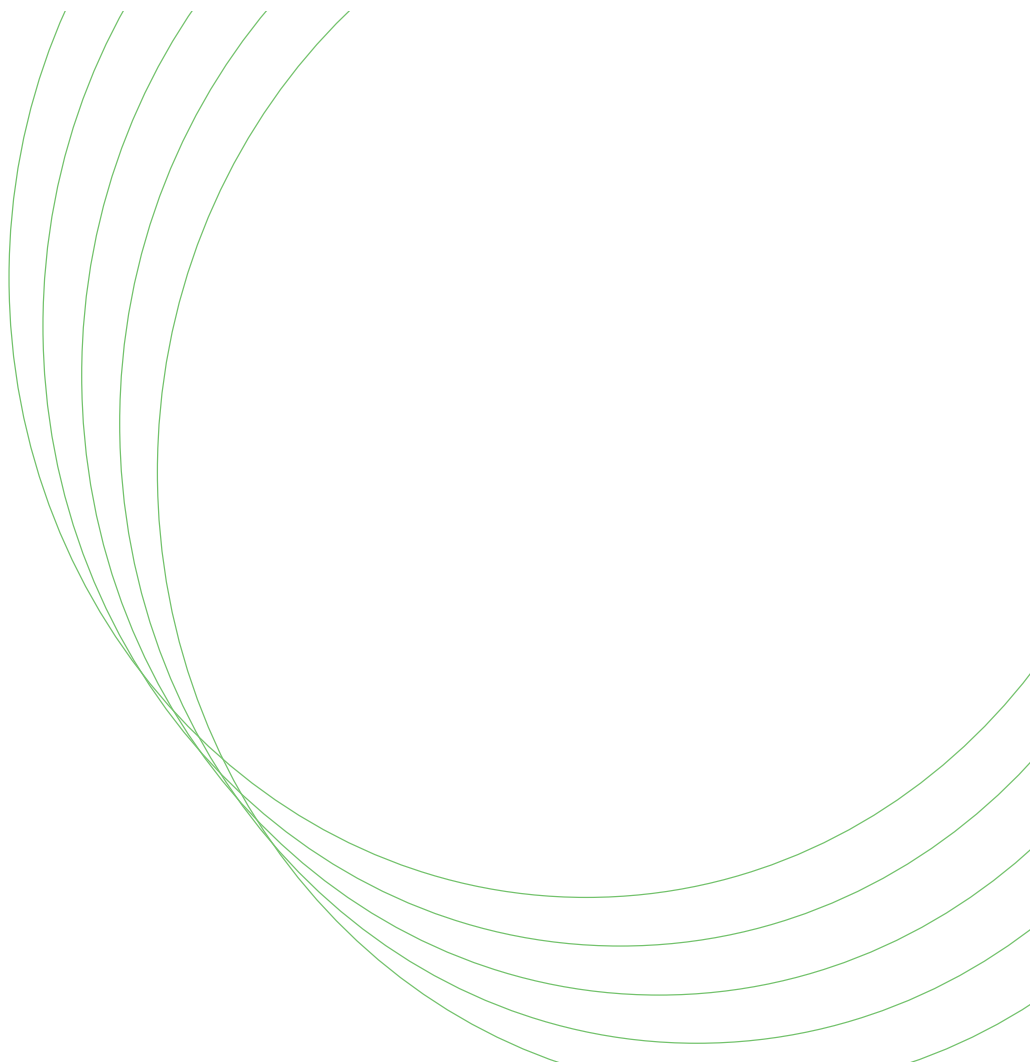


Restaurer les milieux et prévenir les inondations grâce au génie végétal

Freddy Rey



Restaurer les milieux
et prévenir les inondations
grâce au génie végétal



Restaurer les milieux et prévenir les inondations grâce au génie végétal

Freddy Rey

Éditions Quæ

A decorative graphic element consisting of several thin, light green curved lines that sweep across the bottom half of the page, starting from the left and curving towards the right.

Collection Matière à débattre et décider

La dépendance alimentaire de l'Afrique du Nord
et du Moyen-Orient à l'horizon 2050

Bertrand Schmitt, Chantal Le Mouël

2017, 144 p.

Agriculture et alimentation durables

Trois enjeux dans la filière céréales

Gilles Charmet, Joël Abécassis, Sylvie Bonny,
Anthony Fardet, Florence Forget, Valérie Lullien-Pellerin

2017, 192 p.

Le recyclage des résidus organiques

Regards sur une pratique agro-écologique

Hélène Jarousseau, Sabine Houot,

Jean-Marie Paillat, Hervé Saint-Macary, coord.

2016, 276 p.

Diffusion and Transfer of Knowledge in Agriculture

Christian Huyghe, Pascal Bergeret, Uno Svedin

2016

Éditions Quæ

RD 10

78026 Versailles Cedex, France

www.quae.com

© Éditions Quæ, 2018

ISBN 978-2-7592-2778-5

ISSN 2115-1229

Le Code de la propriété intellectuelle interdit la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Le non-respect de cette disposition met en danger l'édition, notamment scientifique, et est sanctionné pénalement. Toute reproduction, même partielle, du présent ouvrage est interdite sans autorisation du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20 rue des Grands-Augustins, Paris 6^e.

Remerciements

L'AUTEUR REMERCIE TOUTES CELLES ET CEUX QUI ONT APPORTÉ LEUR CONTRIBUTION aux études ayant permis de nourrir les réflexions et propositions de cet ouvrage, et plus particulièrement :

- les contributeurs des études : Anaïs Abraham, Pascal Breil, Vincent Breton, Max Bruciamacchié, Mélanie Burylo, Lauric Cécillon, Laure Dangla, Philippe Delcros, Agathe Dumas, Thierry Dutoit, Amandine Erktan, Céline Gallicher-Lavanne, Renaud Jaunatre, Sébastien Klotz, Sophie Labonne, Géraud Lavandier, Aymeric Lazarin, Séverine Louis, Nicolle Mathys, Patrice Mériaux, Éric Mermin, Christine Poulard, Christian Puech, Pierre Raymond, Didier Richard, Nicole Sardat, Nicolas Talaska, Pascal Tardif, Mathieu Weirich et les étudiants d'AgroParisTech Nancy ;
- les membres des comités de pilotage des études : Henri Pignoly et Philippe Picon (Syndicat mixte d'aménagement de la vallée de la Durance), Denis Baudequin (Direction régionale de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur), Jean-Guillaume Lacas (Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur), Jean-Christophe Suau, Géraldine Duvochel et Alain Poirel (Électricité de France), Olivier Nalbone et Christel Francart (région Provence-Alpes-Côte d'Azur), Jacques Levert et Jean-Michel Ningre (ministère de l'Agriculture), Olivier Rousset (préfecture de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur), Florent Charles et Charles Bosshardt (Service de Restauration des terrains en montagne des Alpes-de-Haute-Provence), Caroline Savoyat (Syndicat mixte d'aménagement de la Bléone), Michel Combe (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse) ;
- les praticiens et chercheurs partenaires : Alain Grognoy, Jean-Claude Fort, Éric Bayle, Jean-Luc Jardin (Office national des forêts des Alpes-de-Haute-Provence), Yves Crosaz (Géophyte), Patrick Bourduge (Zygène), le Groupement d'intérêt scientifique de Draix ;
- les financeurs des études : Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture, ministère de la Transition écologique et solidaire, ministère de l'Agriculture, Électricité de France, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, région Provence-Alpes-Côte d'Azur, Union européenne (Fonds européen de développement économique régional).



Sommaire

Remerciements	5
Introduction. Concilier la restauration des milieux et la prévention des inondations	9
Une gestion de plus en plus intégrée des milieux	9
Le génie végétal comme solution d'ingénierie écologique	11
Restauration écologique et/ou contrôle des risques naturels ?	15
Vers une conciliation entre restauration des milieux et prévention des inondations	16
1 – Pourquoi et comment végétaliser les terrains érodés ?	19
De nombreuses problématiques liées à l'érosion des versants et à la sédimentation fine dans les rivières	19
Exemple des ravines marneuses dans le bassin versant de la Durance dans les Alpes du Sud françaises	20
Végétaliser pour restaurer et lutter contre l'érosion et la sédimentation fine	22
Un génie végétal innovant et multibénéfiques	25
Une solution d'ingénierie végétale à concevoir et à tester	26
La recherche au service de l'ingénierie	31
Sites d'étude dans le bassin versant de la Durance dans les Alpes du Sud françaises	37
2 – Recherches sur les interactions entre végétation, érosion et sédimentation fine	39
Seuils d'efficacité de la couverture végétale pour contrôler la production sédimentaire de ravines	39
Dynamique de la végétation et restauration écologique	46
Résistance des ouvrages et de la végétation aux contraintes de crue	56
Rôle de la végétation dans le contrôle de l'érosion et de la sédimentation fine	61
3 – De la recherche à l'ingénierie et à la décision	73
Synthèse des avancées scientifiques appliquées aux Alpes du Sud françaises	73
Quels enseignements pour l'ingénierie dans les bassins versants torrentiels ?	80

Une approche pour l'aide à la décision à l'échelle du bassin versant de la Durance	84
Des besoins nouveaux en ingénierie végétale pour concilier la restauration des milieux et la prévention des inondations	96
Vers une stratégie globale de génie végétal pour concilier restauration des milieux et prévention des inondations à l'échelle des bassins versants	102
Références bibliographiques	105

Introduction. Concilier la restauration des milieux et la prévention des inondations

Une gestion de plus en plus intégrée des milieux

LES POLITIQUES PUBLIQUES EN FRANCE ET EN EUROPE imposent aujourd'hui aux décideurs d'envisager une gestion de plus en plus intégrée des milieux et des territoires qui conjugue plusieurs bénéfices. Ainsi, dans le domaine de l'eau, les donneurs d'ordre doivent aujourd'hui chercher à concilier la restauration des milieux et la prévention des inondations à travers la mise en œuvre de la nouvelle compétence de Gestion des milieux aquatiques et de prévention des inondations (Gemapi) (Graindorge, 2017). Créée par la loi Maptam du 27 janvier 2014, modifiée par la loi NOTRE du 7 août 2015 et précisée dans le cadre du décret « Dignes » du 12 mai 2015, elle est entrée officiellement en vigueur le 1^{er} janvier 2018. Il s'agit en fait d'une « supercompétence », qui regroupe quatre compétences correspondant aux alinéas 1, 2, 5 et 8 de l'article L. 211-7 du code de l'environnement, relatif au « Grand cycle de l'eau » :

- aménagement de bassins hydrographiques ;
- entretien et aménagement des cours d'eau, canaux, lacs ou plans d'eau ;
- défense contre les inondations et contre la mer ;
- protection et restauration des écosystèmes aquatiques, des zones humides et des formations boisées riveraines.

Elle oblige les collectivités locales à concilier la gestion des milieux aquatiques (Gema) — dont la restauration des milieux dégradés — et la prévention des inondations (PI) dans l'aménagement de leur territoire, en recherchant une cohérence hydrographique grâce à une gestion intégrée à envisager à l'échelle des bassins versants, tels qu'ils ont été identifiés dans les schémas d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage) de chacun des grands bassins hydrographiques que comporte le territoire national (figure 1). Répondant à cette logique de bassin versant, avec des relations amont-aval fortes, elle concerne tout particulièrement les bassins versants situés en contexte torrentiel, soumis à des risques importants, et les systèmes d'endiguement des cours d'eau de montagne (torrents ou rivières torrentielles). Pour répondre à la fois à la Gema et à la PI, les Syndicats mixtes ou les Établissements publics de coopération intercommunale à fiscalité propre

Figure 1. Protection d'habitations contre les inondations, grâce à une digue (rive droite) et un enrochement surmonté d'une couverture végétale (rive gauche).



Figure 2. Quels ouvrages utiliser pour restaurer ce cours d'eau dégradé (Gema) tout en protégeant la ligne à grande vitesse contre les inondations (PI) ?



(EPCI-FP) chargés de cette compétence doivent orienter et financer des projets pluridisciplinaires, qui relèvent de l'ingénierie (figure 2). Pour conjuguer sécurité et écologie, en appui, en complément ou parfois en substitution aux ouvrages de génie civil, on peut faire appel au génie végétal.

Le génie végétal comme solution d'ingénierie écologique

I Les bénéfices multiples du génie végétal

Sous-ensemble du génie écologique et parfois qualifié de « génie biologique », le génie végétal, appliqué aux milieux terrestres et aquatiques (figures 3 et 4), fait appel à des techniques de construction utilisant les plantes comme matériau grâce à la connaissance de leurs propriétés mécaniques et/ou biologiques (www.agebio.org). Le génie végétal, ou plus précisément l'ingénierie végétale (phase de conception des ouvrages de génie végétal), est un élément reconnu de l'ingénierie écologique, laquelle se définit comme « la conception de systèmes durables, en adéquation avec les principes de l'écologie, dont le but est d'intégrer les sociétés humaines dans leur environnement naturel pour un bénéfice commun » (Mitsch, 2012). Le génie végétal est utilisé pour la restauration écologique des milieux dégradés, mais aussi pour limiter les risques naturels.

La restauration écologique englobe toutes les actions dont le but est de réparer les milieux dégradés et de rétablir des écosystèmes à la fois autonomes et stables dans leur structure et dans leur fonctionnement (Dutoit et Rey, 2009 ; Clewell et Aronson, 2013 ; Gallet *et al.*, 2017). L'ingénierie écologique de manière générale et le génie végétal en particulier peuvent servir à la restauration d'environnements dégradés. Les actions mises en place peuvent comprendre :

- la réhabilitation de milieux dégradés, qui met en œuvre des techniques destinées à retrouver la succession naturelle de l'écosystème, en particulier par le recours à des espèces végétales pionnières dont le développement est favorisé, sans forcément chercher à recouvrer l'écosystème tel qu'il existait avant sa dégradation (Aronson *et al.*, 1993) ;
- le suivi et l'entretien des milieux réhabilités, ce qui permet de guider la dynamique naturelle des systèmes afin qu'ils recouvrent leur autonomie structurelle et fonctionnelle, en allant parfois jusqu'à retrouver l'écosystème originel (processus de restauration écologique au sens strict).

Les risques naturels, comme l'érosion des sols, les crues torrentielles et les glissements de terrain, sont des phénomènes aux conséquences potentiellement graves (Poesen *et al.*, 2003). L'utilisation de la végétation comme moyen de protection contre les risques naturels est typique des programmes de génie forestier et hydraulique en Europe, tels que la « Restauration des terrains en montagne » (RTM) en France (Vallauri *et al.*, 2002), « Wildbach und Lawinen Verbaug » en Allemagne et en Autriche ou « Sistemazioni Idrulico-Forestali » en Italie (Bischetti *et al.*, 2014). De nos jours, le recours au génie

Figure 3. Ouvrages de génie végétal en milieu terrestre.



Figure 4. Ouvrages de génie végétal en milieu aquatique.



végétal pour contrôler ces types de risques naturels à l'aide de végétation herbacée et ligneuse reste un défi important dans les zones où des enjeux socio-économiques et écologiques existent (Phillips *et al.*, 2013). Le recours au génie végétal nécessite une compréhension profonde des processus hydrologiques, écologiques et biophysiques en jeu sur le site concerné.

On peut également parler des bénéfices multiples des actions de génie végétal pour les habitats naturels et des services que peuvent retirer les populations humaines des écosystèmes. Ces actions comprennent, au-delà de la restauration écologique et de la réduction des risques, la restauration de la qualité des milieux aquatiques et terrestres et en particulier leur dépollution (Penru *et al.*, 2017). Lors d'une action de restauration, un avantage significatif du génie végétal est qu'il offre une solution à long terme et réduit le besoin d'interventions ultérieures.

Le génie végétal est en plein développement actuellement, en France comme ailleurs. Des cadres réglementaires comme la Directive-cadre sur l'eau (DCE), et plus récemment la Stratégie européenne sur les infrastructures vertes, introduisent la nécessité de mettre en application des techniques « douces » plutôt que des techniques « dures » (ouvrages d'art en béton et/ou avec ossatures métalliques, comme les barrages de correction) dans le cadre du contrôle des risques naturels, l'objectif étant de restaurer les environnements dégradés ou de prévenir les dégradations futures lors de nouvelles constructions. L'Union européenne et de nombreux pays dans le monde encouragent ainsi désormais le recours aux techniques de génie végétal, souvent à travers des programmes incitatifs visant à en promouvoir l'usage prioritaire (voir par exemple European Commission, 2013). L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) soutient de manière proactive l'usage de Solutions fondées sur la nature (SfN) (Nesshöver *et al.*, 2017) et de l'ingénierie écologique pour la prévention des risques de catastrophes naturelles (EcoDRR), et intègre le génie végétal parmi les techniques de protection contre les risques (Renaud *et al.*, 2016).

En France, les connaissances sur l'efficacité des techniques de génie végétal dans le contrôle de l'érosion sont issues de l'expérience séculaire des services RTM depuis 1860, ainsi que, plus récemment, de l'expérience de bureaux d'études et d'entreprises. Des guides de génie végétal pour le contrôle de l'érosion, principalement en anglais, peuvent aider aux bonnes pratiques dans ce domaine. Certains sont des catalogues de techniques, sous forme de dictionnaires multilingues (par exemple Zeh, 2007). D'autres constituent essentiellement des guides techniques de construction des ouvrages (Schiechtel et Stern, 1996 ; 1997 ; Gray, 2003 ; Zeh, 2007). Enfin, certains guides ou articles, au-delà de la description des ouvrages, proposent des éléments de diagnostic et de stratégie pour la réalisation des opérations de génie végétal, avec une application principalement aux berges de rivières (Adam *et al.*, 2008), aux pentes et talus (Gray et Sotir, 1996 ; Norris *et al.*, 2008), aux bassins versants torrentiels (Rey, 2011) ou à l'ensemble de ces milieux (Coppin et Richards, 2007 ; Crosaz *et al.*, 2014).

I Un processus interactif entre chercheurs et praticiens

Comme pour l'ingénierie écologique, le génie végétal implique une interaction forte entre les chercheurs et les praticiens, à savoir entre la connaissance et son application (Stokes *et al.*, 2014). Les questions soulevées sont de plus en plus complexes, et nombre de praticiens sont désormais impliqués dans les projets de recherche, ce qui permet d'améliorer le dialogue et les échanges entre les différents acteurs. Les projets de génie végétal peuvent également bénéficier d'approches plus orientées vers l'interdisciplinarité, et d'une meilleure compréhension des contraintes rencontrées par les praticiens, comme le choix des matériaux et les coûts.

Les projets de génie végétal appellent à la mise en place d'une démarche de réflexion et de travail spécifique qui peut se décliner sur trois plans (Rey, 2014c) :

- le questionnement : identification des problèmes techniques, socio-économiques et écologiques, évalués par les praticiens. Les donneurs d'ordre et les praticiens, ainsi que les chercheurs le cas échéant, doivent collaborer afin de s'accorder sur les objectifs spécifiques à atteindre pour les résoudre ;
- la recherche finalisée (si nécessaire) : traduction des préoccupations techniques, socio-économiques et écologiques en interrogations scientifiques, et accroissement des connaissances à travers les observations et les expérimentations ;
- la gestion : le génie végétal doit être en adéquation avec les politiques d'encouragement des solutions douces, notamment en intégrant les questions environnementales aux pratiques techniques standards telles que le génie civil. Les résultats de la recherche doivent ensuite être utilisés pour mettre au point des méthodes et des outils d'assistance à la gestion, à la conceptualisation des projets et aux actions. Ces outils doivent être conçus en collaboration avec les praticiens.

Le génie végétal fait appel à toutes les caractéristiques précitées, et la réussite d'un projet passe par des interactions étroites entre les parties prenantes. Une communication et une interaction renforcées doivent permettre de rendre les interventions basées sur le génie végétal plus efficaces au fil du temps et des expériences. Des programmes de suivi sur le long terme, avec des données de référence précises, sont nécessaires pour comparer des études de cas similaires et établir des bases de données partagées sur les réussites et les échecs des différentes techniques et matériaux végétaux utilisés (Perez *et al.*, 2017). Ces considérations devraient permettre d'améliorer la compréhension par les praticiens des connaissances récentes dans le domaine de l'écologie et des géosciences, et parallèlement d'accroître la compréhension par les scientifiques des besoins pratiques dans le domaine du génie végétal.

Restauration écologique et/ou contrôle des risques naturels ?

EN FONCTION DE L'OBJECTIF PRINCIPAL D'UN PROJET, le choix de l'opération de génie végétal et la stratégie définie sur le long terme peuvent varier de manière importante. Ainsi, l'érosion du sol ou du lit d'un cours d'eau peut causer différents types de dommages :

- perte d'horizon superficiel du sol, de matière organique et de nutriments, ce qui amenuise la qualité des sols, donc les rendements de culture, et par extension menace les activités agricoles (Jin *et al.*, 2008), pouvant également causer la dégradation d'infrastructures routières, de ponts et de voies ferrées ;
- modifications topographiques (déformation du terrain), avec le creusement de lits de ravine et le déclenchement de glissements de terrain (Poesen *et al.*, 2003) ;
- perte de biodiversité, ce qui affecte la végétation et les habitats naturels pour la faune (Mkanda, 2002) ;
- ensablement des réservoirs d'eau, conséquence de l'érosion du sol et du transport de sédiments, ce qui compromet le fonctionnement de ce type de structure (Schleiss *et al.*, 2016) ;
- accroissement des inondations, causé par le dépôt de sédiments fins dans le lit des cours d'eau (Steiger *et al.*, 2001).

Les stratégies de contrôle de l'érosion des sols varient ainsi en fonction du type de problème à résoudre. Par exemple, si l'objectif final est de réduire la production de sédiments dans les rivières et les réservoirs, il suffit de contrôler le phénomène de sédimentation. Par conséquent, il est possible de laisser l'érosion se produire sur le versant d'une colline et de se contenter de piéger et retenir les sédiments avant qu'ils n'atteignent le lit d'un cours d'eau (Rey, 2009). Si l'érosion du lit d'une rivière cause un déplacement latéral et l'effondrement des berges, et impacte les infrastructures, l'objectif principal est de protéger ces installations à l'aide de solutions de génie végétal (et civil) spécialisées et adaptées, basées sur un rééquilibrage sédimentaire pouvant comporter une réalimentation du lit de la rivière en matériaux grossiers (Peklo, 2015). Si la préservation des sols et de la biodiversité est l'objectif final, il est nécessaire de mettre en place à la fois un contrôle de l'érosion et un processus de restauration écologique afin de prévenir le détachement et l'élimination des particules du sol (Petroni et Preti, 2010). Le principal défi auquel sont aujourd'hui confrontés les praticiens du génie végétal est de parvenir à définir des règles qui puissent répondre à un ensemble de fonctions et bénéfices divers et variés, notamment en vue de concilier la restauration écologique des milieux et le contrôle des risques naturels (Schmidt *et al.*, 2013).

Pour faire en sorte de répondre au mieux aux diverses problématiques posées, de nouveaux outils doivent être mis au point pour permettre de sélectionner, dimensionner et concevoir les structures de génie végétal : modèles d'interaction sol-végétation, cadres technologiques, approches méthodologiques et recommandations techniques. Il est particulièrement nécessaire de savoir comment utiliser les plantes pour atteindre les objectifs

visés et pour anticiper le développement spatio-temporel de l'ouvrage de génie végétal installé, tout en prenant en compte les conditions climatiques et écologiques d'un site. Au stade de l'avant-projet, l'ingénieur chargé de la conception doit pouvoir décider si les techniques de génie végétal sont applicables ou si elles doivent être utilisées en association avec d'autres techniques conventionnelles (techniques dites « mixtes »), afin d'améliorer la résistance structurelle et la résilience du système. Enfin, une vision globale et à long terme du projet est nécessaire, à toutes les échelles spatiales, de l'échelle locale à celle du bassin versant. Cette approche fait donc appel à l'esprit d'innovation des praticiens et soulève de nouvelles questions pour les scientifiques, au sein d'un processus interactif qui nécessite la conception et le suivi d'actions de génie végétal visant à conjuguer les attentes de restauration écologique des milieux et de contrôle des risques naturels.

Vers une conciliation entre restauration des milieux et prévention des inondations

DANS LE CADRE DE LA GEMAPI ÉVOQUÉE AU DÉBUT DE CE LIVRE, l'ingénieur du végétal doit chercher à répondre aux deux objectifs affichés de la Gema et de la PI. Il peut pour cela s'appuyer sur un savoir-faire existant en ingénierie végétale qui reste important aujourd'hui. Avec cette contrainte de la Gemapi, il s'ensuit toutefois des besoins nouveaux en ingénierie, qui concernent essentiellement le choix des ouvrages et la quantification des interventions, pour des actions qui concilient la Gema avec la PI sur un même site ou un même bassin versant. En effet, alors qu'aujourd'hui les actions de Gema et de PI sont souvent planifiées à différents endroits dans le bassin versant, une même action devra désormais s'envisager pour conjuguer les deux à même les sites traités, en même temps qu'elle devra permettre une gestion de l'eau par bassin versant, avec des questions de dépendance amont-aval et latérales (continuités écologiques et fonctionnement hydromorphologique des cours d'eau) (figure 1).

Si de manière plus globale, comme nous l'avons vu plus tôt, il existe une littérature abondante sur le génie végétal, force est de reconnaître que celle-ci met souvent en avant l'apport des techniques végétales dans la gestion écologique des milieux, et plus particulièrement de leur restauration, ainsi que dans le contrôle de l'érosion et la stabilisation des milieux érodés (versants, berges de rivières, etc.). Ainsi, la végétalisation des versants d'un bassin pour réduire et ralentir le ruissellement, l'utilisation du génie végétal sur les berges des rivières pour leur restauration écologique ou pour limiter la vitesse du courant, ou toute autre utilisation du végétal dans des opérations de restauration hydromorphologique de cours d'eau, sont autant d'actions connues et éprouvées qui permettent de mieux conjuguer la restauration des milieux et le contrôle des risques hydrologiques. La manière dont ces ouvrages et la végétation qu'ils permettent d'installer contribuent plus spécifiquement à la prévention des inondations — au sens d'une participation aux mesures préventives pour une meilleure protection contre certaines inondations —,

notamment au travers de leur rôle dans le contrôle de l'érosion et de la sédimentation fine dans les rivières, apparaît moins évidente et mérite pourtant qu'on s'y intéresse.

Si de telles nouvelles approches constituent une source d'innovation pour les bureaux d'études, elles questionnent également la science, en particulier dans le domaine de l'écologie ingénieriale (Rey, 2014c). En termes de recherche au service de l'ingénierie et de la technique, l'enjeu est de développer de nouvelles connaissances à même de nourrir de nouveaux outils (modèles, plates-formes technologiques, guides, etc.) mobilisables pour choisir et dimensionner des ouvrages conciliant diverses fonctions, et donc divers bénéfices. La recherche au service de l'ingénierie écologique et du génie végétal se développe ainsi depuis plusieurs années. Interdisciplinaire par nature, liant l'écologie et les géosciences, mais aussi la sociologie et l'économie, elle rend ses résultats accessibles pour le développement des compétences en ingénierie végétale.

1 – Pourquoi et comment végétaliser les terrains érodés ?

De nombreuses problématiques liées à l'érosion des versants et à la sédimentation fine dans les rivières

L'ÉROSION CONSTITUE UN PHÉNOMÈNE NATUREL aux conséquences préoccupantes dans beaucoup de régions du monde, là où existent des enjeux sociaux, économiques et écologiques (Gonzalez-Hidalgo *et al.*, 2007). Les enjeux s'entendent ici comme les biens, personnes et milieux menacés par cet aléa. L'érosion de surface réunit tous les processus qui affectent, sur une faible profondeur, les sols, les formations superficielles et/ou le substratum géologique. Elle est ainsi essentiellement due à l'action des eaux courantes, appelée aussi « érosion hydrique », qui englobe des formes de ruissellement et des petites coulées boueuses de quelques centimètres à quelques décimètres d'épaisseur, mais qui exclut tous les grands mouvements de terrain qui peuvent avoir des profondeurs de plusieurs mètres. Elle comprend deux phases successives. La première correspond à l'ablation du substrat et au transport des matériaux érodés : c'est l'érosion proprement dite. La seconde phase correspond au dépôt de matériaux érodés : c'est la sédimentation. L'érosion se manifeste aussi bien dans les milieux semi-naturels (bassins versants torrentiels, berges de rivières et de lacs) que dans les milieux fortement anthropisés (zones agricoles, carrières, talus, pistes de ski). Elle est particulièrement présente dans les milieux de montagne et sous climat méditerranéen (Cohen *et al.*, 2013 ; Rey *et al.*, 2004a).

