow and to entrap sediments (Graf 1978; Everitt 1980; Kudrnovsky 2002; Sandercock and Hooke 2010), good resistance to anoxia (Tallent-Halsell and Walker 2002; Kumari 2008) and to burial (Everitt 1980; Muller 1995; Bill, Spahn et al. 1997; Kudrnovsky 2002; Tallent-Halsell and Walker 2002).

Obligatory phreatophyte species, such as most willows, are thus sensitive to droughts (Amlin and Rood 2002). They are also sensitive to seasonal or anthropogenic drops in flow and groundwater levels. Thus the type of species used in riverbank bioengineering techniques is consequently an important factor in the success of bioengineering works in environments affected by significant drops in water level during the vegetative period. Thus, it is a key factor for river managers who need to be able to rely on species with rooting and water supply compatible with bioengineering techniques employed in environments subject to severe droughts. Tamaricaceae seem to have interesting features to fulfil this role.

Although numerous studies refer to the drought resistance of Tamaricaceae (Everitt 1980; Muller 1995; Bill, Spahn et al. 1997; Cleverly, Smith et al. 1997; Smith, Devitt et al. 1998; Kammerer 2003; Glenn and Nagler 2005; Benkler and Bregy 2010), few mention their root morphology and growth (Devitt, Piorkowski et al. 1997; Di Tomaso 1998; Horton and Clark 2001; Chen, Li et al. 2004; Nippert, Butler Jr et al. 2009) and there are no references in the literature to rooting of cuttings.

In the light of these findings and the challenges faced by river managers when using such techniques in dry environments, we aim to focus on cuttings of two native pioneer shrub species with potential properties for being promoted in bioengineering applied to dry environments: *Tamarix gallica* L. (referred to herein as Tg) and *Myricaria germanica* L. Desv. (referred to herein as Mg). Furthermore, a species commonly used in bioengineering, namely *Salix purpurea* (Sp), is used as a reference to evaluate the relative advantages of Tamaricaceae species in facing drought conditions. The selected species are rhizotron-grown, a method classically used to study root behaviour.

Our objectives are to:

- 1) Quantify differences in cutting root growth among Tg, Mg and Sp species.
- 2) Analyse how root growth shifts in response to imposed water stress induced by severe groundwater lowering and root behaviour towards groundwater.
- 3) Develop some recommendations for bioengineers in the field, when using Tamaricaceae cuttings in bioengineering, based on our understanding of differences in species' resistance to drought.

The literature concerning species belonging to the Tamaricaceae genus suggests a deep and/or very branched root system appropriate to water acquisition (Nippert, Butler Jr et al. 2009) in the event of groundwater lowering. Also, their natural drought resistance due to precipitation deficits and their usual distribution on highly filtering soils suggests deep groundwater penetration and exploitation by root ramifications (Kammerer 2003; Rameau, Mansion et al. 2008). Then, we hypothesize that Tamaricaceae should produce a deeper and broader root system than *S. purpurea* and should prospect the various hydraulic compartments more widely (Everitt 1980).

Materials & Methods

Study environment and experimental design

The study was conducted outdoors at Irstea Grenoble (45° 11' 57.2856" N, 5° 46' 24.114" E) from 15th April to 5th July 2010.

Experimental design

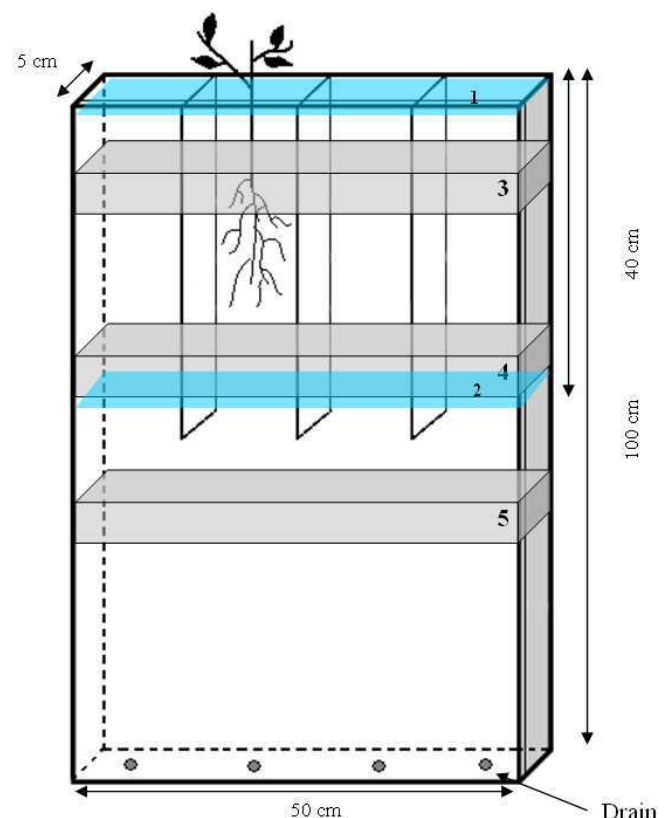
The experimental design consisted of flat tanks, known as rhizotrons (100*50*5 cm), with open tops and bottom drains. Each tank is divided into four open boxes, 12.5 cm wide (Figure 1).

The rhizotrons were plunged into a tank full of water. The level of the water was adjusted by a tap. No chemicals or organic products were added to the water. Cuttings were grown in individual boxes until they reached the water table. The separations between boxes stop at the water table top level and the roots can extend then more widely if necessary.

The experimental soil was composed of fluvial sand (80%) and organic amendment (20%), similar to a poor alluvial soil. Laser grain size analysis of the mineral fraction showed a very porous soil with 1.17% of gravel, 93.73% of sand and 5.09% of silt and clay. The total organic matter assay indicated 9.94 %. The field capacity (FC) was 20.8.

Figure 1: rhizotron design

- 1** Water level between the 1st and the 15th day
- 2** Water level between the 15th and the 81st day
- 3** Soil sample at cutting layer (-10 cm)
- 4** Soil sample above the groundwater (-35 cm)
- 5** Soil sample in the groundwater (-50 cm)



Biological material

The chosen species belong to the Tamaricaceae (Mg and Tg) and Salicaceae (Sp) families. The Tamaricaceae species do not share the same biotope. Mg is established on the gravel bars of Mediterranean and Alpine gravel-bed rivers. This species is often associated with willows in alpine environments. Tg is instead found on temporary watercourses and sometimes along Mediterranean and thermo-Atlantic lowland rivers. It is also found in sources, wet depressions and slightly salty coastal marshes. This species grows in galleries, often in combination with other salt cedar species and also *Nerium oleander* and *Vitex agnus-castus*.

Sp is an ubiquitous species, present along the whole hydrographic network of France, including the Mediterranean zone. It grows in flood plains, marshes and even in peat bogs. It supports clayey, rocky or sandy materials and coarse alluviums.

The plants used in this study were natural mother plant cuttings, which were taken on shrubs at least 25 metres apart to avoid the risk of sampling the same clone on two shrubs. Cuttings taken from a single shrub were considered as clones. Mg and Sp were sampled in the Plan du Lac region, Isère, France, at 1186 m above sea level on gravel bars of the Vénéon River. The soil at this site is particularly poor and frequently scoured by floods. Tg was sampled at Port-de-Bouc, Bouches-du-Rhône, France, in salty soil at sea level.

Three cuttings of five clones were taken for each species in the dormancy period to guarantee maximum resprouting, in accordance with accepted bioengineering practices. The cuttings were 20 cm long and the mean diameter was 6.29 mm \pm 0.28(SE) (Mg), 9.46 mm \pm 0.34 (Tg) and 8.25 \pm 0.36 (Sp).

Immediately after sampling, the cuttings were pushed two thirds perpendicularly into the soil using a steel stalk to pre-drill the soil to avoid cutting peel phenomena.

The soil was firstly saturated with water up to ground level to guaranty a good cutting resprouting rate. After 15.5 days, the water table was lowered to a depth of 40 cm. During this study, some precipitation occurred and the groundwater level was consequently adjusted.

Data collection

A plastic sheet with horizontal lines marked every centimetre was fixed to the transparent windows of the rhizotrons 32 times on average every 1.5 days and then visible

roots were reported, using a different colour to that used during the previous measurement each time. These measurements were used to calculate three biological traits.

At the end of the experiment, which lasted 81.5 days after the planting of the cuttings, the rhizotrons were opened. The soil was cored at three different depths: 10 cm, 35 cm and 50 cm to sample the root biomasses close to the surface and on both sides of the water table, and the remainder of the biomass (above- and belowground biomass) was oven dried and weighed.

Biological traits

Biological traits were chosen to provide information on the drought resistance capabilities of the cuttings and on allocation strategies of resources in the event of drought stress. They also provide important information on bioengineering performance.

We describe the following traits:

- The depth reached by the root front as a function of time, given that root front speed is an important feature to ensure the survival of cuttings in the event of drought. The depth reached as a function of time corresponds to the depth reached by the top of the root front at every report date. The average speed of the root front in the different compartments was calculated, first in the absence of a vadose zone and then on both sides of the groundwater once this was lowered.
- The accumulated intersection quantity highlights the vertical growth speed in the direction of the groundwater. It also provides pointers on the water acquisition strategies and soil anchoring capabilities. This trait corresponds to the sum of the intersections number between roots and level lines.
- The relative cumulative length gives an indication of prospecting root strategies and, if the accumulated length is high in a horizon, the plant either branches out a lot or prospects horizontally a lot. It is also calculated for each cm of soil depth.
- The relative root biomass at different layers provides an indication of how the plant distributes its root resources in the different soil compartments and around the groundwater. This relative root biomass

corresponds to the biomass quantity cored in a given layer, reported as the total root biomass. The coring was at the cutting layer (-10 cm), above (-35 cm) and in the groundwater (-50 cm).

- The above- and belowground biomasses, the biomasses produced per day and the shoot to root ratio (abbreviated SRR) provide information on growth kinetics and resource allocation, indicators of both drought resistance and bioengineering capabilities. The SRR is an indicator of adaptation to drought resistance and is an important characteristic of species used in soil bioengineering. The below- and aboveground biomasses correspond to the total quantity of above- and belowground biomasses produced by the plant. The biomass produced per day is the average biomass of the species divided by the number of days since its average resprouting date.

Data analysis

For the depth reached and the accumulated intersection quantity, normality and variances equivalence were not respected the first 15.5 days of the experiment and therefore a Sheirer-Ray-Hare test was used. Then, after 15.5 days of experiment, data were analysed with repeated analysis of variance (Anova) and with analysis of covariance (Ancova) measures, which enable the impact of the variable "time" on species effect to be studied (time is considered the covariate) from 15.5 to 81.5 days for each trait.

For the relative root biomasses, the below- and the aboveground biomass and the SRR, a one-way Anova was used. In order to obtain a normal distribution and homogeneous variances, the below- and aboveground biomasses and the SRR were transformed by log10.

For the accumulated length at each cm, a geomatic analysis was used. The root system was scanned and vectorized then, using ArcMap 10 software (ESRI Inc.), the root lengths were added in every soil cm.

Results

The cuttings resprout almost simultaneously; more than half of the Mg, Sp and Tg cuttings had respectively resprout 2, 7 and 14 days after the start of the experiment.

Average root front development speed

Above the vadose zone, the root descent of Sp is quicker than those of the other species. After the groundwater drops, Sp accelerates its vertical progress slightly in the groundwater direction by a factor of 1.1 whereas Mg and Tg multiply their vertical progress speed respectively by approximately 3.7 and 1.4 to reach the phreatic zone. The speed continues to increase after the roots penetrate the groundwater for Tg and Sp, whereas the root front speed stabilizes for Mg (table 1).

Species	Groundwater up to the ground	With groundwater	
		Above groundwater	In groundwater
Mg	0.38±0.56	1.42±0.26	1.42±0.18
Sp	1.28±0.35	1.45±0.28	1.56±0.29
Tg	0.99±0.73	1.36±0.41	1.43±0.24

Table 1: Average propagation speed of root front, expressed in $\text{cm}\cdot\text{day}^{-1} \pm\text{SD}$.

Depth reached

Between 0 and 15.5 days of experiment, the Scheirer-Ray-Hare test shows very significant species effects and time effects (table 3). The interaction is not significant. Sp has quicker development, its roots propagate almost linearly over time, followed by Tg and then Mg. Once started, Tg goes down quicker than Sp and Mg. Tg prospect horizontally the first ten days then begins a root descent before the groundwater lowering. The average Tg root depth is higher than those of Sp towards 15 days of experiment, even if it is not significant (Figure 2).

Trait	Effect	Df	SS	MS	H	p
Depth reached	Species	3	495264.00	165088.00	79.45	0.000000
	Time	1	164956.00	164956.00	26.46	0.000000
	Interaction	3	47789.00	15930.00	7.67	0.053430
Accumulated intersections quantity	Species	3	507857.00	169286.00	81.47	0.000000
	Time	1	217653.00	217653.00	34.92	0.000000
	Interaction	3	48106.00	16035.00	7.72	0.052229

Table 3: Scheirer-Ray-Hare table, showing depth statistics related to species and time for the period between 0 and 15.5 days

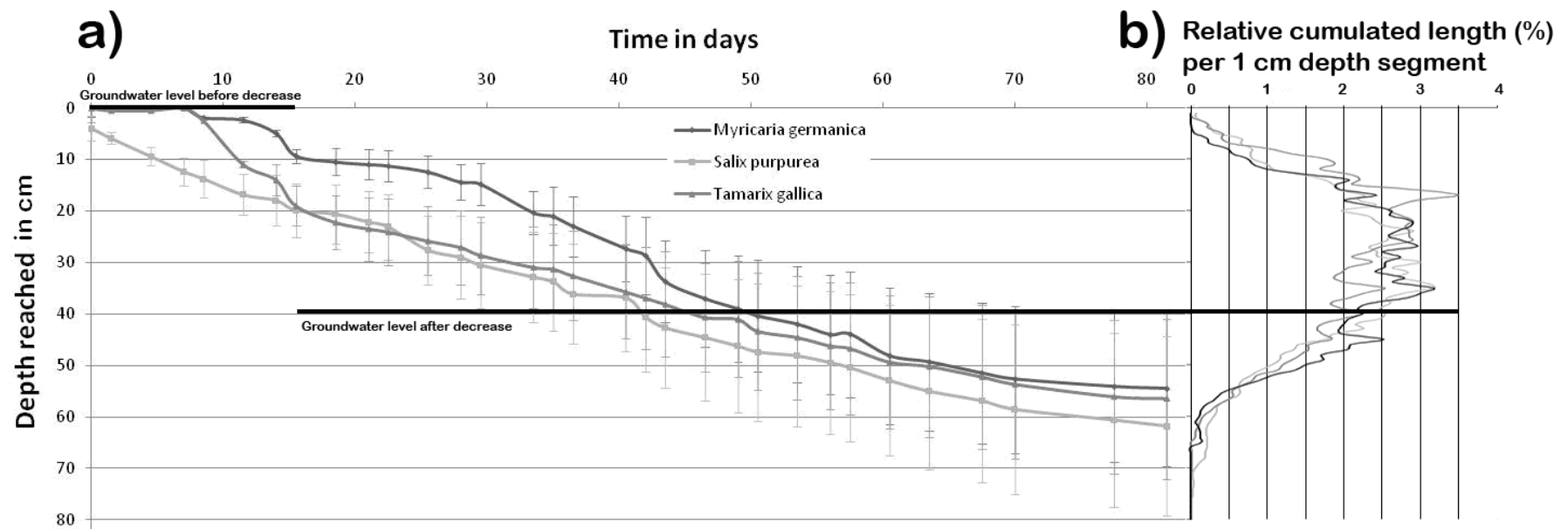


Figure 2: Maximum depth reached by roots as a function of time (a) (vertical error bars on data points represent the standard error of the mean) and relative cumulative length per 1 cm depth segment at the end of the experiment (b).

Following the groundwater lowering after 15.5 days of the experiment, Sp roots continue their linear progress (Figure 2). The Mg roots plunge downwards the groundwater direction when the ground water lowering occurs but stay however longer than the other two species in the vadose compartment (over -40 cm). After 25 days, the Tg root front exceeds that of Sp. However after 15.5 days of experiment, the evolutions of both root fronts remain linear and parallel without significant differences until the end of the experiment. All species thus present the same tendency of root descent to and within the groundwater. After 45 days, the three species have very similar root front behaviour.

In spite of the observation of these trends, the repeated Anova measures of the depth reached according to the species from 15.5 days and 81.5 days do not give significant results. There is no influence of the species on the depth reached ($F=0.86$, $p=0.67$) but the Tukey post-hoc test allows the species to be differentiated: Mg behaviour over time is significantly different to that of Sp ($p=0.0135$) and Tg ($p=0.022$).

An analysis of covariance highlights however an effect of time, species and their interaction (table 4). The behaviour of the cutting roots thus varies over time according to the species. Furthermore, a cutting of one species over a given time does not have the same behaviour as a cutting of another species over a different time.

Trait	Effect	Df	SS	MS	F	p
Depth reached	Species	1	6749.20	6749.23	54.65	0.000000
	Time	1	3616.20	3616.22	29.28	0.000000
	Interaction	1	3231.60	3231.62	26.17	0.000000
	Error	946	116820.50	123.49		
Number of accumulated intersections	Species	1	44531.00	44531.04	5.02	0.025350
	Time	1	3966.00	3966.00	0.45	0.504050
	Interaction	1	1429.00	1429.29	0.16	0.688330
	Error	946	8398410.00	8877.81		

Table 4: Ancova table showing depth statistics related to species, time and their interaction for the maximum depth reached and only a species effect for the number of accumulated intersections, for the period between 15.5 and 81.5 days

Number of accumulated intersections

Between 0 and 15.5 days of experiment, the Scheirer-Ray-Hare test shows very significant species and time effects. The interaction is non significant (table 3). During this period, the number of accumulated intersections shows that Sp and Tg have the same vertical growth kinetics, while Mg grows more slowly (figure 3).