Ces sols érodés sont souvent caractérisés par une très faible, voire une absence de biodiversité. Ils sont par ailleurs responsables d'une importante production de sédiments fins, qui représente une menace sociale, économique et écologique. Cette sédimentation fine, qui a lieu essentiellement dans le fond des rivières, entraîne en effet divers dommages tels qu'une raréfaction des lieux de reproduction des poissons, un fonctionnement perturbé des centrales hydroélectriques, un exhaussement du lit des rivières et un accroissement des inondations (Mkanda, 2002 ; Steiger *et al.*, 2001 ; Schleiss *et al.*, 2016).

Les pouvoirs publics recherchent ainsi depuis plusieurs années des solutions efficaces, peu coûteuses et durables qui permettent d'enrayer ces problèmes. La lutte contre l'érosion des versants et la sédimentation fine qui en résulte dans les rivières apparaissent alors comme un défi à relever.

Exemple des ravines marneuses dans le bassin versant de la Durance dans les Alpes du Sud françaises

DANS LES ALPES DU SUD FRANÇAISES, milieu de moyenne montagne sous climat montagnard subméditerranéen, l'érosion est souvent très présente, en particulier au niveau des terrains marneux (figure 1.1). Elle est essentiellement due aux dégradations des milieux liées aux activités humaines il y a près de deux siècles (Vallauri *et al.*, 1997). Elle entraîne la formation de « ravines », petits bassins versants de l'ordre de l'hectare qui façonnent des paysages érodés typiques dans les marnes, appelés « badlands » (Zgłobicki *et al.*, 2017). Les vitesses d'ablation mesurées sur les versants ravinés inscrits dans les marnes noires callovo-oxfordiennes dépourvues de végétation sont d'environ 1 cm par an (Rovéra *et al.*, 1999 ; Mathys *et al.*, 2003). L'érosion sur les flancs de ravines, parfois sous forme de micro-glissements (figure 1.2), entraîne une grande quantité de sédiments vers leurs fonds où le manteau de débris atteint en fin d'hiver en moyenne 10 cm, mais où des épaisseurs allant jusqu'à 80 cm ont été observées (Alexandre, 1995). Les sédiments accumulés sont ensuite évacués vers l'exutoire des ravines par l'action du ruissellement concentré. Au cours d'une année, les fonds de ravines peuvent ainsi connaître une alternance d'accumulation et d'ablation (Lecompte *et al.*, 1998). À l'échelle annuelle, on peut cependant considérer que dans une ravine de petite taille (quelques milliers de mètres carrés) dont la pente du lit est supérieure à 10°, ce qui est souvent le cas au sein des badlands, il n'y a pas de stockage intermédiaire des sédiments (Lecompte *et al.*, 1998). Selon Mathys *et al.* (2003), le transit de sédiments mesuré à l'exutoire des ravines incisées dans des marnes dépourvues de végétation, dans les Alpes du Sud françaises, est de l'ordre de 100 tonnes par hectare et par an.

Figure 1.1. Érosion sous forme de ravinement.



Figure 1.2. Érosion sous forme de microglissement.



Dans les bassins versants torrentiels, on peut ainsi distinguer un cours d'eau principal sur lequel se greffent des cours d'eau secondaires, pouvant eux-mêmes inclure des cours d'eau d'ordre inférieur. Ces linéaires de cours d'eau drainent chacun une zone à l'amont correspondant à un bassin versant hydrologique, dont la taille peut aller de quelques ares à plusieurs kilomètres carrés. De forme générale en V bien marquée, une ravine est elle-même composée d'un lit et de versants (Poncet, 1995). Le découpage d'un bassin versant en ravines est important, car les processus érosifs varient en fonction des échelles spatiales (Trimble, 1990). À l'échelle d'un lit, d'un versant, d'une ravine, d'un bassin versant, voire d'une zone géoclimatique, l'érosion se manifeste en effet de différentes manières. Ces processus d'érosion et de production de sédiments fins sont responsables de plusieurs troubles dans le bassin versant de la Durance dans les Alpes du Sud françaises. L'érosion est tout d'abord synonyme de terrains dégradés, présentant une biodiversité inexistante à très faible. Il existe ensuite des problèmes de sécurité face au risque d'inondation, identifiés dans le Plan Durance multi-usages et le Contrat de rivière Durance. Ce risque est en partie lié à la surcharge solide de la rivière en matériaux fins, qui provoque d'importants dépôts de sédiments fins à l'aval et se traduit par un exhaussement du lit de la basse Durance, lui-même responsable d'un accroissement des risques d'inondation (Balland *et al.*, 2002). Ces dépôts sont également responsables, tout le long de la Durance et de ses affluents, d'autres problèmes d'ordre socio-économique tels que l'envasement des retenues hydroélectriques et la perturbation du bon fonctionnement des centrales (figure 1.3), ou encore le bouchage de buses (Verstraeten *et al.*, 2006). Enfin, le dépôt des matériaux fins est à l'origine de problèmes écologiques, comme le colmatage de frayères dans le lit de la Durance, surtout à l'aval du barrage de Serre-Ponçon, ou encore l'envasement de l'étang de Berre, responsable lui aussi d'une baisse des populations de poissons.

Figure 1.3. Envasement d'une retenue hydroélectrique dans les Alpes du Sud.

Végétaliser pour restaurer et lutter contre l'érosion et la sédimentation fine

POUR LUTTER CONTRE LES DÉPÔTS VOLUMINEUX DE SÉDIMENTS FINS et protéger les intérêts socio-économiques et écologiques cités plus haut, on peut chercher à stopper les arrivées de sédiments fins avant qu'ils ne provoquent des dégâts, à l'aide de barrages de sédimentation issus du génie civil. De tels ouvrages sont cependant souvent très coûteux, tant dans leur construction que dans la gestion des sédiments retenus : il faut en effet régulièrement les curer pour conserver la fonction de « barrage » de l'ouvrage, avec des actions répétées au gré des remplissages. Cette solution revêt donc un caractère onéreux, non durable et sans plus-value écologique.

Une autre solution consiste à diminuer les apports de sédiments fins à la sortie des bassins versants torrentiels. L'idée la plus évidente est de chercher à empêcher l'érosion de se produire (protection active) (figure 1.4). Pour cela, la végétation a de tout temps constitué un moyen efficace, grâce à une action à plusieurs niveaux (Rey *et al.*, 2004a). Elle joue un rôle de contrôle de l'érosion par régulation du régime hydrologique des bassins versants et augmentation de l'interception et de l'infiltration de l'eau dans le sol, avec pour conséquence une diminution de la quantité, de la concentration et du débit du ruissellement. Elle peut aussi fournir une protection mécanique des sols par réduction de l'énergie des gouttes de pluie sur le sol. Elle peut par ailleurs jouer un rôle de régulation thermique en réduisant les variations journalières de températures. Enfin, elle

peut assurer la fixation des sols, grâce aux systèmes racinaires, le réseau racinaire pouvant modifier les propriétés mécaniques du sol et notamment renforcer sa cohésion. En parallèle, l'installation d'une telle couverture végétale permet d'enclencher un processus de restauration écologique des terrains dégradés de grande ampleur.

Figure 1.4. Rôle de protection active de la végétation contre l'érosion : la couverture végétale empêche l'érosion de se produire.



Mais le génie végétal qui permettrait l'installation d'une telle couverture végétale a un coût proportionnel aux surfaces érodées, son application pouvant rapidement s'avérer très onéreuse. C'est le cas pour les terrains marneux érodés des Alpes du Sud françaises, qui couvrent près de 40 000 hectares. Les contextes socio-économiques mondiaux hétérogènes impliquent souvent différentes contraintes et différents objectifs pour la réalisation des opérations de contrôle de l'érosion et de la sédimentation. Certains pays disposent de moyens financiers conséquents et engagent des actions maximales, avec des ouvrages de protection contre l'érosion parfois surdimensionnés. À l'inverse, d'autres pays visent l'économie financière et énergétique, cherchant à minimiser les interventions : on parle alors de gestion minimale. En France en particulier, il existe aujourd'hui une forte contrainte économique qui impose aux gestionnaires de définir de telles stratégies pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation (Balland *et al.*, 2002). En conséquence, si au siècle dernier la stratégie utilisée pour la végétalisation des terrains érodés était de reboiser en masse partout où cela était possible (Vallauri *et al.*, 1997), afin de faire jouer à la végétation un rôle de protection active contre l'érosion, on doit plutôt aujourd'hui chercher à sélectionner des zones-clés à revégétaliser, afin de minimiser l'érosion et l'exportation

de sédiments fins dans les cours d'eau, avec le moins possible d'interventions. En outre, le temps de développer une surface végétale suffisante pour jouer pleinement son rôle de protection peut être long, d'autant plus si l'on a recours à des espèces forestières, et si de surcroît les terrains sont peu fertiles.

Le génie végétal peut tout de même apparaître comme la solution appropriée si on utilise la végétation non pas pour empêcher l'érosion, mais pour retenir les sédiments érodés à l'amont, jouant alors un rôle de protection « passive » contre l'érosion. Elle peut agir ainsi en faveur de la sédimentation grâce aux parties aériennes des plantes, en filtrant les écoulements (Lee *et al.*, 2000) et en piégeant les matériaux érodés à l'intérieur d'un bassin versant. Les obstacles végétaux réduisent en effet la vitesse des écoulements et l'énergie de transport des sédiments, ce qui favorise leur accumulation (Abu-Zreig *et al.*, 2001). Des dépôts ont ainsi été observés à l'amont de barrières végétales naturelles, même sur fortes pentes (figure 1.5) (Bochet *et al.*, 2000), ou encore à l'amont de structures végétales de conservation des sols (Nyssen *et al.*, 2008). Bien que Beuselinck *et al.* (2000) aient montré que la végétation est plus susceptible de piéger les sédiments fins, d'autres études ont montré que les sédiments grossiers pouvaient également être piégés par des obstacles végétaux (Meyer *et al.*, 1995).

Par ailleurs, d'autres auteurs expliquent que les atterrissements créés par les obstacles végétaux sont favorables à l'installation d'une végétation colonisatrice, qui ne parvient

Figure 1.5. Rôle de protection passive de la végétation contre l'érosion : une barrière végétale piège les matériaux érodés plus à l'amont et entraîne leur dépôt (sédimentation).



souvent à s'installer que sur ce type de dépôts relativement stables dans les bassins versants dégradés (Kikuchi et Miura, 1993 ; Urbanska, 1997). Cette végétation est appelée à coloniser de plus en plus les terrains stabilisés, par l'initiation d'une succession secondaire se traduisant par l'arrivée progressive d'un cortège de nouvelles espèces (Guerrero-Campo et Montserrat-Martí, 2000).

Un génie végétal innovant et multibénéfices

UNE TELLE UTILISATION INNOVANTE DE GÉNIE VÉGÉTAL visant à permettre l'installation de barrières végétales piégeant les sédiments fins revêt alors un caractère multibénéfices, qui comprend :

- une participation à l'enclenchement d'un processus de restauration écologique des milieux érodés à l'amont du bassin versant de la Durance — ou tout du moins leur réhabilitation, mais par souci de simplification, nous utiliserons le terme de « restauration » pris au sens large dans la suite de l'ouvrage — par le développement d'une couverture végétale durable sur des terrains qui en sont initialement quasi dépourvus ;
- une participation à la restauration de la qualité physique naturelle des cours d'eau à l'aval de ce grand bassin, en participant au rétablissement de l'équilibre sédimentaire de la rivière Durance et de ses affluents ;
- une contribution possible à la prévention de certaines inondations « courantes » (les plus extrêmes échappant dans tous les cas à une action significative possible), puisqu'une certaine quantité de matériaux érodés peut être piégée à l'intérieur des bassins versants par la végétation et ne pas atteindre leur exutoire (Beuselinck *et al.*, 2000), participant ainsi potentiellement à un moindre exhaussement du lit des rivières dû aux sédiments fins.

En d'autres termes, le génie végétal et la végétation installée participeraient, sous cette forme d'utilisation et en complément d'ouvrages de génie civil, à la mise en œuvre de la Gemapi, voire hors Gemapi pour les processus comme la lutte contre l'érosion des sols et la gestion du ruissellement.

Plusieurs questions apparaissent alors : comment procéder techniquement pour installer de telles barrières végétales dans des bassins versants torrentiels ? Avec quelles espèces et quels ouvrages ? À quel coût ?

Une fois l'installation végétale « réussie », quelle serait la dynamique végétale face à une dynamique érosive et sédimentaire continue, au sein d'un processus de restauration écologique des milieux ? Quelle serait l'efficacité des barrières végétales, dans l'espace et dans le temps, pour piéger durablement des sédiments de manière significative ?

Au début des années 2000, il n'existait pas de guide spécifique décrivant les ouvrages et indiquant des éléments de diagnostic et de stratégie pour leur utilisation dans des bassins versants torrentiels, et encore moins pour l'installation de barrières végétales. L'expérience mondiale dans le contexte torrentiel est pourtant relativement importante et

riche, notamment en France, où elle est essentiellement liée aux activités des services RTM. Beaucoup de livres anciens (par exemple, Demontzey, 1878 ; 1894) ou plus récents (Poncet, 1995) permettent de garder en mémoire une partie de ces activités au passé prestigieux et de retracer l'expérience de ces services. Cependant, il y a eu peu de retours d'expérience sur les réalisations de génie végétal en contexte torrentiel, *a fortiori* sur terrains marneux sous climat montagnard subméditerranéen, alors qu'elles ont été très nombreuses par le passé (voir les illustrations photographiques dans Museon Arlaten, 2004, et Jeudy, 2006). Dans ce cas précis, une stratégie d'ingénierie végétale restait à inventer. Il a alors fallu imaginer un schéma d'intervention dans l'espace et dans le temps, que l'on pouvait tester par la réalisation de recherches finalisées.

Une solution d'ingénierie végétale à concevoir et à tester

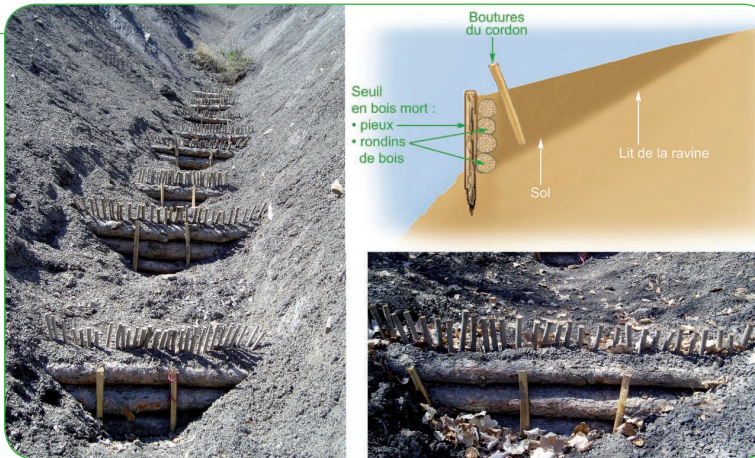
LES OUVRAGES DE GÉNIE VÉGÉTAL utilisés classiquement pour stabiliser et végétaliser des ravines sont à base de boutures, qui sont des parties ligneuses de végétaux sans feuillage ni racines. Elles sont généralement prélevées sur des saules (genre *Salix*). Le recours au bouturage permet un développement rapide de la couverture végétale sur des terrains érodés (Lachat, 1994 ; Schiechtl et Stern, 1996).

Sur la base du savoir-faire en ingénierie végétale, des connaissances théoriques actuelles sur les interactions érosion-végétation, ainsi que des contraintes socio-économiques et écologiques propres aux milieux qui nous intéressent, le schéma opérationnel suivant a été formulé (Rey, 2009) : des ouvrages de génie végétal, constitués de boutures, peuvent être utilisés de manière ciblée dans les bassins versants torrentiels érodés afin d'installer une couverture végétale et de permettre le piégeage et la rétention durable de sédiments. Deux types d'ouvrages combinés ont été proposés : les « cordons sur seuil en bois mort » et les « cordons avec garnissage sur seuil en bois mort ».

Le seuil en bois mort permet de stabiliser le fond de la ravine et d'éviter l'érosion régressive (érosion due au creusement des terrains et qui se propage de l'aval vers l'amont). Il est rapidement apparu comme la solution de stabilisation *a priori* la plus économique et la plus sûre. Le cordon de boutures est une simple rangée de boutures installées debout, donnant à l'ouvrage une structure linéaire. Placé perpendiculairement à la direction de transit des débris, il doit aboutir à créer une barrière végétale permettant le piégeage de sédiments à son amont. Le garnissage est un tapis de boutures qui exerce ses effets en surface. Les boutures peuvent être disposées debout ou en oblique. Le tapis végétal global constitué joue ainsi un rôle de barrière pour les sédiments et les eaux qui transitent sur toute sa surface.

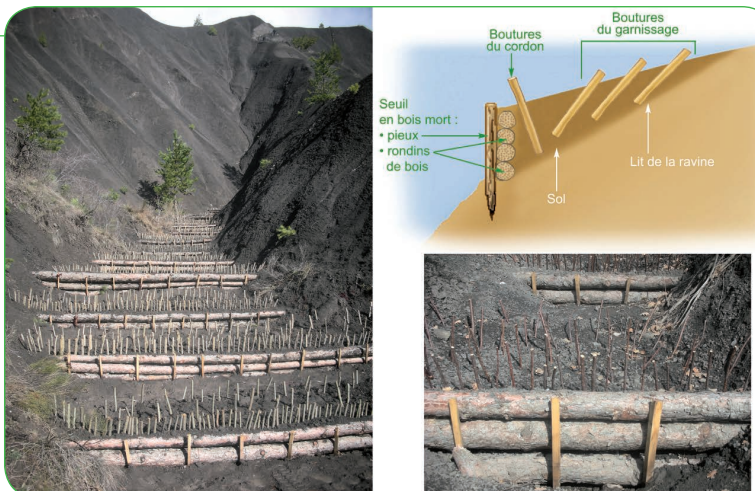
Les cordons sur seuil en bois (figure 1.6) sont composés d'un seuil en bois mort, d'une hauteur de 50 cm, confectionné avec des troncs de résineux. Les boutures des cordons ont un diamètre de 2 à 3 cm pour une longueur totale de 50 cm, 20 cm dépassant de la surface du sol. Le nombre moyen de boutures par ouvrage est de 20 sur 1,20 m de large, soit un espacement moyen entre elles d'environ 6 cm.

Figure 1.6. Cordon sur seuil en bois (d'après Rey *et al.*, 2015a).



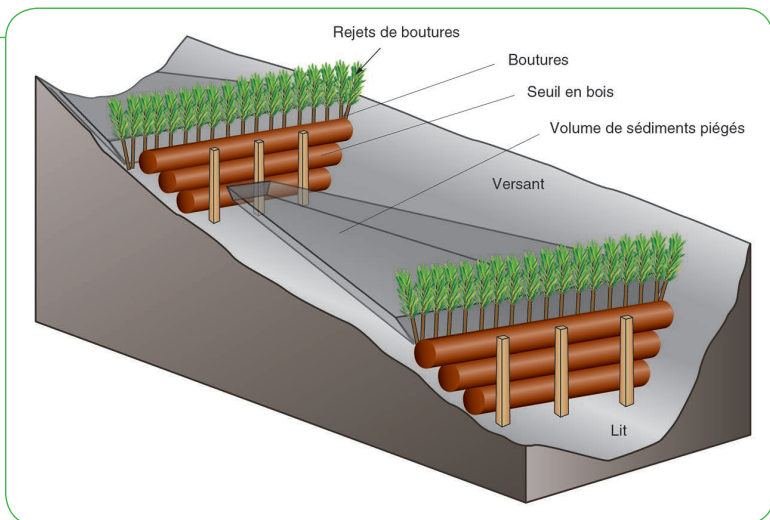
Les cordons avec garnissage sur seuil en bois (figure 1.7) sont constitués de boutures pour les cordons et les garnissages, de 50 cm de longueur et de 2 à 3 cm de diamètre, qui dépassent la surface du sol de 20 cm. Les cordons comportent 20 boutures sur 1,20 m de large et les garnissages 40, les boutures de ces dernières étant réparties sur environ 2 m².

Figure 1.7. Cordon avec garnissage sur seuil en bois (d'après Rey *et al.*, 2015a).



Ces ouvrages sont disposés en cascade dans le lit des ravines, afin de multiplier la capacité totale du dispositif pour le piégeage des sédiments. Le cordon et le garnissage permettent de créer un « réservoir » sur le seuil, afin de piéger et de recueillir les sédiments (figures 1.8 et 1.9).

Figure 1.8. Schéma d'un ouvrage de génie végétal (cordon sur seuil en bois mort) permettant de créer un « réservoir » pour le piégeage des sédiments (d'après Rey *et al.*, 2015b).



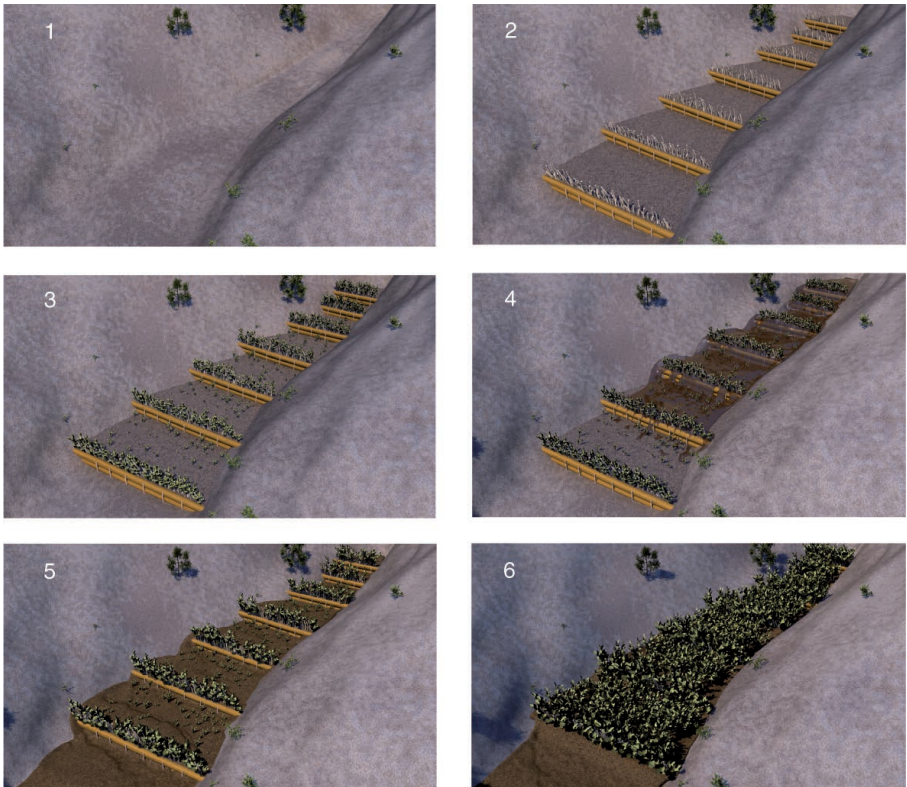
L'utilisation de boutures, et non de plants ou de semences, a été privilégiée parce que les boutures sont enfoncées dans le sol, ce qui permet d'assurer la résistance du matériel végétal aux contraintes hydrologiques et donc son maintien en place. Cette résistance est moindre et très incertaine pour les plants, qui sont simplement mis en terre dans un trou, sans ancrage immédiat du système racinaire, et donc très vulnérables à une crue qui se produirait à court terme. Concernant les semences, elles sont encore plus soumises au risque d'entraînement par une crue et sont donc proscrites.

Les observations des chercheurs (Rey et Lacheney, 2000) ont montré qu'il fallait un tapis végétal pour que l'effet de piégeage soit efficace (soit une structure végétale en 2D vue de haut). Pour installer une telle couverture, il existe deux moyens :

- installer du matériel végétal sur la surface que l'on souhaite végétaliser ;
- installer du matériel végétal sous forme linéaire (1D), de manière à créer un barrage végétal, puis laisser faire la nature afin qu'il y ait une végétalisation naturelle des sédiments atterris (figure 1.9).

La seconde solution est plus économique car elle met en jeu moins de matériel végétal. Elle répond ainsi bien au principe de gestion minimale, qui vise à atteindre les objectifs

Figure 1.9. Scénario de fonctionnement des ouvrages de génie végétal et de la végétation dans le piégeage et la rétention des sédiments au sein d'une ravine marneuse érodée (d'après Rey *et al.*, 2015a).



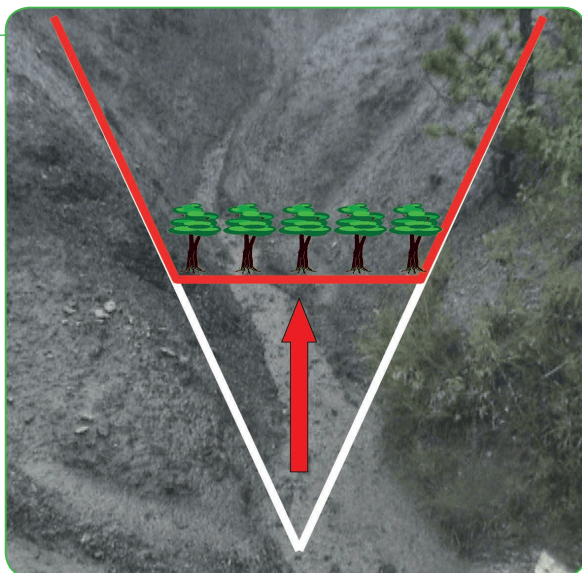
1. Les ravines « écologiquement restaurables » d'un bassin versant donné sont choisies lorsqu'elles répondent aux critères de réussite des ouvrages.
2. Les ouvrages (ici des cordons de boutures sur seuil en bois mort) sont construits en cascade dans le lit de la ravine, selon un espacement restant à déterminer.
3. Les boutures reprennent et émettent des rejets. Une dynamique naturelle potentielle permet l'installation spontanée de jeunes plants à l'amont des ouvrages.
4. Lors des fortes pluies, les matériaux marneux érodés sur les versants sont transportés par l'écoulement, puis ralentis et filtrés par les obstacles végétaux, provoquant un dépôt de sédiments marneux.
5. À chaque orage, de nouveaux dépôts se produisent, faisant remonter l'atterrissement de sédiments et passer le profil en travers de la ravine d'une forme en V à une forme en U.
6. Après plusieurs années, la croissance des boutures et de leurs rejets ainsi que celle de la végétation naturelle ont permis le développement d'un tapis végétal dense et diversifié, véritable piège à sédiments dont l'efficacité croît avec le temps.

fixés avec le moins d'interventions possible. L'inconvénient, c'est qu'il faut qu'il y ait une dynamique végétale naturelle, effective et rapide ! Ainsi :

- dans le cas des cordons utilisés seuls sur les seuils, on cherche à installer une couverture végétale moins importante au départ, en laissant faire la dynamique végétale naturelle qui permettra, à un certain terme, de mener au développement d'une couverture végétale continue dans le lit de la ravine. L'intervention est alors peu coûteuse ;
- dans le cas des cordons avec garnissage sur les seuils, on cherche à installer très rapidement une couverture végétale dense pour un effet de rétention des sédiments potentiellement plus important à très court terme, sans compter sur une colonisation végétale spontanée. Dans cette situation, l'intervention est plus coûteuse que dans le cas précédent.

Quel que soit le type d'ouvrage utilisé, ce schéma opérationnel repose sur la probabilité qu'une dynamique végétale s'instaure après l'installation des ouvrages. Cette dynamique doit en effet permettre, grâce aux parties aériennes des plantes, le développement de tapis végétaux qui permettront d'augmenter au fil du temps la capacité de piégeage des sédiments au sein des ouvrages. Les végétaux en développement doivent par ailleurs permettre de fixer les sédiments piégés grâce à leurs systèmes racinaires, afin d'éviter leur remobilisation lors des crues. Cette dynamique végétale doit permettre de renouveler les quantités de sédiments piégés au fil des ans. Cela doit se traduire par un exhaussement du lit des ravines, dont le profil en travers, initialement en V, passera alors progressivement à une forme en U (figure 1.10).

Figure 1.10. Le piégeage progressif de sédiments dans le lit de la ravine permettra à ce dernier de passer d'une forme en V à une forme en U.