After the groundwater was lowered 15.5 days after planting the cuttings, the repeated Anova measures show a significant species effect ($F=2.14$, $p=0.03$). Between 15.5 and 30 days, Sp and Tg behave in the same way whereas Mg roots grow more slower. After 30 days, Tg gradually joins Mg whereas Sp continues its growth.

An Ancova highlights a species effect but no significant effect of time and of the interaction of factors (table 4). Number of accumulated intersections differs between species, showing a specific behaviour of access to the groundwater.

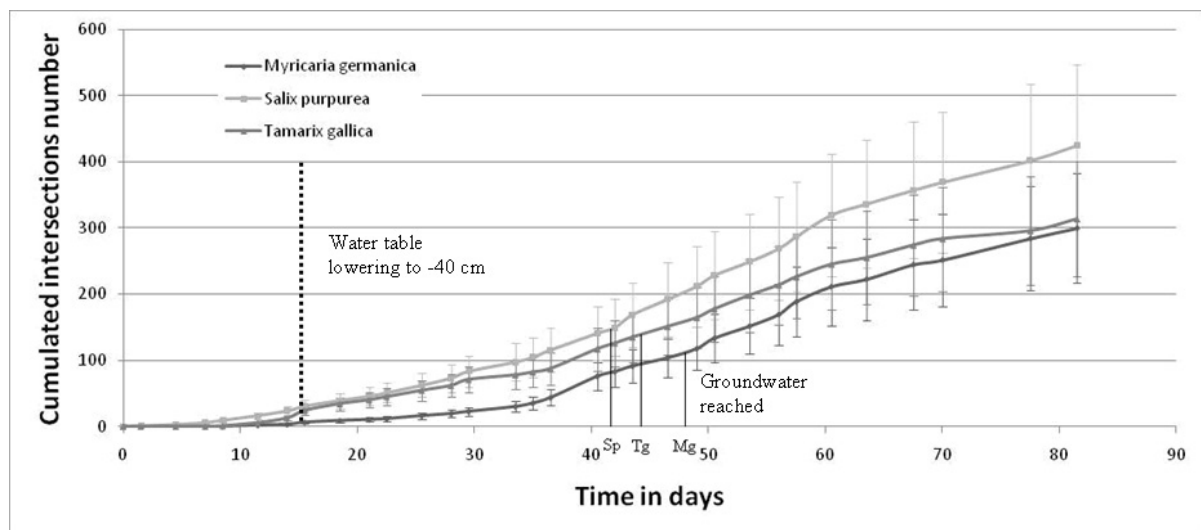


Figure 3: Mean number of accumulated intersections as a function of time. Vertical error bars on data points represent the standard error. There is no real pattern change when the groundwater was reached, whatever the species and there are no differences between species.

Relative cumulative length

The species develop only a few roots in the first ten cm of soil. Even if there are no significant differences between species, the root elongation behaviour in every compartment enables some specific tendencies to be highlighted (Figure

2b). Tg prospers much more horizontally between 10 and 20 cm than the other two species, whereas Sp and Mg demonstrate similar patterns. Beyond the superficial horizon and until the groundwater table is approached, the species prosper in a similar way. Near the groundwater table, Mg and Sp spread their roots, whereas Tg seems affected by the immediate closeness of the saturated zone. Beyond the water table, the root length of all three species decreases, but prosper to a depth of 30 cm in the water table (Figure 2b).

Relative root biomasses

Tg prospers slightly more in the superficial horizon than the other species. Furthermore, Tg and Mg produce slightly more roots than Sp near the groundwater table (Figure 4). However, a one-way Anova (p top soil layer=0.22, p medium soil layer =0.71, p lower soil layer =0.58) shows no significant difference in root production between species on every soil sample (F=0.53, p=0.78) (table 2).

	Mg	Sp	Tg
Top soil layer (soil sample at -10 cm)	8.87±2.46	8.25±2.38	10.89±3.02
Soil layer immediately above groundwater (-35 cm)	24.10±6.69	22.45±6.48	23.93±6.64
Soil layer within groundwater (-50 cm)	27.28±7.57	25.04±7.23	32.34±8.97

Table 2: Relative root biomasses (%) ± SD within each of the sampling layers

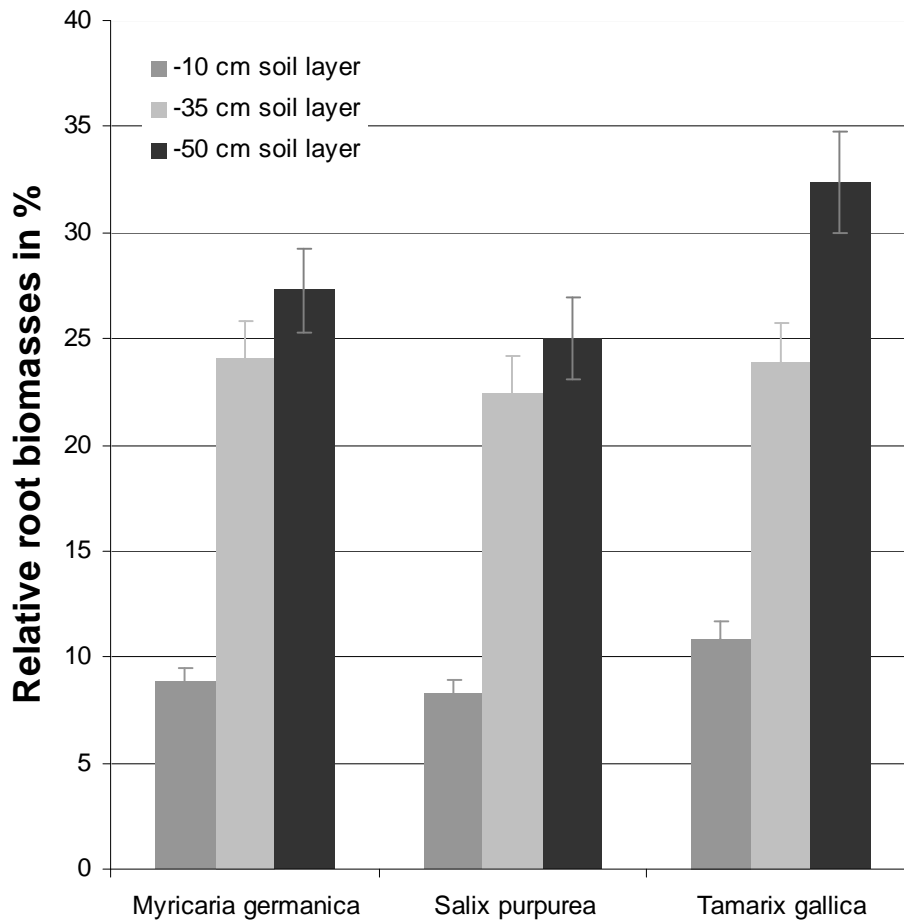


Figure 4: Relative root biomass as a percentage of the total root biomass. Vertical error bars on data points represent the standard error

Belowground biomass, aboveground biomass and SRR

One-way Anova, after a log₁₀ transformation, shows a species effect for below- and aboveground biomasses and SRR (table 5). For the belowground biomass, the Tukey test shows significant differences of root biomass for the pairs Mg / Sp ($p=0.00015$) and Mg / Tg ($p=0.00013$). Sp produces twice more root biomass than Mg and more than 30 % more than Tg. For aboveground biomass, the Tukey test shows significant differences of aboveground biomass for the pairs Mg / Sp ($p=0.00022$) and Mg / Tg ($p=0.043827$). Sp produces three times more aboveground biomass than Mg and almost as much as Tg. These results are confirmed by the biomasses produced per day (table 6). For the SRR, the Tukey test shows significant differences for the pairs Mg / Tg ($p=0.014$). The Tg SRR is higher than that of Mg and Sp, which indicates a lower investment in root production with regard to aboveground production (Figure 5).

Species	Belowground biomass produced per day (g)	Aboveground biomass produced per day (g)
Mg	0.0085	0.0142
Sp	0.0237	0.0489
Tg	0.0158	0.0528

Table 6: Below- and aboveground biomasses produced per day according to species

Trait	Effect	Df	SS	MS	F	p
Belowground biomass*	Species	2	1.98	0.99	18.63	0.000004
	Error	33	1.756	0.053		
Aboveground biomass*	Species	2	0.83	0.41	11.23	0.00018
	Error	34	1.25	0.037		
SRR*	Species	2	0.64	0.32	4.87	0.013973
	Error	33	2.15	0.07		

* After a log10 transformation

Table 5: Anova table for belowground and aboveground biomasses and SRR

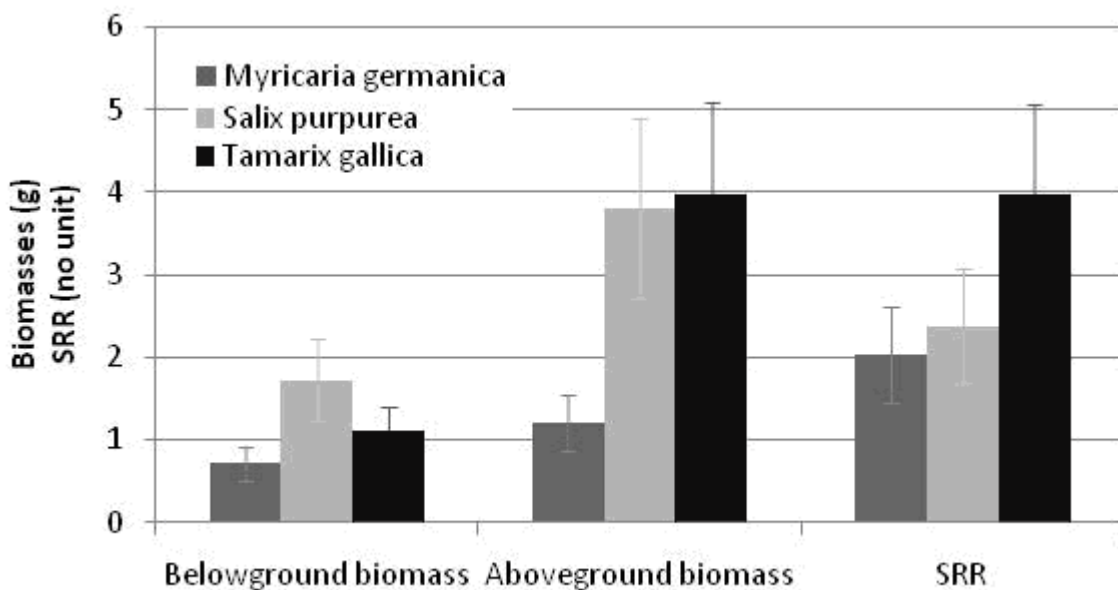


Figure 5: Below-, aboveground biomasses and SRR of the three species at the end of the experiment. Vertical error bars on data points represent the standard error

Discussion

Cutting root behaviour at the start of resprouting and rooting with a water table up to ground level

At the start of the experiment, the water table comes up to ground level and there is no vadose zone. In these conditions, the vertical root growth rate of Tamaricaceae seems lower than that of Sp (figure 2a). The progress of the Tg and Mg root front is not linear, unlike Sp: these species prospect the hydraulic compartment in a superficial and shallow manner if the water table is close to their roots.

The average resprouting date of the species slightly influences the root progress dynamic. Mg was the first to resprout, followed by Sp and then Tg. But even though Mg was the first to resprout, Sp quickly passed ahead of it (table 1, figure 2a).

Even though Tg was late in resprouting, it was much less delayed than Mg, showing that the observed delay is not only linked to the date of resprouting but more definitely to a specificity of Tamaricaceae. On the other hand, just after resprouting, the root descent speed of Tg roots is quicker than that of Sp. The Tg root front plunges into the groundwater with a slope higher than that of Sp, which indicates a very intense vertical prospecting of this compartment. The root front of Mg is constituted of shallow roots and stays in the first ten centimetres of the soil, which suggests horizontal prospecting.

We also observe that even if Tamaricaceae prospects horizontal layers over a longer period than Sp, their roots finally progress vertically before groundwater lowering so that their specific behaviour of rapid vertical prospecting (day 9 for Tg and day 11 to 12 for Mg) is independent of the stress effect. Tg root depth reached that of Sp before we applied the stress.

The number of accumulated intersections is a biological trait dependent on the depth reached by the root front (R^2 Tg = 0.88, R^2 Sp = 0.92, R^2 Mg = 0.92) and it provides an indication of the strategy developed by the plant to get the necessary resources, which are distributed here uniformly in the soil compartment. However, in this study, this trait does not enable the specific architecture to be determined because horizontal rooting prospecting is not directly highlighted. Indeed, it is difficult to know if the species sends out a single root that then intersects several consecutive layers or if it sends out a small hairy root, of which only the proximal part intersects a single layer (figure 3).

Cutting root behaviour after 15.5 days of resprouting with a water table 40 cm deep

The cuttings reach the water table after 35 (Sp), 30 (Tg) and 46 (Mg) days after the average date of resprouting. When the groundwater drops, the specific root front is approximately 8 cm deep for Mg, 17 cm for Tg and 20 cm for Sp (figure 2). The vertical root front then progresses to reach the water table in 28 days for Tg and 32 days for Mg while Sp, by linearly continuing its descent, reaches it in 26 days. Tg descends more quickly than Sp after the groundwater lowering and makes up for its delay in root development (table 1). This should help cuttings to more effectively absorb soil water from deep layers during drought conditions. However, the linear progression of Sp means its roots penetrate more into the groundwater and would allow it to resist to a future drought. This in-depth prospecting strategy makes it less vulnerable to phreatic lowering. Tamaricaceae compensate with another strategy, such as a non-linear prospecting strategy, with their ability to increase their root front propagation speed (table 1). At the end of the experiment, the cuttings' roots were still going down but at a slower rate. Sp does not seem to prospect indefinitely down to the groundwater, slowing its progress 20 cm below the groundwater level, compared to 15 cm for Tamaricaceae. This shows that Tamaricaceae can be potentially more vulnerable than Sp to groundwater lowering but the fact that they react more quickly than Sp may counterbalance this weakness. However, some experiments have shown that the root front dynamics of some Tamaricaceae (*T. ramosissima* and *T. chinensis*) allow them to reach quickly an exploitable hydraulic compartment in the event of a significant and sudden phreatic lowering, thus giving them a certain adaptive advantage compared to Salicaceae (*S. gooddingii*) in environments affected by drought (Horton, Kolb et al. 2001; Shan, Zhang et al. 2008).

Furthermore, it has been demonstrated that *Tamarix chinensis*, although having lower biomass productivity, has a higher rate of root elongation than native species such as *Salix gooddingii*, meaning salt cedar can persist in dry soils and survive rapid declines in water table levels (Horton and Clark 2001).

Tg root pattern at the end of the experiment shows a high number of accumulated intersections compared to Mg and Sp. It suggests wider spreading and horizontal ramification of the feeder roots near the water table as has been demonstrated with *Tamarix ramosissima* (Xu, Li et al. 2007). This ties in with the larger biomass (even if not significant) of Tg below the water table compared with the two other species (table 2). This horizontalisation can be due to the adequate compartment being reached by the root system and by the absence of

necessity to prolong vertical prospecting once this goal has been reached. Indeed, similarly to what we observe at the beginning of the experiment, once Tg reached the water table, it stops its vertical progression for a few days, which is not observed for Mg. Furthermore, the horizontal spreading of roots increases the space occupied by the roots (Shan, Zhang et al. 2008). A deep root biomass along with the capability of absorbing deep soil water increases resistance to drought.

Relative cumulative length

The relative cumulative length shows a higher occupation of the superficial layers by Tg (Figure 2b), suggesting a lower need for ramification near the groundwater and the hydric stress not being drastic enough to have a significant effect (Figure 2). Furthermore, *Tamarix* sp. (*Tamarix canariensis*) is known to emit large quantities of fine roots in superficial layers (De Baets, Poesen et al. 2007; De Baets, Poesen et al. 2008) and to have higher root elongation rates in dry soils compared to *Salix* (*Salix gooddingii* compared to *Tamarix chinensis*) (Horton, Kolb et al. 2001). Tg and Mg root elongation decrease however more quickly than Sp near the bottom of the experimental device, which may suggest possible anoxia sensitivity due to a groundwater poorly oxygenated even though Tamaricaceae are considered to be tolerant (Tallent-Halsell and Walker 2002; Niinemets and Valladares 2006; Kumari 2008).

Biomass traits

According to the relative root biomass, Tg prospects slightly more in the superficial horizon than the other species. Furthermore, Tg and Mg produce slightly more roots than Sp near the groundwater table (table 2 and figure 4). However, the root biomass results do not show any significant difference between species. The results do not show any link between the quantity of root biomass and the necessity of having an extended rhizosphere to reach resources in the event of hydric stress induced by phreatic lowering.

Furthermore, the below- and aboveground biomasses (total and daily production) indicate relatively similar kinetics of growth between Tg and Sp compared to Mg (figure 5 and tables 5 & 6). Mg shows slower growth kinetics than the other two species and Mg produces a little more aboveground biomass than root biomass. However, this species is

known to produce more root than stalk to remain in its biotope, frequently subjected to disturbances (Kudrnovsky 2002; Kammerer 2003).

The SRR of species is respectively close to 4 (Tg) and 2 (Sp and Mg) whereas study in non-limited conditions in a similar soil showed a SRR close to 3 for Tg and 4 for Mg and Sp (Lavaine, Evette et al. Submitted). It suggests that Tg is relatively insensitive to groundwater decreases whereas Mg and Sp are more sensitive because these species decrease their SRR. For Tg, there is no necessity to reinvest its resources in a rhizosphere increase in order to lower its SRR. Given that a reduction of SRR corresponds to an increase in root biomass to the detriment of aboveground biomass growth, the fact that Tg does not decrease its SRR could probably also indicate better water use efficiency by effective extraction of the resource in one (Devitt, Piorkowski et al. 1997) or in both compartments (Smith, Devitt et al. 1998) compared to Sp.