La recherche au service de l'ingénierie

Le concept de biorhexistasie

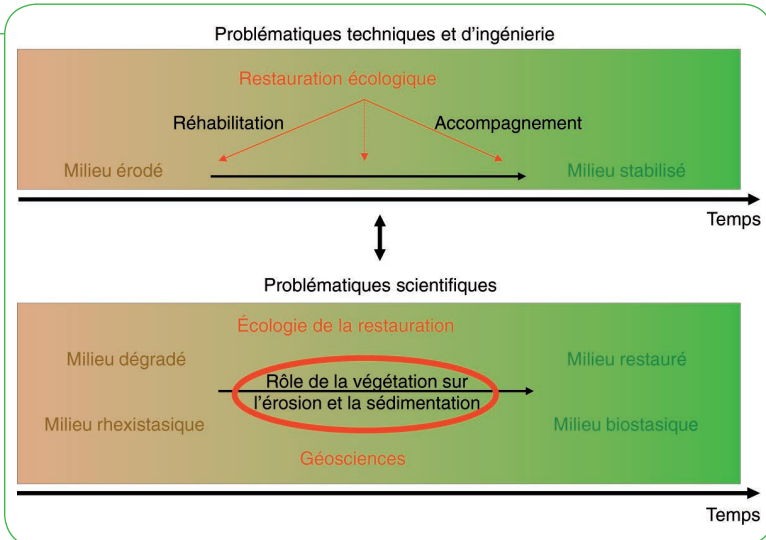
La traduction des problématiques techniques et d'ingénierie posées en problématiques scientifiques permet de définir les concepts, les sujets et les objets de recherche à développer. Cette démarche correspond ainsi à la définition d'une « recherche ingénieriale », c'est-à-dire d'une recherche qui se met au service de l'ingénierie.

Du point de vue des concepts, on peut se référer ici au schéma de la figure 1.11 illustrant les domaines d'application dans lesquels on se situe.

Concernant celui de la restauration écologique, le domaine scientifique correspondant est celui de l'écologie de la restauration, où les résultats des recherches vont permettre de définir les stratégies de restauration. Pour désigner un milieu érodé, les chercheurs appartenant à cette famille scientifique vont parler de « milieu dégradé ». Le milieu stabilisé recherché sera quant à lui assimilé à un « milieu restauré (ou réhabilité) ».

Agissant sur un milieu physique particulier, on se situe également à l'interface avec les disciplines des géosciences. Ici, on parlera de « milieu rhexistasique » pour désigner le

Figure 1.11. Traduction des problématiques d'ingénierie en problématiques scientifiques pour l'étude du rôle de la végétation sur l'érosion et la sédimentation.



milieu érodé, et de « milieu biostasique » pour le milieu stabilisé. Ainsi, dans le domaine des géosciences, le concept de « biorhexistase » peut être utilisé pour caractériser l'efficacité d'une couverture végétale dans le contrôle de l'érosion et de la sédimentation. La notion de biorhexistase a été définie par Erhart (1967) afin de préciser les grands types d'érosion continentale aux échelles de temps géologiques. La rhexistase correspond à un contexte d'érosion dominante. La végétation subit alors son action et elle constitue un révélateur des conditions d'érosion à un endroit donné. L'érosion, notamment régressive, ne permet plus aux végétaux de s'installer ou de se maintenir dans les lits ou sur les versants des ravines. Elle peut également déchausser la végétation en place (Cohen et Rey, 2005). Les processus d'érosion maintiennent ainsi les ravines dénudées et rendent l'installation de la végétation difficile (Guerrero-Campo et Montserrat-Martí, 2000). La biostasie correspond, quant à elle, à une période de calme érosif, pendant laquelle la végétation est en mesure de se développer sur des sols relativement stables. Dans les définitions présentées ici, c'est le contexte climatique général qui détermine la tendance à la rhexistase ou à la biostasie. Aux échelles de temps considérées, la végétation ne maîtrise pas l'érosion : elle en subit les conséquences.

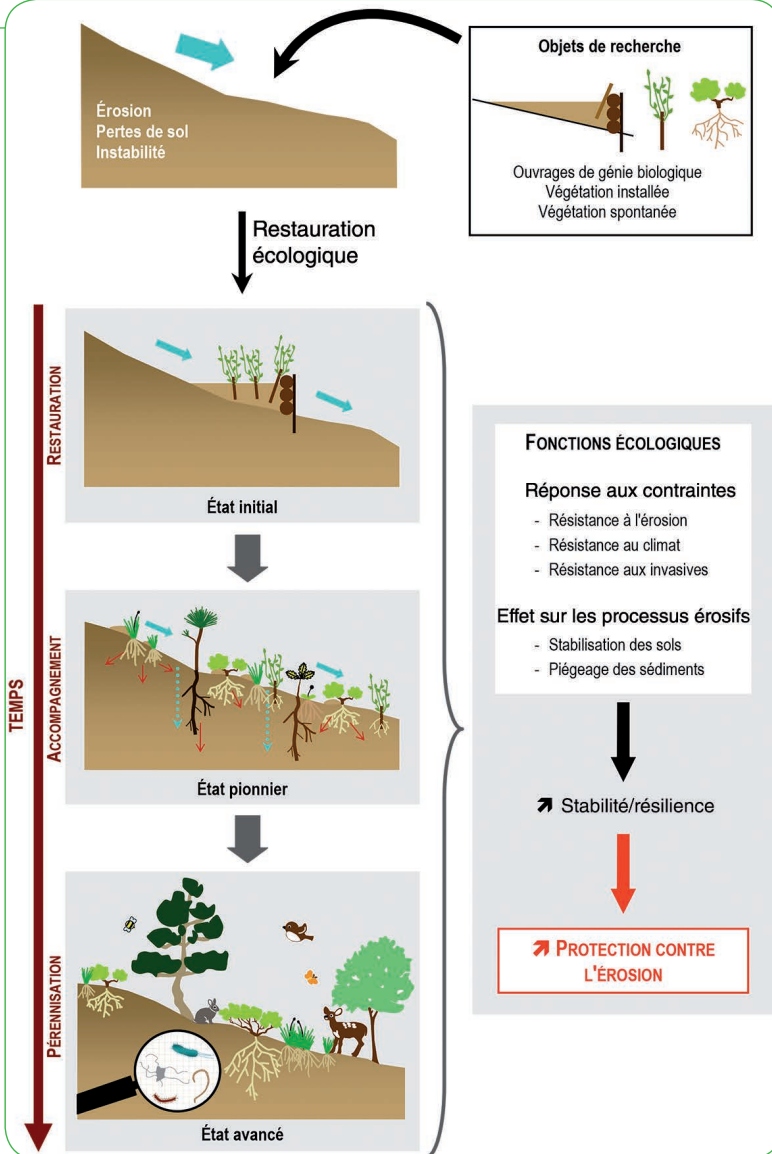
Cette notion de biorhexistase a été reprise par Rovéra *et al.* (1999) pour caractériser le contexte érosif à l'échelle de ravines, sur une échelle temporelle plus réduite, mais surtout dans un contexte historique particulier. Dans les bassins versants dégradés ayant fait l'objet d'une restauration écologique, l'homme est intervenu pour installer la végétation là où elle n'aurait certainement pas pu s'installer seule (Vallauri *et al.*, 2002). À l'échelle d'une ravine et à l'échelle humaine, la végétation est ainsi en mesure de maîtriser l'érosion, même dans un contexte climatique et érosif difficile tel que le milieu méditerranéen. L'installation d'une couverture végétale n'est alors plus une conséquence de la diminution de l'érosion, elle en devient la cause (Rey *et al.*, 2002).

■ Les questions de recherche issues de l'ingénierie végétale et du génie végétal

Parmi les nombreuses recherches menées depuis plusieurs dizaines d'années dans le monde sur les interactions végétation-érosion (Poesen *et al.*, 2003), celles récentes se sont concentrées sur trois types d'objets (figure 1.12) :

- les ouvrages de génie végétal, structures qui contribuent temporairement à calmer l'intensité des phénomènes hydrologiques et érosifs, permettant ainsi d'installer de la végétation sur des terrains érodés ;
- la végétation installée, amenée à se développer dans le temps et à prendre le relais des ouvrages dans le contrôle des phénomènes érosifs ;
- la végétation spontanée, en mesure de s'installer et de se développer sur les terrains stabilisés grâce aux ouvrages et à la végétation installée, dont elle doit accroître encore l'action protectrice, voire aller jusqu'à s'y substituer pour assurer seule la protection recherchée, tout en participant à la restauration des terrains érodés.

Figure 1.12. Objets et thématiques de recherche étudiés par la communauté scientifique sur les interactions entre végétation, érosion et sédimentation (M. Burylo et F. Rey).



Développées depuis plusieurs dizaines d'années, elles se situent principalement dans les domaines scientifiques des géosciences, essentiellement en géomorphologie et en sciences du sol, et de l'écologie (végétale) ingénieriale, à la croisée de plusieurs autres sous-domaines, à savoir :

- l'écologie de la restauration, les opérations de contrôle de l'érosion et de la sédimentation étant conjointes à des objectifs de restauration écologique des milieux ;
- l'écologie des plantes et des communautés végétales, voire des paysages, en fonction des échelles spatiales d'approche ;
- l'écologie fonctionnelle, qui permet de relier des caractéristiques de plantes (traits) avec leurs fonctions, ici de contrôle de l'érosion et de la sédimentation.

La situation particulière des recherches présentées dans cet ouvrage, à l'interface entre les deux grands domaines de recherche que sont les géosciences et l'écologie, peut aussi permettre de les situer dans les domaines parfois qualifiés de géo-écologie ou d'éco-géosciences (écogéomorphologie en particulier).

Il est toutefois important de noter qu'à la fin des années 1990, la plupart des recherches sur le rôle de la végétation et des ouvrages de génie végétal dans le contrôle de l'érosion et de la sédimentation avaient été réalisées par des chercheurs du domaine des géosciences. Ainsi, la majorité des articles étaient publiés dans des revues appartenant à ce domaine. Le traitement de ces questions sous l'angle de l'écologie (notion de traits fonctionnels par exemple) était relativement rare, et peu d'articles sur le sujet étaient publiés dans des revues d'écologie. Il existait donc encore ici un vaste champ de recherche et de valorisation scientifique à exploiter sous un angle relativement original.

L'ensemble de ces recherches visait à la fois un accroissement des connaissances théoriques et leur application dans le domaine de l'ingénierie et du génie écologiques. Elles répondaient en effet à des besoins opérationnels de contrôle de l'érosion et de la sédimentation dans des milieux dégradés, grâce à leur végétalisation.

Elles présentent un fort caractère finalisé et visent à développer des méthodes et des outils d'ingénierie écologique pour l'action, en particulier par la restauration des terrains érodés et la protection contre les risques naturels (érosion, crues, inondations), *via* l'utilisation de techniques de génie végétal.

Comme indiqué sur la figure 1.12, les études menées ont porté sur les trois objets spécifiques suivants, en lien avec le schéma opérationnel de génie végétal développé :

- les ouvrages de génie végétal que sont les cordons de boutures sur seuils en bois mort et les cordons avec garnissage de boutures sur seuils en bois mort ;
- la végétation installée à partir des boutures et autres matériels végétaux éventuels ;
- la végétation naturelle susceptible de s'installer et de se développer spontanément à l'amont direct des ouvrages de génie végétal.

I Principaux objectifs des recherches

Dans les domaines scientifiques nous intéressant, en lien avec les risques naturels, l'un des objectifs majeurs était de mieux quantifier l'efficacité de la végétation et des ouvrages de génie végétal pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation. En réponse à la nécessité de définir des actions de gestion minimale, une des questions principales était de savoir s'il existait des seuils d'efficacité, qualifiés de seuils spatio-temporels de biorhexistasie, à différentes échelles spatiales.

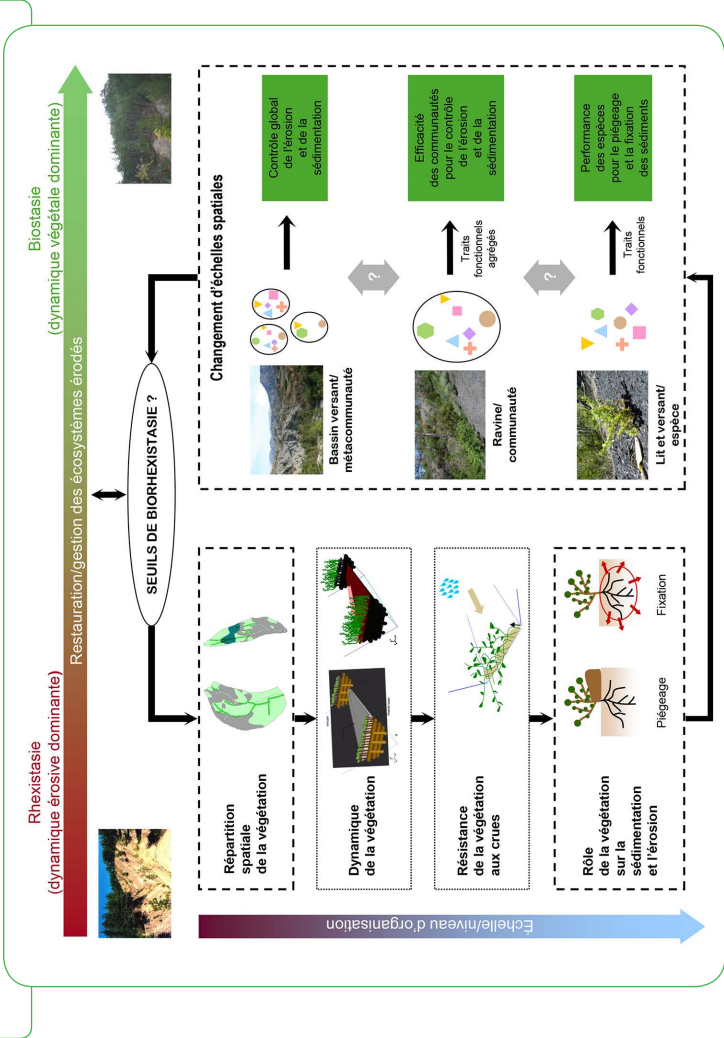
Sur la base du schéma opérationnel proposé, quatre sous-questions apparaissent plus précisément.

- Quelle est la couverture végétale nécessaire et suffisante pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation à l'échelle d'un bassin versant hydrologique donné ?
- Quelle est la dynamique végétale potentielle sur des terrains stabilisés par génie végétal, et quels sont les facteurs favorisant ou limitant cette dynamique devant permettre une restauration écologique du milieu ?
- Quelle est la résistance du matériel végétal, tant installé que spontané, vis-à-vis des contraintes hydrosédimentologiques ?
- Quelle est l'efficacité des obstacles végétaux ainsi installés pour le piégeage et la rétention durable de sédiments, à différentes échelles (espèces, communautés végétales, écosystèmes et paysages) ?

Pour mener l'ensemble de ces recherches « grandeur nature », c'est-à-dire dans des conditions proches de la réalité de terrain, une approche descendante dans les échelles spatiales est privilégiée, en menant d'abord des recherches à l'échelle du bassin versant et de l'écosystème, puis à celle de la ravine et de la communauté végétale, enfin à celle du lit ou du versant de ravine et de l'espèce végétale (partie gauche de la figure 1.13).

Par la suite, les activités sont poursuivies en suivant cette fois-ci une démarche ascendante dans les échelles spatiales, en remontant de l'échelle locale à l'échelle globale (partie droite de la figure 1.13). Pour cela, on a souhaité mieux connaître l'effet de la couverture végétale, de l'échelle des communautés jusqu'à celle des écosystèmes, sur le contrôle de l'érosion et de la sédimentation, en utilisant et en agglomérant les résultats des précédentes expérimentations. Il s'agissait de s'intéresser plus particulièrement aux interactions entre la diversité végétale fonctionnelle et les processus érosifs et sédimentaires. Enfin, les dernières recherches se sont orientées vers l'étude des interactions entre végétation et sédiments à des échelles spatiales de grande ampleur, soit sur des bassins versants d'un à plusieurs dizaines de kilomètres carrés, guidant ainsi davantage les recherches sur la thématique du changement d'échelles spatiales.

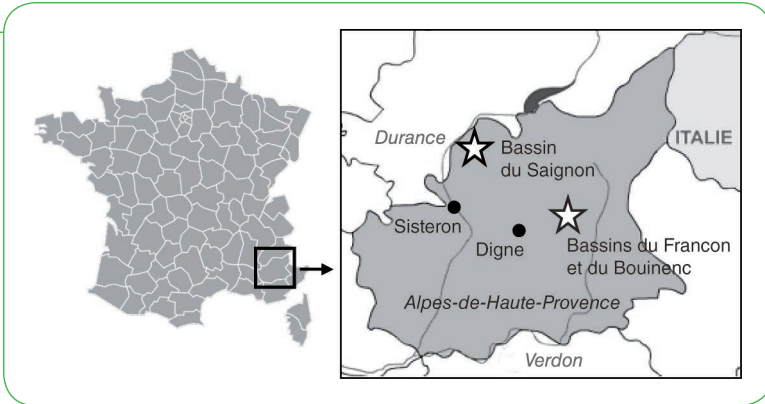
Figure 1.13. Thématiques de recherche au sein du thème d'étude plus global du rôle de la végétation et du génie végétal dans le contrôle de l'érosion et de la sédimentation. Les encadrés en pointillés représentent les thématiques majeures (F. Rey et M. Burylo).



Sites d'étude dans le bassin versant de la Durance dans les Alpes du Sud françaises

LES THÉMATIQUES DE RECHERCHE DÉVELOPPÉES dans ce livre sont appliquées au cas des bassins versants torrentiels marneux érodés sous climat montagnard et subméditerranéen, dans les Alpes du Sud françaises. Les expérimentations *in situ* ont ainsi été réparties sur deux sites des Alpes-de-Haute-Provence, dans le bassin versant de la Durance. L'un est situé à La Motte-du-Caire (bassin du Saignon, ainsi que deux bassins complémentaires : Fontaugier et Les Roubines), près de Sisteron, l'autre autour de la commune de Draix (bassins du Francon et du Bouinenc), à proximité de Digne (figure 1.14).

Figure 1.14. Carte de localisation des sites d'étude (d'après Rey *et al.*, 2002).



Sur ces sites, le climat est de type montagnard subméditerranéen (Vallauri, 1999). La pluviométrie annuelle moyenne est de 787 mm, inégalement répartie sur quelques mois de l'année en automne et au printemps, avec de fortes intensités (dépassant parfois les 30 mm/h), surtout en automne. La température moyenne annuelle est de 10,2 °C, la moyenne maximale du mois le plus chaud étant de 28,3 °C, alors que la moyenne minimale du mois le plus froid est de - 4,2 °C.

Les terrains sont essentiellement composés de marnes noires (ou terres noires) du Callovien et du Bathonien. Comme nous l'avons vu précédemment, ces terrains sont très érodables et fournissent la majorité des sédiments parvenant à l'exutoire des bassins. Une partie des terrains est quant à elle formée de calcaires du Tithonique. Des formations quaternaires apparaissent par placages au-dessus des marnes. Les sols sont

superficiels et peu différenciés. On trouve des éboulis calcaires, des rendzines, des sols rouges méditerranéens sur anciens glacis, des sols bruns calcaires, des régosols et sols bruno-calcaires, enfin des sols bruts d'érosion sur marnes.

La plupart des terrains aux alentours des sites ont fait l'objet d'une restauration écologique il y a plus d'un siècle. Ainsi, l'érosion régressive a été généralement stoppée à la base de la plupart des ravines, grâce au génie civil. Ces terrains sont aujourd'hui partiellement végétalisés, mais de nombreuses ravines érodées subsistent encore. Sur les secteurs marneux restaurés, la végétation est principalement constituée de pin noir d'Autriche (*Pinus nigra* Arn. subsp. *Nigra*) et de pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) pour la strate arborée, d'alisier blanc (*Sorbus aria*), d'érable à feuilles d'obier (*Acer opalus*) et de bugrane (*Ononis fruticosa*) pour la strate arbustive, enfin de bauche (*Achnatherum calamagrostis*) pour la strate herbacée.

2 – Recherches sur les interactions entre végétation, érosion et sédimentation fine

Seuils d'efficacité de la couverture végétale pour contrôler la production sédimentaire de ravines

EN PREMIER LIEU, IL EST ESSENTIEL DE DÉTERMINER le seuil de couverture végétale nécessaire et suffisante pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation à l'échelle d'un bassin versant hydrologique marneux érodé donné. Il s'est donc agi d'étudier le rôle de la répartition spatiale de la végétation pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation à cette échelle spatiale.

De nombreuses études, menées à l'échelle du bassin versant de plusieurs kilomètres carrés, avaient montré qu'en général l'érosion diminuait quand la couverture végétale augmentait (par exemple, Battany et Grismer, 2000). Des résultats similaires avaient été obtenus sur des surfaces plus réduites, celles du versant de quelques ares par exemple (Carroll *et al.*, 2000). Depuis plusieurs décennies, des scientifiques s'intéressaient plus particulièrement au rôle de la répartition spatiale de la végétation pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation. Dès 1964, Ionesco indiquait que la densité de la couverture végétale permettait en général de déterminer s'il y avait ruissellement ou non. Il affirmait ainsi que jusqu'à 70 % de couverture végétale, l'eau ruisselle en grande partie ; au-delà, l'eau percole et ne ruisselle plus, sauf s'il y a saturation des sols. En dessous de 70 %, la répartition de la végétation joue un rôle : pour une même densité, une répartition homogène de la végétation permet de maintenir un ruissellement diffus, alors qu'une répartition par plaques peut favoriser la concentration du ruissellement. Rogers et Schumm (1991) ont montré que la production sédimentaire de bassins ou de versants diversement végétalisés ne variait pas de façon linéaire avec la couverture végétale. Sur des versants de pente à 5°, ils ont en effet observé que la production sédimentaire augmentait rapidement lorsqu'on passait de 43 à 15 % de recouvrement végétal, puis variait très peu pour des valeurs inférieures à 15 %. Brochot (1993) rapportait également que la suppression du quart du peuplement forestier sur un bassin versant peut avoir des effets très différents selon le degré de morcellement de la surface concernée, mais aussi selon la position topographique des zones exploitées. En 1995, une valeur de 40 % était avancée par

Mc Ivor *et al.* (1995) comme couverture végétale minimale à maintenir ou à installer sur des terrains érodables pour une maîtrise significative de l'érosion. Plus récemment, en France, Richard et Mathys (1999) avaient comparé les transports solides de deux bassins marneux diversement végétalisés et avaient confirmé cette non-linéarité de la relation entre le couvert forestier et la production de sédiments aux exutoires. Leurs résultats avaient par ailleurs montré que la production spécifique annuelle de sédiments était 220 fois moins importante dans un bassin versant végétalisé à 87 % que dans un bassin versant similaire et végétalisé à 32 %.

Sur la base de l'ensemble de ces connaissances scientifiques, il apparaissait intéressant de se pencher sur le rôle de la répartition spatiale de la végétation pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation dans des bassins versants torrentiels marneux. Pour cela, le travail a été initié à l'échelle de ravines, petits bassins versants de l'ordre de l'hectare, c'est-à-dire à l'échelle de communautés végétales, tout en cherchant à resituer ce travail par rapport à d'autres approches à différentes échelles spatiales.

L'hypothèse émise était que pour garantir une protection suffisante contre l'érosion avec le moins d'interventions possible, il n'était pas nécessaire d'avoir une couverture végétale totale sur un bassin versant pour stopper la production sédimentaire à son exutoire.

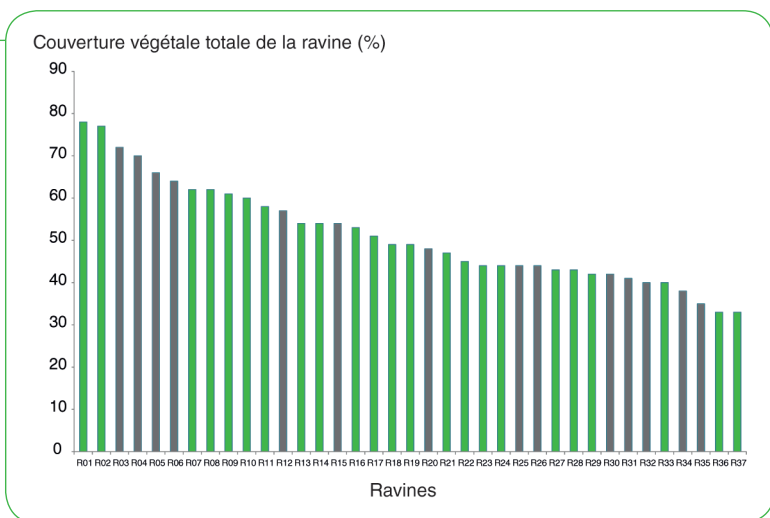
À l'échelle de petites ravines de moins de un hectare, il a été décidé d'étudier ce rôle de barrière joué par la végétation naturelle dans le piégeage et la rétention des sédiments (figure 2.1).

Figure 2.1. La répartition spatiale de la végétation sur une ravine est à prendre en compte pour juger de son rôle de protection contre l'érosion.



L'étude d'un échantillon de 37 ravines a tout d'abord permis de montrer qu'à couverture végétale totale égale, des ravines pouvaient avoir des productions sédimentaires très différentes (Rey, 2003). L'activité de production sédimentaire des ravines n'est ainsi pas corrélée avec le pourcentage de couverture végétale totale des ravines (figure 2.2), mais avec le pourcentage de lit occupé par une couverture végétale au sol (figure 2.3). On entend par couverture végétale au sol les strates herbacées et sous-arbustives, quelles que soient les espèces.

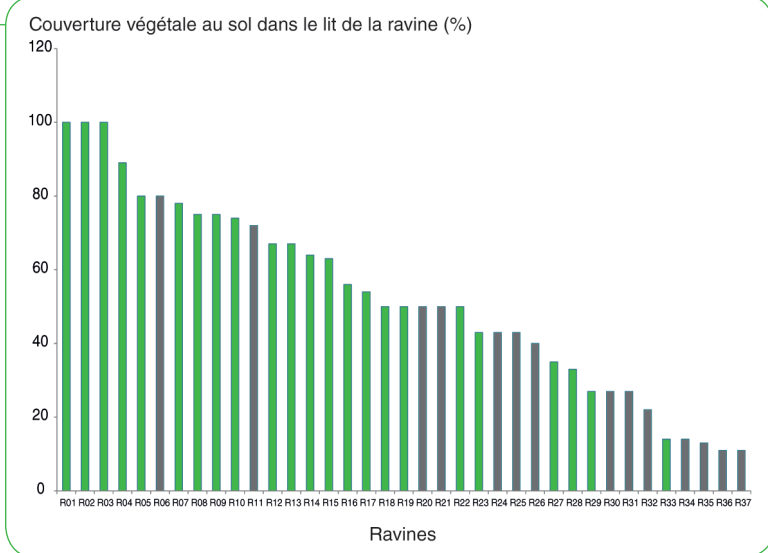
Figure 2.2. Relation entre couverture végétale totale et activité des ravines sur la production de sédiments à leur sortie (en vert : ravines inactives ; en gris : ravines actives ; en abscisse : identifiants des ravines étudiées) (d'après Rey, 2003).



Il apparaît un seuil assez net de 50 % de couverture végétale au sol dans les lits, au-delà duquel on ne trouve quasiment que des ravines inactives (figure 2.3). Au-dessus de 80 %, on trouve exclusivement des ravines inactives. En dessous de 50 %, on trouve aussi bien des ravines inactives que des ravines actives. En dessous de 30 %, on ne trouve quasiment que des ravines actives.

Les résultats montrent également qu'il est possible d'obtenir une production sédimentaire nulle à l'exutoire d'une ravine avec seulement 33 % de couverture végétale, les ravines conservant leur état biotasiatique même en cas de très forte pluie (70 mm/h) (figure 2.2). Il est donc possible d'obtenir une « extinction » de la ravine sans que celle-ci soit complètement végétalisée.

Figure 2.3. Relation entre couverture végétale au sol dans les lits et activité des ravines sur la production de sédiments à leur sortie (en vert : ravines inactives ; en gris : ravines actives ; en abscisse : identifiants des ravines étudiées) (d'après Rey, 2003).



Il ressort ainsi de ces observations que la présence de végétation dans le lit des ravines est primordiale pour la réduction de la production sédimentaire à leur exutoire. Rappelons que ce résultat est valable uniquement pour des ravines élémentaires du bassin versant et non pour de grands ravins, dans les lits desquels les contraintes hydrologiques et érosives peuvent être *a priori* trop fortes en raison de l'importance de la surface drainée.

Sur la base de ces résultats, des investigations plus poussées ont ensuite été engagées afin de déterminer un taux de couverture végétale, nécessaire mais suffisant pour l'arrêt de production sédimentaire des ravines, qui soit encore plus bas (Rey, 2004). Ainsi, sur un échantillon de 40 ravines, une relation a pu être établie entre la surface d'une zone érodée drainée et la surface d'une barrière végétale efficace pour piéger tous les matériaux issus de cette zone (figure 2.4). En appliquant une régression linéaire, on obtient la relation suivante :

$$y = 0,71x \quad (R^2 = 0,67 \text{ et } r = 0,82)$$

Les coefficients de détermination (R^2) et de Bravais-Pearson (r) sont élevés, ce qui traduit, d'une part, la bonne qualité du modèle proposé (information résiduelle de 33 % seulement) et, d'autre part, une forte corrélation entre les deux variables.