Conclusion

All three species seems well adapted to drought conditions even though they behave differently. Sp anticipates drought and propagates vertically, in fact almost linearly, whether it is dry or not. It also propagates deeper into the groundwater, making it potentially less vulnerable to groundwater lowering. Sp appears to be the most efficient species to resist droughts lasting up to two months, given its early anchoring in the groundwater, in spite of a low SRR due to the impact of drought.

Mg and Tg have the ability to grow faster than Sp and the experiment shows that Tg can catch up Sp. Tg reached the groundwater level 30 days after it began resprouting compared to 35 days for Sp. The higher potential vulnerability of Tamaricaceae to groundwater lowering seems compensated by their reactive capacity.

Furthermore, the rate of root front progress reaches 1.4 (Mg and Tg) cm/day over 31 (Mg) and 15 (Tg) days in the vadose zone. These values can be of interest to bioengineers in the field because soil drought is one of the main factors in the failure of bioengineering works. Their use in association with conventional species would allow more effective works to be designed thanks to root mixing (Reubens, Poesen et al. 2007) and enable site biodiversity to be enhanced. Furthermore, Mg is an endangered species at an Alpine scale and its use in bioengineering works should contribute to its preservation (Koch and Kollmann 2012).

However, these findings underline new research perspectives in terms of experiments to better understand after what duration and what depth of groundwater lowering the species are significantly affected in term of survival rate or biomasses production. A study of the biomasses produced over time in the event of more prolonged drought and/or deeper groundwater would make it possible to establish development patterns and to make more precise recommendations regarding various species according to the *in situ* parameters of the bioengineering work in question.

At this stage, the duration threshold above which the three species are affected is not known. However, it seems that Tg is far from this threshold because its SRR is not influenced by the applied stress conditions, which is the case of Sp and Mg. Furthermore, Sp is an ubiquitous species widely used in bioengineering and has good resistance to drought (Niinemets and Valladares 2006) (compared with other willows used in soil bioengineering) and tolerates a large range of moisture conditions (Landolt, Bäumler et al. 2010). Also,

differences in resistance to drought between Tamaricaceae and another Salicaceae might have been more marked with another willow species.

Acknowledgements

The authors thank Hervé Parmentier, Pierre-Olivier Mazagol, Kristell Michel, Sylvie Varray and Perrine Gonnet for their help as well as the Grenoble Institute of Research and Study for Prevention of Natural Hazards for its financial support.

References

- Abrisqueta, J. M., O. Mounzer, et al. (2008). "Root dynamics of peach trees submitted to partial rootzone drying and continuous deficit irrigation." Agricultural Water Management **95**(8): 959-967.
- Amlin, N. M. and S. B. Rood (2002). "Comparative tolerances of riparian willows and cottonwoods to water-table decline." Wetlands **22**(2): 338-346.
- Atger, C. (1992). Essai sur l'architecture des arbres, Université de Montpellier II.
- Benkler, C. and J. Bregy (2010). Myricaria germanica, Experiments regarding seed germination & water stress. Zürich, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich. **Natural scientific term paper within the project "Integrales Flussgebietsmanagement"**.
- Bill, H. C., P. Spahn, et al. (1997). "The distribution and patch dynamics of the German tamarisk Myricaria germanica (L) Desv, in the upper River Isar, Bavaria." Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **6**(3): 137-150.
- Bloom, A. J., F. S. Chapin III, et al. (1985). "Resource limitation in plants - an economic analogy." Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics **16**(363-392).
- Chen, Y., W. Li, et al. (2004). "Physiological response of natural plants to the change of groundwater level in the lower reaches of Tarim River, Xinjiang." Progress in Natural Science **14**(11): 975-983.
- Cleverly, J. R., S. D. Smith, et al. (1997). "Invasive capacity of Tamarix ramosissima in a Mojave Desert floodplain: The role of drought." Oecologia **111**(1): 12-18.
- Coelho, E. and D. Or (1999). "Root distribution and water uptake patterns of corn under surface and subsurface drip irrigation." Plant and Soil **206**(2): 123-136.
- Danjon, F., D. H. Barker, et al. (2008). "Using Three-dimensional Plant Root Architecture in Models of Shallow-slope Stability." Annals of Botany **101**(8): 1281-1293
- Danjon, F., T. Fourcaud, et al. (2005). "Root architecture and wind-firmness of mature Pinus pinaster." New Phytologist **168**(2): 387-400.
- Day, S. D., P. E. Wiseman, et al. (2010). "Contemporary concepts of root system architecture of urban trees." Arboriculture and Urban Forestry **36**(4): 149-159.
- De Baets, S., J. Poesen, et al. (2007). "Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff." Plant and Soil **294**(1-2): 169-183.
- De Baets, S., J. Poesen, et al. (2008). "Root tensile strength and root distribution of typical Mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength." Plant and Soil **305**: 207-226.
- Devitt, D. A., J. M. Piorkowski, et al. (1997). "Plant water relations of Tamarix ramosissima in response to the imposition and alleviation of soil moisture stress." Journal of Arid Environments **36**(3): 527-540.
- Di Tomaso, J. M. (1998). "Impact, biology, and ecology of saltcedar (Tamarix spp.) in the southwestern United States." Weed Technology **12**(2): 326-336.
- Drew, M. C. and H. Stolzy (1991). Growth under oxygen stress. Plant roots : the hidden half. Y. Waisel, A. Eshel and U. Kafkai. New York, Dekker: 331-350.
- Eapen, D., M. L. Barroso, et al. (2005). "Hydrotropism: root growth responses to water." Trends in Plant Science **10**(1): 44-50.
- Everitt, B. L. (1980). "Ecology of saltcedar - a plea for research (Tamarix chinensis)." Environmental Geology **3**(2): 77-84.

- Evette, A., C. Balique, et al. (2012). "Using ecological and biogeographical features to produce a typology of the plant species used in bioengineering for riverbank protection in Europe." River Research and Applications **28**(10): 1830-1842.
- Forde, B. and H. Lorenzo (2001). "The nutritional control of root development." Plant and Soil **232**(1-2): 51-68.
- Foussadier, R. (1998). Initiation des successions végétales dans les lits endigués des cours d'eau alpins; influence des paramètres abiotiques sur la régénération des Salicacées, Université Joseph Fourier.
- Friederici, P. (1995). "The alien saltcedar." American Forests **101**: 45-47.
- Glenn, E. P. and P. L. Nagler (2005). "Comparative ecophysiology of *Tamarix ramosissima* and native trees in western U.S. riparian zones." Journal of Arid Environments **61**(3): 419-446.
- Graf, W. L. (1978). "Fluvial adjustments to the spread of tamarisk in the Colorado Plateau region." Bulletin Geological Society of America **89**: 1491-1501.
- Horton, J. L. and J. L. Clark (2001). "Water table decline alters growth and survival of *Salix gooddingii* and *Tamarix chinensis* seedlings." Forest Ecology and Management **140**(2-3): 239-247.
- Horton, J. L., T. E. Kolb, et al. (2001). "Physiological response to groundwater depth varies among species and with river flow regulation." Ecological Applications **11**(4): 1046-1059.
- Horton, J. L., T. E. Kolb, et al. (2001). "Responses of riparian trees to interannual variation in ground water depth in a semi-arid river basin." Plant, Cell and Environment **24**(3): 293-304.
- Hund, A., N. Ruta, et al. (2009). "Rooting depth and water use efficiency of tropical maize inbred lines, differing in drought tolerance." Plant and Soil **318**(1-2): 311-325.
- Janos, D. P., J. Scott, et al. (2008). "Temporal and spatial variation of fine roots in a northern Australian *Eucalyptus tetrodonta* savanna." Journal of Tropical Ecology **24**(2): 177-188.
- Kammerer, H. (2003). Artenschutzprojekt Deutsche Tamarisk - Möglichkeiten und Aussichten Einerwiederansiedelung von *Myricaria germanica* im Gesäuse Nationalpark Gesäuse GmbH: 31.
- Koch, C. and J. Kollmann (2012). "Clonal Re-Introduction of Endangered Plant Species: The Case of German False Tamarisk in Pre-Alpine Rivers." Environmental Management: 1-9.
- Köstler, J. N., E. Brückner, et al. (1968). Die Wurzeln der Waldbäume, P. Parey.
- Kramer, P. J., Ed. (1983). Water relations of plants. New York, Academic Press.
- Kudrnovsky, H. (2002). Die Deutsche Tamariske an der Isel. Im Auftrag des Österreichischen Alpenvereins. Innsbruck: 25pp.
- Kumari, B. (2008). "Tree planting - An answer for improvement of saline/alkaline and waterlogged soils." Annals of Biology **24**(1): 81-84.
- Landolt, E., B. Bäumler, et al. (2010). Ecological indicator values and biological attributes of the Flora of Switzerland and the Alps. Bern , Stuttgart, Vienna, Editions des Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève & Haupt Verlag.
- Lavaine, C., A. Evette, et al. (Submitted). "European Tamaricaceae in bioengineering on dry soils." Environmental Management.
- Muller, N. (1995). "River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact." Archiv für Hydrobiologie - Supplement **101**(Large Rivers 9): 477-512.
- Nibau, C., D. J. Gibbs, et al. (2008). "Branching out in new directions: the control of root architecture by lateral root formation." New Phytologist **179**(3): 595-614.

- Niinemets, Ä. and F. Valladares (2006). "Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs." Ecological Monographs **76**(4): 521-547.
- Nippert, J. B., J. J. Butler Jr, et al. (2009). "Patterns of Tamarix water use during a record drought." Oecologia: 1-10.
- Norris, J. E., A. Stokes, et al. (2008). Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions. Dordrecht, Springer.
- Passioura, J. B. (1991). "Soil structure and plant growth." Australian Journal of Soil Research **29**(6): 717-728.
- Passioura, J. B. (1996). "Drought and drought tolerance." Plant Growth Regulation **20**(2): 79-83.
- Pezeshki, S. R., S. Li, et al. (2007). "Factors governing survival of black willow (*Salix nigra*) cuttings in a streambank restoration project." Ecological Engineering **29**: 56-65.
- Rameau, J. C., D. Mansion, et al. (2008). Flore forestière française: guide écologique illustré. Région méditerranéenne. Paris, Institut pour le développement forestier.
- Reubens, B., J. Poesen, et al. (2007). "The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: A review." Trees - Structure and Function **21**(4): 385-402.
- Sandercock, P. J. and J. M. Hooke (2010). "Assessment of vegetation effects on hydraulics and of feedbacks on plant survival and zonation in ephemeral channels." Hydrological Processes **24**(6): 695-713.
- Schiechtl, H. M. and R. Stern (1996). Water Bioengineering Techniques for Watercourse, Bank and Shoreline Protection. Oxford (UK), Blackwell Science.
- Shan, L., X. Zhang, et al. (2008). "Influence of moisture on the growth and biomass allocation in *Haloxylon ammodendron* and *Tamarix ramosissima* seedlings in the shelterbelt along the Tarim Desert Highway, Xinjiang, China." Chinese Science Bulletin **53**(SUPPL. 2): 93-101.
- Smith, S. D., D. A. Devitt, et al. (1998). "Water relations of riparian plants from warm desert regions." Wetlands **18**(4): 687-696.
- Stave, J., G. Oba, et al. (2005). "Seedling growth of *Acacia tortilis* and *Faidherbia albida* in response to simulated groundwater tables." Forest Ecology and Management **212**(1): 367-375.
- Stokes, A. (1999). "Strain distribution during anchorage failure of *Pinus pinaster* Ait. at different ages and tree growth response to wind-induced root movement." Plant and Soil **217**: 17-27.
- Stokes, A. and D. Guitard (1997). Tree root response to mechanical stress. The biology of root formation and root development. A. Altman and Y. Waisel. New York, Plenum publishing corporation. **65**: 227-236.
- Takahashi, H. (1997). "Hydrotropism: the current state of our knowledge." Journal of Plant Research **110**: 163-169.
- Tallent-Halsell, N. G. and L. R. Walker (2002). "Responses of *Salix gooddingii* and *Tamarix ramosissima* to flooding." Wetlands **22**(4): 776-785.
- Tamasi, E., A. Stokes, et al. (2005). "Influence of wind loading on root system development and architecture in oak (*Quercus robur* L.) seedlings." Trees **19**: 374-384.
- Vartapetian, B. B. and M. B. Jackson (1997). "Plant adaptations to anaerobic stress." Annals of Botany **79**(SUPPL. A): 3-20.
- Venti, D., F. Bazzurro, et al. (2003). Manuale tecnico di Ingegneria Naturalistica della Provincia di Terni, Applicabilità delle tecniche, limiti e soluzioni. Provincia di Terni, Provincia di Terni Servizio Assetto del Territorio - Ufficio Urbanistica / Agenzia Umbria Ricerche.

- Weber, K. and C. Mattheck (2005). "Die Doppelnatur der Wurzelplatte." Allgemeine Forst und Jagtzeitung **176**: 77-85.
- Xu, H., Y. Li, et al. (2007). "Ecophysiological response and morphological adjustment of two Central Asian desert shrubs towards variation in summer precipitation." Plant, Cell and Environment **30**(4): 399-409.

C Synthèse et perspectives

8 Synthèse des résultats et conclusions

8.1 Les espèces classiquement utilisées : les saules

Les saules, quelles que soient leurs origines, montrent des gammes étendues de réponses à la sécheresse. Ces espèces sont très plastiques et présentent des variations intraspécifiques fortes.

L'étude des systèmes aérien et racinaire de plants adultes obtenus à partir de boutures a permis de calculer les productions de biomasses, la quantité de racines de structure, le rapport aérien sur souterrain mais aussi le taux d'accroissement d'une année sur l'autre. Le résultat le plus remarquable est la mise en évidence des très fortes productions de biomasses, aussi bien aérienne que racinaire chez les saules utilisés génie végétal. Par exemple, d'une année sur l'autre, la population du Nord-Ouest de *Salix purpurea* multiplie par 10 sa biomasse aérienne et par 20 sa biomasse racinaire. Cette augmentation a également lieu dans une moindre mesure en condition sèche pour toutes les espèces et confirme qu'une utilisation dans des techniques de stabilisation de berges plus sèches, à la condition que les jeunes boutures bénéficient d'une humidité suffisante dans les premiers stades d'enracinement, le temps d'atteindre la nappe phréatique, est une option tout à fait envisageable.

Cependant les autres résultats sont tout aussi importants pour le génie végétal. Les saules étudiés ont montré d'excellents taux de reprise au bouturage et une bonne résistance à la sécheresse une fois enracinés. Cependant, *S. viminalis* est le taxon qui résiste le moins bien lors d'un unique épisode de sécheresse ; tandis qu'en cas de sécheresses récurrentes, ce sont *S. triandra* et *S. elaeagnos* qui survivent le plus difficilement.

En l'absence de sécheresse, les productions de biomasse racinaire sont moindres chez *S. purpurea* quelle que soit son origine et *S. elaeagnos*, *S. viminalis* et *S. triandra* restent les plus grands producteurs de biomasse racinaire. En effet, *S. viminalis* produit 3.5 fois plus de biomasse que *S. elaeagnos* la première année ; l'écart se réduisant à 2 au cours de la seconde année de production. Les biomasses aériennes produites montrent des résultats similaires : *S. viminalis* produit 12 fois plus que *S. elaeagnos*. Cependant en cas de sécheresse, la quantité de biomasses produites diminue significativement. *S. viminalis* divise par 7 sa biomasse

aérienne alors que *S. elaeagnos* ne la divise que par 3. Il en va de même pour la biomasse racinaire : les boutures de *S. triandra* issues du Nord-Ouest divisent par 3.2 leur biomasse alors que les boutures de *S. alba* (même origine) ne la divisent que par 1.4. De plus, les populations méridionales sont moins affectées par la sécheresse que les populations septentrionales.

Concernant le ratio de biomasses, les saules produisent au minimum deux fois plus de tiges que de racines, *S. purpurea* (les deux origines) et *S. elaeagnos* ayant le ratio le plus haut. D'une année sur l'autre, le ratio tend à diminuer. En cas de sécheresse, les saules abaissent leur ratio sachant que les populations méridionales de *S. purpurea* et *S. elaeagnos* sont les plus réactives avec une division par 2 du ratio.

La quantité de racines de structure est très variable entre espèces : *S. viminalis* en produit ainsi deux fois plus que certaines populations méridionales (*S. elaeagnos* et *S. purpurea*). En cas de sécheresse, le nombre de racines de structure diminue pour la totalité des saules. C'est le cas des boutures de *S. alba* originaire du Sud-Est (division par 3.5) ou *S. elaeagnos* (2).

Plusieurs résultats sont importants pour promouvoir ces espèces dans des ouvrages de génie végétal: le fait que *S. viminalis*, *S. triandra* et *S. alba* produisent de grandes quantités de racines et affichent un faible ratio de biomasses atteste de leur usage potentiel dans les techniques de rétention des sols. Cependant les espèces à croissance plus lente que sont *S. purpurea* et *S. elaeagnos* ne sont pas à négliger car celles-ci ont de forts taux d'accroissement de biomasses. De plus, en cas de sécheresse, *S. purpurea* et *S. elaeagnos* baissent peu leur quantité de racines de structure, ce qui leur permet de maintenir une protection des sols efficace. Pour obtenir un ancrage et une protection comparables avec ceux obtenus avec les espèces dont la croissance est plus « rapide », il est nécessaire que ces saules soient plus densément plantés sur les ouvrages.

8.2 Les Tamaricaceae

Les deux études sur les Tamaricaceae démontrent que *Myricaria germanica* et *Tamarix gallica* sont des espèces aptes à une utilisation en génie végétal que le milieu soit soumis ou non à des sécheresses.

Leur taux de reprise au bouturage (respectivement 87 and 83%) et leur taux de survie à la sécheresse en expérimentation *ex-situ* (100% de survie une fois enraciné) permettent de sélectionner ces espèces pour un usage sous forme de boutures. Cependant, la survie en cas de sécheresse précoce n'est pas optimale pour *M. germanica* (expérimentation *in-situ*).

L'accroissement de biomasses d'une année sur l'autre, et quelle que soit la modalité de sécheresse, est très élevé chez les Tamaricaceae : *M. germanica* multiplie respectivement par 31 et 24 sa biomasse racinaire sans et avec sécheresse, alors que *T. gallica* la multiplie par 16 et 26 respectivement. À titre de comparaison, le saule témoin ne multiplie sa biomasse racinaire que par 7 quelle que soit la modalité. Il en va de même pour la biomasse aérienne en conditions respectivement humide et sèche: 8 et 15 fois (*M. germanica*), 16 et 18 (*T. gallica*) et 22 et 21 (*S. purpurea*). Le développement de ces espèces peut être considéré comme non-linéaire avec une phase de croissance lente (phase de reprise au bouturage) au cours de la première année puis une phase de croissance rapide. Cette augmentation de biomasse permet un maintien efficace des sols mais également une protection contre l'érosion due au ruissellement et à l'effet splash.

M. germanica produit moins de racines de structure et de biomasses que *T. gallica*. Ceci est inhérent à la taille des boutures, caractéristique de cette espèce à tiges grêles. En cas de sécheresse, *M. germanica* produit cependant plus de biomasse racinaire mais moins de racines de structure. Ceci suggère une allocation préférentielle des ressources au développement des racines fines, afin d'étendre la rhizosphère. De plus, l'augmentation de la quantité de racines fines en condition sèche permet un maintien accru des horizons superficiels.

En conclusion, l'augmentation des biomasses, en particulier racinaires, suggère une résistance des ouvrages accrue dès la seconde année. De plus, *T. gallica*, du fait de sa grande résistance à la sécheresse, semble particulièrement prometteur en milieu méditerranéen. L'architecture de cette plante la rend potentiellement utilisable dans les mêmes techniques que les saules (fascines, tressages...) mais également comme simple bouture, peigne ou couches de branches à rejets. *M. germanica*, malgré une cinétique de croissance moins élevée que *T. gallica* et des difficultés à reprendre en cas de sécheresse précoce, présente un réel intérêt pour le génie végétal alpin. En effet, l'utilisation de cette espèce endémique des berges de rivières alpines permettrait de proposer des ouvrages résistant aux conditions stationnelles alpines mais aussi de diversifier les ouvrages et de promouvoir une espèce en voie de régression.

Cependant, du fait de sa faible production de biomasse, il est préférable d'implanter densément et en taches *M. germanica*. Cette espèce peut être utilisée dans des zones très

perturbées (où la compétition est faible) sous forme de peigne, de bouture ou comme ramilles anti-affouillement sous une fascine morte, à l'exception des autres techniques étant donné la finesse de ses tiges.

La méthode d'observation non destructive du comportement racinaire que constituent les rhizotrons permet d'étudier l'architecture et le comportement racinaire. Les vitesses de descente et de prospection racinaire varient entre les espèces avant et après abaissement du toit de la nappe phréatique. Les racines des Tamaricaceae prospectent préférentiellement à l'horizontal le long de la nappe phréatique quand celle-ci affleure alors que le saule témoin plonge ses racines dedans, quelle que soit l'humidité de la zone vadose adjacente. La vitesse de descente racinaire est multipliée par 3.7 (*M. germanica*), 1.4 (*T. gallica*) et 1.2 (*S. purpurea*) une fois que la nappe phréatique a été abaissée.

Les comportements observés sont typiques du caractère phréatophyte obligatoire des saules ripariens ou facultatif des Tamaricaceae et témoignent d'une utilisation potentiellement différente dans des ouvrages soumis à sécheresse, avec des saules implantés en bas de berge et des Tamaricaceae sur toute la hauteur.

8.3 Comparaison des résultats des traits biotechniques entre expérimentations

Les espèces diffèrent entre les expérimentations ce qui rend les résultats obtenus complémentaires. Les traits biotechniques étudiés (production de biomasses, quantité de racines de structure, ratio de biomasses et taux d'accroissement de biomasses d'une année sur l'autre) permettent de comparer les espèces, qu'elles soient utilisées ou utilisables en génie végétal, en milieu sec ou non. Ces éléments de comparaison sont rendus possibles grâce à *Salix purpurea*, présent dans les deux expérimentations.

Les biomasses produites, qu'elles soient aériennes ou racinaires montrent que les saules produisent bien moins que les Tamaricaceae. Cependant, *S. purpurea* a une valeur médiane dans l'expérimentation sur les saules, alors que sa valeur est similaire à celle de *Tamarix gallica* dans l'expérimentation sur les Tamaricaceae. Ce constat suggère donc que les grands producteurs de biomasse que sont *S. viminalis*, *S. triandra* et *S. alba* produisent davantage de biomasse en condition hydrique non limitante que les Tamaricaceae.

Il en va de même pour le ratio tiges/racines. Les Tamaricaceae affichent un ratio plus faible par rapport à la valeur médiane des saules que représente *S. purpurea*, en sécheresse ou non. Ce fort investissement racinaire permet de cette façon un meilleur ancrage et une prospection racinaire accrue.

Les résultats portant sur les ratios d'accroissement de biomasses aériennes vont dans le même sens et montrent des augmentations de biomasses chez certains saules plus importantes que chez *T. gallica* si l'on continue de se référer à *S. purpurea* comme étalon. Cependant, les ratios d'accroissement racinaire, en sécheresse ou non, montrent un très net avantage pour les Tamaricaceae, particulièrement pour *Myricaria germanica*.

9 Perspectives de recherche

9.1 Une caractérisation plus fine de la réponse à la sécheresse ?

D'autres traits végétaux peuvent être utilisés afin de caractériser plus finement les réponses biologiques à la sécheresse des espèces présentées dans cette thèse. Il peut par exemple s'agir de caractériser des manifestations anatomiques et morphologiques avec des mesures dendrochronologiques (cernes de croissance beaucoup plus fins consécutivement à la sécheresse), mais également des mesures de diamètre de tige ou de tronc. Des descentes de cime et des sacrifices de branches dues à l'embolie estivale peuvent aussi être étudiées étant donné que nombre de plantes ripariennes ne sont pas tolérantes au stress hydrique et sont donc vulnérables à la cavitation (Rood, Braatne et al. 2003). Les analyses isotopiques peuvent aussi être intéressantes dans ce domaine (Singer, Stella et al. 2013).

Des manifestations métaboliques peuvent également caractériser les réponses biologiques à la sécheresse. La mesure du potentiel osmotique, la qualification et la quantification des osmolytes dans les différents organes des plantes font partie des pistes à explorer étant donné que l'assimilation est une des premières fonctions impactées. En effet, les sucres solubles et l'amidon racinaires et foliaires varient dans leur concentration en cas de stress hydrique. La teneur en sucres osmoprotecteurs semble augmenter avec le gradient de stress. Il a été montré que les espèces tolérantes à de faibles niveaux de ressources accumulent plus de réserves que les autres espèces présentes dans le même type de milieu (Oppenheimer 1959; Chapin III, Schulze et al. 1990). De plus, bien que les sucres servent de réserve en cas de stress, ils protègent également les membranes biologiques, stabilisent les protéines et vitrifient le cytoplasme chez les plantes tolérantes à la sécheresse (Hoekstra, Golovina et al. 2001). Le protocole rattaché à ces traits est cependant difficile à mettre en place en milieu naturel.

9.2 D'autres espèces à étudier ?

D'autres espèces de saules ripariens que les cinq espèces étudiées dans cette thèse sont susceptibles de les accompagner dans des ouvrages de génie végétal. Aussi, l'étude des productions de biomasse et de la réponse à la sécheresse de ces espèces peut-elle être pertinente.

Ces espèces se doivent de présenter un taux de reprise au bouturage compatible avec une utilisation en génie végétal. Les espèces potentielles ainsi que leur taux de reprise respectif sont présentés dans le tableau 8. Ces espèces n'ont pas été sélectionnées pour l'étude présentée dans cette thèse pour différentes raisons (Rameau, Mansion et al. 1993). *S. daphnoides* est une espèce rare, répartie dans le Dauphiné, la Savoie et une partie de la vallée du Rhône. C'est une espèce inscrite sur la liste nationale des espèces protégées. *S. cinerea* est une espèce davantage présente dans les marais, tourbière, prairies humides et en lisière des bois que sur les atterrissements. *S. nigricans* présente une faible amplitude de répartition : elle est assez commune dans le Jura et les Alpes mais reste rare (Pyrénées Orientales, bords du Rhin) voire absente sur le reste du territoire. De plus, l'optimum de cette espèce est à l'étage alpin. *S. pentandra* est une espèce assez rare et présente essentiellement en altitude. De plus, c'est une espèce affectionnant les milieux tourbeux et marécageux. Enfin, concernant *S. fragilis*, sa faible longévité et la propension de ses rameaux à casser facilement ne lui ont pas permis d'être sélectionné dans la première étude.

Tableau 8 : Espèces potentielles et taux de reprise au bouturage

Espèces	Taux de reprise (Venti, Bazzurro et al. 2003)	Estimation du taux reprise (Verniers 1995)	Taux de reprise d'après (Graf, Böll et al. 2003)	Taux de reprise (Zuffi 1989)
<i>Salix daphnoides</i>	90		100	92
<i>Salix cinerea</i>	75		70	75
<i>Salix nigricans</i>	75		80	75
<i>Salix pentandra</i>	70		90	70
<i>Salix fragilis</i>		Bonne	95	

Dans ce travail de thèse, il a été démontré que *Myricaria germanica* et *Tamarix gallica* présentent une bonne partie des caractéristiques recherchées en génie végétal. Les espèces ligneuses compagnes, en partageant le même biotope (Bissardon, Guibal et al. 1997),

peuvent à ce titre présenter des adaptations au milieu et des réponses à la sécheresse similaires. En milieu alpin, *Fraxinus excelsior* et *Populus nigra* peuvent être de bons candidats, *F. excelsior* se répartissant de l'étage collinéen à l'étage montagnard (jusqu'à 1400m) et *P. nigra* de l'étage méditerranéen à montagnard (jusqu'à 1800 m). En milieu méditerranéen, des espèces telles que *Populus alba* (Sbay and Taroq 2003) mais aussi *P. nigra* (Zuffi 1989; Venti, Bazzurro et al. 2003; Francis, Gurnell et al. 2005), *Nerium oleander* (De Baets, Poesen et al. 2007; Sauli and Cornolini 2007; Adrover, Forss et al. 2008; De Baets, Poesen et al. 2008; Arizpe, Mendes et al. 2009), *Vitex agnus-castus* (Stokes 2007; Adrover, Forss et al. 2008; De Baets, Poesen et al. 2008; Arizpe, Mendes et al. 2009), *Fraxinus* sp (excepté *F. angustifolia*) (Dos Santos Silveira 1994; Venti, Bazzurro et al. 2003; Stokes 2007; De Baets, Poesen et al. 2008; Arizpe, Mendes et al. 2009) ainsi que d'autres espèces de *Tamarix* (*T. africana* et *T. canariensis*) se bouturent et sont pour certaines déjà utilisées dans des ouvrages de stabilisation. Elles peuvent à ce titre présenter des réponses à la sécheresse comparables aux espèces étudiées dans cette thèse.

Les espèces ripariennes étant pour la plupart pionnières, leur faculté de compétition pour la ressource lumineuse est une caractéristique essentielle pour leur bon établissement. Des espèces sélectionnées pour leur capacité de rétention du substrat ou pour leur résistance à la sécheresse mais dont la cinétique de croissance est faible risquent de s'étioler et de disparaître si elles sont installées sur un ouvrage en compagnie de saules. Ceci est préjudiciable à l'ouvrage du fait de la création de « trouées » et d'instabilité locale. Un des pré-requis à l'utilisation d'espèces endémiques sur un ouvrage est donc de s'assurer de leurs capacités à croître en compagnie d'espèces à développement rapide ou de leurs caractères sciaphiles.

9.3 Les caractéristiques mécaniques des espèces et leur efficacité dans l'ouvrage

Afin que les espèces étudiées ici pour leur résistance à la sécheresse soient de bons candidats pour une utilisation en génie végétal, il est important que leurs caractéristiques mécaniques soient aussi analysées. Le rôle des racines dans la stabilisation des pentes et le contrôle de l'érosion est bien documenté (Stokes 2002; Reubens, Poesen et al. 2007). Cependant, les valeurs de résistance à l'arrachage des espèces utilisées à des fins de génie

végétal sont peu connues. Aussi, des tests de résistance à la traction, comme cela a déjà été étudié chez d'autres espèces utilisées pour la restauration des terrains sujets à l'érosion (De Baets, Poesen et al. 2008; Burylo, Rey et al. 2009) peuvent être pratiqués afin de préconiser au mieux les espèces en fonction des contraintes stationnelles. La résistance à l'abroustissement peut également être intéressante à étudier. En effet, la pression des herbivores (castor, ragondin...) peut compromettre la stabilité de l'ouvrage du fait du prélèvement systématique des jeunes rameaux et de l'endommagement des individus plus âgés. Une expérimentation de survie et de résistance à l'abroustissement a déjà été menée sur des espèces employées en génie végétal. De plus, différentes tailles de bouture et de modalité de protection contre les herbivores ont été testées. L'étude met en évidence un taux de survie élevé, une meilleure résistance des longues boutures mais également un effet positif du défens (Breton, Forestier et al. 2013).

Les boutures utilisées en génie végétal mesurent idéalement 80 cm de long pour 2 à 4 cm de diamètre. Pour des raisons de faisabilité et de reproductibilité expérimentales, les boutures utilisées *in situ* et *ex situ* mesuraient 30 cm pour un diamètre médian d'un cm. Cependant les croissances observées et les biomasses produites ne sont peut-être pas le reflet proportionnel des phénomènes se produisant sur des ouvrages *in situ*. En effet, il a été démontré chez certaines espèces de saules que les boutures plus volumineuses produisent plus de biomasses (Schiechl 1980; Dethioux 1981; Greer, Pezeshki et al. 2006; Breton, Forestier et al. 2010). Aussi des expérimentations complémentaires avec différentes tailles et diamètres de boutures peuvent être pertinentes. Ces études permettraient d'étayer une éventuelle relation linéaire entre le diamètre et la biomasse produite, mais aussi entre le diamètre et les taux de reprise ou de survie à une perturbation.

9.4 La prospection racinaire

Les connaissances relatives aux modalités de prospection racinaire des boutures restent encore largement à approfondir. Des expérimentations complémentaires pourraient se focaliser sur l'enracinement des boutures en fonction de différentes hauteurs de nappe et de différentes vitesses d'abaissement du toit de la nappe comme cela a déjà été étudié par Stella et al. (2010; 2010) pour des plantules d'espèces ripicoles. Enfin, les berges étant rarement des milieux homogènes, des études portant sur l'enracinement en fonction de différentes

granulométries du substrat (Pezeshki, Li et al. 2007) et de la présence ou non d'un toit d'argile ou de galets (Dufour 2005) peuvent apporter des éléments de réponse à la végétalisation des ouvrages hydrauliques (comme cela peut être le cas pour certaines digues à noyau argileux).

9.5 La diversité biologique des ouvrages en génie végétal

L'étude portant sur les Tamaricaceae laisse supposer une augmentation potentielle de la biodiversité au sein des ouvrages. En effet, la création d'une mosaïque d'habitats et d'une certaine hétérogénéité paysagère permettrait d'héberger davantage d'espèces, dont des espèces inféodées aux ligneux réintroduits dans ces ouvrages, à l'image de *Clytie illunaris* Hb, observé à Aix-les-Milles sur *Tamarix Gallica*. Aussi des études portant sur la quantification et la qualification de la biodiversité des ouvrages « monogène » et « plurigène » permettraient de formuler des recommandations permettant de promouvoir non seulement des ouvrages résistants mais aussi associant espèces classiquement utilisées et espèces ripariennes endémiques.

9.6 Des ouvrages plurifonctionnels ?

Les ouvrages de génie végétal en général, qu'ils soient « monogène » ou « plurigène » peuvent être plurifonctionnels et répondre à d'autres problématiques que celles se rapportant à la seule rétention des sols. En effet, des ouvrages de stabilisation de pentes pourraient être implantés pour (re)créer des sols fonctionnels en séquestrant d'éventuels polluants, tout en luttant efficacement contre l'érosion hydrique. Les facultés de phytoremédiation et de séquestration des métaux lourds (Pulford, Riddell-Black et al. 2002) des saules sont bien documentées étant donné que certains taillis à très courte rotation sont amendés avec des eaux usées et des eaux résiduaires (Perttu 1993; AILE 2007) et il peut être judicieux de s'appuyer sur ces études lorsqu'un terrain pollué doit être stabilisé.

Cet aspect a déjà été abordé pour les Tamaricaceae en zone désertique. Ils sont actuellement utilisés simultanément pour la stabilisation et la réhabilitation des sols pollués (Dagar, Singh et al. 2001; Conesa, Faz et al. 2006) car ils absorbent très bien les sels et nitrates (Alvarez Rogel, Alcaraz Ariza et al. 2000; Ali, Badri et al. 2001; Bagstad, Lite et al.

2006; Alshammary 2007) et supportent les sols chargés en arsenic, mercure, plomb, nickel, cadmium (Bianchi, Masciandro et al. 2009; Bu-Olayan and Thomas 2009; Moreno-Jiménez, Esteban et al. 2009)... Tout en assurant cette fonction, ces opérations peuvent également limiter l'avancée de la désertification et protéger les sols de l'érosion éolienne (Food and Agriculture Organization of the United Nations 1985; Benabdeli, Mohammedi et al. 2002; Yin, Feng et al. 2009). En Chine, les tamaris ont été identifiés comme une espèce-clé pour minimiser ces problèmes (Liu, Zhang et al. 2008; Yin, Feng et al. 2009). Des modèles naturels de stabilisation dunaire impliquant des tamaris existent. Il s'agit de structures en mille-feuilles appelées cônes et constituées alternativement d'une couche de litière cohésive et de sable, maintenue par les tamaris qui s'exhaussent au fur et à mesure de l'ensevelissement (Qong, Takamura et al. 2002).