Pour se replacer dans le contexte du terrain, la relation établie peut être formulée de la manière suivante :

$$\text{Surface moyenne}_{\text{barrière végétale}} \text{ (m}^2\text{)} = 0,71 \times \text{surface}_{\text{zone érodée}} \text{ (m}^2\text{)}$$

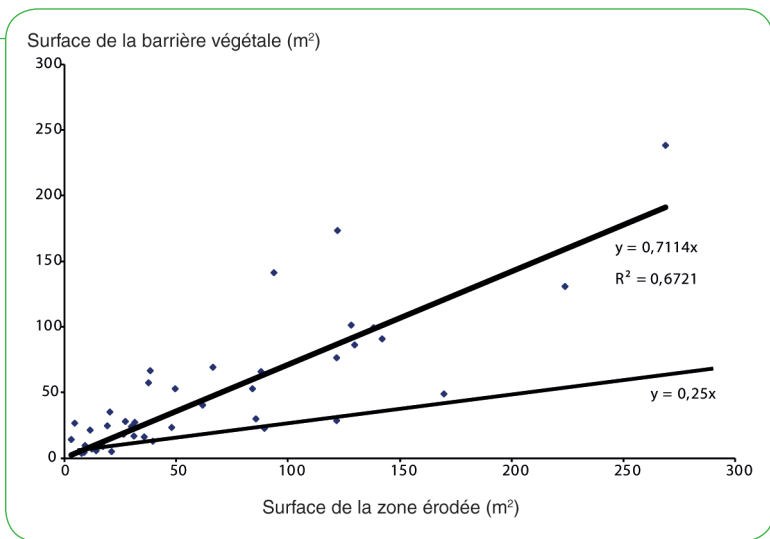
On peut également déterminer une équation permettant d'estimer la couverture végétale minimale à même de piéger tous les matériaux issus de la zone érodée (figure 2.4) :

$$y = 0,25x.$$

On peut formuler la relation de la manière suivante :

$$\text{Surface minimale}_{\text{barrière végétale}} \text{ (m}^2\text{)} = 0,25 \times \text{surface}_{\text{zone érodée}} \text{ (m}^2\text{)}$$

Figure 2.4. Relation entre la surface d'une zone érodée drainée et la surface d'une barrière végétale efficace pour piéger tous les matériaux érodés sur la zone érodée : mise en évidence d'une surface moyenne (trait gras) et minimale (trait fin) de barrière végétale (d'après Rey, 2004).



En d'autres termes, une barrière végétale ne recouvrant que 20 % d'une placette marneuse peut être suffisante pour empêcher toute sortie de sédiments, si elle est située à l'aval de la ravine et si elle est composée d'espèces herbacées et arbustives. Ce résultat correspond à une efficacité optimale des barrières végétales pour l'échantillon de 40 ravines étudiées.

Ainsi, les résultats de ces travaux ont montré qu'à l'échelle de la ravine, la répartition spatiale de la végétation était importante pour la réduction de la production sédimentaire à

son exutoire. À cette échelle, il a été possible d'identifier des seuils biorhexistatiques de part et d'autre desquels la végétation contrôle ou ne contrôle plus totalement la dynamique hydrosédimentologique : un taux minimal de couverture végétale de 20 % peut être suffisant pour qu'une ravine retienne quasi intégralement les sédiments érodés à l'amont (figure 2.5).

À la suite de ces recherches, l'influence de la répartition spatiale de la végétation sur l'intensité de l'érosion et les pertes de sol a continué à demeurer un thème de recherche motivant régulièrement de nouvelles études. Boer et Puigdefàbregas (2005) ont par exemple utilisé la modélisation pour étudier le rôle de l'organisation spatiale de la végétation. Ils ont montré que les pertes de sol étaient plus faibles avec une couverture végétale uniforme qu'avec une couverture végétale spatialement structurée présentant des zones de sol nu. Des conclusions similaires ont été obtenues à partir d'observations *in situ*. L'érosion est d'autant plus vive lorsque les zones dépourvues de végétation sont situées en aval des versants, les pertes de sol pouvant alors être jusqu'à 60 fois plus importantes (Bartley *et al.*, 2006). En ce qui concerne les seuils de couverture végétale, Molina *et al.* (2009a) indiquent que les ravines ayant une couverture végétale supérieure à 50 % montrent les taux d'infiltration les plus élevés. Moreno de las Heras *et al.* (2009) ont quant à eux déterminé un seuil minimum de couverture végétale herbacée de 50 % au-delà duquel on observe un contrôle satisfaisant de l'érosion.

Au terme de ce travail, afin d'expliquer ce rôle prépondérant de la répartition spatiale de la végétation, l'hypothèse que des barrières végétales pouvaient piéger les matériaux érodés à l'amont des bassins versants, puis que ces sédiments pouvaient être fixés durablement grâce au développement racinaire de la végétation, a été formulée. Afin de vérifier cette hypothèse, il a été décidé d'axer la majeure partie des recherches suivantes sur l'influence des végétations herbacées et ligneuses, ainsi que celle des ouvrages de génie végétal permettant leur installation, sur les processus sédimentaires et érosifs, en particulier le piégeage et la fixation de sédiments, le milieu considéré étant toujours celui des bassins versants torrentiels marneux.

Préalablement à ce travail, deux thématiques nécessitaient d'être développées :

- la dynamique de la végétation (et des sols) sur les ouvrages de génie végétal utilisés, avec l'objectif d'identifier les espèces végétales, tant installées que spontanées, à même de se développer sur les terrains stabilisés grâce aux ouvrages, et de contribuer à la restauration écologique du milieu. Un intérêt a également été porté à l'évolution des sols conjointement au développement végétal ;
- la résistance de cette végétation aux contraintes hydrosédimentologiques lors des crues, avec l'objectif de déterminer, parmi les espèces végétales installées et spontanées, celles sur lesquelles devaient porter les prochaines recherches sur le rôle de la végétation sur le piégeage et la fixation de sédiments.

Ces thématiques avaient pour objectif d'identifier précisément les objets de recherche, à savoir de déterminer quelle végétation adaptée et résistante étudier (figure 1.13).

Figure 2.5. Ravines marneuses aux versants érodés et aux lits végétalisés : les matériaux érodés sur les versants sont quasi intégralement piégés dans la végétation du lit.



Dynamique de la végétation et restauration écologique

AFIN DE PERMETTRE LE DÉVELOPPEMENT des barrières végétales « dynamiques » aptes à piéger des sédiments tout en restaurant une composante végétale sur des terrains dénudés, deux types de végétation ont été étudiés : la végétation installée par le biais des ouvrages de génie végétal et la végétation spontanée se développant sur les terrains stabilisés par ces mêmes ouvrages (figure 2.6).

Figure 2.6. Ouvrages de génie végétal sur une ravine.



I Végétation installée

En génie végétal, les saules (*Salix*) sont les espèces les plus utilisées, essentiellement sous forme de boutures. Ils ont été utilisés avec succès dans de nombreux pays sous climat montagnard, en particulier en Europe centrale (Moser et Stangl, 2000), dans les Rocheuses en Amérique du Nord (Sotir, 1999) ou encore au Népal en Asie (Sharma, 1999). Différentes espèces de saules peuvent être utilisées, comme le saule pourpre (*Salix purpurea*), le saule drapé (*S. incana*), le saule blanc (*S. alba*), le saule faux daphné (*S. daphnoides*) et le saule des vanniers (*S. viminalis*) (Schiechtl et Stern, 1996). En milieu méditerranéen cependant, il existait peu d'expériences sur l'utilisation des boutures de saules pour la végétalisation de ravines creusées dans les marnes, car le genre *Salix* exige une certaine humidité du milieu.

L'objectif était d'identifier les espèces à même de se développer dans une configuration spécifique. Des études ont ainsi été entreprises à l'échelle de la plante et de son voisinage, correspondant ici à l'échelle géomorphologique du lit et du versant de ravine (surfaces métriques à décimétriques).

L'aptitude de boutures d'espèces locales à rejeter a d'abord été testée. Les résultats de ces premières recherches ont montré, de manière qualitative, que parmi les espèces locales étudiées — à savoir le saule pourpre et le saule drapé, le robinier (*Robinia pseudoacacia*), le cornouiller (*Cornus sanguinea*), l'argousier (*Hippophae rhamnoides*) et la bugrane — un genre seulement était en mesure de se développer dans le lit de ravines marneuses sous un climat montagnard subméditerranéen contraignant : le genre *Salix* (saule pourpre et saule drapé) (Rey et Della Torre, 2005 ; Rey, 2005).

Ensuite, l'hypothèse selon laquelle des ouvrages de génie végétal à base de boutures de saules pourpre et drapé, tels que ceux exposés dans le schéma opérationnel décrit précédemment (figure 1.9), pouvaient permettre, sous un climat montagnard et méditerranéen, l'installation et le développement d'obstacles végétaux capables de piéger des sédiments marneux, a été vérifiée.

Les résultats de deux des dispositifs expérimentaux, l'un au Saignon mis en place à partir de 2002 et l'autre au Francon installé en 2008, ont livré plusieurs résultats. Tout d'abord, ils ont montré qu'une reprise de boutures de saules était effective et que la survie des rejets pouvait être actée après trois saisons de végétation (figure 2.7) (Rey et Burylo, 2014 ; Rey et Labonne, 2015).

Sur l'échantillon de 101 ouvrages étudiés dans 8 ravines expérimentales au Saignon sur des périodes de 5 ans, entre 2002 et 2010, il a été démontré que des taux de survie de 75 % par ouvrage pouvaient être atteints (Rey et Burylo, 2014). Cette même étude a cependant mis en évidence des contraintes pour cette survie : l'exposition des ravines (figure 2.8) et leur surface (figure 2.9), facteurs environnementaux susceptibles d'avoir un impact sur la disponibilité en eau pour les boutures, ont montré une tendance à influencer cette survie. Ainsi, les ravines de surface inférieure à 1 000 m² et/ou celles exposées plein sud n'ont autorisé aucune survie de bouture (pour les espèces étudiées) après 3 ans.

Les résultats de l'étude menée sur le Francon de 2008 à 2012, sur un échantillon de 336 ouvrages installés dans 18 ravines expérimentales, ont confirmé l'aptitude des saules à rejeter et survivre dans cet environnement, avec un taux global de survie de 45 % après 4 ans (48 % pour le saule pourpre et 43 % pour le saule drapé) (Labonne *et al.*, 2012 ; Rey et Labonne, 2015). Ils ont aussi démontré que dans les ouvrages composés de cordons et de garnissages, les garnissages bénéficiaient de meilleurs taux de survie (56 %) que les cordons (37 %) (figure 2.10). Utilisés seuls, les cordons ont affiché un taux de survie de 51 %. Les résultats ont par ailleurs confirmé que la survie des boutures était corrélée à la surface de la ravine (figure 2.11). Par contre, ils n'ont pas mis en évidence l'exposition sud comme une contrainte rédhibitoire pour cette survie, des succès ayant été observés dans cette situation, même si les rejets ne montraient pas une morphologie

Figure 2.7. Expérimentation pour l'étude de la reprise de boutures dans une ravine marneuse.



Figure 2.8. Différences de taux de survie des boutures en fonction de l'exposition (d'après Rey et Burylo, 2014).

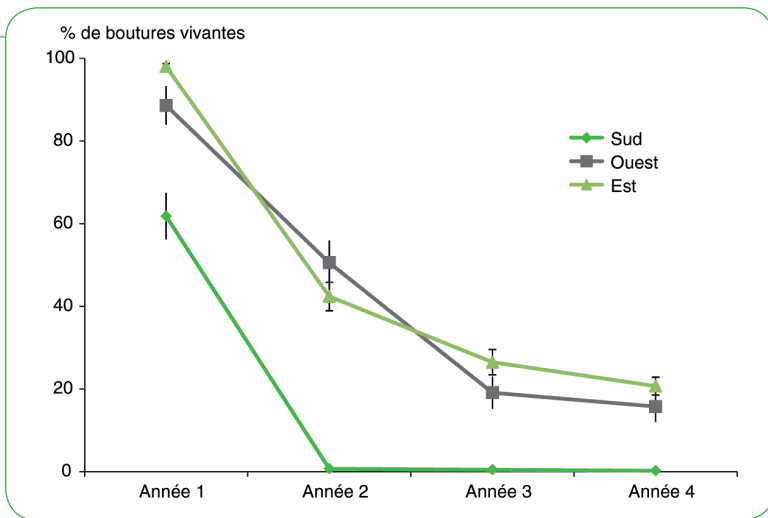
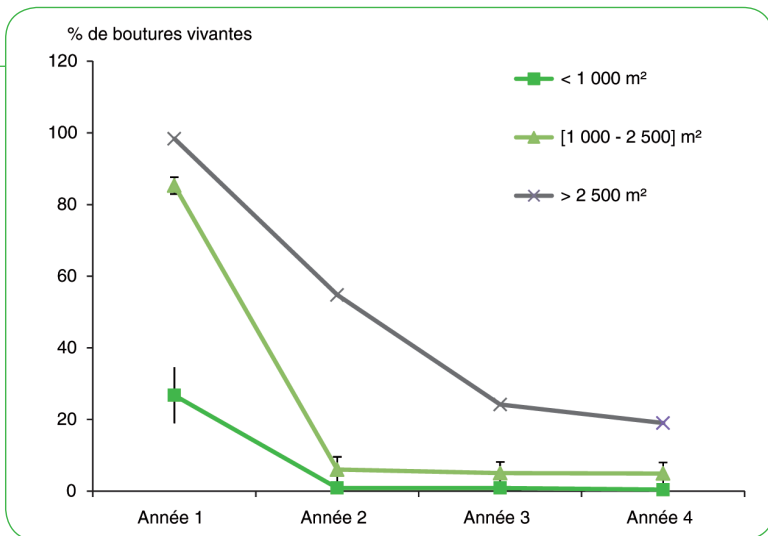


Figure 2.9. Différences de taux de survie des boutures en fonction de la surface de la ravine (d'après Rey et Burylo, 2014).



très développée, tout comme les boutures des ouvrages placés en orientation sud-est. Enfin, ils ont mis en évidence un troisième facteur environnemental corrélé avec cette survie : le taux de couverture végétale des versants des ravines, celle-ci influant certainement sur l'ombrage porté aux boutures, réduisant ainsi leur dessiccation (figure 2.12). Cette incertitude sur les reprises et les survies, en expositions sud et sud-est, nous a poussés à mener une expérimentation complémentaire afin d'identifier des espèces alternatives aux saules et différentes des espèces locales préalablement testées. Le choix s'est porté sur le peuplier noir (*Populus nigra*) et le tamaris de France (*Tamarix*

Figure 2.10. Les expérimentations ont mis en évidence des différences de taux de reprise des boutures selon les espèces.



gallica). Ainsi, 77 ouvrages ont été testés sur deux sites proches de celui du Saignon (Fontaugier et Les Roubines) près de La Motte-du-Caire entre 2010 et 2013. Parmi eux, 32 ont été testés avec du peuplier noir, 28 avec du tamaris, enfin 18 avec du saule en tant que témoins. Deux jeux d'ouvrages ont été installés, l'un au printemps 2010, l'autre à l'automne de cette même année. Après 3 saisons de végétation, les résultats ont à nouveau été contraires aux résultats du Saignon, 76 % des boutures de saules installées au printemps ayant survécu, contre 52 % pour les ouvrages installés à l'automne (figure 2.13). Le peuplier a quant à lui montré une bonne capacité à survivre dans ces conditions, avec 62 % de survie pour les boutures installées au printemps et 33 % pour celles d'automne. Le tamaris n'a quant à lui pas obtenu de très bons scores, avec 26 % de survie pour les boutures installées au printemps et 38 % pour celles d'automne (Rey *et al.*, 2014a). Au-delà de l'intérêt à installer les boutures au printemps plutôt qu'à l'automne, cette étude a montré que le peuplier noir pouvait être utilisé préférentiellement aux saules dans les expositions sud et sud-est, mais également en association avec les saules dans les autres expositions.

Enfin, des expérimentations complémentaires ont permis de montrer que des plantations de pin noir d'Autriche, de buis (*Buxus sempervirens*) et de robinier, et dans une moindre mesure d'argousier et de genévrier étaient possibles sur les versants, avec de bons taux de reprise. Cette dernière est par ailleurs favorisée par l'ajout de matières organiques, notamment de bois raméal fragmenté (BRF) et dans une moindre mesure de fertilisant (Rey *et al.*, 2013 ; Breton *et al.*, 2016).

Figure 2.11. La surface des ravines a montré une influence sur les taux de reprise et de survie des boutures.



Figure 2.12. La présence de végétation sur les versants de la ravine a une influence positive sur la reprise et la survie des boutures.

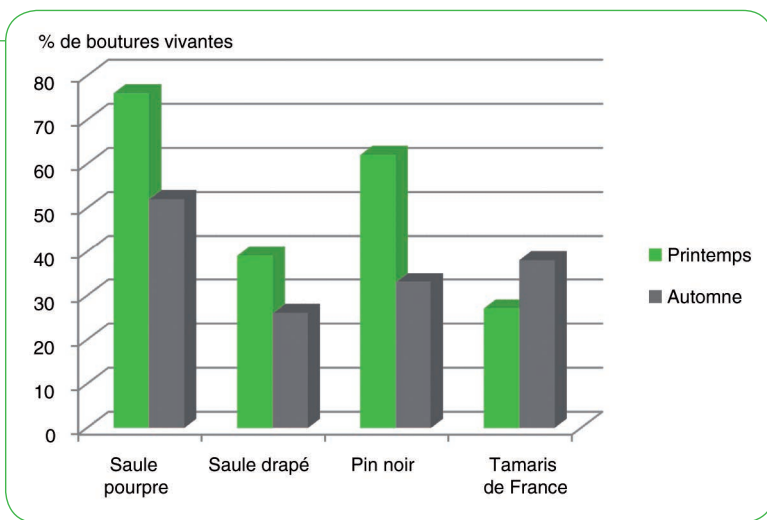


I Végétation spontanée

Sur les versants, la littérature faisait état de structures linéaires telles que des ouvrages de stabilisation, capables de piéger des graines (Urbanska, 1997). Au sein de ces atterrissements, l'amélioration naturelle des conditions de sol et la disponibilité en eau permettent la germination, la survie des semis et la croissance des plants. Une végétation spontanée peut ainsi coloniser les terrains stabilisés et permettre la restauration d'une composante végétale sur ces terrains dégradés. Cependant, plusieurs facteurs peuvent limiter le développement d'une couverture végétale naturelle, en particulier sous climat méditerranéen sec et chaud (Cerdà et García-Fayos, 2002). Certains auteurs avançaient que les principaux facteurs limitants étaient le manque de graines disponibles et la pauvreté des sols (Eriksson et Ehrlén, 1992) ou encore les phénomènes de prédation par la faune (Aerts *et al.*, 2006), alors que d'autres avaient davantage mis en évidence l'impact du stress hydrique (García-Fayos *et al.*, 2000). D'autre part, Chambers (2000) a montré que la rareté des plants sur les versants pouvait également résulter de la perte des graines disséminées due au ruissellement de surface.

Dans le contexte particulier des ravines marneuses érodées sous climat montagnard et subméditerranéen, une végétation spontanée était susceptible de s'installer en amont des ouvrages de génie végétal. Elle pouvait être sous l'influence d'un ou plusieurs des facteurs cités précédemment. Le but des études a été alors, dans un premier temps, d'évaluer la capacité de la végétation naturelle à coloniser les atterrissements en amont des

Figure 2.13. Taux de reprise et survie des boutures de différentes espèces pour des ouvrages exposés au sud (d'après Rey *et al.*, 2013).



ouvrages et à s'y développer, malgré les conditions climatiques et édaphiques défavorables. L'hypothèse formulée était que les ouvrages peuvent piéger des graines, créant ainsi une banque de graines, et que les conditions de sol, en particulier la disponibilité en eau, déterminent la germination, la survie et la croissance des jeunes plants. Dans un second temps, d'identifier les forçages à la base de l'installation et de l'expansion de la végétation, c'est-à-dire les facteurs biotiques et abiotiques influençant la colonisation végétale.

Les recherches, menées sur les ouvrages du Saignon, ont mis en évidence la capacité des ouvrages de génie végétal utilisés à piéger des graines et à accueillir une végétation pionnière à leur amont (figure 2.14), avec une biodiversité intéressante (50 espèces dès la première année) (figure 2.15), mais une vitesse de recouvrement faible (Rey *et al.*, 2005). Sur les milieux à tendance rhéxistatique, les principaux facteurs influençant la dynamique de colonisation végétale sont d'une part des facteurs biotiques, tels que les phénomènes de compétition entre strates ou le groupe fonctionnel des espèces, d'autre part des facteurs abiotiques, tels que la saison ou le climat (canicule ou crue entraînant des colluvionnements), ou encore les caractéristiques de la couverture végétale avoisinante, à partir de laquelle des plantes colonisent les lits des ravines (figure 2.16) (Burylo *et al.*, 2007). La figure 2.15 fait apparaître les espèces les plus abondantes observées au sein de la couverture végétale spontanée et étudiées au cours des recherches suivantes.

Depuis ces travaux, de nouvelles études sont venues enrichir les connaissances sur la dynamique végétale spontanée dans des milieux érodés restaurés. En particulier, plusieurs auteurs ont montré l'importance de la ressource en eau (par exemple Moreno de las Heras *et al.*, 2011). D'autres ont mis en évidence l'effet des conditions environnementales locales (Bochet *et al.*, 2009). Wang *et al.* (2011) ont quant à eux trouvé que la banque de graines sur un sol érodé n'était pas le facteur clé limitant sa colonisation par une végétation spontanée. Pour Jiao *et al.* (2011), la capacité de germination des graines et de survie des espèces apparaît comme un facteur prépondérant à celui de la perte de graines par ruissellement, en particulier lors des fortes pluies (Wang *et al.*, 2013). La redistribution des graines due au ruissellement détermine en grande partie la composition en espèces et la répartition spatiale de la végétation spontanée sur les terrains érodés (Han *et al.*, 2011).

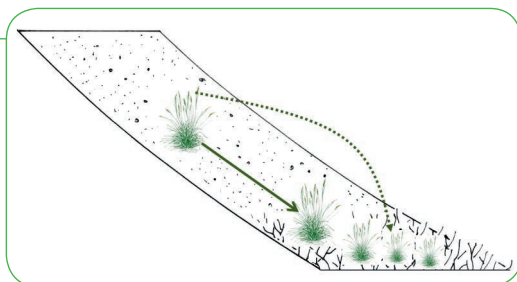
Figure 2.14. Colonisation végétale spontanée à l'amont d'un ouvrage de génie végétal.



Figure 2.15. Espèces les plus abondantes observées au sein de la couverture végétale spontanée s'installant sur les atterrissements à l'amont des ouvrages de génie végétal (N. Sardat).



Figure 2.16. Mécanismes de colonisation du lit des ravines par la végétation depuis les versants (F. Rey et M. Burylo).



Résistance des ouvrages et de la végétation aux contraintes de crue

Parmi les objets d'étude, les ouvrages de génie végétal se doivent de résister aux contraintes hydro-sédimentologiques afin de garantir le maintien de la végétation, tant installée que spontanée.

■ Résistance des ouvrages et de la végétation installée

Les expérimentations du Saignon entreprises en 2002 (Rey, 2005) ainsi que celles du Francon démarrées en 2008 (Rey et Labonne, 2011) ont permis de montrer que les ouvrages, installés dans les lits de petites ravines de surface inférieure à 1 ha :

- lorsque les versants étaient partiellement végétalisés : ont tous résisté aux contraintes hydrologiques lors de fortes pluies allant jusqu'à une pluie centennale d'une intensité de 70 mm/h ;
- lorsque les versants n'étaient pas végétalisés : ont subi pour certains des dégâts de contournement et de déchaussement de boutures pour des pluies moyennement intenses (figure 2.17).

En effet, les ouvrages ne peuvent pas résister à des forces hydrologiques trop fortes. Or, ces forces dépendent étroitement du ruissellement qui survient dans les lits des ravines, lors des crues liées à la brusque concentration des eaux de pluie. L'intensité du ruissellement dépend ainsi directement de l'importance de l'impluvium de la ravine.

À partir de 2010, des expérimentations complémentaires, menées sur des ravines de surface comprise entre 1 et 3 ha, ont permis de montrer que :

- la reprise des boutures était possible dans des ravines dont la surface avoisine les 2 ha ; si des reprises et survies ont été effectives dans des ravines dont la taille allait jusqu'à 3 ha, la mortalité parfois forte induite par l'ensevelissement important des boutures sous

Figure 2.17. Impact potentiel du ruissellement concentré sur les ouvrages de génie végétal.



des sédiments lors des crues laisse plutôt penser que le seuil de 2 ha est celui à privilégier pour éviter de trop fortes pertes (figure 2.18) (Rey *et al.*, 2014b) ;

- les ouvrages installés dans les lits de ravines de surface inférieure à 3 ha ont, lors des pluies moyennement à fortement intenses :
 - plutôt bien résisté aux contraintes de creusement et de contournement des ouvrages par les flux hydriques,
 - subi parfois des ensevelissements préjudiciables par de grandes quantités de sédiments.

Les saules ont été installés par bouturage sur les ouvrages de génie végétal. Le recours à des boutures de 50 cm de long, enfoncées de 30 cm et dépassant donc de 20 cm de l'atterrissement à l'amont des ouvrages, permettait de s'assurer de la résistance de ce matériel végétal aux contraintes de crue. Il n'a ainsi pas été réalisé de recherches sur ce thème, ce postulat a simplement été vérifié visuellement sur le terrain.

En dehors du contexte des bassins versants torrentiels marneux, beaucoup d'interrogations subsistent quant aux ouvrages et à leur résistance mécanique. Si des chiffres sont parfois avancés dans des notes techniques, on ne connaît pas nécessairement leurs origines ni leur fiabilité vis-à-vis de la multiplicité de situations différentes susceptibles d'être rencontrées sur le terrain (Schaff *et al.*, 2013). À l'exception des ouvrages tels que les

Figure 2.18. Dans les grandes ravines, des dépôts rapides de grandes quantités de sédiments peuvent être préjudiciables aux boutures.



caissons et les fascines, dont les modes d'élaboration sont clairement établis, et hormis quelques rares cas, tels les cordons et certaines protections de berges (Bischetti *et al.*, 2010), la plupart des techniques de génie végétal n'ont pas encore suffisamment été étudiées. À l'échelle de la plante individuelle, on ne sait pas bien à quelles forces topographiques (Bochet *et al.*, 2009) et hydrologiques les plantes résistent avant de décliner, ni quels traits des plantes participent à leur résistance mécanique (Burylo *et al.*, 2014), et il faut donc que la communauté scientifique analyse ce sujet avec davantage d'attention. Des interrogations demeurent également concernant les types de risques et leurs différentes périodes de retour en fonction de la situation géographique et du climat. Pour surmonter ce manque de connaissances, des expérimentations à grande échelle doivent être effectuées, qui prennent en considération toutes les variables et tous les éléments auxquels sont soumis ces ouvrages (Schwarz *et al.*, 2012).

I Résistance de la végétation spontanée

Des travaux spécifiques avaient pour objectif d'apporter des éléments de réponse concernant la résistance des espèces spontanées. Les recherches ont été axées sur deux processus en particulier : le déracinement des plantes, dû aux contraintes de passage d'une crue, et leur ensevelissement sous des sédiments, dû aux dépôts de matériaux érodés après le passage d'une crue chargée.

Résistance au déracinement

D'après la littérature scientifique, la puissance d'ancrage des plantes dépend de leur aptitude à transmettre les contraintes extérieures dans le sol *via* leurs racines, déterminée par la combinaison de la morphologie du système racinaire, des propriétés du sol et du type de contrainte appliqué (Ennos, 1993). De nombreuses études se sont penchées sur les mécanismes d'ancrage des plantes et ont largement permis de développer les connaissances sur les caractéristiques racinaires des plantes (traits fonctionnels) ayant le plus d'impact sur leur enracinement (par exemple Dupuy *et al.*, 2005). Cependant, il reste toujours difficile de généraliser ces résultats et de s'en servir pour comparer la performance des espèces végétales face aux contraintes érosives.

Mieux identifier les liens entre les traits des plantes et leur résistance au déracinement est donc nécessaire. L'objectif principal était de connaître les espèces spontanées les plus à même de résister aux contraintes de crues, espèces sur lesquelles on pouvait compter pour permettre, par la suite, un piégeage et une rétention durable de sédiments.