10 Valorisation des connaissances et ultimes préconisations opérationnelles

10.1 Valorisation des connaissances

Les réseaux de génie écologique qu'ils soient majoritairement constitués de chercheurs, qu'ils fassent office d'interface entre la gestion et la recherche ou qu'ils représentent une organisation professionnelle permettent de valoriser les connaissances et résultats issus des travaux innovants. Cependant, lorsque les savoir-faire opérationnels sont encore limités et que l'accompagnement des professionnels est insuffisant, le bon développement de la filière peut en pâtir (CNRS 2010). Aussi, les connaissances de génie écologique et particulièrement de génie végétal gagnent à être davantage diffusées auprès des donneurs d'ordre, des grands financeurs d'opérations de restauration des cours d'eau et des zones humides et des bureaux d'étude.

Le génie végétal peut être considéré comme partie intégrante des opérations de restauration biologique et hydromorphologique, car les ouvrages pourraient jouer sur la dynamique sédimentaire, faire office de réserve génétique pour une colonisation aval, voire influencer la qualité locale de l'eau.

10.2 Eléments complémentaires de préconisations opérationnelles

De manière générale, l'utilisation combinée des espèces étudiées dans cette thèse permettrait, outre de créer des ouvrages en milieu sec et/ou filtrant, de renforcer l'efficacité des ouvrages et d'augmenter la biodiversité des ouvrages et saturer les niches.

D'une part, la biodiversité observée actuellement sur les ouvrages est parfois réduite, ce qui ne représente pas la solution la plus pertinente pour lutter contre l'érosion et les perturbations récurrentes. La mixité racinaire apportée par un plus grand nombre d'espèces augmente la cohésion du sol (Miller and Jastrow 1990; Scott 1998). De plus, l'occupation de la totalité des horizons pédologiques par une combinaison de racines peu profondes mais

denses et de racines grossières pénétrant profondément le sol est une solution efficace pour contrôler l'érosion (Reubens, Poesen et al. 2007). Enfin, il a été démontré qu'une combinaison de diverses formes de végétation est plus efficace pour le maintien de pente qu'une formation uniforme avec peu d'espèces, ceci permettant de contrer l'effet splash et une part de l'érosion éolienne (Körner and Spehn 2002). La distribution spécifique de la végétation le long de la pente ou sur un continuum amont en aval est également un facteur à prendre en compte lors de la conception de l'ouvrage pour minimiser l'érosion (Sala and Calvo 1990; Lavee, Imeson et al. 1998).

D'autre part, les ouvrages de génie biologique permettent de préserver, voire d'enrichir, les sols sous-jacents (Lesica and DeLuca 2004; Li, Yaning et al. 2007). Or, la diversité biologique existant dans les écosystèmes naturels est directement liée à la quantité de matière organique (vivante ou non) présente dans cet écosystème (Wright 1990). En augmentant donc la biomasse au sein de l'ouvrage, qu'elle soit végétale (végétation plantée ou spontanée), animale (faune du sol et faune transitant, microorganismes), on augmente la biodiversité (Pimentel, Stachow et al. 1992). En augmentant artificiellement la richesse spécifique végétale des ouvrages, la biodiversité sera favorisée car le nombre d'espèces qui transitent, se nourrissent et se reproduisent dans ces écosystèmes va augmenter.

De plus, en créant des ouvrages plurispécifiques, il est possible de contrer l'expansion des espèces invasives typiques des milieux riverains perturbés telles que *Fallopia spp.* ou *Buddleja davidii*. en saturant les niches avec des espèces locales et hautement compétitives (Cavaillé, Dommanget et al. 2013). Ces espèces héliophiles et invasives supportant difficilement le fort couvert que procurent les espèces ripicoles s'installeront plus difficilement dans les milieux stabilisés et restaurés. Cependant, les travaux de stabilisation et de restauration doivent être faits avant l'installation des espèces invasives sous peine de planter les boutures dans un sol peu accueillant notamment en raison du caractère allélopathique de certaines espèces.

Enfin, la forte variabilité interpopulationnelle des réponses présentées par les espèces classiquement utilisées que sont les saules incite à être très vigilant sur la provenance du matériau utilisé dans les ouvrages de génie végétal. L'indigénat des boutures est un élément clé de la bonne réussite d'un ouvrage, ne serait-ce que par l'adaptation des individus aux conditions stationnelles de l'ouvrage.

Bibliographie

- Abd El-Ghani, M. M. (2000). "Vegetation composition of Egyptian inland saltmarshes." Botanical Bulletin of Academia Sinica **41**(4): 305-314.
- AbdAllah, A. A., S. A. Badawy, et al. (2010). "The role of root system traits in the drought tolerance of rice (*Oryza sativa* L.)." World Academy of Science, Engineering and Technology **68**: 1378-1382.
- Abrisqueta, J. M., O. Mounzer, et al. (2008). "Root dynamics of peach trees submitted to partial rootzone drying and continuous deficit irrigation." Agricultural Water Management **95**(8): 959-967.
- Adam, P., N. Debiais, et al. (2008). Le génie végétal. Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques. Paris.
- Adam, P., J. R. Malavoi, et al. (2007). Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau. Agence de l'Eau Seine-Normandie. DEMAA - Service eaux de surface. Manuel: 61 p.; fiches techniques : 100 p.
- Adrover, M., A. L. Forss, et al. (2008). "Selection of woody species for wastewater enhancement and restoration of riparian woodlands." Journal of Environmental Biology **29**(3): 357-361.
- AILE (2007). Purification function of Short Rotation Willow Coppice. Wilwater Project Life 04: 10.
- Ali, M., M. A. Badri, et al. (2001). "Cycling of metals in desert soils: Effects of *Tamarix Nilotica* and inundation by lake water." Environmental Geochemistry and Health **23**(4): 373-382.
- Allen, E. B., W. W. Covington, et al. (1997). "Developing the conceptual basis for restoration ecology." Restoration Ecology **5**: 275-276.
- Alshammary, S. F. (2007). "Some potential plants of coastal and inland salt affected soils and their relation to soil properties." Asian Journal of Plant Sciences **6**(5): 821-826.
- Alvarez Rogel, J., F. Alcaraz Ariza, et al. (2000). "Soil salinity and moisture gradients and plant zonation in Mediterranean salt marshes of Southeast Spain." Wetlands **20**(2): 357-372.
- Amlin, N. A. and S. B. Rood (2001). "Inundation tolerances of riparian willows and cottonwoods." Journal of the American Water Resources Association **37**(6): 1709-1720.
- Amlin, N. M. and S. B. Rood (2002). "Comparative tolerances of riparian willows and cottonwoods to water-table decline." Wetlands **22**(2): 338-346.
- Amoros, C. and G. E. Petts (1993). Hydrosystèmes fluviaux. Paris, Masson.
- Anderson, J. E. (1982). "Factors Controlling Transpiration and Photosynthesis in *Tamarax Chinensis* Lour." Ecology **63**(1): 48-56.
- Anyia, A. O. and H. Herzog (2004). "Water-use efficiency, leaf area and leaf gas exchange of cowpeas under mid-season drought." European Journal of Agronomy **20**(4): 327-339.
- Arizpe, D., A. Mendes, et al., Eds. (2009). Sustainable riparian zones, a management guide.
- Aronsson, P. and K. Perttu (2001). "Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production." Forestry Chronicle **77**(2): 293-299.
- Aswathanarayana, U. (2001). Water Resources Management and the Environment. Rotterdam, The Netherlands, Balkema.
- Atger, C. (1992). Essai sur l'architecture des arbres, Université de Montpellier II.

- Bagstad, K. J., S. J. Lite, et al. (2006). "Vegetation, soils, and hydrogeomorphology of riparian patch types of a dryland river." Western North American Naturalist **66**(1): 23-44.
- Barnaud, G. and J. L. Chapuis (2004). "Ingénierie écologique et écologie de la restauration : spécificités et complémentarités." Ingénieries EAT Spécial Ingénierie Ecologique 123-138.
- Barnes, W. J. (1985). "Population dynamics of woody plants on a river island." Canadian Journal of Botany **63**(3): 647-655.
- Barsoum, N. (2001). "Relative contributions of sexual and asexual regeneration strategies in *Populus nigra* and *Salix alba* during the first years of establishment on a braided gravel bed river." Evolutionary Ecology **15**(4-6): 255-279.
- Barsoum, N. and F. M. R. Hughes (1998). Regeneration response of black poplar to changing river levels. Hydrology in a changing environment. H. Wheater and C. Kirby, Wiley. **1**: 397-412.
- Basilico, L., N. Massu, et al. (2009). Changement climatique, impacts sur les milieux aquatiques et conséquences pour la gestion. Document de synthèse du séminaire des 29 et 30 juin 2009. Paris.
- Bean, W. J. (1981). Trees and Shrubs Hardy in Great Britain. London, Murray.
- Benabdeli, K., H. Mohammedi, et al. (2002). "Phytoecological consequences of a sand dune restoration with tamaris (*Tamarix gallica* L.), in Algeria." Ecologia mediterranea **28**(2): 93-99.
- Benkler, C. and J. Bregy (2010). *Myricaria germanica*, Experiments regarding seed germination & water stress. Zürich, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich. **Natural scientific term paper within the project "Integrales Flussgebietsmanagement"**.
- Bianchi, V., G. Masciandaro, et al. (2009). "Phytoremediation and Bio-physical Conditioning of Dredged Marine Sediments for Their Re-use in the Environment." Water, Air, and Soil Pollution: 1-9.
- Bibalani, G. H., Z. Bazhrang, et al. (2008). "The Side Roots Pulling Effect of Alder (*Alnus glutinosa*) on River Bank Soil Strong in North Iran." International Journal of Botany **4**: 290-296.
- Bill, H. C., P. Spahn, et al. (1997). "The distribution and patch dynamics of the German tamarisk *Myricaria germanica* (L) Desv, in the upper River Isar, Bavaria." Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **6**(3): 137-150.
- Bissardon, M., L. Guibal, et al. (1997). Corine biotopes, types d'habitats français. Nancy, ENGREF-ATEN: 175.
- Bloom, A. J., F. S. Chapin III, et al. (1985). "Resource limitation in plants - an economic analogy." Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics **16**(363-392).
- Bochet, E., J. L. Rubio, et al. (1998). "Relative efficiency of three representative matorral species in reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate." Geomorphology **23**: 139-150.
- Bonin, L., A. Evette, et al. (2013). Génie végétal en rivière de montagne, Connaissances et retours d'expériences sur l'utilisation d'espèces et de techniques végétales : végétalisation de berges et ouvrage bois. Grenoble.
- Boulton, A. J. (2003). "Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages." Freshwater Biology **48**(7): 1173-1185.
- Breton, V., O. Forestier, et al. (2013). "ECOLOGICAL RESTORATION UNDER PRESSURE FROM INVASIVE ANIMAL SPECIES: USE OF SALICACEAE CUTTINGS IN A RIVER BANK OVERRUN BY COYPU." River Research and Applications: n/a-n/a.

- Breton, V., O. Forestier, et al. (2010). "Ingenieurbiologie in Gewässern angesichts invasiver Tierarten (Biberraiæ und amerikanischer Flusskrebs): Versuch mit verschiedenen Weidensteckholzern." Ingenieurbiologie **1/10**: 33-40.
- Brock, J. H. (1994). Tamarix spp. (Salt Cedar), an Invasive Exotic Woody Plant in Arid and Semi-arid Riparian Habitats of Western USA. West Sussex, England, John Wiley and Sons Ltd.
- Bu-Olayan, A. H. and B. V. Thomas (2009). "Trace metals sequestration in desert plants of Kuwait." Research Journal of Chemistry and Environment **13**(3): 33-38.
- Bullock, J. M., J. Aronson, et al. (2011). "Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities." Trends in Ecology and Evolution **26**: 541-549.
- Burylo, M., F. Rey, et al. (2009). "Linking plant morphological traits to uprooting resistance in eroded marly lands (Southern Alps, France)." Plant and Soil **324**(1-2): 31-42.
- Busch, D. E. and S. D. Smith (1993). "Effects of fire on water and salinity relations of riparian woody taxa." Oecologia **94**(2): 186-194.
- Calow, R. C., N. S. Robins, et al. (1999). Planning for groundwater drought in Africa. Proceedings of the International Conference on Integrated Drought Management - Lessons for Sub-Saharan Africa, Pretoria, South Africa.
- Carleton, M. A. (1914). "Adaptation of the tamarisk for dry lands." Science **39**(1010): 692-694.
- Carlson, M. (1950). "Nodal adventitious roots in willow stems of different ages." American Journal of Botany **37**: 555-561.
- Cavaillé, P., F. Dommange, et al. (2013). "Biodiversity assessment following a naturalness gradient of riverbank protection structures in French prealps rivers." Ecological Engineering **53**(0): 23-30.
- Cerda, A. (1999). "Parent Material and Vegetation Affect Soil Erosion in Eastern Spain." Soil Science Society of America Journal **63**(2): 362-368.
- Ceulemans, R., A. J. S. McDonald, et al. (1996). "A comparison among eucalypt, poplar and willow characteristics with particular reference to a coppice, growth-modelling approach." Biomass and Bioenergy **11**(2/3): 215-231.
- Champion, M. (1839). Les inondations en France depuis le VIe siècle jusqu'a nos jours: recherches et documents contenant les relations contemporaines, les actes administratifs, les pièces officielles, etc., de toutes les époques. Paris, Dalmont & Dunod.
- Chang, T. J. (1991). "Investigation of precipitation droughts by use of kriging method." Journal of Irrigation and Drainage Engineering **117**(6): 935-943.
- Chang, T. J. and X. A. Kleopa (1991). "Proposed method for drought monitoring." Water Resources Bulletin **27**(2): 275-281.
- Chapin, D. M. (1995). "Physiological and morphological attributes of two colonizing plant species on Mount St. Helens." American Midland Naturalist **133**(1): 76-87.
- Chapin III, F. S., E. D. Schulze, et al. (1990). "The ecology and economics of storage in plants." Annual Review of Ecology & Systematics **21**: 423-447.
- Chaves, M. M., J. P. Maroco, et al. (2003). "Understanding plant responses to drought: from genes to the whole plant." Functional plant biology **30**(3): 239-264.
- Chen, F. Q. and Z. Q. Xie (2009). "Survival and growth responses of *Myricaria laxiflora* seedlings to summer flooding." Aquatic Botany **90**(4): 333-338.
- Chen, Y., W. Li, et al. (2004). "Physiological response of natural plants to the change of groundwater level in the lower reaches of Tarim River, Xinjiang." Progress in Natural Science **14**(11): 975-983.
- Clark, P. U., R. B. Alley, et al. (1999). "Northern hemisphere ice-sheet influences on global climate change." Science **286**(5442): 1104-1111.

- Cleverly, J. R., S. D. Smith, et al. (1997). "Invasive capacity of *Tamarix ramosissima* in a Mojave Desert floodplain: The role of drought." Oecologia **111**(1): 12-18.
- Clewell, A. F. and J. Aronson (2010). La restauration écologique: Principes, valeurs et structure d'une profession émergente. Arles, Actes Sud.
- CNRS (2010). Une ambition pour la recherche en Ingénierie Ecologique. Royaumont.
- Coelho, E. and D. Or (1999). "Root distribution and water uptake patterns of corn under surface and subsurface drip irrigation." Plant and Soil **206**(2): 123-136.
- Combe, P. M. (2003). Intérêts économiques de la ripisylve. Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion. I. p. I. d. forestier. Paris, Piégay, Pautou & Ruffinoni.
- Conesa, H. M., A. Faz, et al. (2006). "Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Union mining district (SE Spain)." Science of the Total Environment **366**(1): 1-11.
- Coopman, R. E., J. C. Jara, et al. (2008). "Changes in morpho-physiological attributes of *Eucalyptus globulus* plants in response to different drought hardening treatments." Electronic Journal of Biotechnology **11**(2): 1-10.
- Corenblit, D., E. Tabacchi, et al. (2007). "Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches." Earth-Science Reviews **84**(1-2): 56-86.
- Cornelissen, J. H. C., S. Lavorel, et al. (2003). "A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide." Australian Journal of Botany **51**(4): 335-380.
- Crawley, M. (1997). Plant Ecology. London, Wiley-Blackwell.
- Crow, P. and T. J. Houston (2004). "The influence of soil and coppice cycle on the rooting habit of short rotation poplar and willow coppice." Biomass and Bioenergy **26**: 497-505.
- Dagar, J. C., G. Singh, et al. (2001). "Evaluation of forest and fruit trees used for rehabilitation of semiarid alkali-sodic soils in India." Arid Soil Research and Rehabilitation **15**(2): 115-133.
- Danjon, F., D. H. Barker, et al. (2008). "Using Three-dimensional Plant Root Architecture in Models of Shallow-slope Stability." Annals of Botany **101**(8): 1281-1293
- Danjon, F., T. Fourcaud, et al. (2005). "Root architecture and wind-firmness of mature *Pinus pinaster*." New Phytologist **168**(2): 387-400.
- Darby, S. E. (1999). "Effect of Riparian Vegetation on Flow Resistance and Flood Potential." Journal of Hydraulic Engineering **125**(5).
- Day, S. D., P. E. Wiseman, et al. (2010). "Contemporary concepts of root system architecture of urban trees." Arboriculture and Urban Forestry **36**(4): 149-159.
- De Baets, S., J. Poesen, et al. (2007). "Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff." Plant and Soil **294**(1-2): 169-183.
- De Baets, S., J. Poesen, et al. (2007). "Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow." Earth Surface Processes and Landforms **32**: 1323-1345.
- De Baets, S., J. Poesen, et al. (2008). "Root tensile strength and root distribution of typical Mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength." Plant and Soil **305**: 207-226.
- Décamps, H. and O. Décamps (2002). Ripisylves méditerranéennes. Tour du Valat.
- Décamps, H., J. Joachim, et al. (1987). "The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the river Garonne, S.W. France." Regulated Rivers **1**(301-316).