L'existence de liens entre certains traits fonctionnels et la capacité des espèces végétales à résister aux contraintes de déracinement a ainsi été mise en évidence (Burylo *et al.*, 2009). Trois traits liés à la morphologie et à l'architecture du système racinaire des plantes se sont révélés plus importants :

- l'élanement de la racine pivotante, exprimé comme le rapport de la longueur de la racine pivotante sur le diamètre basal de la plante ;
- le pourcentage de racines fines, correspondant au pourcentage de longueur de racines dont le diamètre est inférieur à 0,5 mm ;
- la topologie du système racinaire, autrement dit le type de ramification, opposant les systèmes racinaires à ramification dichotomique (ramification importante sur les racines latérales) aux systèmes racinaires dits en « arête de poisson » (ramification à partir de la racine pivotante uniquement).

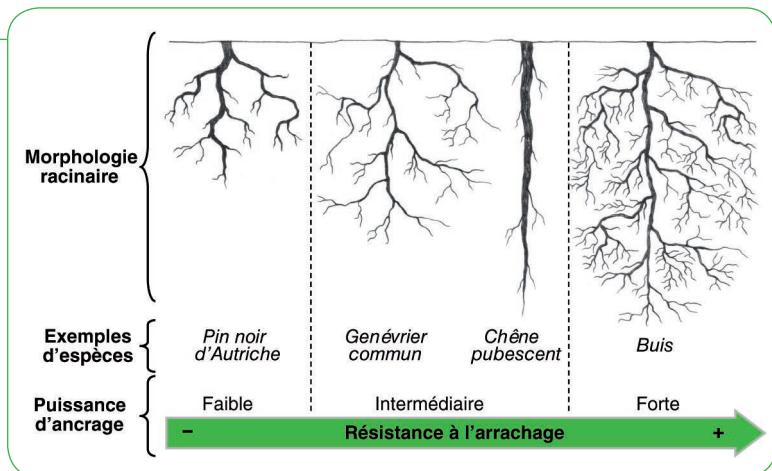
Ainsi, des espèces présentant un pivot long et fin ainsi qu'un système racinaire à ramification dichotomique composé de nombreuses racines fines sont plus efficaces, dans les premiers stades de développement, pour résister aux contraintes imposées par le ruissellement concentré que des espèces présentant les traits opposés (figure 2.19).

Sur les sites étudiés dans les Alpes du Sud françaises, parmi les espèces les plus résistantes, on trouvait le genêt cendré (*Genista cinerea*), la bugrane et le buis, alors que le pin noir et la stéhéline douteuse (*Staehelina dubia*) sont apparus comme des espèces moins résistantes.

Résistance à l'ensevelissement

Les mécanismes de réponse des espèces végétales à l'ensevelissement suite à un recouvrement par des sédiments sont complexes, et peuvent mettre en jeu la multiplication végétative (Sanchez et Puigdefàbregas, 1994), l'intégration clonale (Yu *et al.*, 2001) ou la réponse immédiate des espèces, qui passe souvent par leur capacité à remobiliser et à redistribuer leurs réserves au moment de la perturbation (Dech et Maun, 2006).

Figure 2.19. Représentation simplifiée des relations entre les traits des plantes et leur résistance au déracinement par du ruissellement concentré (d'après Burylo, 2010).



La réponse immédiate des espèces à l'ensevelissement, avec comme objectif d'identifier les liens entre les traits des plantes et leur résistance à l'ensevelissement sous des sédiments marneux, a été étudiée afin de déterminer les espèces les plus à même de résister aux contraintes d'ensevelissement.

Différents types de réponses ont été mis en évidence (tableau 2.1) (Burylo *et al.*, 2012a). Les espèces arborées feuillues se sont révélées plus résistantes que les autres, mettant ainsi en évidence l'importance de la forme de croissance des plantes pour expliquer leur résistance. Chez les espèces les plus résistantes, une diminution de la biomasse racinaire au profit de la biomasse aérienne suggère que la tolérance à l'ensevelissement dépend de leur capacité à remobiliser et à redistribuer leurs réserves, autrement dit de leur flexibilité morphologique.

Au niveau des espèces, une meilleure flexibilité morphologique et physiologique a été observée chez l'érable à feuilles d'obier, le chêne pubescent (*Quercus pubescens*) et le robinier, et dans une moindre mesure chez le genévrier (*Juniperus communis*) et la lavande (*Lavandula angustifolia*). Le pin noir et le buis ont répondu de manière neutre aux contraintes d'ensevelissement. Enfin, une réponse négative a été observée chez la bugrane et l'argousier.

Tableau 2.1. Réponses à l'ensevelissement (de la moindre résistance à la résistance maximale) sous des sédiments marneux de diverses espèces végétales (d'après Burylo, 2010).

	Réponse négative	Réponse neutre	Réponse positive	
Croissance	Ralentie par l'ensevelissement	Pas de modification	Stimulée par l'ensevelissement	
Conséquence de l'ensevelissement total	Pas de survie	Pas de survie	Pas de survie	Survie
Espèce	Bugrane Argousier	Pin noir Buis	Genévrier Lavande	Érable Chêne Robinier

Rôle de la végétation dans le contrôle de l'érosion et de la sédimentation fine

L'ÉTUDE DU RÔLE DE LA VÉGÉTATION DANS LE CONTRÔLE DE L'ÉROSION et de la sédimentation fine constitue le but ultime des recherches, la quantification de son impact devant notamment permettre de juger de la pertinence du schéma opérationnel de génie végétal pour une contribution à la prévention des inondations.

Le piégeage des sédiments ou le contrôle de la sédimentation fine

Rôle de la végétation installée

À l'échelle des ouvrages de génie végétal, l'objectif était tout d'abord de mieux connaître la performance de populations de saules, installées par bouturage au sein des ouvrages, pour le piégeage de sédiments marneux. Les recherches ont porté sur les boutures ainsi que leurs rejets.

D'après la littérature scientifique, la hauteur totale de sédiments piégés par la végétation est positivement corrélée à la couverture végétale au sol, arbustive ou herbacée (Descheemaeker *et al.*, 2006). Par ailleurs, on a vu dans cet ouvrage que la végétation présente dans le lit des ravines est le facteur le plus important pour la rétention de sédiments, les quantités de sédiments piégés dans les lits pouvant représenter jusqu'à 25 % du volume total de sédiments générés dans le bassin versant (Molina *et al.*, 2009b). Les caractéristiques de la barrière végétale peuvent également influencer de manière significative l'efficacité du piégeage. Les dimensions de la barrière apparaissent comme un

premier facteur important. L'efficacité du piégeage augmente ainsi avec la largeur — perpendiculairement à l'écoulement — de la barrière (Roose et Bertrand, 1971), mais également avec sa longueur — dans le sens de l'écoulement (Abu-Zreig *et al.*, 2001). Sous pluie simulée, en canal d'écoulement, Lee *et al.* (1999) ont ainsi observé que sur des pentes de 3°, des filtres herbacés de 6 m de long piégeaient 77 % des sédiments en transit, alors que des filtres de 3 m de long ne piégeaient que 66 % d'entre eux. Van Dijk *et al.* (1996) ont quant à eux montré que le piégeage variait entre 50-60 %, 60-90 % et 90-99 % pour des bandes de 1 et 5 m de large et 10 m de long, et des pentes comprises entre 2 et 9°. Enfin, sous un écoulement simulé de pente de 2 à 5 %, Abu-Zreig *et al.* (2001 ; 2004) ont identifié une longueur optimale des filtres herbacés de 10 m. Les espèces végétales présentes dans la barrière, par leur morphologie ou la densité et la continuité de leur canopée, jouent également un rôle prépondérant (Bochet *et al.*, 2000 ; Isselin-Nondedeu et Bédécarrats, 2007).

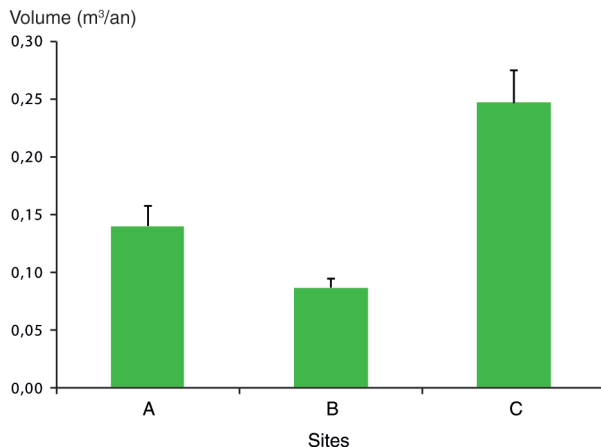
Concernant les populations installées, les résultats des travaux de recherche ont montré que tant que la pente du lit était inférieure à 40 %, les volumes moyens de sédiments piégés par des populations de saules vivantes plus de 3 ans (figure 2.20) étaient, annuellement et dès la première année, évalués aux chiffres suivants :

- en se référant à des moyennes annuelles par ravine (Rey et Burylo, 2014), de :
 - 0,18 m³ pour les cordons sur seuil en bois de 1,2 m de large. L'atterrissement de sédiments présente généralement la forme d'une pyramide. Des valeurs moyennes annuelles pour certains ouvrages ont atteint 0,28 m³,
 - 0,21 m³ pour les cordons avec garnissage sur seuil en bois de 1,2 m de large sur 2 m de long. La forme de l'atterrissement de sédiments est ici celle d'un prisme. Des valeurs moyennes annuelles pour certains ouvrages ont atteint 0,40 m³ ;
- en se référant à des moyennes annuelles par site d'étude (Rey, 2018), de 0,25 m³ pour les cordons avec garnissage sur seuil en bois de 1,2 m de large sur 2 m de long (figure 2.21). Des valeurs moyennes annuelles pour certains ouvrages ont atteint 1,94 m³.

Figure 2.20. Piégeage de sédiments à l'amont de barrières végétales vivantes dans le lit d'une ravine.



Figure 2.21. Volumes annuels moyens de sédiments piégés par les ouvrages de génie végétal vivants (cordons avec garnissage sur seuil en bois) dans 3 expérimentations (A : Saignon, B : Francon et C : Bouinenc) (d'après Rey, 2018).



Il faut par ailleurs noter que :

- ces chiffres sont renouvelés et augmentés d'environ 10 % chaque année, étant donné le profil en travers en V des ravines ;
- dans les cas où les ouvrages ont atteint des valeurs de piégeage très importantes, le profil en long est déterminant, une faible pente permettant d'augmenter la capacité de « réservoir » à sédiments de ces ouvrages.

Pour mieux appréhender l'efficacité de piégeage des ouvrages en s'affranchissant de l'influence de la pente en long du lit, on peut avantageusement se référer aux hauteurs de sédiments piégés annuellement par les ouvrages dans les différents sites expérimentaux (figure 2.22), à savoir :

- en se référant à des moyennes annuelles par ravine et quel que soit le type d'ouvrage (Rey *et al.*, 2015a), de 9,5 cm/an, pour des années « normalement pluvieuses », une fourchette basse étant évaluée à 6,5 cm/an (figure 2.23) ;
- en se référant à des moyennes annuelles par site d'étude et quel que soit le type d'ouvrage (Rey, 2018), de 11,2 cm/an (avec des résultats moins probants de 7,7 et 5,1 cm sur certains sites) (figure 2.24). Des valeurs moyennes annuelles pour certains ouvrages ont atteint 16 cm/an.

Figure 2.22. Piégeage de sédiments à l'amont de boutures de saule pourpre et de leurs rejets.



Figure 2.23. Influence de la reprise des boutures et du développement de leurs rejets sur la hauteur de sédiments à l'amont des ouvrages de génie végétal, selon que les boutures sont vivantes ou mortes (d'après Rey et Burylo, 2014).

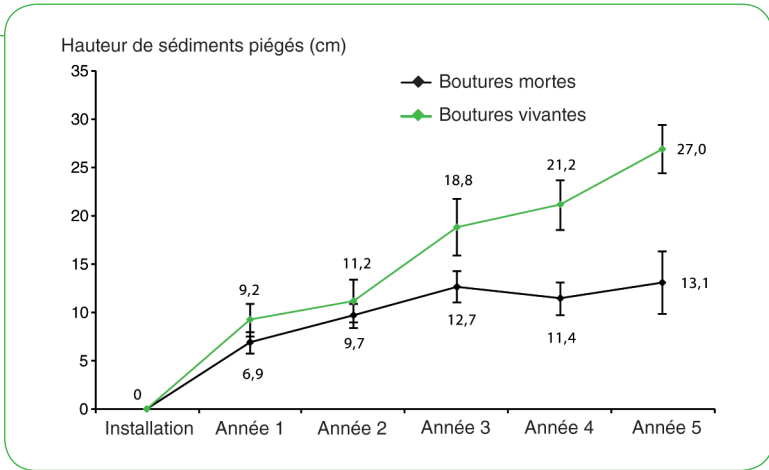
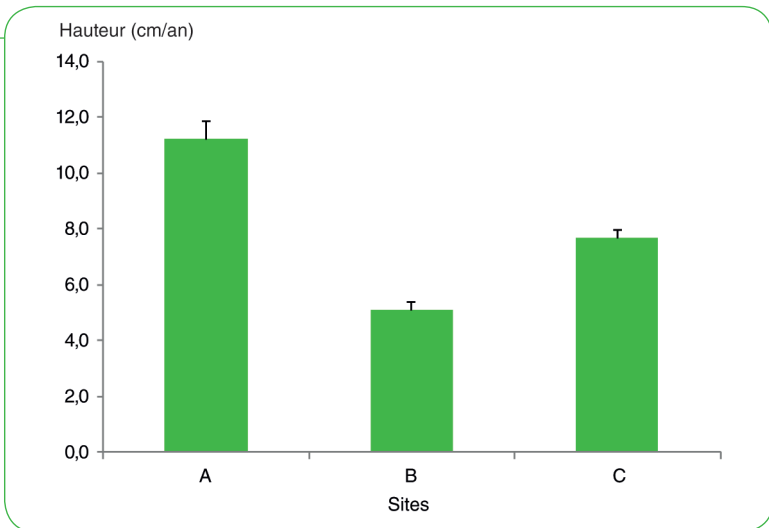


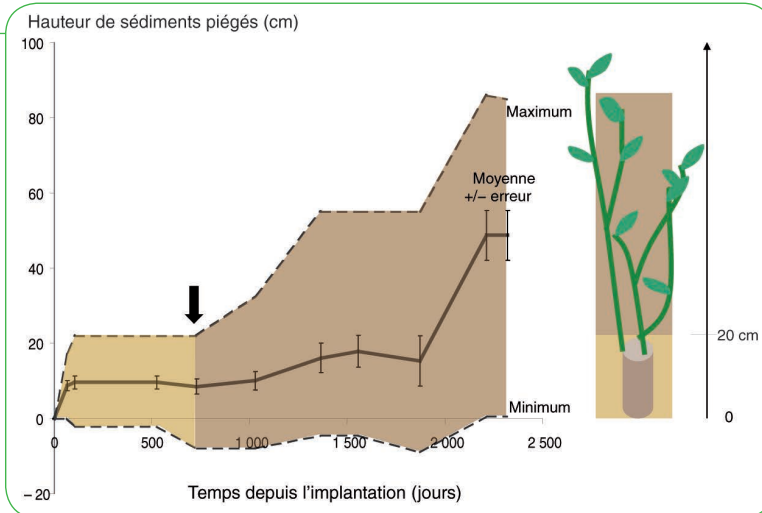
Figure 2.24. Hauteurs annuelles moyennes de sédiments piégés par les ouvrages de génie végétal vivants dans 3 expérimentations (A : Saignon, B : Francon et C : Bouinenc) (d'après Rey, 2018).



Il s'agit bien ici de valeurs de piégeage répétées chaque année. Cette durabilité du piégeage est due au fonctionnement biologique même des ouvrages : les boutures piègent les 2-3 premières années, jusqu'à environ 20 cm, puis ce sont leurs rejets qui prennent le relais. Les recherches ont montré que la morphologie des plantes influence leur capacité à retenir des sédiments lors de crues (Erktan et Rey, 2013). Ainsi, dans le cas de crues de forte intensité, les rejets de saules sont d'autant plus efficaces pour retenir des sédiments marneux que leur diamètre est élevé. En particulier, seuls les rejets dont le diamètre dépasse 6 mm, généralement atteint au bout de 3 ans, sont capables de retenir des sédiments (figure 2.25 ; Erktan *et al.*, 2017).

En l'absence de rejet, le piégeage ne dépasse alors pas les 20 cm, hauteur correspondant à celle des boutures installées (figure 2.23).

Figure 2.25. Évolution du dépôt de sédiments à l'amont des rejets de boutures de saules d'ouvrages vivants (d'après Erktan *et al.*, 2017).



Influence de la diversité végétale sur le piégeage

À l'échelle des communautés végétales, la littérature scientifique affirme que la biodiversité fonctionnelle joue un rôle prépondérant dans les processus de restauration écologique (Prach et Hobbs, 2008). L'influence de la couverture végétale et de sa diversité fonctionnelle sur l'érosion est en effet un thème émergent ces dernières années. Outre l'importance du recouvrement végétal, des études ont ainsi montré que la diversité fonctionnelle influence significativement l'érosion, les taux d'érosion étant plus faibles lorsque la diversité fonctionnelle augmente (Bautista *et al.*, 2007).

Au niveau de la formation même du régosol et de l'influence que peuvent avoir sur elle les communautés végétales, l'objectif était d'établir des liens entre l'installation et la croissance des plantes d'une part, et la formation du régosol d'autre part. Une approche par les traits fonctionnels a été menée afin de déterminer, *in situ*, des valeurs seuils de traits des communautés végétales au-delà desquelles le piégeage des sédiments par les parties aériennes des communautés est efficace.

Le travail s'est focalisé sur des barrières végétales composées de plusieurs espèces aux morphologies contrastées (Erktan *et al.*, 2013) (figure 2.26). Nous avons montré que la diversité morphologique perturbe l'écoulement, créant des zones où celui-ci se concentre, ce qui diminue globalement la capacité de la barrière à retenir des sédiments (figure 2.27). La diversité végétale n'est donc pas synonyme de plus grande efficacité du piégeage ! Mais si des barrières monospécifiques se montrent plus efficaces pour le piégeage, leur vulnérabilité à des attaques parasitaires reste plus grande. Ainsi, plutôt que d'utiliser plusieurs espèces sur un même ouvrage de génie végétal, nous préconisons d'utiliser une seule espèce par ouvrage mais de diversifier les espèces d'un ouvrage à l'autre sur une ravine. En cas d'attaque parasitaire sur une espèce, entraînant la « mort » des ouvrages correspondants, il subsistera des ouvrages « vivants » le long du lit de la ravine et qui seront aptes à piéger des sédiments.

Figure 2.26. Expérimentation avec une barrière végétale plurispécifique reconstituée.



Figure 2.27. La biodiversité peut avoir un effet net négatif sur le piégeage de sédiments.



Rôle de la végétation spontanée

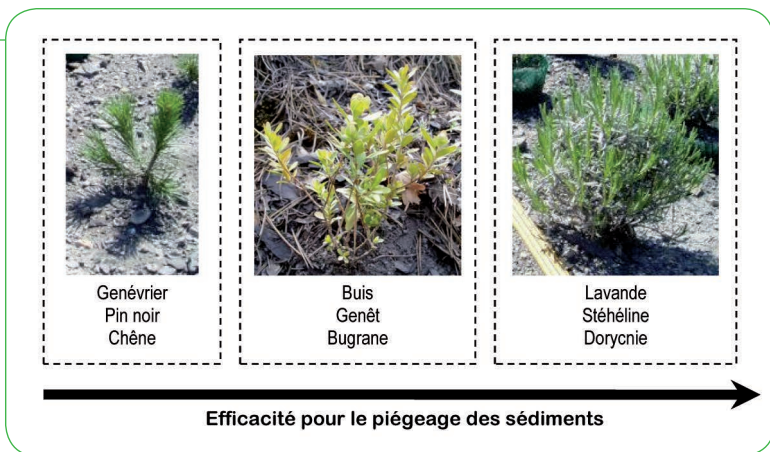
Concernant les espèces spontanées, neuf espèces ont été testées et ont toutes permis de retenir des sédiments, mais avec des efficacités différentes (figure 2.28) (Burylo *et al.*, 2012b). Les espèces feuillues (lavande et buis) ont montré les meilleurs taux de piégeage devant les deux conifères (pin noir et genévrier). Les quantités de sédiments piégés ont représenté jusqu'à 15 % de la quantité totale de matériaux marneux charriés lors des tests.

Les recherches ont mis en évidence trois caractéristiques morphologiques des espèces influençant la quantité de sédiments retenus :

- la forme de la canopée, les individus ayant une forme allongée perpendiculairement à l'écoulement, et formant ainsi une barrière, étant plus efficaces ;
- la densité de la canopée, définie en termes de biomasse ou de surface foliaire par unité de volume de la canopée. Plus l'écran formé par la végétation est dense et opaque, plus il retient de sédiments ;
- la surface foliaire, les espèces ayant de larges feuilles retenant plus de sédiments que les autres.

Depuis ces recherches, Du *et al.* (2013) ont confirmé le fait que les espèces développant leur canopée latéralement sur une pente étaient celles les plus à même de former des atterrissements de sédiments.

Figure 2.28. Efficacité relative des espèces spontanées pour le piégeage de sédiments (d'après Burylo, 2010).



La fixation des sédiments piégés

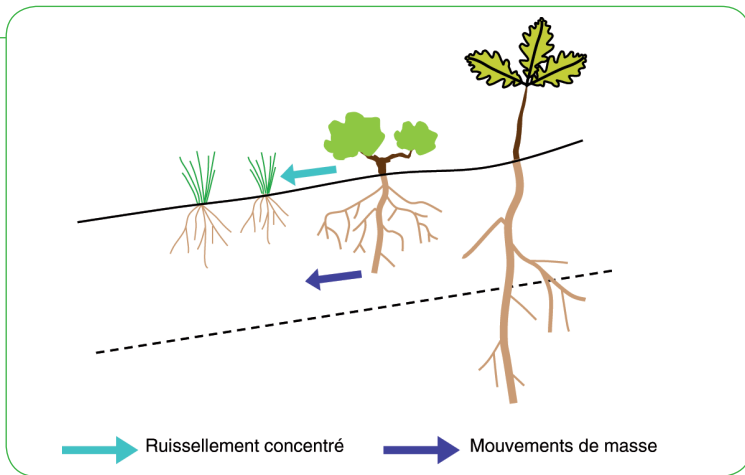
À l'échelle des plantes

L'effet des systèmes racinaires sur la stabilité des sols a fait l'objet d'une attention croissante ces dernières années (Stokes *et al.*, 2009). Il a été montré que les petites racines flexibles abaissaient la pression de l'eau dans les pores, augmentaient la rugosité de surface et accroissaient la cohésion du sol à travers un renforcement racinaire (Reubens *et al.*, 2007). Des taux d'érosion au sein d'écoulements concentrés ont été reliés à des traits racinaires tels que la densité racinaire, la densité de longueur des racines, le nombre de racines fines, la typologie racinaire ou encore la surface racinaire par unité de volume de sol (De Baets *et al.*, 2007).

À l'échelle des ouvrages de génie végétal, il n'a pas été réalisé de recherches sur la performance des espèces de saules installées par bouturage au sein des ouvrages pour la fixation des sédiments marneux piégés. En effet, les boutures de saule, de diamètre compris entre 2 et 3 cm, sont enfoncées de 30 cm dans l'atterrissement. Le postulat suivant a ainsi été émis : la masse de boutures et leur profondeur étaient suffisamment importantes pour assurer une fixation efficace des matériaux piégés, les racines se développent lors de la reprise des boutures apportant leur contribution au fil du temps.

À l'échelle de la plante, les recherches ont été orientées sur les relations entre les traits des espèces végétales spontanées et leur effet sur la fixation des sédiments piégés. Il s'agissait plus particulièrement d'identifier les espèces spontanées et résistantes pouvant assurer un rôle efficace de fixation des sédiments.

Figure 2.29. Efficacité relative des espèces, selon leur morphologie racinaire, pour la fixation des sédiments piégés : les racines fines des espèces herbacées et buissonnantes (à gauche) sont les plus efficaces pour réduire l'érosion par ruissellement concentré (d'après Burylo, 2010).



Les résultats des travaux indiquent que la végétation spontanée permet de réduire de façon importante les pertes de sol, et ce dès les premiers stades de développement, mais que certaines espèces se révèlent plus efficaces que d'autres. Ainsi, les espèces herbacées et certaines espèces ligneuses, notamment buissonnantes, seraient les plus efficaces pour stabiliser les sols (figure 2.29). En outre, les résultats montrent que la fixation des sédiments est négativement corrélée au diamètre des racines et positivement au pourcentage de racines fines : plus il y a de racines fines dans l'échantillon (diamètre < 0,5 mm) et meilleur est le renforcement de la cohésion du sol (Burylo *et al.*, 2011 ; 2012c). Ces résultats confirment l'importance des racines fines et flexibles, dont la résistance à la tension est meilleure, dans l'augmentation de la résistance du sol au cisaillement. Ainsi, les systèmes racinaires des espèces herbacées et buissonnantes sont les plus efficaces pour limiter les mouvements de masse superficiels et réduire les pertes de sol dues au ruissellement concentré, mais la présence de systèmes racinaires d'espèces arborées, qui poussent en deçà du plan de rupture, est importante pour fixer les couches superficielles de sol à la roche-mère.

Depuis ces recherches, en étudiant le renforcement du sol par les racines d'aulnes, Naghdi *et al.* (2013) ont confirmé les résultats de Burylo *et al.* (2012c), en montrant la corrélation négative entre le diamètre des racines et la résistance du sol aux contraintes. D'autres auteurs ont obtenu des résultats similaires, tels que Vergani *et al.* (2012) qui ont étudié sept espèces arborées dans les Alpes italiennes. Yu *et al.* (2014) ont à leur tour mis en évidence le rôle, parmi d'autres traits, de la densité racinaire pour la détermination de la capacité de détachement du sol, sous différents types de cultures.

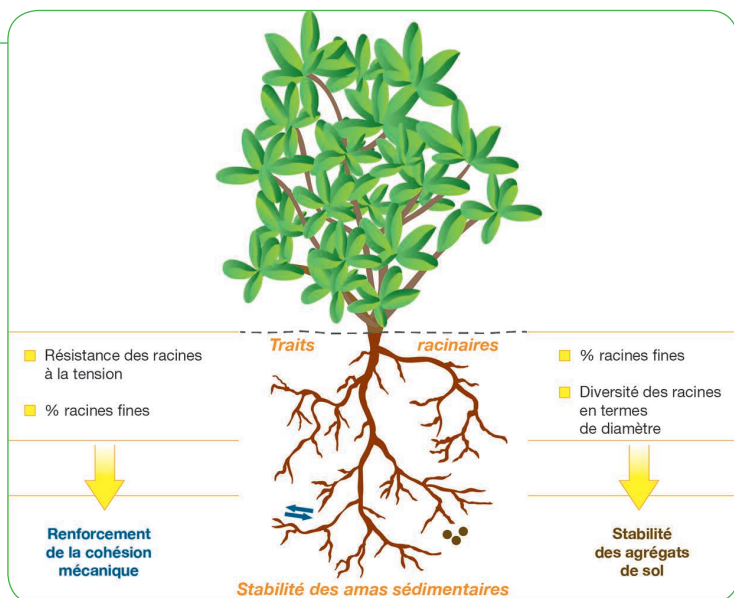
À l'échelle des ouvrages et des communautés végétales

La stabilité d'un sol correspond à sa résistance à l'érosion et peut être évaluée par la stabilité de ses agrégats (Burri *et al.*, 2009). La diversité végétale peut jouer un rôle majeur dans la stabilité des sols (Genet *et al.*, 2010) et peut modifier la stabilité des agrégats du sol (Scott, 1998). Cependant, peu d'études s'étaient attelées à étudier ce lien dans un contexte de sols érodés en cours de restauration.

L'objectif était d'étudier le rôle de la diversité fonctionnelle du couvert végétal sur la fixation des régosols, assurant ainsi leur stabilité, *via* celle de leurs agrégats, durant la décennie suivant les travaux de restauration. Les variations des paramètres physico-chimiques et de la teneur en matière organique du régosol ont été mises en relation avec l'hétérogénéité de la diversité fonctionnelle du couvert végétal d'une part, et les variations de stabilité des agrégats d'autre part.

Les résultats (Erktan, 2013 ; Erktan *et al.*, 2016 ; 2017) ont montré que la stabilité des agrégats est influencée à la fois par la teneur en matière organique des sols, par le pourcentage de racines fines et par la diversité morphologique des racines, généralement associée à la diversité des plantes (figure 2.30). Ils montrent également que la disponibilité en eau est le critère déterminant permettant le développement d'un couvert végétal diversifié qui, en retour, favorise la fertilité des sols.

Figure 2.30. Importance relative des paramètres favorisant la stabilité des agrégats des régosols sur marnes (d'après Rey *et al.*, 2015b).