- Demuth, S. and K. Stahl (2001). ARIDE-assessment of the regional impact of droughts in Europe. F. Report. Freiburg, Germany, Institute of Hydrology, University of Freiburg.
- Dethioux, M. (1981). Un essai de bouturage de saules sur les berges rajeunies du Geer, I.R.S.I.A.
- Devitt, D. A., J. M. Piorkowski, et al. (1997). "Plant water relations of *Tamarix ramosissima* in response to the imposition and alleviation of soil moisture stress." Journal of Arid Environments **36**(3): 527-540.
- Di Tomaso, J. M. (1998). "Impact, biology, and ecology of saltcedar (*Tamarix* spp.) in the southwestern United States." Weed Technology **12**(2): 326-336.
- Dos Santos Silveira, C. E. (1994). Bouturage et microbouturage du fraxinus excelsior L.: aspects morphogénétiques et cytophysiologiques, Paris 6.
- Dracup, J. A., L. Kil Seong, et al. (1980). "On the statistical characteristics of drought events." Water Resources Research **16**(2): 289-296.
- Drénou, C. (2006). Les racines: face cachée des arbres, Institut pour le développement forestier.
- Drew, M. C. and H. Stolzy (1991). Growth under oxygen stress. Plant roots : the hidden half. Y. Waisel, A. Eshel and U. Kafkai. New York, Dekker: 331-350.
- Dufour, S. (2005). Contrôles naturels et anthropiques de la structure et de la dynamique des forêts riveraines Exemples de différents hydrosystèmes rhodaniens. PhD Thesis, Université Jean Moulin Lyon 3.
- Duran, Z. V. H. and P. C. R. Rodriguez (2008). "Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review." Agronomy for Sustainable Development **28**: 65–86.
- Durán, Z. V. H., P. C. R. Rodríguez, et al. (2007). "Harvest intensity of aromatic shrubs vs. soil-erosion: an equilibrium for sustainable agriculture (SE Spain)." Catena **73**(1): 107–116.
- Dušek, J. and J. Květ (2006). "Seasonal dynamics of dry weight, growth rate and root/shoot ratio in different aged seedlings of *Salix caprea*." Biologia **61**(4): 441-447.
- Eapen, D., M. L. Barroso, et al. (2005). "Hydrotropism: root growth responses to water." Trends in Plant Science **10**(1): 44-50.
- Edwards, P. J., J. Kollmann, et al. (1999). "A conceptual model of vegetation dynamics on gravel bars of a large Alpine river." Wetlands Ecology and Management **7**(3): 141-153.
- EEA (1999). Environment in the European Union at the Turn of the Century. Environmental Assessment Report. Copenhagen, European Environment Agency. **2**.
- Ellenberg, H. (1979). Indicator values of vascular plants in Central Europe. Scripta Botanica. E. G. Verlag, K. G. Göttingen. **9**: 39-122.
- Eltahir, E. A. B. (1992). "Drought frequency analysis of annual rainfall series in central and western Sudan." Hydrological Sciences Journal/Journal des Sciences Hydrologiques **37**(3): 185-199.
- Ennos, A. R. (2000). "The mechanics of root anchorage." Advances in Botanical Research **33**: 133-157.
- Ennos, A. R. and A. H. Fitter (1992). "Comparative functional morphology of the anchorage systems of annual dicots." Functional ecology **6**(1): 71-78.
- Erice, G., S. Louahlia, et al. (2010). "Biomass partitioning, morphology and water status of four alfalfa genotypes submitted to progressive drought and subsequent recovery." Journal of Plant Physiology.
- Eriksson, O. (1992). "Evolution of Seed Dispersal and Recruitment in Clonal Plants." Oikos **63**(3): 439-448.

- Estrela, M. J., D. Peñarrocha, et al. (2000). "Multi-annual drought episodes in the Mediterranean (Valencia region) from 1950-1996. A spatio-temporal analysis." International Journal of Climatology **20**(13): 1599-1618.
- Everitt, B. L. (1980). "Ecology of saltcedar - a plea for research (*Tamarix chinensis*)." Environmental Geology **3**(2): 77-84.
- Evette, A., C. Balique, et al. (2012). "Using ecological and biogeographical features to produce a typology of the plant species used in bioengineering for riverbank protection in Europe." River Research and Applications **28**(10): 1830-1842.
- Evette, A., S. Labonne, et al. (2009). "History of bioengineering techniques for erosion control in rivers in Western Europe." Environmental Management **43**(6): 972-984.
- Falk, D. A., M. A. Palmer, et al. (2006). Foundations of restoration ecology. Washington, Society for ecological restoration international.
- Fang-Lan, L. I., B. Wei-Kai, et al. (2009). "Morphological and physiological responses of current *sophora davidii* seedlings to drought stress." Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica **29**(10): 5406-5416.
- Fleishman, E., N. McDonal, et al. (2003). "Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed." Journal of Animal Ecology **72**(3): 484-490.
- Food and Agriculture Organization (1983). Guidelines: Land evaluation for Rainfed Agriculture. FAO Soils Bulletin. Rome. **52**.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (1985). Sand Dune Stabilization, Shelterbelts and Afforestation in Dry Zones. Conservation Guide.
- Forde, B. and H. Lorenzo (2001). "The nutritional control of root development." Plant and Soil **232**(1-2): 51-68.
- Foussadier, R. (1998). Initiation des successions végétales dans les lits endigués des cours d'eau alpins; influence des paramètres abiotiques sur la régénération des Salicacées, Université Joseph Fourier.
- Francis, R. A., A. M. Gurnell, et al. (2005). "Survival and growth responses of *Populus nigra*, *Salix elaeagnos* and *Alnus incana* cuttings to varying levels of hydric stress." Forest Ecology and Management **210**: 291–301.
- Francis, R. A., A. M. Gurnell, et al. (2006). Riparian tree establishment on gravel bars: interactions between plant growth strategy and the physical environment. Braided Rivers: Process, Deposits, Ecology and Management.
- Friederici, P. (1995). "The alien saltcedar." American Forests **101**: 45-47.
- Frossard, P. A. and A. Evette (2009). "Le génie végétal pour la lutte contre l'érosion en rivière : une tradition millénaire en constante évolution." Ingénieries - Eau Agriculture Territoires Numéro Spécial : Ecologie de la restauration et ingénierie écologique: 99-109.
- Frossard, P. A., B. Lachat, et al. (1998). "Davantage d'espace pour nos cours d'eau - pour l'homme et la nature. Contributions à la protection de la nature en Suisse." Pro Natura **20**: 48.
- Gary, H. L. and J. S. Horton (1965). Some sprouting characteristics of five-stamen tamarisk. U. F. Service. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO., Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Dept. of Agriculture. **Research Note RM-39**: 7.
- Geddes, N. and D. Dunkerley (1999). "The influence of organic litter on the erosive effects of raindrops and of gravity drops released from desert shrubs." Catena **36**: 303–313.
- Gibbs, W. J. (1975). Drought-its definition, delineation and effects. S. E. Report. Geneva, Switzerland, World Meteorological Organization. **5**: 11-39.

- Giorgi, F. and P. Lionello (2008). "Climate change projections for the Mediterranean region." Global and Planetary Change **63**(2-3): 90-104.
- Girel, J. (1996). "La prise en compte de l'histoire dans la gestion des corridors fluviaux : les enseignements des aménagements anciens / Historical reconstruction and the present management of stream corridors : lessons from past techniques." Revue de géographie de Lyon: 341-352.
- Gladwin, D. N. and J. E. Roelle (1998). "Survival of plains cottonwood (*Populus deltoides* subsp. *monilifera*) and saltcedar (*Tamarix ramosissima*) seedlings in response to flooding." Wetlands **18**(4): 669-674.
- Glenn, E. P. and P. L. Nagler (2005). "Comparative ecophysiology of *Tamarix ramosissima* and native trees in western U.S. riparian zones." Journal of Arid Environments **61**(3): 419-446.
- Glenn, E. P., R. Tanner, et al. (1998). "Growth rates, salt tolerance and water use characteristics of native and invasive riparian plants from the delta of the Colorado River, Mexico." Journal of Arid Environments **40**(3): 281-294.
- Glenz, C., R. Schlaepfer, et al. (2006). "Flooding tolerance of Central European tree and shrub species." Forest Ecology and Management **235**(1-3): 1-13.
- Glenz, C., R. Schlaepfer, et al. (2006). "Flooding tolerance of Central European tree and shrub species." Forest Ecology and Management **235**(1-3): 1-13.
- Gliński, J. and J. Lipiec (1990). Soil physical conditions and plant roots. California, CRC Press.
- Glynn, C., D. A. Herms, et al. (2007). "Testing the growth-differentiation balance hypothesis: dynamic responses of willows to nutrient availability." New Phytologist **176**(3): 623-634.
- Gómez, K. A. and A. A. Gómez (1984). Statistical procedures for agricultural research, Wiley.
- Gonzales-Hidalgo, J. C., J. Raventos, et al. (1997). "Comparison of sediment ratio curves for plants with different architectures." Catena **29**: 333-340.
- Goudie, A. S. (2006). "Global warming and fluvial geomorphology." Geomorphology **79**(3-4): 384-394.
- Graf, C., A. Böll, et al. (2003). "Pflanzen im Einsatz gegen Erosion und oberflächennahe Rutschungen." Merkblatt für die Praxis **37**: 1-8.
- Graf, W. L. (1978). "Fluvial adjustments to the spread of tamarisk in the Colorado Plateau region." Bulletin Geological Society of America **89**: 1491-1501.
- Gray, D. and R. Sotir (1996). Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization - A Practical Guide for Erosion Control. New York, John Wiley and Sons, Inc.
- Greer, E., S. R. Pezeshki, et al. (2006). "Influences of cutting diameter and soil moisture on growth and survival of black willow, *Salix nigra*." Journal of Soil and Water Conservation **61**(5): 311-323.
- Grime, J. P. (2001). Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem properties, John Wiley & Sons, Ltd.
- Guilloy-Froget, H., E. Muller, et al. (2002). "Dispersal, germination, and survival of *populus nigra* L. (salicaceae) in changing hydrologic conditions." Wetlands **22**: 478-488.
- Gurnell, A. M. and G. E. Petts (2002). "Island-dominated landscapes of large floodplain rivers, a European perspective." Freshwater Biology **47**(4): 581-600.
- Gurnell, A. M. and G. E. Petts (2006). "Trees as riparian engineers: the Tagliamento River, Italy." Earth Surface Processes and Landforms **31**: 1558-1574.
- Gurnell, A. M., G. E. Petts, et al. (2001). "Riparian vegetation and island formation along the gravel-bed Fiume Tagliamento, Italy." Earth Surface Processes and Landforms **26**(31-62).

- Gurnell, A. M., K. Tockner, et al. (2005). "Effects of deposited wood on biocomplexity of river corridors." Frontiers in Ecology and Environment **3**: 377-382.
- Gyssels, G., J. Poesen, et al. (2005). "Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: A review." Progress in Physical Geography **29**(2): 189-217.
- Hall, M. (2005). Earth Repair: A Transatlantic History Of Environmental Restoration, University of Virginia Press.
- Handel, S. N., G. R. Robinson, et al. (1997). "Restoration of Woody Plants to Capped Landfills: Root Dynamics in an Engineered Soil." Restoration Ecology **5**(1): 178-186.
- Hansen, P. L., R. D. Pfister, et al. (1995). Classification and management of Montana's riparian and wetland sites. Missoula, , MT: The University of Montana, School of Forestry, Montana Forest and Conservation Experiment Station.
- Hartmann, H. T., D. E. Kester, et al. (1996). Plant Propagation: Principles and Practices. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall.
- He, W. M. and M. Dong (2003). "Plasticity in physiology and growth of *Salix matsudana* in response to simulated atmospheric temperature rise in the Mu Us Sandland." Photosynthetica **41**(2): 297-300.
- Hervouet, A., R. Dunford, et al. (2011). "Analysis of Post-flood Recruitment Patterns in Braided-Channel Rivers at Multiple Scales Based on an Image Series Collected by Unmanned Aerial Vehicles, Ultra-light Aerial Vehicles, and Satellites." GIScience & Remote Sensing **48**(1): 50-73.
- Hickin, E. J. (1984). "Vegetation and river channel dynamics." The Canadian Geographer **28**(2): 111-126.
- Hilderbrand, R. H., A. C. Watts, et al. (2005). "The myths of restoration ecology." Ecology and Society **10**(1): 19.
- Hinckley, T. M. and R. J. Ceulemans (1989). "Current focuses in woody plant water relations and drought resistance." Annales des Sciences Forestières **46**: 317-324.
- Hoag, C. (1993). How to plant willows and cottonwoods for riparian rehabilitation, USDA-Natural Resources Conservation Service.
- Hoekstra, F. A., E. A. Golovina, et al. (2001). "Mechanisms of plant desiccation tolerance." Trends in Plant Science **6**(9): 431-438.
- Horton, J. L. and J. L. Clark (2001). "Water table decline alters growth and survival of *Salix gooddingii* and *Tamarix chinensis* seedlings." Forest Ecology and Management **140**(2-3): 239-247.
- Horton, J. L., T. E. Kolb, et al. (2001). "Physiological response to groundwater depth varies among species and with river flow regulation." Ecological Applications **11**(4): 1046-1059.
- Horton, J. L., T. E. Kolb, et al. (2001). "Responses of riparian trees to interannual variation in ground water depth in a semi-arid river basin." Plant, Cell and Environment **24**(3): 293-304.
- Houghton, J. T., Y. Ding, et al. (2001). Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. C. U. Press. Cambridge.
- Hughes, F. M. R., W. M. Adams, et al. (2001). "The importance of different scale processes for the restoration of floodplain woodlands." River Research and Applications **17**: 325-345.
- Hughes, F. M. R., N. Barsoum, et al. (2000). "The response of male and female black poplar (*Populus nigra* L. subspecies *betulifolia* (Pursh) W. Wettst.) cuttings to different water table depths and sediment types: implications for flow management and river corridor biodiversity." Hydrological Processes **14**: 3075-3098.

- Hultine, K. R., S. E. Bush, et al. (2010). "Ecophysiology of riparian cottonwood and willow before, during, and after two years of soil water removal." Ecological Applications **20**(2): 347-361.
- Hund, A., N. Ruta, et al. (2009). "Rooting depth and water use efficiency of tropical maize inbred lines, differing in drought tolerance." Plant and Soil **318**(1-2): 311-325.
- Hupp, C. and W. Osterkamp (1996). "Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes." Geomorphology **14**: 277-295.
- Hutchinson, G. E. (1957) "Concluding remarks." Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology **22** 415-427.
- IPCC (1997). The Regional Impacts of Climate Change - An Assessment of Vulnerability.
- IPCC (2007). Changements Climatiques 2007 / Rapport de synthèse: 114.
- IPCC (2007). Fourth Assessment Report - contribution of working group I - summary for policymakers - "the physical science basis". Genève, Intergovernmental Panel on Climate Change: 18.
- IPCC (2007). Fourth Assessment Report - contribution of working group II - summary for policymakers - "the physical science basis". Genève, Intergovernmental Panel on Climate Change: 22.
- Irvine, J. R. and N. E. West (1979). "Riparian tree species distribution and succession along the Lower Escalante River, Utah." Southwestern Naturalist **24**: 331-346.
- Jackson, M. B. and P. A. Attwood (1996). "Roots of willow (*Salix viminalis*) show marked tolerance to oxygen shortage in flooded soils and in solution culture." Plant and Soil **187**: 37-45.
- Janos, D. P., J. Scott, et al. (2008). "Temporal and spatial variation of fine roots in a northern Australian *Eucalyptus tetrodonta* savanna." Journal of Tropical Ecology **24**(2): 177-188.
- Kammerer, H. (2003). Artenschutzprojekt Deutsche Tamarisk - Möglichkeiten und Aussichten Einerwiederansiedelung von *Myricaria germanica* im Gesäuse Nationalpark Gesäuse GmbH: 31.
- Karrenberg, S., S. Blaser, et al. (2003). "Root anchorage of saplings and cuttings of woody pioneer species in a riparian environment." Functional ecology **17**: 170-177.
- Karrenberg, S., P. J. Edwards, et al. (2002). "The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains." Freshwater Biology **47**: 733-748.
- Keddy, P. A. (1992). "A pragmatic approach to functional ecology." Functional Ecology **6**: 621-626.
- Kelly, A. E. and M. L. Goulden (2008). "Rapid shifts in plant distribution with recent climate change." Proceedings of the National Academy of Sciences **105**(33): 11823-11826.
- Keoleian, G. A. and T. A. Volk (2005). "Renewable energy from willow biomass crops: Life cycle energy, environmental and economic performance." Critical Reviews in Plant Sciences **24**(5-6): 385-406.
- Koch, C. and J. Kollmann (2012). "Clonal Re-Introduction of Endangered Plant Species: The Case of German False Tamarisk in Pre-Alpine Rivers." Environmental Management: 1-9.
- Kollmann, J., M. Vieli, et al. (1999). "Interactions between vegetation development and island formation in the Alpine river Tagliamento." Applied Vegetation Science **2**(1): 25-36.
- Körner, C. and E. M. Spehn (2002). Mountain biodiversity, a global assesment, Parthenon Publishing.
- Köstler, J. N., E. Brückner, et al. (1968). Die Wurzeln der Waldbäume, P. Parey.
- Kramer, K., S. J. Vreugdenhil, et al. (2008). "Effects of flooding on the recruitment, damage and mortality of riparian tree species: A field and simulation study on the Rhine floodplain." Forest Ecology and Management **255**: 3893-3903.