3 – De la recherche à l'ingénierie et à la décision

Synthèse des avancées scientifiques appliquées aux Alpes du Sud françaises

LES PRINCIPAUX RÉSULTATS DES RECHERCHES ET LEUR SYNTHÈSE sont présentés sur les figures 3.1 et 3.2. Sur ces dernières, on voit que les travaux menés ont tout d'abord fait apparaître un taux de couverture végétale de 20 %, nécessaire mais suffisant, pour stopper quasi intégralement la production sédimentaire d'une ravine. La végétation doit alors être composée d'arbustes et d'herbacées et être localisée en aval et dans le lit de la ravine. Il s'agit ici d'un seuil biorhexistasique parmi les plus bas jamais mis en évidence.

Selon le schéma opérationnel de génie végétal proposé pour la végétalisation de ravines marneuses, les espèces installées aptes à reprendre et survivre lorsqu'elles sont utilisées sous forme de boutures au sein des ouvrages, sous un climat montagnard subméditerranéen, sont le saule pourpre, le saule drapé et le peuplier noir. Le constat de réussite de la survie des boutures ne peut être réalisé qu'au bout de 3 saisons de végétation, temps nécessaire pour que la bouture s'affranchisse de ses réserves pour son développement et puise durablement ses ressources grâce à ses nouvelles feuilles et racines. Les reprises et survies des boutures pour ces trois espèces ont été établies :

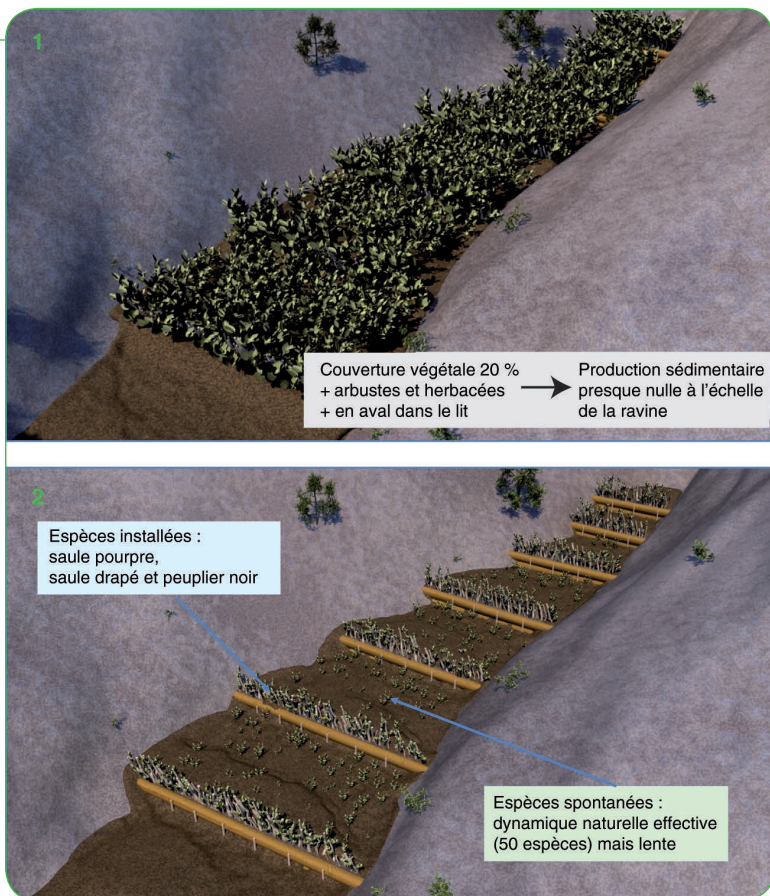
- pour des ravines de surface supérieure à 1 000 m² uniquement ;
- pour des ravines quelle que soit leur exposition, même si l'exposition sud apparaît la plus contraignante, et si la présence de végétation sur les versants, procurant de l'ombrage sur le lit de la ravine, accroît les chances de survie ;
- préférentiellement au printemps, si nécessaire à l'automne.

Les espèces spontanées se développant sur les atterrissements à l'amont de ces ouvrages sont nombreuses (environ 50 espèces dès la première année), mais assez faibles en recouvrement après plusieurs années. Elles s'installent uniquement quand les versants présentent une certaine couverture végétale, cette dernière permettant une colonisation végétale naturelle des atterrissements à l'amont des ouvrages.

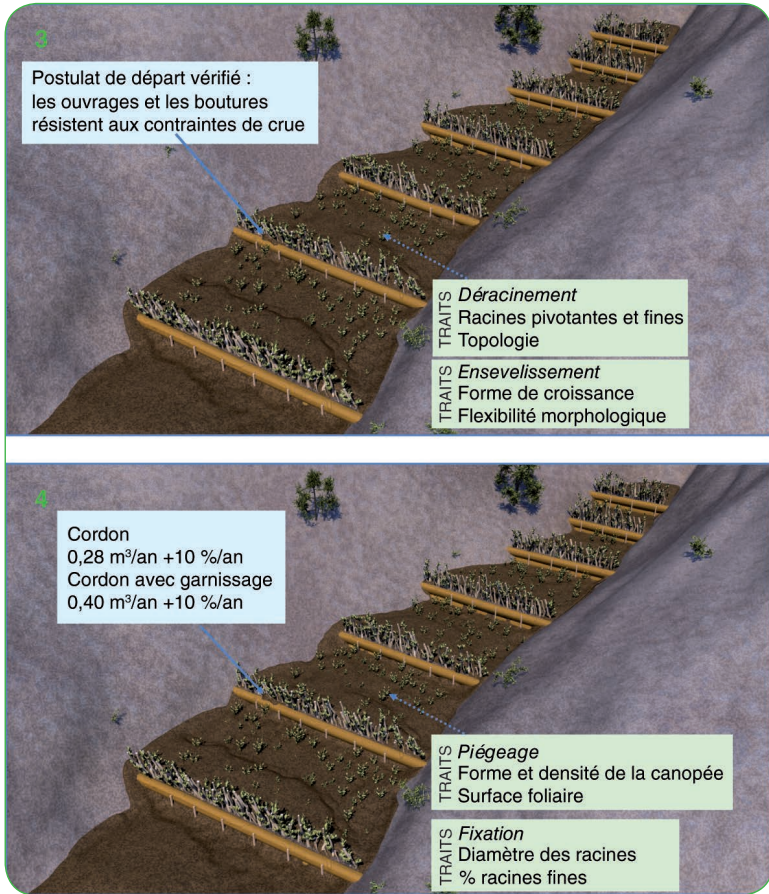
La résistance des ouvrages et de la végétation aux contraintes hydrologiques lors des crues a été constatée (pour une fréquence de retour quasi centennale des pluies, équivalente à 70 mm/h pendant 1 h) pour des ravines de surface inférieure à 3 ha, avec cependant des contraintes importantes :

- de contournement et de creusement sur les versants de part et d'autre du seuil lorsque ces versants ne sont pas végétalisés ;

Figure 3.1. Principaux résultats des recherches appliquées aux Alpes du Sud françaises.

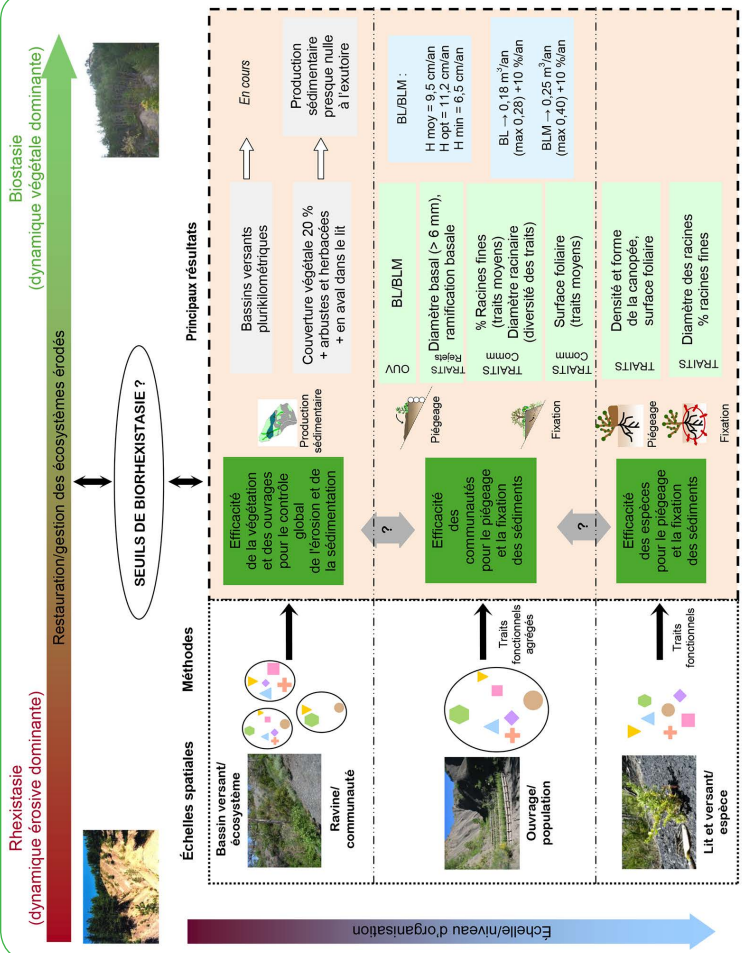


1. Seuils d'efficacité de la couverture végétale pour contrôler la production sédimentaire de ravines.
2. Dynamique de la végétation et restauration écologique.



3. Résistance des ouvrages et de la végétation aux contraintes de crue.
4. Rôle de la végétation dans le contrôle de l'érosion et de la sédimentation fine.

Figure 3.2. Synthèse des résultats des recherches (BL : cordon sur seuil en bois ; BLM : cordon avec garnissage sur seuil en bois ; Ouv : ouvrages ; Traits Comm : traits des communautés).



Sujets complémentaires

Dynamique de la végétation (et des sols)



Résistance des ouvrages et de la végétation aux crues

Échelles spatiales

Bassin versant/écosystème



Ravin/communauté



Typologie de ravines



Ouvrage/population



Contournement
Ensevelissement

TRAITS
Teneur en matière organique des sols
Pourcentage de racines fines
Diversité morphologique des racines

Stabilité des agrégats

Ravines végétalisées	Ravines nues
Surface < 3 ha	2 ha < surface < 3 ha
+	-
+	-

Populations installées (boutures, après 3 ans) : saule pourpre, saule drapé, peuplier noir
Populations installées (plants) : argousier, genévrier

Facteurs : toutes expositions, printemps (+), végétation sur versants (+)

TRAITS
Élacement racine pivotante
Pourcentage de racines fines
Topologie du système racinaire

Forme de croissance
Flexibilité morphologique

Dérachement
Ensevelissement



Lit et versant/espèce



Facteurs : végétation sur versants (+)

Espèces spontanées : dynamique naturelle effective (50 espèces) mais lente

- d'ensevelissement des boutures du garnissage dans le cas des ravines de surface comprise entre 2 et 3 ha.

Parmi les espèces spontanées, seules certaines ont montré une aptitude à résister aux contraintes de crue (tableau 3.1). Il a été mis en évidence un lien entre certains traits des plantes (élancement de la racine pivotante, pourcentage de racines fines et topologie du système racinaire pour le déracinement, forme de croissance et flexibilité morphologique pour l'ensevelissement) et leur aptitude à résister aux contraintes lors des crues.

Concernant le rôle de la végétation dans le contrôle de l'érosion et de la sédimentation, et plus particulièrement les espèces installées testées, à savoir le saule pourpre et le saule drapé, les études réalisées ont permis de quantifier la capacité de populations de ces espèces, installées par bouturage au sein d'ouvrages de génie végétal, à piéger des sédiments. Les quantités moyennes de sédiments piégés par les saules sont, dès la première année et sous réserve qu'ils survivent bien au-delà de 3 ans, de :

- pour un cordon sur seuil en bois : 0,18 m³/an si on considère un chiffre moyen, et 0,28 m³/an si on considère un chiffre optimal ;
- pour un cordon avec garnissage sur seuil en bois : 0,25 m³/an si on considère un chiffre moyen, et 0,40 m³/an, voire plus si on considère un chiffre optimal.

Ces chiffres sont renouvelés et augmentés de 10 % environ chaque année. Ils sont continus au fil des ans (s'il pleut suffisamment bien entendu), sachant qu'au bout de 3 ans ce sont les rejets des boutures qui prennent le relais de ces dernières dans le piégeage des sédiments, dès lors que ces rejets dépassent 6 mm de diamètre.

Si on raisonne par hauteur de sédiments piégés, on peut retenir 11,2 cm/an comme valeur optimale de stockage de sédiments des ouvrages, quels qu'ils soient, 9,5 cm/an comme valeur moyenne et 6,5 cm/an comme valeur basse.

Ces remontées de sédiments dans le lit des ravines amène leur profil en travers à évoluer d'une forme en V à une forme en U, avec une remontée progressive du fond du lit.

Les recherches suivantes ont permis de déterminer les espèces spontanées et résistantes pouvant assurer un rôle efficace de piégeage de sédiments et/ou de fixation des sédiments piégés. De manière relative, un classement de ces espèces selon leur efficacité pour ces deux processus a également été réalisé (tableau 3.1).

Trois traits, à savoir la forme de la canopée, la densité de la canopée et la surface foliaire, ont été reliés à l'efficacité des plantes pour le piégeage de sédiments. Les recherches ont par ailleurs montré qu'une barrière monospécifique avec une espèce performante pour le piégeage était plus efficace qu'une barrière plurispécifique mêlant des espèces plus ou moins performantes, ce qui plaide pour l'utilisation de barrières monospécifiques au sein d'un même ouvrage.

Deux traits, à savoir le diamètre des racines et le pourcentage de racines fines, ont été reliés à l'efficacité des plantes pour la fixation des sédiments piégés. La stabilité des sédiments piégés apparaît alors principalement comme guidée par la teneur en matière organique dans les sédiments piégés.

Tableau 3.1. Synthèse de la performance de 17 espèces végétales spontanées pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation (1 = faible, 2 = moyenne, 3 = élevée et 4 = très élevée) (d'après Burylo *et al.*, 2014).

Espèces	Réponse à l'érosion		Effet sur l'érosion			Score moyen
	Déracinement	Ensevelissement	Fixation 1	Fixation 2	Piégeage	
<i>Achnatherum calamagrostis</i>	4	4	3	3	4	3,6
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	4	3	3	4	4	3,6
<i>Anthyllis vulneraria</i>	3	2	2	2	1	2
<i>Buxus sempervirens</i>	4	3	4	4	3	3,6
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	2	3	3	3	3	2,8
<i>Genista cinerea</i>	4	3	3	4	3	3,4
<i>Hippophae rhamnoides</i>	4	3	4	4	3	3,6
<i>Juniperus communis</i>	3	3	4	4	1	3
<i>Lavandula angustifolia</i>	1	3	4	4	4	3,2
<i>Ononis fruticosa</i>	4	3	4	3	4	3,6
<i>Ononis natrix</i>	4	3	4	3	3	3,4
<i>Stachelina dubia</i>	1	3	3	3	4	2,8
<i>Thymus serpyllum</i>	2	3	3	3	3	2,8
<i>Acer campestre</i>	3	4	3	2	2	2,8
<i>Pinus nigra</i>	1	3	2	1	2	1,8
<i>Quercus pubescens</i>	3	4	1	1	2	2,2
<i>Robinia pseudoacacia</i>	3	4	4	2	2	3

Enfin, en ce qui concerne les possibilités de plantation sur les versants, les expérimentations ont permis d'identifier le pin noir d'Autriche, le buis et le robinier comme espèces potentiellement utilisables, un ajout de BRF leur étant profitable. Malheureusement, les infestations parasitaires (gui sur les pins et pyrale du buis) ou leur caractère invasif (robinier) ne plaident pas pour leur utilisation. L'argousier et le genévrier restent de solides solutions alternatives, ayant tous deux montré également de bons résultats de reprise.

Ces travaux de recherche, menés à différentes échelles spatiales, doivent permettre *in fine* un retour vers les échelles de réflexion et d'intervention pour la restauration et la gestion des écosystèmes érodés, avec en particulier une application au bassin versant de la Durance dans les Alpes du Sud françaises. La question de la transposition de l'ensemble de ces résultats à d'autres milieux reste posée. Cependant, dans des milieux présentant des similitudes quant à la morphologie des terrains (bassins versants torrentiels, terrains argileux) ou aux conditions climatiques (climat montagnard et/ou subméditerranéen), et moyennant des expérimentations-tests *in situ*, certains résultats pourraient potentiellement être applicables. Ils permettraient alors d'envisager des solutions d'ingénierie basées sur le même schéma opérationnel que celui proposé ici.

Plus globalement, les recherches de la communauté scientifique internationale se poursuivent et s'intensifient même sur ces thématiques. Elles permettent d'accroître encore les connaissances sur le rôle de la végétation dans le contrôle de l'érosion hydrique de surface et de la sédimentation, en particulier sur l'identification de seuils d'efficacité (Torri et Poesen, 2014). Il existe bien entendu encore de nombreuses pistes de recherche (Osterkamp *et al.*, 2012), très souvent finalisées et à destination des praticiens chargés du contrôle de l'érosion et de la sédimentation (Stokes *et al.*, 2014).

Quels enseignements pour l'ingénierie dans les bassins versants torrentiels ?

LES RÉSULTATS DES RECHERCHES peuvent être mis à profit pour améliorer le savoir-faire en ingénierie végétale, pour la problématique particulière étudiée dans les bassins versants torrentiels, mais aussi plus globalement pour les actions de conciliation entre restauration des milieux et prévention des inondations, avec l'apparition de besoins nouveaux pour cette ingénierie végétale.

I Aide à la conception des ouvrages de génie végétal

Les résultats des recherches font ressortir les paramètres écologiques et techniques à prendre en compte pour des opérations de végétalisation de ravines marneuses érodées permettant leur restauration écologique en même temps qu'une rétention durable des sédiments fins. Les prescriptions suivantes doivent donc être suivies (Rey *et al.*, 2015a).

Les ouvrages à utiliser sont les cordons sur seuil en bois (environ 80 € le mètre linéaire) et les cordons avec garnissage sur seuil en bois (environ 100 € le mètre linéaire), selon les caractéristiques et les dimensions décrites dans le chapitre 1.

Au sein de ces ouvrages, les espèces à utiliser pour les boutures sont, par ordre de préférence et selon les disponibilités en approvisionnement, le saule pourpre, le saule drapé et le peuplier noir, ce dernier étant préférable dans les zones particulièrement exposées à l'ensoleillement. La même espèce sera utilisée sur un même ouvrage, en alternant les

espèces d'un ouvrage à l'autre tout le long du lit d'une ravine. Ceci permet de conserver le rôle de piégeage optimal de chaque ouvrage, sans « zone de faiblesse » au sein de la barrière végétale, et permet en même temps de se prémunir du risque de dépérissement d'une espèce en cas de perturbation (attaque parasitaire, sécheresse particulière...) qui entraînerait une mortalité complète sur une même ravine.

Dans tous les cas, ces ouvrages ne seront installés que dans les ravines (quelle que soit leur exposition) :

- de surface supérieure à 1 000 m² et inférieure à 3 ha ;
- présentant un profil en long favorable au piégeage des sédiments par les ouvrages, c'est-à-dire lorsque la pente du lit est inférieure à 40 %.

Dans les ravines où une intervention par génie végétal est décidée, on utilisera les ouvrages suivants (construits bien perpendiculairement au lit et non en biais) :

- cordons sur seuil en bois dans les ravines avec couvert végétal sur les versants : cette intervention permet de se limiter à l'installation ponctuelle d'une couverture végétale dans les ravines (linéaires de boutures) ; on mise ensuite sur la dynamique végétale naturelle sur les atterrissements de sédiments pour parvenir au développement d'une couverture végétale en surface ;
- cordons avec garnissage sur seuil en bois dans les ravines sans couvert végétal sur les versants : on choisit ici d'installer directement un tapis végétal (en surface) dans les lits des ravines, sans attendre une dynamique végétale naturelle, car l'absence de végétation alentour ne permet pas de prévoir une telle dynamique sur les atterrissements de sédiments.

Des compléments aux ouvrages sont à envisager lorsque les versants des ravines traitées ne sont pas végétalisés immédiatement à l'amont des ouvrages afin d'éviter les phénomènes de contournement des ouvrages par la crue. Il s'agit de rajouter un renfort en bois sur les côtés du seuil, au niveau du cordon de boutures, remontant de 50 cm sur les versants de part et d'autre du seuil. De plus, là où les versants le permettent, un cordon de plants composé de 3 arbustes, alignés dans la continuité du renfort et sur 50 cm de haut, doit être réalisé. À l'amont, le versant au-dessus du garnissage de boutures sera également recouvert d'un garnissage de plants sur une hauteur de 1 m, de part et d'autre du seuil et à raison de 20 plants/m². Concernant les espèces, deux espèces ligneuses sont particulièrement recommandées, étant donné leur efficacité à conjuguer piégeage et fixation des sédiments : la bugrane et l'argousier (Burylo et Rey, 2015).

Si disponible gratuitement ou à très faible surcoût, un apport de BRF sur les versants sera réalisé en complément des plantations (Breton *et al.*, 2015). Ces aménagements pourront entraîner un surcoût relativement faible pour la réalisation des ouvrages.

Dans le cas particulier des cordons avec garnissage sur seuil en bois dans des ravines dont la superficie est comprise entre 2 et 3 ha, il conviendra d'espacer dans le temps (1 à 2 ans) la pose du cordon et celle du garnissage, afin d'éviter l'ensevelissement trop rapide des boutures les premières années. Cette préconisation pourra avantageusement être suivie

même dans les autres situations, sauf si cela engendre un surcoût trop important lié au fait qu'il faut revenir sur le chantier. Elle permet en effet de limiter la concurrence des boutures la première année et laisse le temps aux ouvrages de se remplir de sédiments sous l'effet des cordons, une installation ultérieure des boutures du garnissage étant alors facilitée.

La construction des seuils pourra avantageusement être réalisée l'été, et plus globalement lorsque les sols sont secs. La mise en place des boutures et des plants sera préférentiellement réalisée au printemps (avant la montée de sève) et si nécessaire à l'automne (après la descente de sève).

L'espacement entre les ouvrages sera de 2 m minimum. Pour le déterminer précisément, on pourra s'appuyer sur l'utilisation du logiciel Simulfascine (Lavandier *et al.*, 2010 ; voir plus loin). À défaut, il faudra tenir compte de la pente en long du lit : plus elle est importante, plus les ouvrages doivent être resserrés. Le repérage de niveaux durs de la roche ainsi que celui des rétrécissements des profils en travers des ravines peuvent également aider au positionnement des ouvrages.

Ces interventions dans les ravines sont les seules envisagées, c'est-à-dire qu'hormis de possibles entretiens ponctuels nécessaires les années suivantes (bouturage pour combler les échecs locaux), il ne devrait y avoir ni nouvelle intervention, ni intervention sur le reste de la ravine.

Il reste à préciser ici qu'il s'agit de recommandations d'ingénierie végétale permettant de guider le choix des espèces et des ouvrages de génie végétal à utiliser, ainsi que du dimensionnement de ces derniers, mais qui ne se substituent pas à la nécessité de consulter un expert du génie végétal, qui sera le seul à même de réaliser des prescriptions précises pour ce type d'intervention !

■ Formalisation d'outils d'ingénierie intégrant les résultats de la recherche

Ces recherches ont pour objectif de répondre à des besoins opérationnels de contrôle de l'érosion et de la sédimentation dans les milieux de montagne. Outre leur rôle dans l'accroissement des connaissances, elles présentent donc un fort caractère finalisé et visent à développer des méthodes et des outils d'ingénierie écologique pour la lutte contre l'érosion, les crues et les inondations, ainsi que pour la restauration des terrains érodés, *via* l'utilisation de techniques de génie végétal.

Elles ont ainsi participé à la formalisation de guides (Rey, 2011 ; Crosaz *et al.*, 2014), qui constituent des outils pratiques et méthodologiques à destination des praticiens et des gestionnaires. Ces outils ont été conçus de manière à intégrer les résultats d'une grande partie des recherches développées. Ainsi, par exemple :

- les seuils spatio-temporels de biorhexistasie peuvent être interprétés comme des taux de couverture végétale à installer sur des terrains érodés, afin de remédier, de manière économe, au problème de surcharge sédimentaire fine des cours d'eau de montagne, responsable de dommages sociaux, économiques et écologiques à l'aval. Ils permettent

ainsi de définir des stratégies d'intervention sur les milieux érodés qui répondent au principe de gestion minimale ;

- les connaissances sur les traits fonctionnels et l'identification des espèces susceptibles d'être intéressantes pour assurer des fonctions efficaces de piégeage et de fixation de sédiments permettent de mieux guider le choix des espèces à utiliser au sein des ouvrages de génie végétal. Elles permettent également de mieux diagnostiquer l'efficacité potentielle d'une couverture végétale spontanée pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation ;
- les données quantifiées sur le piégeage de sédiments par la végétation et les ouvrages de génie végétal permettent de mieux choisir et dimensionner les ouvrages de génie végétal, en se basant notamment sur le calcul de rapports coûts/avantages.

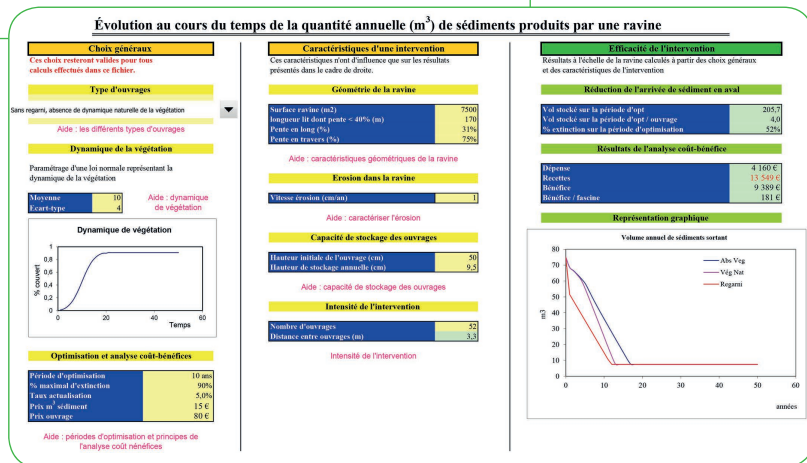
Sur la base des résultats de ces recherches, des collaborations avec des chercheurs spécialisés en modélisation ont débouché sur des travaux de conception ou de développement d'un modèle spatio-temporel du fonctionnement de milieux érodés restaurés. L'objectif était de disposer d'un outil permettant de représenter les trajectoires dynamiques probables de la végétation et leur effet sur l'érosion et la sédimentation sur plusieurs dizaines d'années, dans un contexte de bassins versants torrentiels. Le modèle devait ainsi permettre d'évaluer l'impact d'opérations de génie végétal sur la rétention de sédiments et la protection des enjeux.

Il s'agit du modèle Simulfascine, qui est un outil interactif développé à l'intention des praticiens, gestionnaires et décideurs, pour réaliser des tests virtuels d'intervention par génie végétal, afin de déterminer la solution la plus rentable économiquement (rapports coûts/avantages) pour un piégeage efficace et durable de sédiments. Ce modèle permet, d'une part, de calculer, par une approche géométrique, l'évolution au cours du temps de la quantité annuelle de sédiments produits à la sortie d'une ravine, soit à une échelle plurimétrique allant jusqu'à l'hectare ; d'autre part, de comparer les coûts d'une intervention par le biais du génie végétal avec ceux engendrés par des actions de type curatif à l'aval (par exemple, le curage des sédiments dans le lit d'une rivière) (figure 3.3).

Cet outil permet ainsi de réaliser une modélisation spatio-temporelle et une analyse économique du piégeage de sédiments dans des ravines marneuses végétalisées par génie végétal. Il doit notamment permettre de comparer différentes stratégies d'intervention et indiquer à l'utilisateur la stratégie la plus rentable à adopter, par exemple le nombre optimal d'ouvrages à installer par ravine. Il est aujourd'hui fonctionnel (Lavandier *et al.*, 2010).

Il intègre notamment les résultats d'un autre modèle, baptisé Tlaloc, qui représente la dynamique spatio-temporelle des communautés végétales en lien avec la dynamique érosive et sédimentaire dans des ravines marneuses restaurées (Delcros *et al.*, 2009). L'unité spatiale de base est l'atterrissement de sédiments, d'ordre métrique, créé en amont des barrières végétales installées grâce aux ouvrages de génie végétal. L'outil permet de rendre compte de la couverture et de la diversité végétale susceptibles de s'établir sur les atterrissements, à une échelle temporelle de deux à trois dizaines d'années. Les résultats qu'il fournit en sortie alimentent ainsi l'une des entrées du modèle Simulfascine.