- Kramer, P. J., Ed. (1983). Water relations of plants. New York, Academic Press.
- Krasny, M. E., J. C. Zasada, et al. (1988). "Adventitious rooting of four Salicaceae species in response to a flooding event." Canadian Journal of Botany **66**: 2597-2598.
- Kudrnovsky, H. (2002). Die Deutsche Tamariske an der Isel. Im Auftrag des Österreichischen Alpenvereins. Innsbruck: 25pp.
- Kumari, B. (2008). "Tree planting - An answer for improvement of saline/alkaline and waterlogged soils." Annals of Biology **24**(1): 81-84.
- Kuzovkina-Eischen, Y. (2003). Stress tolerance and horticultural evaluation of the genus Salix. Phd Thesis, The Ohio State University.
- Kuzovkina, Y. A., M. Knee, et al. (2004). "Effects of soil compaction and flooding on the growth of 12 willow (*Salix L.*) species." Journal of Environmental Horticulture **22**(3): 155-160.
- Kuzovkina, Y. A. and M. F. Quigley (2004). "Willows beyond wetlands: uses of *Salix L.* species for environmental projects." Water, Air, and Soil Pollution **162**: 183–204.
- Kuzovkina, Y. A. and T. A. Volk (2009). "The characterization of willow (*Salix L.*) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology." Ecological Engineering **35**(8): 1178-1189.
- Labrecque, M. and T. I. Teodorescu (2003). "High biomass yield achieved by *Salix* clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada." Biomass and Bioenergy **25**: 135–146.
- Lachat, B., P. Adam, et al. (1994). Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales. Paris, Ministère de l'Environnement.
- Lake, P. S. (2000). "Disturbance, patchiness, and diversity in streams." Journal of the North American Benthological Society **19**(4): 573-592.
- Lake, P. S. (2003). "Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters." Freshwater Biology **48**(7): 1161-1172.
- Landolt, E. (1977). Oekologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora.
- Landolt, E., B. Bäumler, et al. (2010). Ecological indicator values and biological attributes of the Flora of Switzerland and the Alps. Bern , Stuttgart, Vienna, Editions des Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève & Haupt Verlag.
- Lauber, K. and G. Wagner (1998). Flora Helvetica. Berne-Stuttgart-Vienne, Second Edition, P. Haupt Editions.
- Lavaine, C., A. Evette, et al. (2011). Bioengineering in alpin environment: survival capacities and drought resistance of *Myricaria Germanica*, *Irstea*: 57.
- Lavaine, C., A. Evette, et al. (Submitted). "European Tamaricaceae in bioengineering on dry soils." Environmental Management.
- Lavaine, C., A. Evette, et al. (2012) "Les Tamaricaceae en génie végétal." Revue SET, 9.
- Lavee, H., A. C. Imeson, et al. (1998). "The impact of climate change on geomorphology and desertification along a Mediterranean-arid transect." Land Degradation and Development **9**(5): 407-422.
- Lebourgeois, F., G. Lévy, et al. (1998). "Influence of soil drying on leaf water potential, photosynthesis, stomatal conductance and growth in two black pine varieties." Annals of forest science **55**: 287-299.
- Lecerf, A. (2005). Perturbations anthropiques et fonctionnement écologique des cours d'eau de tête de bassin: Etude du processus de décomposition des litières, Université de Toulouse III
- Lee, K. H., T. M. Isenhardt, et al. (2000). "Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations." Journal of Environmental Quality **29**(1200-1205).
- Lesica, P. and T. DeLuca (2004). "Is tamarisk allelopathic?" Plant and Soil **267**(1): 357-365.

- Lettenmaier, D. P., G. McCabe, et al. (1996). Global climate change: effects on hydrologic cycle. Water Resources Handbook. L. W. Mays. New York, McGraw-Hill.
- Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling. I. Olkin, Stanford University Press: 278-290.
- Li, J., C. Zhao, et al. (2007). "Effect of plant species on shrub fertile island at an oasis-desert ecotone in the South Junggar Basin, China." Journal of Arid Environments **71**(4): 350-361.
- Li, M. H. and K. E. Eddleman (2002). "Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods - A biotechnical streambank stabilization design approach." Landscape and Urban Planning **60**(4): 225-242.
- Li, S., S. R. Pezeshki, et al. (2004). "Physiological responses of black willow (*Salix nigra*) cuttings to a range of soil moisture regimes." Photosynthetica **42**(4): 585-590.
- Li, Z., S. Wu, et al. (2007). "Bio-geomorphologic growth process of *Tamarix nabkha* in the Hotan River basin of Xinjiang." Acta Geographica Sinica **62**(5): 462-470.
- Li, Z., C. Yaning, et al. (2007). "Responses of *Tamarix ramosissima* ABA accumulation to changes in groundwater levels and soil salinity in the lower reaches of Tarim River, China." Acta Ecologica Sinica **27**(10): 4247-4251.
- Liesebach, M. and G. Naujoks (2004). "Approaches on vegetative propagation of difficult-to-root *Salix caprea*." Plant Cell, Tissue and Organ Culture **79**: 239-247.
- Liu, F. and H. Statzel (2004). "Biomass partitioning, specific leaf area, and water use efficiency of vegetable amaranth (*Amaranthus* spp.) in response to drought stress." Scientia Horticulturae **102**(1): 15-27.
- Liu, G., X. Zhang, et al. (2008). "Adaptive growth of *Tamarix taklamakanensis* root systems in response to wind action." Chinese Science Bulletin **53**(SUPPL. 2): 164-168.
- Llorens, L., J. Pennuelas, et al. (2004). "Contrasting Growth Changes in Two Dominant Species of a Mediterranean Shrubland Submitted to Experimental Drought and Warming." Annals of Botany **94**: 843-853.
- Lovell, J. T., J. Gibson, et al. (2009). "Disturbance regime mediates riparian forest dynamics and physiological performance, Arkansas River, CO." The American Midland Naturalist Journal **162**(2): 289-304.
- Mahoney, J. M. and S. B. Rood (1991). "A device for studying the influence of declining water table on poplar growth and survival." Tree Physiology **8**: 305-314.
- Mahoney, J. M. and S. B. Rood (1993). A model for assessing the effects of altered river flows on the recruitment of riparian cottonwoods. Riparian management: common threads and shared interests, Albuquerque, General technical report RM 226.
- Mahoney, J. M. and S. B. Rood (1998). "Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment-An integrative model." Wetlands **18**(4): 634-645.
- Manousaki, E., J. Kadukova, et al. (2008). "Phytoextraction and phytoexcretion of Cd by the leaves of *Tamarix smyrnensis* growing on contaminated non-saline and saline soils." Environmental Research **106**(3): 326-332.
- Martin, P. J. and W. Stephens (2008). "Willow water uptake and shoot extension growth in response to nutrient and moisture on a clay landfill cap soil." Bioresource Technology **99**(13): 5839-5850.
- Martínez, R. A., Z. V. H. Durán, et al. (2006). "Soil erosion and runoff response to plant cover strips on semiarid slopes (SE Spain)." Land Degradation & Development **17**: 1-11.
- Matthews, R. B., D. M. Reddy, et al. (1990). "Response of four sorghum lines to mid-season drought. I. Growth, water use and yield." Field Crops Research **25**(3-4): 279-296.

- Maximov, N. A. (1929). The plant in relation to water: a study of the physiological basis of drought resistance. London, Allen & Unwin.
- May, J. T. (1984). Soil moisture. Southern pine nursery handbook. Atlanta, United States Department of Agriculture, Forest Service Southern Region.
- McKenney, R., R. B. Jacobson, et al. (1995). "Woody vegetation and channel morphogenesis in low-gradient, gravel-bed streams in the Ozark Plateaus, Missouri and Arkansas." Geomorphology **13**: 175-198.
- Mendicino, G. and P. Versace (2007). "Integrated drought watch system: A case study in Southern Italy." Water Resources Management **21**(8): 1409-1428.
- Merkel, D. L. and H. H. Hopkins (1957). "Life history of saltcedar (*Tamarix gallica* L.)." Transactions of the Kansas Academy of Science **60**: 360-369.
- Miller, R. M. and J. D. Jastrow (1990). "Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation." Soil Biology and Biochemistry **22**(5): 579-584.
- Milly, P. C. D., R. T. Wetherald, et al. (2002). "Increasing risk of great floods in a changing climate." Nature **415**(6871): 514-517.
- Mishra, A. K. and V. P. Singh (2009). "Analysis of drought severity-area-frequency curves using a general circulation model and scenario uncertainty." Journal of Geophysical Research D: Atmospheres **114**(6).
- Mishra, A. K. and V. P. Singh (2010). "A review of drought concepts." Journal of Hydrology **391**: 202-216.
- Mitsch, W. J. and S. E. Jørgensen (1989). Ecological engineering: an introduction to ecotechnology, Wiley.
- Moggridge, H. and A. Gurnell (2009). "Controls on the sexual and asexual regeneration of Salicaceae along a highly dynamic, braided river system." Aquatic Sciences - Research Across Boundaries **71**(3): 305-317.
- Moggridge, H. L. and A. M. Gurnell (2010). "Hydrological controls on the transport and deposition of plant propagules within riparian zones." River Research and Applications **26**(4): 512-527.
- Moreno-Jiménez, E., E. Esteban, et al. (2009). "Arsenic- and mercury-induced phytotoxicity in the Mediterranean shrubs *Pistacia lentiscus* and *Tamarix gallica* grown in hydroponic culture." Ecotoxicology and Environmental Safety **72**(6): 1781-1789.
- Morgan, R. P. C. (2005). Soil Erosion and Conservation, Blackwell Publishing Ltd.
- Muller, N. (1995). "River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact." Archiv für Hydrobiologie - Supplement **101**(Large Rivers 9): 477-512.
- Nakai, A. and H. Kisanuki (2011). "Stress responses of *Salix gracilistyla* and *Salix subfragilis* cuttings to repeated flooding and drought." Journal of Forest Research **16**(6): 465-472.
- Nakai, A., Y. Yurugi, et al. (2009). "Growth responses of *Salix gracilistyla* cuttings to a range of substrate moisture and oxygen availability." Ecological Research **24**(5): 1057-1065.
- Nepf, H. M. and E. R. Vivoni (2000). "Flow structure in depth-limited, vegetated flow." Journal of Geophysical Research C: Oceans **105**(C12): 28547-28557.
- Nibau, C., D. J. Gibbs, et al. (2008). "Branching out in new directions: the control of root architecture by lateral root formation." New Phytologist **179**(3): 595-614.
- Niinemets, Æ. and F. Valladares (2006). "Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs." Ecological Monographs **76**(4): 521-547.
- Nippert, J. B., J. J. Butler Jr, et al. (2009). "Patterns of *Tamarix* water use during a record drought." Oecologia: 1-10.
- Norris, J. E., A. Stokes, et al. (2008). Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions. Dordrecht, Springer.

- Odum, H. T. and B. Odum (2003). "Concepts and methods of ecological engineering." Ecological Engineering **20**(5): 339-361.
- Ogaya, R. and J. Penuelas (2007). "Tree growth, mortality, and above-ground biomass accumulation in a holm oak forest under a five-year experimental field drought." Plant Ecology **189**: 291-299.
- Ogaya, R., J. Penuelas, et al. (2003). "Effect of drought on diameter increment of *Quercus ilex*, *Phillyrea latifolia*, and *Arbutus unedo* in a holm oak forest of NE Spain." Forest Ecology and Management **180**: 175-184.
- Ohashi, Y., N. Nakayama, et al. (2006). "Effects of drought stress on photosynthetic gas exchange, chlorophyll fluorescence and stem diameter of soybean plants." Biologia Plantarum **50**(1): 138-141.
- Oppenheimer, H. R. (1959). *L'adaptation à la sécheresse: le xérophytisme*, Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture: 54.
- Organisation Météorologique Mondiale (2006) " Suivi de la sécheresse et alerte précoce: principes, progrès et enjeux futurs." 28.
- Osterkamp, W. R. and C. R. Hupp (2009). "Fluvial processes and vegetation - Glimpses of the past, the present, and perhaps the future." Geomorphology **116**(3-4): 274-285.
- Pace, P. F., H. T. Cralle, et al. (1999). "Drought-induced changes in shoot and root growth of young cotton plants." Journal of Cotton Science **3**(4): 183-187.
- Painawadee, M., S. Jogloy, et al. (2009). "Identification of traits related to drought resistance in peanut (*Arachis hypogaea* L.)." Asian Journal of Plant Sciences **8**(2): 120-128.
- Pallardy, S. G. and T. T. Kozlowski (1979). "Relationships of leaf diffusion resistance of *Populus* clones to leaf water potential and environment." Oecologia **40**(3): 371-380.
- Palmer, W. C. (1965). *Meteorologic Drought*. R. Paper, US Department of Commerce, Weather Bureau. **45**: 58.
- Panu, U. S. and T. C. Sharma (2002). "Challenges in drought research: Some perspectives and future directions." Défis de la recherche sur les sécheresses: Quelques perspectives et directions futures **47**.
- Paradzick, C. E. and A. A. Woodward (2003). "Distribution, abundance, and habitat characteristics of southwestern willow flycatchers (*Empidonax traillii extimus*) in Arizona." Studies in Avian Biology **26**: 22-29.
- Passioura, J. B. (1991). "Soil structure and plant growth." Australian Journal of Soil Research **29**(6): 717-728.
- Passioura, J. B. (1996). "Drought and drought tolerance." Plant Growth Regulation **20**(2): 79-83.
- Pautou, G., H. Piégay, et al. (2003). *Forêts riveraines, ripisylves ou forêts alluviales: un compartiment complexe de l'hydrosystème. Les forêts riveraines des cours d'eau:écologie, fonctions et gestion*. I. p. l. d. forestier. **10-28**: 464.
- Perttu, K. (1993). "Biomass production and nutrient removal from municipal wastes using willow vegetation filters." Journal of Sustainable Forestry **1**(3): 57-70.
- Peterken, G. F. and F. M. R. Hughes (1995). "Restoration of floodplain forests in Britain." Forestry **68**(3): 187-202.
- Pezeshki, S. R., P. H. Anderson, et al. (1998). "Effects of soil moisture regimes on growth and survival of black willow (*Salix nigra*) posts (cuttings)." Wetlands **18**: 460-470.
- Pezeshki, S. R., C. E. Brown, et al. (2005). "Responses of nondormant black willow (*Salix nigra*) cuttings to preplanting soaking and soil moisture." Restoration Ecology **13**(1): 1-7.
- Pezeshki, S. R., S. Li, et al. (2007). "Factors governing survival of black willow (*Salix nigra*) cuttings in a streambank restoration project." Ecological Engineering **29**: 56-65.

- Piégay, H., S. E. Darby, et al. (2005). "A review of techniques available for delimiting the erodible corridor: a sustainable approach to managing bank erosion." River Research and Applications **21**: 773–789.
- Piégay, H., G. Pautou, et al. (2003). Les forêts riveraines des cours d'eau: Ecologie, fonctions et gestion, Institut pour le développement forestier.
- Pimentel, D., U. Stachow, et al. (1992). "Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems." Bioscience **42**(354-362).
- Pinay, G. and J. C. Clement (2003). "Le rôle des ripisylves dans la régulation des pollutions azotées." Forêt Méditerranéenne **XXIV**(3).
- Pinkayan, S. (1966). Conditional Probabilities of Occurrence of Wet and Dry Years Over a Large Continental Area. Hydrology Paper. Fort Collins, Colo., Colorado State Univ. **12**.
- Pockman, W. T. and J. S. Sperry (2000). "Vulnerability to xylem cavitation and the distribution of Sonoran desert vegetation." American Journal of Botany **87**(9): 1287-1299.
- Poncet, A., Ed. (1995). Restauration et conservation des terrains en montagne. Paris.
- Prada, M. A. and D. Arizpe (2008). Riparian Tree and Shrub Propagation Handbook. Valencia, CIEF-Banc de Llavors Forestals: 204.
- Pradhan, S. K., K. R. Mahata, et al. (2003). "Response of upland rice cultivars under varying soil moisture regimes." Indian Journal of Plant Physiology **8**(3): 292-296.
- Pulford, I. D., D. Riddell-Black, et al. (2002). "Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: The potential for phytoremediation." International Journal of Phytoremediation **4**(1): 59-72.
- Qong, M., H. Takamura, et al. (2002). "Formation and internal structure of Tamarix cones in the Taklimakan Desert." Journal of Arid Environments **50**(1): 81-97.
- Quintana-Ascencio, P. F., J. E. Fauth, et al. (2013). "Taming the Beast: Managing Hydrology to Control Carolina Willow (*Salix caroliniana*) Seedlings and Cuttings." Restoration Ecology: n/a-n/a.
- Rameau, J. C. (1994). Flore Forestière Française, Plaines Et Collines. Paris, Institut pour le Développement Forestier.
- Rameau, J. C., D. Mansion, et al. (2008). Flore forestière française: Plaines et collines. France, Institut pour le Développement Forestier.
- Rameau, J. C., D. Mansion, et al. (2008). Flore forestière française: guide écologique illustré. Région méditerranéenne. Paris, Institut pour le développement forestier.
- Rameau, J. C., D. Mansion, et al. (1993). Flore Forestière Française, Montagnes, Institut Pour Le Développement Forestier.
- Rameau, J. C., D. Mansion, et al. (2008). Flore Forestière Méditerranéenne. Paris, Institut Pour Le Développement Forestier.
- Raven, J. A. (1992). The physiology of Salix. Willow Symposium, Proceedings of The Royal Society of Edinburgh, Edinburgh, The Royal Society of Edinburgh.
- Reubens, B., J. Poesen, et al. (2007). "The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: A review." Trees - Structure and Function **21**(4): 385-402.
- Rey, F. (2009). L'écologie de la restauration au service de l'ingénierie écologique: Application au contrôle de l'érosion en montagne. REVER 1, Avignon, France.
- Rinamed, P. (2010). "Sécheresse." Retrieved 2010, 2010, from http://www.rinamed.net/fr/fr_index.htm.
- Roche, P., N. Diaz-Burlinson, et al. (2004). "Congruency analysis of species ranking based on leaf traits: which traits are the more reliable? ." Plant Ecology **174**(1): 37-48.