Figure 3.3. Interface graphique de Simulfascine.



Une approche pour l'aide à la décision à l'échelle du bassin versant de la Durance

LES NOUVEAUX SAVOIRS ET SAVOIR-FAIRE présentés dans cet ouvrage peuvent être mis à profit pour l'aide à la décision des gestionnaires et décideurs confrontés à des problématiques de contrôle de l'érosion des sols et du ruissellement, de gestion de milieux terrestres et aquatiques dégradés et de prévention des inondations. Nous l'illustrons ci-après dans le cas du bassin versant de la Durance, en ouvrant la perspective d'autres applications répondant aux contraintes de la Gemapi.

L'application des nouveaux savoirs et savoir-faire a permis de déboucher sur l'établissement d'un premier Plan d'application à moindres coûts du génie végétal, établi à l'échelle du bassin versant de la Durance, pour la réduction de la sédimentation fine dans les rivières, et selon une stratégie permettant de conjuguer restauration des terrains érodés et contribution à l'atténuation des inondations courantes (Rey, 2013).

Ce plan repose sur une typologie et une carte des ravines à végétaliser, issues d'un état des lieux réalisé à l'échelle du bassin versant de la Durance. Les données sont regroupées dans un système d'information géographique (SIG) et reposent sur un modèle numérique de terrain (MNT) à un pas de 2 m, ainsi que sur des photographies aériennes au 1/14 000. Sur la base de cette carte et des outils d'ingénierie végétale (guides, modèles)

présentés précédemment, le plan propose une stratégie générale d'application du génie végétal comprenant :

- une localisation et une estimation de la superficie des zones marneuses érodées ;
- une carte et une estimation de l'importance des types de ravines ;
- une identification et une carte des enjeux sociaux, économiques et écologiques ;
- une hiérarchisation des terrains en zones d'interventions prioritaires (ZIP) ;
- différents scénarios d'application du génie végétal, avec une estimation des rapports coûts/avantages pour chaque scénario.

■ Localisation et estimation de la superficie des zones marneuses érodées

On ne s'intéresse ici qu'aux zones marneuses érodées situées à l'aval de Serre-Ponçon. D'après la carte de la figure 3.4, elles sont essentiellement réparties dans les départements des Alpes-de-Haute-Provence (04) et des Hautes-Alpes (05). Pour ce qui est des marnes noires en particulier, les faciès dénudés ou couverts de végétation hétérogène se situent principalement soit dans la région du Buëch, à l'ouest du bassin versant de la moyenne Durance, soit dans le bassin versant de la Bléone. Concernant les autres types de marnes, elles se situent essentiellement dans le sud-est du bassin versant de la Durance, entre le bassin versant de la Bléone et celui du Verdon.

Grâce à l'élaboration d'anciennes cartes, il a été possible d'affiner la détermination des surfaces représentées par les terrains marneux érodés, toutes catégories confondues (tableau 3.2).

La surface totale des terrains érodés atteint plus de 38 800 ha en comptabilisant l'ensemble des marnes (marnes noires nues et autres marnes) et l'ensemble des critères de végétation (ravines dénudées et ravines avec un couvert végétal hétérogène). L'ensemble de la superficie occupée par les marnes noires (dénudées ou présentant un couvert végétal hétérogène) se chiffre à près de 23 300 ha. Les autres marnes atteignent une superficie d'environ 15 500 ha. Les terrains dénudés, quel que soit le type de marnes, représentent plus de 7 700 ha.

Il apparaît ainsi un « taux de répartition » des types de terrains fournis par les cartes anciennes qui indiquent que les terrains érodés sont représentés :

- à 11 % par des marnes noires dénudées ;
- à 49 % par des marnes noires avec présence de végétation ;
- à 9 % par les autres marnes dénudées ;
- à 31 % par les autres marnes avec présence de végétation.

Figure 3.4. Carte des zones marneuses érodées du bassin versant de la Durance (d'après Rey, 2013).

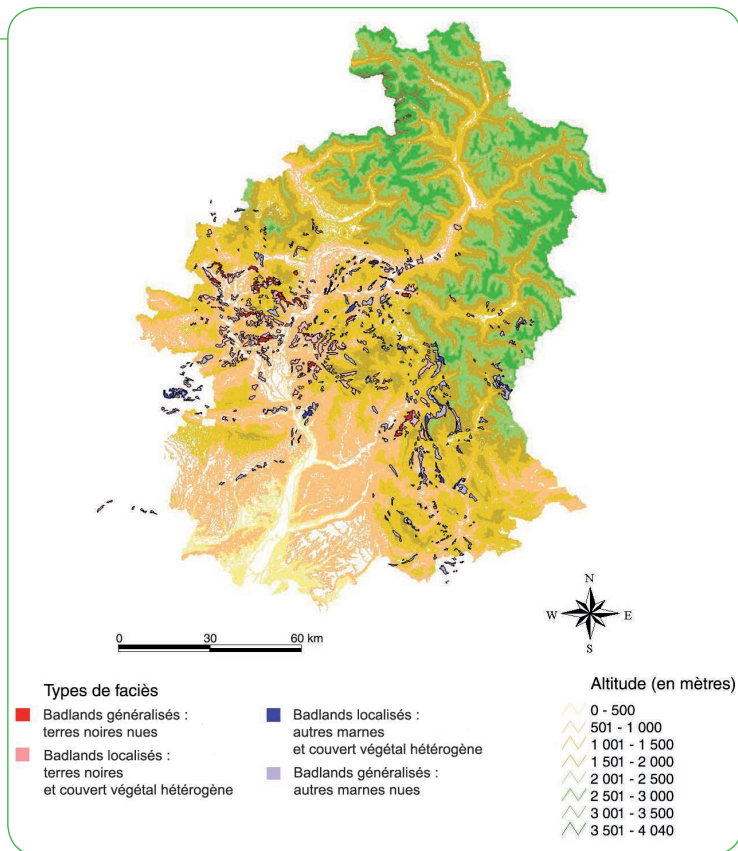


Tableau 3.2. Estimation de la superficie des zones marneuses érodées (d'après Rey, 2013).

	Marnes noires nues	Marnes noires et couvert végétal hétérogène	Autres marnes nues	Autres marnes et couvert végétal hétérogène
Superficie (ha)	4 106	19 162	3 591	11 951
	23 268		15 542	
	38 810			

I Typologie de ravines

Les données nécessaires pour établir une typologie de ravines sont celles qui renseignent sur les paramètres écologiques et techniques déterminant la réussite et l'efficacité potentielle des ouvrages de génie végétal pour la rétention durable des sédiments, à savoir :

- la résistance des ouvrages et de la végétation aux contraintes hydrologiques lors des crues ;
- la reprise et la survie des boutures ;
- la possibilité pour les ouvrages de recueillir des sédiments (effet « réservoir ») ;
- la potentialité de colonisation végétale naturelle des atterrissements à l'amont des ouvrages.

Ainsi, les données prises en compte ont été les suivantes :

- **taille des ravines** : les boutures reprennent et survivent dans des ravines de surface supérieure à 1 000 m² uniquement. Par ailleurs, les ouvrages résistent aux contraintes hydrologiques lors des crues pour des ravines de surface inférieure à 3 ha, avec toutefois quelques incertitudes concernant les ravines supérieures à 2 ha. On a donc cherché à « découper » les bassins versants érodés en unités élémentaires de 1, 2 et 3 ha, en identifiant également, dans la mesure du possible, les ravines de taille inférieure à 1 000 m² ;
- **pente du lit** : les ouvrages peuvent efficacement recueillir des sédiments (effet « réservoir ») pour des ravines dont au moins une portion du lit présente une pente inférieure à 40 %. On a donc cherché à discriminer les ravines selon que leur pente moyenne était inférieure ou supérieure à 40 % ;
- **couverture végétale** : la potentialité de colonisation végétale naturelle des atterrissements de sédiments à l'amont des ouvrages est effective pour des ravines dont les versants présentent une certaine couverture végétale (seuil de couverture non déterminé). On a donc cherché à identifier la présence ou non de couverture végétale naturelle dans les ravines, en prenant un seuil indicatif de 50 % de couverture végétale à l'échelle de la ravine entière.

Par ailleurs, la présence d'ouvrages de génie civil, dans les torrents des bassins versants au sein desquels les opérations de végétalisation sont envisagées, doit être prise en compte. En effet, ces ouvrages permettent d'éviter l'érosion régressive générale du bassin et donc la déstabilisation « par le bas » des ravines à traiter. De manière annexe, il faudra donc identifier la présence ou non de ces ouvrages. Pour cela, il existe un inventaire réalisé récemment par les services RTM à l'échelle nationale pour les forêts domaniales.

Par combinaison des paramètres écologiques et techniques énumérés ci-dessus, on a pu établir une typologie permettant de caractériser les bassins versants et les ravines érodées. Les résultats apparaissent sur le tableau 3.3. Environ 26 300 ravines sont éligibles au schéma opérationnel de génie végétal proposé, car elles répondent aux critères de lithologie (marnes noires et autres marnes), de taille (< 3 ha), de pente du lit (< 40 %) et de couverture végétale (marnes nues ou marnes avec couvert végétal hétérogène). Cela correspondrait à un linéaire de lit d'environ 1 000 km.

Tableau 3.3. Caractéristiques des ravines marneuses érodées (dont la pente est inférieure à 40 %) végétalisables du bassin de la Durance (surface totale : 26 278 hectares) (d'après Rey, 2013).

Lithologie	Taille < 1 ha		Entre 1 et 2 ha				Entre 2 et 3 ha					
	Marnes noires		Autres marnes		Marnes noires		Autres marnes		Marnes noires		Autres marnes	
Couverture végétale	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non
	10 665	4 462	5 636	2 730	1 205	504	611	269	75	56	59	6
Nombre	15 127		8 366		1 709		880		131		65	

I Enjeux sociaux, économiques et écologiques

Il existe de nombreux bénéficiaires écologiques, économiques et sociaux sur le bassin versant de la Durance, qui pourraient tirer profit de la végétalisation des ravines marneuses érodées et de la réduction sédimentaire fine due aux opérations de génie végétal. Afin de les lister, il a été nécessaire d'identifier les maîtres d'ouvrage potentiels qui seraient sollicités dans le cadre de projets de génie végétal bénéfiques pour les bassins versants sélectionnés.

Les premières investigations ont fait ressortir près de 40 bénéficiaires potentiels (tableau 3.4). Parmi eux, on peut citer les bénéfices attendus qui permettraient d'éviter les dommages dus aux sédiments fins, d'ordres :

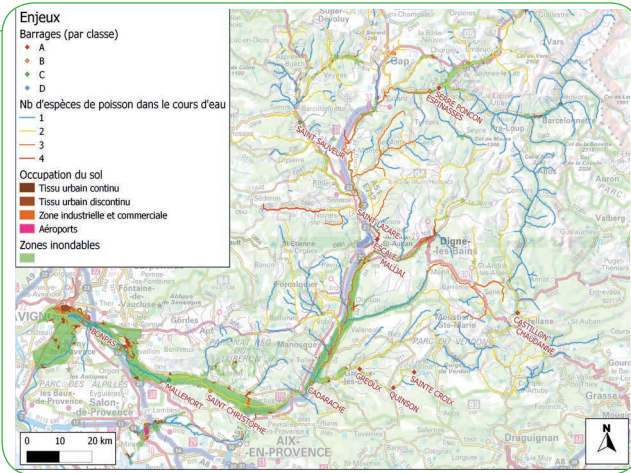
- écologique : colmatage des frayères, dégradation de la qualité physique des cours d'eau, perte de diversité animale (piscicole en particulier), problèmes d'équilibre sédimentaire des rivières, ensablement de l'étang de Berre, etc. ;
- économique : envasement et perturbation du fonctionnement des barrages hydro-électriques, etc. ;
- social : inondations, etc.

Ces bénéficiaires ont été cartographiés afin de permettre de distinguer différentes zones regroupant des bénéficiaires locaux et globaux de différentes natures (figure 3.5).

On peut notamment distinguer deux zones regroupant des enjeux :

- une zone allant du barrage de l'Escale à celui de Cadarache : on y trouve un nombre important d'espèces de poissons, dont des espèces protégées. Les voies de communication sont en zones inondables et représentent un intérêt fort pour la région, puisqu'il s'agit d'une autoroute et d'une voie ferrée. Les barrages situés en amont, celui de l'Escale et celui de Malijai, sont remplis de matériaux fins et ne peuvent donc plus stocker de sédiments fins. Le bassin de Cadarache en aval est lui aussi colmaté ;

Figure 3.5. Carte de synthèse des différents bénéficiaires potentiels sur le bassin versant de la Durance (d'après Rey, 2013).



- une zone en amont d'Avignon : elle représente un intérêt pour la circulation des aloses feintes, espèce protégée qui peine à remonter la Durance et qui pourrait se reproduire dans de meilleures conditions ; on y trouve de nombreux aménagements susceptibles d'être inondés, situation aggravée par l'exhaussement des lits.

Une base de données géographique et topographique a ainsi été créée sur SIG. Elle permet une identification et une localisation des enjeux décrits. Cette information est mobilisable pour la détermination d'une ZIP.

I Zones d'intervention prioritaire

Il s'est agi ici de définir, pour l'ensemble du grand bassin versant de la Durance, une stratégie de hiérarchisation des terrains érodés en ZIP. Pour cela, des critères de choix ont été proposés pour déterminer ces zones prioritaires, à l'échelle des ravines identifiées grâce à la typologie de ravines, ainsi qu'une méthode pour leur hiérarchisation (Rey *et al.*, 2004b). L'étendue des interventions envisageables à l'échelle du bassin de la Durance a pu être établie en fonction de critères économiques de « rentabilité » des opérations, qui peuvent dépendre de deux paramètres :

- la localisation des ouvrages par rapport aux enjeux sociaux, économiques ou écologiques : les enjeux identifiés précédemment permettent de déterminer des priorités d'intervention. En particulier, la proximité ou l'isolement des bassins érodés par rapport aux enjeux sont des critères importants à prendre en compte ;
- la lithologie et la couverture végétale des terrains : un même ouvrage de génie végétal (correspondant à un coût donné) pourra présenter un intérêt différent selon la lithologie

Tableau 3.4. Récapitulatif des bénéficiaires potentiels d'une action de végétalisation des ravines marneuses érodées du bassin de la Durance (d'après Rey, 2013).

Type d'enjeu	Enjeu	Variable
Économique	Hydroélectricité	Perte de production d'énergie
		Perte en placement d'énergie
		Coût de curage par ouvrage
	Pompages agricoles	Coût du m ³ de curage des canaux « vieux fond/vieux bord »
		Coût de faucardage
		Nombre de jours de fermeture des pompages
	Terres agricoles	Pourcentage d'apport en limons par hauteur d'eau
		Temps de retour d'inondation
		Perte de production d'énergie
	Infrastructures touristiques et récréatives	Nombre de jours d'arrêt d'activité
		Coût d'entretien des équipements
		Coût du dommage
		Coût de remise en état suite à un dommage
		Temps de retour acceptable d'inondation
		Coût de communication/perte ou gain d'image
	Industries	Coût d'adaptation des installations
		Pourcentage de baisse de rendement
		Coût du m ³ de curage

des terrains, car il est susceptible de « recevoir », dans un laps de temps donné, plus de matériaux s'il est situé sur des terrains plus fortement érodables. Il vaut ainsi mieux installer les ouvrages dans les ravines produisant le plus de matériaux érodés pour une surface donnée, c'est-à-dire selon :

- la lithologie de la ravine : préférentiellement sur les marnes noires, puis sur les autres marnes,
- la couverture végétale de la ravine : préférentiellement dans les ravines dénudées, puis dans les ravines avec un couvert végétal partiel sur les versants.

Par ailleurs, les choix d'intervention à l'échelle du bassin de la Durance peuvent également dépendre de critères décisionnels. La propriété foncière, en particulier, est un paramètre important à prendre en compte. Elle peut en effet déterminer la faisabilité administrative

Tableau 3.4. Récapitulatif des bénéficiaires potentiels d'une action de végétalisation des ravines marneuses érodées du bassin de la Durance (d'après Rey, 2013). (suite)

Type d'enjeu	Enjeu	Variable
Social	Monuments remarquables	Coût du dommage
		Coût de remise en état suite à un dommage
		Temps de retour acceptable d'inondation
		Coût de communication/perte ou gain d'image
	Paysages	Coût de communication/perte ou gain d'image
		Coût de prévention du risque
	Industries	Probabilité de réalisation du risque
		Coût de dépollution
	Biens et personnes	Coût des ouvrages de protection et leur entretien
		Coût de réhabilitation
		Coût du dommage
		Temps de retour acceptable
		Temps de réhabilitation
		Nombre de personnes concernées par le sinistre
	Infrastructures	Surcoût des ouvrages
		Temps de retour acceptable
		Coût de remise en service
Coût du dommage		
Eau potable	Nombre de jours de service coupé	
	Coût de surdimensionnement des décanteurs	
	Coût moyen annuel du délimonement des décanteurs	
Environnement/biodiversité	Capacité d'accueil/habitabilité	Surcoût moyen annuel du traitement en période de turbidité forte
		Nombre de frayères
		Surface disponible à la reproduction
		Nombre de juvéniles d'apron du Rhône
	Diversité génétique dans les populations d'apron du Rhône	
	Niveau de recouvrement du lit en limons	
Étang de Berre	Turbidité de l'eau	

et constituer un frein à des opérations de végétalisation des terrains érodés, en l'occurrence si ceux-ci sont situés sur des terrains privés. Il convient donc d'identifier les types de propriétaires (domaniaux, communaux, privés) des terrains concernés.

Cette méthode de hiérarchisation des terrains érodés en ZIP est facilement applicable à l'échelle du bassin versant de la Durance. L'outil Simulfascine, relié à des bases de données géographiques et topographiques, permet une prise en compte ciblée des enjeux retenus par un décideur et l'application de stratégies dédiées d'application du génie végétal.

I Stratégie optimale d'application du génie végétal

Plusieurs scénarios d'application du génie végétal à l'échelle du bassin versant de la Durance ont été étudiés, sur la base de l'ensemble des données récoltées et à l'aide de l'outil Simulfascine (Rey, 2013). Les paramètres pris en compte pour renseigner le modèle (figure 3.3), pour la plupart issus des résultats des recherches présentés précédemment, sont listés ci-après.

L'objectif de réduction de la production de sédiments fins (issus des marnes) pour l'ensemble du bassin versant a été fixé à 30 % minimum.

Les ravines considérées comme végétalisables *via* le schéma opérationnel de génie végétal proposé sont celles qui présentent une surface comprise entre 1 000 m² et 3 ha, ainsi qu'une pente en long du lit de la ravine inférieure ou égale à 40 %.

La pente en long des ravines est celle renseignée par la base de données topographique du SIG. L'étude des données a montré que la pente des versants des ravines avait généralement une variation faible et qu'elle pouvait être approchée par la valeur de 75 %. Cette valeur a ainsi été appliquée à l'ensemble des ravines de la Durance.

Le coût du curage d'un mètre cube de sédiments est de 15 €. Le coût d'un cordon avec garnissage sur seuil en bois est de 100 €, celui d'un cordon seul de 80 €. Aucune contrainte n'a été fixée par rapport à un coût d'intervention maximal éventuel.

Le degré de végétation détermine le type d'ouvrage à mettre en place. Nous ne disposons pas de cartographies de la végétation à l'échelle de la Durance toute entière. Il a été retenu un ratio de 80 % de ravines avec végétation et 20 % sans végétation.

La vitesse d'érosion a été fixée à 1 cm/an, valeur moyenne annuelle observée pour des ravines sur marnes noires.

La hauteur initiale des atterrissements (hauteur du seuil en bois) est égale à 50 cm. Une hauteur annuelle de stockage de 9,5 cm/an a été choisie, en adéquation avec les résultats des suivis réalisés sur les différents sites expérimentaux (moyenne des hauteurs de stockage sur les ouvrages qui fonctionnent). Des calculs avec la valeur basse de 6,5 cm/an (années faiblement pluvieuses) ont également été réalisés, à titre indicatif.

Nous avons décidé de tester des périodes d'optimisation de 10 ans et 15 ans, qui paraissent les plus appropriées (compromis entre temps nécessaire au stockage de sédiments par des ouvrages et délai potentiellement accepté par un décideur).

La valeur de dépôt de sédiments prise en compte pour évaluer l'efficacité relative des ouvrages de génie végétal à limiter l'apport de sédiments en Durance est celle évaluée à Saint-Chamas, à l'entrée de l'étang de Berre, après la mise en œuvre du Plan de reconquête de l'étang de Berre de 1992. Cette valeur est de 150 000 t/ha, soit environ 60 000 m³/an (pour une densité d de 2,6) (Balland *et al.*, 2002).

Rappelons que le quota de rejet de matières en suspension (MES) dans l'étang de Berre est, en 2014, fixé à 60 000 t/an, soit environ 23 000 m³ (décret n° 2006-1557 du 8 décembre 2006). Après plusieurs simulations de divers scénarios d'intervention, il apparaît que ceux établis pour une durée d'optimisation à 15 ans présentent des avantages non négligeables par rapport aux scénarios à 10 ans. Toutefois, nous devons considérer la question de l'acceptabilité de cette durée pour les décideurs locaux. D'autre part, il ressort que, même dans l'hypothèse d'un stockage des sédiments à 6,5 cm (qui, rappelons-le, est l'hypothèse la plus pessimiste), les opérations de végétalisation des ravines marneuses de la Durance seraient largement positives en matière de volume total piégé et de rapport coûts/bénéfices, pour les ravines allant de 1 000 m² à 2 ha.

L'augmentation de la surface des ravines végétalisables accroît le nombre de ravines traitées. Cela entraîne une hausse mécanique du volume stocké. Toutefois, les pourcentages d'extinction atteints sont plus faibles lorsque des ravines de plus de 2 ha sont traitées. En effet, lorsque la surface de la ravine augmente, le volume érodé (volume mobilisable) augmente. Le volume piégé dans les ouvrages positionnés dans le lit de la ravine (volume stockable) n'augmente cependant pas en conséquence, puisque ce dernier dépend de l'ensemble des caractéristiques de la ravine (pentes et longueur de lit dont la pente est inférieure à 40 % essentiellement). Ainsi le volume mobilisable devient bien plus important que le volume stockable, et le pourcentage d'extinction résultant est faible à l'échelle d'une ravine.

Le volume piégé est supérieur ou égal à 1 450 000 m³ pour tous les scénarios, ce qui représente autant de sédiments fins en moins dans la Durance. Si ces sédiments sont piégés en 10 ans, voire 15 ans sur l'ensemble du bassin versant de la Durance, les conséquences dans les retenues pourront être perceptibles, et donc intéresser certains décideurs.

Au final, le scénario optimal apparaît comme celui concernant les ravines de moins de 2 ha, en termes de rapport coût/avantage et de pourcentage d'extinction, sur une durée de 15 ans. D'après nos premières estimations, l'application de ce scénario conduirait en effet à une réduction moyenne des apports de matériaux fins marneux dans la Durance d'environ 30 %, ce qui apparaît comme un objectif significatif pour les gestionnaires. Il serait environ 10 fois plus avantageux économiquement d'intervenir par du génie végétal à l'amont plutôt que de curer régulièrement des retenues de barrages (sur 100 ans) (tableau 3.5).

Précisons toutefois qu'il reste possible de « forcer » certaines composantes de l'intervention afin de faire évoluer l'un ou l'autre des résultats des actions. Par exemple, on peut, moyennant un coût plus conséquent, installer un nombre d'ouvrages plus important que celui proposé comme optimal, afin d'augmenter à court terme les quantités de sédiments piégés, et en conséquence les pourcentages d'extinction des zones traitées. Le logiciel Simulfascine permet d'évaluer l'impact de telles variantes d'intervention.

Tableau 3.5. Scénario optimal d'intervention proposé par Simulfascine à l'échelle du bassin versant de la Durance, valable pour les ravines de moins de 2 ha et pour une optimisation à 15 ans (d'après Rey, 2013).

Caractéristiques de l'intervention	Hauteur de stockage annuelle de 9,5 cm	Hauteur de stockage annuelle de 6,5 cm
Nombre total d'ouvrages	166 733	261 790
Coût de mise en place	13 701 928 €	21 859 632 €
Bénéfice (coût du curage des sédiments sur 100 ans)	127 515 499 €	77 467 691 €
Volume total piégé sur 15 ans	4 146 290 m ³	2 563 592 m ³
	6 219 435 t	3 845 388 t
Volume piégé annuellement	276 419 m ³	170 906 m ³
	414 629 t	256 359 t
Pourcentage d'extinction sur les ravines traitées	48 %	30 %
Rétention/sédiments (Brochot, 1993)	14 %	9 %
Rétention/sédiments (Rey, 2013)	24 %	15 %
<i>Rétention moyenne</i>	29 %	18 %
Rétention/sédiments (données EDF)	35 %	21 %
Rétention/sédiments (Balland <i>et al.</i> , 2002)	184 %	114 %

■ Bénéfices multiples de l'utilisation innovante du génie végétal

L'utilisation innovante de génie végétal présentée dans cet ouvrage permet de répondre en partie à la recherche d'une conciliation entre la restauration des milieux et la prévention des inondations. Construire des barrières végétales dynamiques pour retenir les sédiments fins, avec des résultats obtenus dès la première année et de manière durable, permet en effet d'en retirer de multiples bénéfices : une diversité végétale est restaurée sur les versants érodés, les poissons peuvent à nouveau pondre dans le lit des rivières, l'étang de Berre est plus propre et les poissons plus nombreux, les centrales hydroélectriques fonctionnent mieux, enfin certaines inondations peuvent être atténuées.

Retenons que les études scientifiques montrent que près de 170 000 ouvrages de génie végétal, installés dans près de 15 000 petits bassins versants de moins de 2 ha, réduiraient d'un tiers les productions de sédiments fins (marneux) dans la Durance, pour un coût de 13,70 M€, soit 10 fois moins que le coût de leur curage sur 100 ans (Rey, 2013) !

■ Intégration des résultats et des avancées dans les plans et les schémas stratégiques d'aménagement

La finalité d'un tel projet est de pouvoir disposer de la meilleure visibilité possible concernant les quantités de matériaux érodés retenus en tête de bassin, depuis la première année jusqu'à plusieurs dizaines d'années après les interventions, et avec une connaissance de la portion des matériaux qui continuera à descendre dans la Durance. L'ensemble des actions entreprises doit permettre *in fine* d'aider les décideurs, élus, financeurs et gestionnaires, notamment le Syndicat mixte d'aménagement de la Durance (SMAVD) et la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, à décider des travaux de génie végétal à réaliser à l'échelle du bassin versant de la Durance. Quels sont alors les leviers pour une application concrète du projet ? Ils sont de deux ordres : techniques et d'ingénierie d'une part (comme vu précédemment), institutionnels, territoriaux et financiers d'autre part.

Concernant ces derniers leviers, il convient de s'interroger sur ceux qui peuvent permettre son application concrète, en particulier les programmes régionaux comme le Plan Durance multi-usages, le Contrat de rivière du Val de Durance ou un futur schéma d'aménagement et de gestion des eaux (Sage) sur la Durance.

Pour le territoire du bassin versant de la Durance, l'enjeu principal du Plan Durance multi-usages, mis en place depuis 2005, est de définir un partage de la ressource en eau tenant compte des usages établis (hydroélectricité, alimentation en eau agricole, industrielle ou urbaine) et des usages émergents (prévention des inondations, restauration des milieux, tourisme). C'est d'ailleurs ce plan qui a motivé la réalisation des études relatives dans cet ouvrage. Étala sur 10 ans (2005-2015), il s'agirait de voir de quelle manière son renouvellement pourrait intégrer les préconisations d'actions de la présente étude.

Le Contrat de rivière du Val de Durance, quant à lui, a été signé par l'ensemble de ses partenaires le 20 novembre 2008. Sa réalisation s'est ensuite déroulée sur une période de 7 années. L'une de ses actions portait sur les limons, avec l'objectif de lutter contre la fixation et l'exhaussement du lit, mais aussi contre le colmatage du bras vif. Il faut également noter que certains thèmes ont nécessité des investigations complémentaires préalables à l'élaboration définitive du Contrat de rivière. L'une de ces études complémentaires portait sur l'amélioration du transport solide. Dans l'optique d'une poursuite des actions de ce contrat, il s'agirait de voir s'il représente l'échelle pertinente d'action pour une application concrète des résultats des études présentés dans cet ouvrage.