- Rode, S. (2010) "De l'aménagement au ménagement des cours d'eau : le bassin de la Loire, miroir de l'évolution des rapports entre aménagement fluvial et environnement." Cybergeo : European Journal of Geography DOI: 10.4000/cybergeo.23253
- Rood, S. B., J. H. Braatne, et al. (2003). "Ecophysiology of riparian cottonwoods: stream flow dependency, water relations and restoration." Tree Physiology **23**: 1113–1124.
- Rood, S. B., J. Pan, et al. (2008). "Declining summer flows of Rocky Mountain rivers: Changing seasonal hydrology and probable impacts on floodplain forests." Journal of Hydrology **349**(3-4): 397-410.
- Rytter, R. M. and A. C. Hansson (1993). "Seasonal amount, growth and depth distribution of fine roots in an irrigated and fertilized *Salix viminalis* L. plantation." Biomass and Bioenergy **11**(2/3): 129-137.
- Sala, M. and A. Calvo (1990). Response of four different Mediterranean vegetation types to runoff and erosion. Vegetation and erosion. J. B. Thornes. New York, USA, Wiley and Sons, Ltd: 347-362.
- Salzmann, C. (1998). "Utilisation de différentes longueurs de plançons de Saule Fragile (*Salix x rubens*) dans les constructions de génie biologique." Ingenieurbiologie **1/98**: 20-24.
- Sandercock, P. J. and J. M. Hooke (2010). "Assessment of vegetation effects on hydraulics and of feedbacks on plant survival and zonation in ephemeral channels." Hydrological Processes **24**(6): 695-713.
- Santos, M. A. (1983). "Regional droughts: A stochastic characterization." Journal of Hydrology **66**(1-4): 183-211.
- Sauli, G. and P. Cornelini (2007). "The application of native species of shrubs rooted and as cuttings in soil bioengineering intervention in the mediterranean areas in Italy." Geophysical Research Abstracts **9**: 2.
- Sauli, G., P. Cornelini, et al. (2003). Manuale di Ingegneria Naturalistica Applicabile al settore idraulico. Roma, Regione Lazio.
- Sauli, G., P. Cornelini, et al. (2006). Manuale di Ingegneria Naturalistica Sistemazione dei versanti. Roma.
- Sbay, H. and M. Taroq (2003). International Conference on the future of poplar culture, Realities and perspectives. International Conference on the future of poplar culture, Realities and perspectives, Rome Italy.
- Schaff, S. D., S. R. Pezeshki, et al. (2003). "Effects of Soil Conditions on Survival and Growth of Black Willow Cuttings." Environmental Management **31**(6): 748-763.
- Schaff, S. D., S. R. Pezeshki, et al. (2002). "Effects of pre-planting soaking on growth and survival of black willow cuttings." Restoration Ecology **10**(2): 267-274.
- Schiechtl, H. M. (1973). Sicherungsarbeiten im Landschaftsbau. Verlag G.D.W. Callwey, Munich.
- Schiechtl, H. M. (1980). Bioengineering for Land Reclamation and Conservation. Edmonton, Canada, University of Alberta Press.
- Schiechtl, H. M. (1992). Weiden in der Praxis Berlin-Hannover, Die Weiden Mitteleuropas, ihre Verwendung und ihre Bestimmung Patzer Verlag.
- Schiechtl, H. M. and R. Stern (1996). Ground Bioengineering Techniques for Slope Protection and Erosion control, Blackwell Science Ltd.
- Schiechtl, H. M. and R. Stern (1996). Water Bioengineering Techniques for Watercourse, Bank and Shoreline Protection. Oxford (UK), Blackwell Science.
- Schoener, T. W. (1983). "Field Experiments on Interspecific Competition." The American Naturalist **122**(2): 240-285.
- Scott, N. A. (1998). "Soil aggregation and organic matter mineralization in forests and grasslands: Plant species effects." Soil Science Society of America Journal **62**(4): 1081-1089.

- Secretariat General des Nations Unies (1994). United Nations Convention to Combat Drought and Desertification in Countries Experiencing Serious Droughts and/or Desertification, Particularly in Africa. Paris.
- Shafroth, P. B., G. T. Auble, et al. (1998). "Establishment of woody riparian vegetation in relation to annual patterns of streamflow, Bill Williams River, Arizona." Wetlands **18**(4): 577-590.
- Shafroth, P. B. and M. K. Briggs (2008). "Restoration ecology and invasive riparian plants: An introduction to the special section on tamarix spp. in Western North America." Restoration Ecology **16**(1): 94-96.
- Shafroth, P. B., J. C. Stromberg, et al. (2000). "Woody riparian vegetation response to different alluvial water table regimes." Western North American Naturalist **60**(1): 66-76.
- Shan, L., X. Zhang, et al. (2008). "Influence of moisture on the growth and biomass allocation in *Haloxylon ammodendron* and *Tamarix ramosissima* seedlings in the shelterbelt along the Tarim Desert Highway, Xinjiang, China." Chinese Science Bulletin **53**(SUPPL. 2): 93-101.
- Simon, A. and A. J. C. Collison (2002). "Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability." Earth Surface Processes and Landforms **27**(5): 527-546.
- Simon, A. and S. E. Darby (1999). The nature and significance of incised river channels. Incised River Channels: Processes, Forms, Engineering and Management, S. E. Darby and A. Simon. London, John Wiley and Sons: 3-18.
- Singer, M. B., J. C. Stella, et al. (2013). "Contrasting water-uptake and growth responses to drought in co-occurring riparian tree species." Ecohydrology **6**(3): 402-412.
- Skvortsov, A. K. (1999). Willows of the USSR: a taxonomic and geographic revision. Moscow, Publishing Office "Nauka".
- Smith, S. D., D. A. Devitt, et al. (1998). "Water relations of riparian plants from warm desert regions." Wetlands **18**(4): 687-696.
- Society for Ecological Restoration (2004) "The SER International Primer on Ecological Restoration."
- Sogge, M. K., S. J. Sferra, et al. (2008). "Tamarix as habitat for birds: Implications for riparian restoration in the Southwestern United States." Restoration Ecology **16**(1): 146-154.
- Sotir, R. B. (1995). "Soil bioengineering experiences in North America." Vegetation and slopes: stabilisation, protection and ecology. Proc. conference, Oxford, 1994: 190-201.
- Sotir, R. B. (1998). Watershed management for streambank protection and riverine restoration. International erosion control association conference, Reno, USA.
- Staffler, H. (1999). "Die deutsche Tamariske (*Myricaria germanica* (L.) DESV.). Bepflanzung und Pflege von verbauten Bachböschungen in Südtirol." Mitteilungen der Gesellschaft für Ingenieurbioogie **14**: 2-6.
- Stave, J., G. Oba, et al. (2005). "Seedling growth of *Acacia tortilis* and *Faidherbia albida* in response to simulated groundwater tables." Forest Ecology and Management **212**(1): 367-375.
- Stella, J. C. and J. J. Battles (2010). "How do riparian woody seedlings survive seasonal drought?" Oecologia **164**(3): 579-590.
- Stella, J. C., J. J. Battles, et al. (2010). "Riparian Seedling Mortality from Simulated Water Table Recession, and the Design of Sustainable Flow Regimes on Regulated Rivers." Restoration Ecology: no-no.

- Stokes, A. (1999). "Strain distribution during anchorage failure of *Pinus pinaster* Ait. at different ages and tree growth response to wind-induced root movement." Plant and Soil **217**: 17-27.
- Stokes, A. (2002). The biomechanics of tree root anchorage. Plant Roots - The Hidden Half. Y. Waisel, A. Eshel and U. Kafkaki. New York, Plenum Publishing: 175-186.
- Stokes, A. (2007). Eco- and ground bio-engineering: the use of vegetation to improve slope stability : proceedings of the First International Conference on Eco-Engineering, 13-17 September 2004, Springer.
- Stokes, A. and D. Guitard (1997). Tree root response to mechanical stress. The biology of root formation and root development. A. Altman and Y. Waisel. New York, Plenum publishing corporation. **65**: 227-236.
- Stokes, A., F.-X. Mine, et al. (2012). "Multi-stemming and mechanical traits ensure persistence of subalpine woody plants exposed to a disturbance gradient." Journal of Vegetation Science **23**(2): 325-338.
- Stokes, A., R. B. Sotir, et al. (2010). "Soil bio- and eco-engineering in China: past experience and future priorities." Ecological Engineering **36** (3): 247-257.
- Stromberg, J. (1998). "Dynamics of Fremont cottonwood (*Populus fremontii*) and saltcedar (*Tamarix chinensis*) populations along the San Pedro River, Arizona." Journal of Arid Environments **40**(2): 133-155.
- Su, H., Y. Li, et al. (2009). "Leaf-level plasticity of *Salix gordejvii* in fixed dunes compared with lowlands in Hunshandake Sandland, North China." Journal of Plant Research **122**(6): 611-622.
- Tabacchi, E., L. Lambs, et al. (2000). "Impacts of riparian vegetation on hydrological processes." Hydrological Processes **14**(Issue 16-17: Special Issue: Linking Hydrology and Ecology): 2959-2976.
- Takahashi, H. (1997). "Hydrotropism: the current state of our knowledge." Journal of Plant Research **110**: 163-169.
- Tallaksen, L. M. (2000). Streamflow drought frequency analysis. Drought and Drought Mitigation in Europe - Advances in Natural and Technological Hazards Research. J. V. Vogt and F. Somma. Dordrecht, Kluwer. **14**: 103-117.
- Tallaksen, L. M. and H. A. J. van Lanen (2004). Hydrological drought: processes and estimation methods for streamflow and groundwater. Amsterdam, The Netherlands.
- Tallent-Halsell, N. G. and L. R. Walker (2002). "Responses of *Salix gooddingii* and *Tamarix ramosissima* to flooding." Wetlands **22**(4): 776-785.
- Tamasi, E., A. Stokes, et al. (2005). "Influence of wind loading on root system development and architecture in oak (*Quercus robur* L.) seedlings." Trees **19**: 374-384.
- Taranaki Regional Council (2011). Poplar and willow varieties available from Taranaki Regional Council, Sustainable Land Management Programme. **35**.
- Thevs, N. (2005). "Tugay vegetation in the middle reaches of the Tarim River - Vegetation types and their ecology." Archives of Nature Conservation and Landscape Research **44**(1): 63-84.
- Thiery, E. (1891). Restauration des montagnes. Correction des torrents. Reboisement. Paris, Baudry.
- Thomas, G. S. (1992). Ornamental Shrubs, Climbers and Bamboos, Murray.
- Thomson, J. R., N. R. Bond, et al. (2012). "The influences of climatic variation and vegetation on stream biota: lessons from the Big Dry in southeastern Australia." Global Change Biology **18**(5): 1582-1596.
- Thornes, J. B. (1990). Vegetation and erosion: processes and environments, J. Wiley.
- Thornley, J. H. M. (1999). "Modelling Stem Height and Diameter Growth in Plants." Annals of Botany **84**: 195±205.

- Thuiller, W., S. Lavorel, et al. (2005). "Climate change threats to plant diversity in Europe." Proceedings of the National Academy of Sciences **102**(23): 8245–8250.
- USDA (2001). Plant species with rooting ability from live hardwood materials for use in soil bioengineering techniques. P. M. T. Note. **1**.
- Van Dijk, P. M., F. J. P. M. Kwaad, et al. (1996). "Retention of water and sediment by grass strips." Hydrological Processes **10**: 1069-1080.
- Van Lanen, H. A. J. (2005). On the definition of groundwater drought. Abstract of European geosciences union general assembly, Vienna.
- Van Splunder, I. (1998). Floodplain forest recovery. Softwood development in relation to hydrology, riverbank morphology and management, Katholieke universiteit Nijmegen.
- Van Splunder, I., H. Coops, et al. (1995). "Establishment of alluvial forest species in floodplains : the role of dispersal timing, germination characteristics and water level fluctuations." Acta Botanica Neerlandica **44**: 269 – 278.
- Van Splunder, I., L. A. C. J. Voesenek, et al. (1996). "Morphological responses of seedlings of four species of Salicaceae to drought." Canadian Journal of Botany **74**: 1988-1995.
- Vandersande, M. W., E. P. Glenn, et al. (2001). "Tolerance of five riparian plants from the lower Colorado River to salinity drought and inundation." Journal of Arid Environments **49**(1): 147-159.
- Vartapetian, B. B. and M. B. Jackson (1997). "Plant adaptations to anaerobic stress." Annals of Botany **79**(SUPPL. A): 3-20.
- Venti, D., F. Bazzurro, et al. (2003). Manuale tecnico di Ingegneria Naturalistica della Provincia di Terni, Applicabilità delle tecniche, limiti e soluzioni. Provincia di Terni, Provincia di Terni Servizio Assetto del Territorio - Ufficio Urbanistica / Agenzia Umbria Ricerche.
- Verniers, G. (1995). Aménagement écologique des berges de cours d'eau. Techniques de stabilisation. Namur.
- Vesk, P. A. and M. Westoby (2004). "Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide." Journal of Ecology **92**(2): 310-320.
- Viles, H. A. (1990). The agency of organic beings: a selective review of recent work in biogeomorphology. Vegetation and Erosion: Processes and Environments. Chichester, John Wiley & Sons: 5-24.
- Violle, C., M. L. Navas, et al. (2007). "Let the concept of trait be functional!" Oikos **116**(5): 882-892.
- Voigt, I. (1981). "Vegetation for soil conservation Glenelg River Catchment (Victoria, Australia)." Trees & Victoria's Resources **23**(3): 34-35.
- Volk, T. A., B. Ballard, et al. (2004). "Effect of cutting storage conditions during planting operations on the survival and biomass production of four willow (*Salix L.*) clones." New Forests **28**(1): 63-78.
- Vora, R. S., R. W. Schumacher, et al. (1988). "Propagating Black Willow from Cuttings in the Lower Rio Grande Valley, Texas." Tree Planters' Notes **4**: 30-32.
- Voss, R., W. May, et al. (2002). "Enhanced resolution modelling study on anthropogenic climate change: Changes in extremes of the hydrological cycle." International Journal of Climatology **22**(7): 755-777.
- Vreugdenhil, S. J., K. Kramer, et al. (2006). "Effects of flooding duration, -frequency and -depth on the presence of saplings of six woody species in north-west Europe." Forest Ecology and Management **236**(1): 47-55.
- Waisel, Y., A. Eshel, et al. (1996). Plant Roots: the hidden half. New York, Marcel Dekker, Inc.
- Walker, L. R., P. L. Barnes, et al. (2006). "Tamarix aphylla: A newly invasive tree in southern Nevada." Western North American Naturalist **66**(2): 191-201.

- Warren, D. K. and R. M. Turner (1975). "Saltcedar (*Tamarix chinensis*) seed production, seedling establishment and response to inundation." Journal of the Arizona Academy of Science **10**: 135-144.
- Warren, F. J., J. M. Waddington, et al. (2001). "The effect of drought on hydrology and sulphate dynamics in a temperate wetland." Hydrological Processes **15**: 3133-3150.
- Weber, K. and C. Mattheck (2005). "Die Doppelnatur der Wurzelplatte." Allgemeine Forst und Jagtzeitung **176**: 77-85.
- White, J. E. J. (1992). "Ornamental uses of willow in Britain." Proceedings of the Royal Society of Edinburgh. Section B. Biological Sciences **98**: 183-192.
- Wikberg, J. (2006). Water Relations in Salix with Focus on Drought Responses. Phd Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Wikberg, J. and E. Ögren (2004). "Interrelationships between water use and growth traits in biomass-producing willows." Trees **18**: 70-76.
- Wikberg, J. and E. Ögren (2007). "Variation in drought resistance, drought acclimation and water conservation in four willow cultivars used for biomass production." Tree Physiology **27**(9): 1339-1346.
- Wilhite, D. A. and M. H. Glantz (1985). "Understanding the drought phenomenon: the role of definitions." Water International **10**(3): 111-120.
- Wilson, S. D. and D. Tilman (1991). "Components of plant competition along an experimental gradient of nitrogen availability." Ecology **72**(3): 1050-1065.
- Woo, M. K., G. Fang, et al. (1997). "The role of vegetation in the retardation of rill erosion." Catena **29**: 145-159.
- Wright, D. H. (1990). "Human impacts on energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment." AMBIO **19**(4): 189-194.
- Xu, H., Y. Li, et al. (2007). "Ecophysiological response and morphological adjustment of two Central Asian desert shrubs towards variation in summer precipitation." Plant, Cell and Environment **30**(4): 399-409.
- Yang, J., H. Zhao, et al. (2004). "Heat and drought tolerance of two willow species, *Salix gordejvii* and *Salix babylonica*: A comparative study." Israel Journal of Plant Sciences **52**(4): 301 - 306
- Yin, C. H., G. Feng, et al. (2009). "Enrichment of soil fertility and salinity by tamarisk in saline soils on the northern edge of the Taklamakan Desert." Agricultural Water Management.
- Zeh, H. (2007). Ingenieurbiologie - Handbuch Bautypen. Zürich.
- Zhang, J., J. Jiang, et al. (2008). Planting techniques of *Tamarix chinensis* and its effect on saline soil remediation. 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, iCBBE 2008, Shanghai.
- Zhao, Z. Y., R. Wang, et al. (2006). "Aboveground biomass of *Tamarix* on piedmont plain of Tianshan Mountains south slope." Chinese Journal of Applied Ecology **17**(9): 1557-1562.
- Zuffi, D. (1989). Cours sur la stabilisation végétale des talus. Suisse.

**Annexe 1: Using Ecological and Biogeographical Features
to Produce a Typology of the Plant Species Used in
Bioengineering for riverbank Protection in Europe**

Annexe 2 : Les Tamaricaceae en génie végétal