Des besoins nouveaux en ingénierie végétale pour concilier la restauration des milieux et la prévention des inondations

UN DES PRINCIPAUX DÉFIS ACTUELS reste de définir les actions de génie végétal à mettre en place en fonction des objectifs des projets. Bien que les techniques soient bien décrites dans de nombreux manuels (par exemple EFIB, 2015), il manque des recommandations quantitatives concernant les matériaux et les méthodes à utiliser selon la spécificité de chaque situation, notamment quand l'objectif est de réconcilier réduction des risques naturels et restauration écologique, comme cela est préconisé dans le cadre de l'application de la compétence Gemapi. Pour surmonter ce manque de connaissances, les scientifiques doivent tenir compte des besoins des praticiens et mener des recherches à différentes échelles spatiales, avec des objectifs précis.

I Choix des espèces végétales

De nombreuses études ont déjà traité de l'efficacité de certaines espèces végétales pour renforcer la protection contre les risques. De Baets *et al.* (2009), par exemple, ont illustré la mise en application d'un cadre méthodologique pour évaluer le potentiel d'espèces végétales communes à limiter la vitesse d'érosion des ravines dans un écosystème méditerranéen. Perez *et al.* (2017) ont récemment développé une base de données sur les espèces végétales en accès libre, permettant aux utilisateurs de consulter cette base ou d'y ajouter des informations sur les espèces les mieux à même de contrôler l'érosion et les glissements de terrain superficiels sous différents climats. Dans le même ordre d'idée, González-Ollauri et Mickovski (2016) ont mis au point une méthode conceptuelle pour le choix des espèces dans les climats tempérés humides. Selon le type d'environnement, et de manière très spécifique, certaines espèces végétales sont très efficaces pour contrôler différents types d'érosion des sols (écoulement en nappe continue, érosion par ruissellement, ravine, érosion des berges et érosion par glissement de terrain) dans certaines positions topographiques précises d'un milieu (Bochet *et al.*, 2009). Un faible nombre d'espèces végétales est traditionnellement utilisé dans ce but, alors que beaucoup, parmi la liste immense des espèces disponibles qui peuvent convenir à cet usage, n'ont pas encore été testées (Preti et Petrone, 2013 ; Perez *et al.*, 2017). De manière générale, et bien que l'utilisation d'espèces pionnières dans les projets de génie végétal soit parfois nécessaire pour initier les processus de succession écologique permettant de maintenir la végétation sur site, les espèces natives doivent être préférées aux espèces exotiques, et les trajectoires de succession écologique doivent être intégrées au moment de la conception de l'opération de génie végétal (Xiao *et al.*, 2017).

Au moment du choix des espèces à utiliser sur un site, et en fonction des principes de la restauration écologique, les conditions environnementales locales et régionales doivent être prises en compte pour permettre la création d'un système résilient et durable. La phase

initiale joue un rôle essentiel dans la réussite d'un projet de génie végétal. Cependant, les espèces adaptées à la protection contre les risques naturels ne sont pas nécessairement celles utilisées dans le domaine de la restauration écologique. Une des questions les plus difficiles pour les concepteurs de projets est la suivante : vaut-il mieux utiliser uniquement une ou quelques-unes des espèces à même de réduire un risque particulier, ou devrait-on au contraire utiliser une gamme variée d'espèces peut-être moins efficaces ? On recommande en général le recours à la diversité végétale dans les projets de restauration écologique, mais se peut-il qu'une plus grande diversité résulte en un contrôle des risques moins efficace ? Sur cette question, comme nous l'avons vu plus avant dans cet ouvrage, Erktan *et al.* (2013) ont montré que la diversité morphologique des espèces utilisées dans les barrières végétales n'améliorait pas la rétention sédimentaire dans les lits de ravines marneuses érodées des Alpes du Sud françaises. La biodiversité végétale reste cependant un enjeu majeur, puisqu'elle correspond généralement à un système plus stable du point de vue écologique (Preti et Petrone, 2013). Un système végétal stable et équilibré serait moins vulnérable au stress abiotique (inondations, orages, surcharge due à la neige et glissements de terrain) et au stress biotique (agents pathogènes et pâturage). La diversité des espèces végétales utilisées permettrait également de « couvrir toutes les options » : la perte d'une espèce particulière devenue sensible aux facteurs abiotiques ou biotiques ne compromettrait pas les objectifs de l'ensemble du projet. Se référant à l'étude d'Erktan *et al.* (2013), nous avons proposé de n'utiliser qu'une seule espèce au sein d'un même ouvrage pour constituer les cordons et les garnissages dans les lits de ravine érodés, tout en recourant à différentes espèces d'un ouvrage à l'autre le long du lit de la ravine, afin de concilier la réduction des risques naturels et une meilleure biodiversité (Rey et Labonne, 2015).

I Choix et dimensionnement des ouvrages de génie végétal

Le choix du bon ouvrage à utiliser dans un projet de génie végétal dépend en grande partie de son objectif. Pour ce qui est du contrôle des risques naturels, le principe de départ consiste à utiliser des ouvrages et des plantes dont la résistance mécanique est suffisante pour supporter les forces gravitaires ou hydrologiques du risque en question. Il faut également tenir compte du fait que certaines espèces végétales ou certaines conditions peuvent déstabiliser l'ouvrage. Par exemple, les caissons végétalisés installés le long des berges peuvent agir comme des renforts de berges en cours d'érosion (Florineth, 2007) (figure 3.6). Ils aident à protéger la rive tout en facilitant le retour de la végétation, car les plantes sont incorporées à la structure et la croissance racinaire stabilise le sol. Les praticiens hésitent cependant parfois à utiliser ce type de structure en raison de l'incertitude sur la façon dont la végétation interagit avec l'ouvrage au fil du temps. Il est en effet nécessaire d'évaluer plus précisément les liens entre les matériaux inertes et les matériaux vivants dans les ouvrages de génie végétal. Des interrogations demeurent, en particulier en ce qui concerne les ouvrages en bois, dont la décomposition doit être évaluée sur le long terme en intégrant le développement de la végétation autour de ladite structure

(Barré *et al.*, 2017). Lorsque des structures inertes sont utilisées pour favoriser le développement végétal, par exemple certains ouvrages en bois de dimensions réduites, et avant que ces structures disparaissent, leur rigidité initiale doit enclencher de nouveaux processus naturels permettant une meilleure résilience du système, un meilleur fonctionnement écologique et des processus de succession végétale (Stokes *et al.*, 2014). L'ingénieur doit ainsi s'interroger sur la vitesse de biodégradation souhaitable du bois.

Figure 3.6. Caisson végétalisé de protection de berge de cours d'eau.



Le temps nécessaire aux végétaux pour atteindre le stade de développement désiré doit également faire l'objet d'une réflexion, tout comme la dynamique de la végétation au sein des ouvrages de génie végétal. Par ailleurs, on peut mettre en place un calendrier d'entretien des matériaux vivants utilisés dans les ouvrages de génie végétal. Ces tâches d'entretien sont nécessaires pour éviter que le poids des végétaux devienne trop important et fasse s'écrouler l'ouvrage de génie végétal. Sur les berges, cet entretien doit également permettre de conserver une végétation assez flexible pour éviter une résistance hydraulique excessive, ce qui peut causer une élévation du niveau de l'eau, et pour limiter le bris de branches, qui peut produire des débris obstruant les ponts et les passages étroits d'une rivière (EFIB, 2015).

Enfin, un certain savoir-faire est nécessaire pour concevoir et dimensionner des ouvrages de génie végétal, afin d'optimiser leurs performances en termes de réduction des risques tout en élargissant la diversité végétale. Par exemple, sur un site, quel est l'emplacement le plus efficace pour l'installation d'un ouvrage ? Combien de plants ou de boutures

doit-on utiliser au sein d'un ouvrage ? Une attention toute particulière doit être apportée à une meilleure compréhension de l'efficacité des différentes espèces végétales et de leurs traits, en fonction des objectifs d'une opération (Burylo, 2010 ; Burylo *et al.*, 2014).

I Conjuguer connaissances qualitatives et ingénierie quantitative

Les contraintes réglementaires liées à la construction des ouvrages utilisés pour le contrôle des risques naturels, en particulier des inondations, impliquent une méthodologie d'ingénierie quantitative, quand le génie végétal, lui, repose plus souvent sur des connaissances qualitatives. On peut par exemple se demander quel espacement entre des ouvrages de génie végétal est le plus efficace pour le contrôle d'un risque donné, en regard des forces physiques auxquelles ils sont confrontés, ou bien quel est le taux de couverture végétale nécessaire et pertinent pour contrôler un risque naturel donné, tout en prenant également en compte les processus écologiques. Les réponses apportées à ces questions dépendent fortement des objectifs, selon qu'on s'intéresse à la réduction des risques naturels ou à la restauration écologique. Les praticiens expriment également le besoin de définir des indicateurs appropriés pour aider les gestionnaires à déterminer les seuils d'efficacité des actions lors de projets visant à concilier le contrôle des risques naturels et la restauration des écosystèmes.

Un autre aspect crucial pour la réussite d'un projet de génie végétal est celui de la liberté financière dont bénéficient ou non les ingénieurs en génie végétal pour créer la « meilleure » solution à chaque problème (EFIB, 2014). Par exemple, un projet dont l'objectif est la restauration écologique et qui bénéficie de moyens financiers importants pour mettre en œuvre les actions optimales peut aboutir à une restauration effective et permettre à l'écosystème endommagé de retrouver son état originel. Mais lorsque des contraintes budgétaires et financières s'imposent aux projets de génie végétal, les opérations sont nécessairement limitées. Dans ce cas, il est économiquement impossible d'atteindre un niveau de restauration optimal. Ainsi, ramener un écosystème à l'état dans lequel il était avant d'être dégradé n'est plus l'objectif final principal, lequel devient d'atteindre un objectif écosystémique précis en accord avec les problèmes techniques, socio-économiques et écologiques en cours sur le site (Rey, 2009). Ce type de situation nécessite aussi de concilier les possibles problèmes qualitatifs liés à la définition des objectifs précis d'un projet de génie végétal, avec une ingénierie quantitative qui doit permettre la réalisation des ouvrages végétaux en regard des moyens financiers mis à disposition. Cela questionne enfin les priorités à donner dans les choix et les dimensionnements possibles des ouvrages devant conjuguer restauration des milieux et prévention des inondations.

I Définir des actions à l'échelle du bassin versant

Les techniques du génie végétal sont généralement mises en œuvre en « pensant localement », alors que l'échelle du bassin versant et l'échelle du paysage devraient souvent être prises en compte pour leur conception (Bifulco *et al.*, 2015). Le recours au

génie végétal pour contribuer à prévenir les inondations à l'échelle d'un bassin versant implique de bien prendre en compte la connectivité entre les versants et la rivière ou le lit de ravine, et entre les parties amont et aval du bassin versant. Si l'on veut réduire les inondations, un objectif clé peut être de limiter le ruissellement, en végétalisant les versants et en interrompant la connectivité des sédiments fins entre les différentes parties du bassin versant (Verstraeten *et al.*, 2006).

Ce besoin de stratégies d'ingénierie végétale à l'échelle du bassin versant et à l'échelle du paysage est parfaitement illustré dans le cadre des « infrastructures vertes », définies comme « un réseau stratégiquement planifié d'espaces naturels ou semi-naturels et d'autres traits environnementaux, conçus et aménagés pour fournir un large éventail de services écosystémiques » (European Commission, 2013). Le génie végétal peut jouer un rôle fondamental dans la création de réseaux capables de faire le lien entre les environnements naturels et ceux créés par l'homme, parce qu'il inclut la végétation comme élément constitutif des installations, pouvant fournir différents services écosystémiques : stabilisation des pentes et des berges, protection contre l'érosion des sols, régulation microclimatique, habitat pour les animaux et usages récréatifs (Stokes *et al.*, 2014). Le génie végétal permet ainsi la restauration des écosystèmes et représente un outil efficace pour la mise en œuvre de ces infrastructures vertes (EFIB, 2014).

Une autre illustration concerne le cadre des « infrastructures bleues ». Il existe en effet deux pratiques contraires dans la gestion éco-géomorphologique des rivières. Dans certains bassins versants, comme c'est le cas dans celui de la Durance, un surplus de sédiments fins dans la rivière engendre un phénomène d'envasement du lit. Cela peut provoquer des dommages pour les zones de reproduction des poissons, augmenter les risques d'inondation et obstruer les barrages hydroélectriques (Rey, 2009). En revanche, d'autres bassins versants souffrent d'une charge de fond grossière insuffisante dans le lit de la rivière. Par conséquent, le niveau des nappes phréatiques peut baisser et le lit des rivières s'inciser, causant par exemple la déstabilisation des ponts, entre autres dommages (Liébault *et al.*, 2005). La couverture végétale du paysage environnant est un facteur important pour le contrôle de l'érosion responsable de la production de sédiments, fins et grossiers, dans les rivières. Lorsque la charge de fond du lit de la rivière est excessive, comme nous l'avons vu plus haut, on peut contrôler les versants et les berges en cours d'érosion par des opérations de génie végétal et des travaux de revégétalisation, envisagés aussi comme des actions de restauration des milieux dégradés (Vallauri *et al.*, 2002). À l'inverse, dans les lits de rivière qui souffrent d'une charge de fond grossière insuffisante, l'érosion des pentes et des berges peut être réactivée en détruisant la végétation présente sur les sols fortement érodables. Parfois, les deux types de situation coexistent au sein d'un même bassin versant de rivière, mais en général à des endroits et à des moments différents. Il est donc souvent difficile de comprendre l'influence de la végétation sur la production de sédiments d'une rivière, en particulier dans les zones montagneuses.

Un autre exemple de cette difficulté à concilier la réduction des risques naturels et la restauration écologique est la gestion des barrages et des seuils le long des rivières. Ces

structures ont pour certaines le rôle de réguler le fonctionnement hydrologique des cours d'eau et les inondations, et nombre d'entre elles ont été construites depuis plus d'un siècle dans différents pays (voir l'expérience des services RTM en France, Vallauri *et al.*, 2002). Mais ces structures sont aujourd'hui critiquées, car elles représentent des obstacles à la faune aquatique, et des programmes sont mis en place pour les supprimer, ce qui pose la question de l'impact possible de cette décision sur la stabilité des rivières. Tous ces exemples montrent bien qu'il faut être en mesure de déterminer si les actions de restauration écologique doivent être menées sur des zones où des risques naturels se produisent, et si oui comment, sachant que les solutions proposées pour la gestion de ces risques diffèrent selon les problèmes posés sur les plans écologique et socio-économique.

I Proposer une approche ingénieriale pluridisciplinaire des projets de génie végétal

Du point de vue des ingénieurs, la conception d'un ouvrage de génie végétal fait appel à de nombreux domaines de compétences différents. Il faut rassembler différents types d'informations concernant les conditions climatiques et microclimatiques, les paramètres pédologiques et lithologiques, la géomorphologie, les conditions du sol, les données hydrologiques et hydrodynamiques, les conditions géotechniques, les caractéristiques écologiques et phytosociologiques, les programmes d'aménagements paysagers et urbains en cours et les réglementations environnementales et urbaines. L'ingénieur est rarement en capacité d'assembler et de mettre en application toutes ces compétences pour parvenir à un document technique utilisé ensuite par les entrepreneurs de travaux sur le site. Le développement des ouvrages de génie végétal nécessite ainsi un travail pluridisciplinaire pour mettre au point une construction efficace et durable, en particulier quand on cherche à concilier contrôle des risques naturels et restauration écologique. Dans ce cas, des compétences en écologie, en géosciences et en hydrologie sont nécessaires. La sociologie et l'économie sont également à mettre à contribution, pour l'acceptation sociale ou socio-économique des projets à vocations multiples.

I Mettre en œuvre un suivi et une évaluation des projets multi-objectifs de génie végétal

Le suivi et l'évaluation des projets de génie végétal restent rares, soit parce qu'ils ne sont pas planifiés, soit parce que l'on ne dispose pas des moyens permettant leur évaluation. On pourrait pourtant tirer un certain nombre de leçons du suivi approfondi des sites où des techniques de contrôle des risques ou de restauration écologique ont été mises en œuvre, des échecs comme des réussites. Des méthodes d'évaluation existent, comme celles du suivi de la restauration des cours d'eau (Gostner *et al.*, 2013) ou de la qualité des habitats piscicoles (Woolsey *et al.*, 2007). Mais on manque de méthodes qui permettraient d'évaluer tous les bénéfices d'une opération de génie végétal (Tardío-Cerrillo et García-Rodríguez, 2016, mais voir aussi Jaunatre *et al.*, 2017 et Burylo et Rey, 2009).

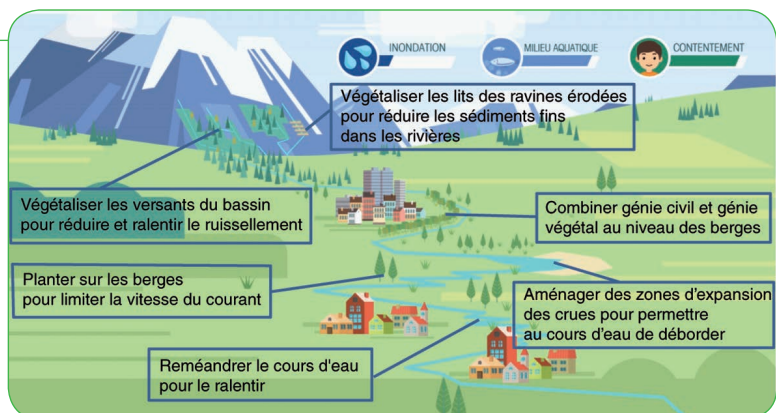
Vers une stratégie globale de génie végétal pour concilier restauration des milieux et prévention des inondations à l'échelle des bassins versants

POUR CONCILIER SÉCURITÉ ET ÉCOLOGIE, LE GÉNIE ÉCOLOGIQUE en général et le génie végétal en particulier peuvent, dans certaines situations bien définies, représenter un complément au génie civil, ce dernier étant généralement utilisé pour la protection des habitations contre les inondations (digues, barrages écrêteurs, etc.) ou encore pour la restauration morphologique des cours d'eau. Le génie végétal est d'ailleurs souvent moins onéreux à installer et à gérer qu'un aménagement de génie civil, le tout avec une meilleure intégration dans le paysage.

Ainsi, en combinant ces différents types d'approches au sein d'un bassin versant, on peut avantagerement (figure 3.7) :

- reméandrer le cours d'eau et/ou le laisser divaguer pour le ralentir ;
- aménager des zones d'expansion des crues (ZEC) pour permettre au cours d'eau de déborder, lui laissant la possibilité d'éroder ses berges dans les zones les moins vulnérables aux inondations, ou bien végétaliser ses abords pour créer une trame verte ;
- combiner génie civil et génie végétal au niveau des berges, en utilisant parfois des ouvrages en bois (caissons végétalisés par exemple), et en veillant à ce que les plantes et leurs racines ne déstabilisent pas l'ouvrage inerte de protection ;
- planter sur les berges des cours d'eau pour limiter la vitesse du courant ;
- végétaliser les versants du bassin pour réduire et ralentir le ruissellement ;

Figure 3.7. Actions de génie écologique et végétal pour une conjugaison entre restauration des milieux et prévention des inondations (F. Rey, P. Mériaux, P. Breil, C. Poulard et V. Breton).



- enfin végétaliser les lits des ravines érodées (cordons et garnissages sur seuils en bois, fascines, haies...) pour réduire les sédiments fins dans les rivières !

Chaque ouvrage de génie végétal peut sembler présenter une forte plus-value pour la restauration écologique des milieux et avoir un effet limité sur la prévention des inondations, mais c'est bien l'ensemble des ouvrages au sein d'un même bassin versant dont il faut tenir compte. De manière globale, le génie végétal peut ainsi contribuer à restaurer les milieux tout en participant à une meilleure prévention des inondations.

Références bibliographiques

- Abu-Zreig M., Rudra R.P., Whiteley H.R., 2001. Validation of a vegetated filter strip model (VFSMOD). *Hydrological Processes*, 15, 729-742.
- Abu-Zreig M., Rudra R.P., Lalonde M.N., Whiteley H.R., Kaushik N.K., 2004. Experimental investigation of runoff reduction and sediment removal by vegetated filter strips. *Hydrological Processes*, 18, 2029-2037.
- Adam P., Debiais N., Gerber F., Lachat B., 2008. *Le génie végétal. Un manuel technique au service de l'aménagement et de la restauration des milieux aquatiques*, La Documentation française, Paris, 290 p.
- Aerts R., Maes W., November E., Behailu M., Poesen J., Deckers J., Hermy M., Muys B., 2006. Surface runoff and seed trapping efficiency of shrubs in a regenerating semiarid woodland in northern Ethiopia. *Catena*, 65, 61-70.
- Alexandre A., 1995. *Suivi expérimental du ravinement dans les Baronnies. Travaux du Laboratoire de géographie physique : géodynamique externe et environnement, Ravinement dans les Baronnies II*, Publications de l'université Paris 7-Denis-Diderot, n° 23 (Librairie René Thomas, Paris), 23, 5-77.
- Aronson J., Floret C., Le Floc'h E., Ovalle C., Pontanier R., 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the South. *Restoration Ecology*, 1, 8-17.
- Balland P., Huet P., Lafont E., Leteurtois J.P., Pierron P., 2002. Rapport sur la Durance : propositions de simplification et de modernisation du dispositif d'intervention de l'État sur la gestion des eaux et du lit de la Durance, contribution à un plan Durance. MEDD, MAAPAR, METLTM, 93 p.
- Barré J.B.B., Bourrier F., Bertrand D., Thévenon M.F., Rey F., 2017. Assessment of the level of decay of small-diameter silver fir logs degraded in natural conditions in the French Northern Alps using two different methods. *Ecological Engineering*, 109, 240-248.
- Bartley R., Roth C.H., Ludwig J., McJannet D., Liedloff A., Corfield J., Hawdon A., Abbott B., 2006. Runoff and erosion from Australia's tropical semiarid rangelands: influence of ground cover for differing space and time scales. *Hydrological Processes*, 20, 3317-3333.
- Battany M.C., Grismer M.E., 2000. Rainfall runoff and erosion in Napa Valley vineyards: effects of slope, cover and surface roughness. *Hydrological Processes*, 14, 1289-1304.
- Bautista S., Mayor A.G., Bourakhouadar J., Bellot J., 2007. Plant spatial pattern predicts hillslope runoff and erosion in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecosystems*, 10, 887-898.
- Beuselincq L., Steegen A., Govers G., Nachtergaele J., Takken I., Poesen J., 2000. Characteristics of sediment deposits formed by intense rainfall events in small catchments in the Belgian Loam Belt. *Geomorphology*, 32, 69-82.
- Bifulco C., Pereira A., Ferreira V., Mota A., Martins L., Rego F., 2015. Renewing dangerous highway slopes in Portugal. *Ingenieurbiologie*, 3, 43-50.
- Bischetti G.B., Di Fi Dio M., Florineth F., 2014. On the origin of soil bioengineering. *Landscape Research*, 1-13.
- Bischetti G.B., Chiaradia E.A., D'Agostino V., Simonato T., 2010. Quantifying the effect of brush layering on slope stability. *Ecological Engineering*, 36, 258-264.
- Bochet E., García-Fayos P., Poesen J., 2009. Topographic thresholds for plant colonization in semi-arid eroded slopes. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34, 1758-1771.

- Bochet E., Poesen J., Rubio J.L., 2000. Mound development as an interaction of individual plants with soil, water erosion and sedimentation processes on slopes. *Earth Surface Processes and Landforms*, 25, 847-867.
- Boer M., Puigdefàbregas J., 2005. Effects of spatially structured vegetation patterns on hillslope erosion in a semiarid Mediterranean environment: a simulation study. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30, 149-167.
- Breton V., Crosaz Y., Rey F., 2015. Le bois raméal fragmenté (BRF) pour la lutte contre l'érosion : un exemple de valorisation d'un déchet organique. *Sciences, eaux et territoires*, n° spécial « L'ingénierie écologique au service de l'aménagement du territoire », 46-49.
- Breton V., Crosaz Y., Rey F., 2016. Effects of wood chip amendments on the revegetation performance of plants species on eroded marly terrains in a Mediterranean mountainous climate (Southern Alps, France). *Solid Earth*, 7, 1-12.
- Brochot S., 1993. Érosion de badlands dans le système Durance-Étang de Berre. Grenoble, Cemagref-Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 7 fascicules.
- Burri K., Graf F., Böll A., 2009. Revegetation measures improve soil aggregate stability: A case study of a landslide area in Central Switzerland. *Forest Snow and Landscape Research*, 82, 45-60.
- Burylo M., 2010. Relations entre les traits fonctionnels des espèces végétales et leurs fonctions de protection contre l'érosion dans les milieux marneux restaurés de montagne. Thèse de doctorat, Université de Grenoble-Cemagref, 276 p.
- Burylo M., Rey F., 2009. Connaître la réponse des plantes aux contraintes érosives : intérêt pour la restauration écologique des terrains érodés. *Ingénieries EAT*, n° spécial « Écologie de la restauration et ingénierie écologique : enjeux, convergences, applications », 111-120.
- Burylo M., Rey F., 2015. Effet des plantes sur les processus érosifs : de la connaissance des traits fonctionnels aux applications d'ingénierie végétale et de génie végétal. *Génie biologique*, 3, spécial « Génie végétal et ingénierie végétale », 33-38.
- Burylo M., Dutoit T., Rey F., 2014. Species traits as practical tools for ecological restoration of marly eroded lands. *Restoration Ecology*, 22, 633-640.
- Burylo M., Hudek C., Rey F., 2011. Soil reinforcement by the root system of six dominant species on eroded mountainous marly slopes (Southern Alps, France). *Catena*, 84, 70-78.
- Burylo M., Rey F., Delcros P., 2007. Abiotic and biotic factors influencing the early stages of vegetation colonization in restored marly gullies (Southern Alps, France). *Ecological Engineering*, 30, 231-239.
- Burylo M., Rey F., Dutoit T., 2012a. Responses of five woody species to burial by marly sediment: the role of biomass allocation pattern flexibility. *Journal of Plant Ecology*, 5, 287-293.
- Burylo M., Rey F., Bochet E., Dutoit T., 2012b. Sediment retention ability of four contrasted species during concentrated flow erosion: the role of canopy density and leaf morphology. *Plant and Soil*, 353, 135-144.
- Burylo M., Rey F., Mathys N., Dutoit T., 2012c. Plant root traits affecting the resistance of soils to concentrated flow erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37, 1463-1470.
- Burylo M., Rey F., Roumet C., Buisson E., Dutoit T., 2009. Linking plant morphological traits to uprooting resistance in eroded marly lands. *Plant and Soil*, 324, 31-42.
- Carroll C., Merton L., Burger P., 2000. Impact of vegetative cover and slope on runoff, erosion, and water quality for field plots on a range of soil and spoil materials on central Queensland coal mines. *Australian Journal of Soil Research*, 38, 313-327.
- Cerdà A., García-Fayos P., 2002. The influence of seed size and shape on their removal by water erosion. *Catena*, 48, 293-301.

- Chambers J.C., 2000. Seed movements and seedling fates in disturbed sagebrush steppe ecosystems: implications for restoration. *Ecological Applications*, 10, 1400-1413.
- Clewell A.F., Aronson J., 2013. *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*, Society for Ecological Restoration, 336 p.
- Cohen M., Rey F., 2005. Dynamiques végétales et érosion hydrique sur marnes dans les Alpes françaises du Sud. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, (1), 31-44.
- Cohen M., Rey F., Ubeda X., Vila-Subiros J., 2013. Paysages et érosion dans les montagnes méditerranéennes. Une comparaison entre France, Espagne et Italie. In : *Paysage et développement durable* (Y. Luginbül, D. Terrasson, eds), Versailles, Éditions Quæ, 49-59.
- Coppin N.J., Richards I.G., 2007. *Use of Vegetation in Civil Engineering*, CIRIA, 238 p.
- Crosaz Y., Rey F., Huyghe G., Cassotti F., De Matos M., Dehaye J.M., Cadière F., Bert V., 2014. *Règles professionnelles. Travaux de génie végétal*, Paris, UNEP-AGÉBio, 32 p.
- De Baets S., Poesen J., Knapen A., Galindo P., 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., Poesen J., Reubens B., Muys B., De Baerdemaeker J., Meersmans J., 2009. Methodological framework to select plant species for controlling rill and gully erosion: application to a Mediterranean ecosystem. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34, 1374-1392.
- Dech J.P., Maun M.A., 2006. Adventitious root production and plastic resource allocation to biomass determine burial tolerance in woody plants from central Canadian coastal dunes. *Annals of Botany*, 98, 1095-1105.
- Delcros P., Lepoutre M., Burylo M., Rey F., 2009. Tlaloc : un modèle spatio-temporel de la dynamique des communautés végétales en lien avec la dynamique érosive et sédimentaire de ravines marneuses. *Ingénieries EAT*, n° spécial « Écologie de la restauration et ingénierie écologique : enjeux, convergences, applications », 121-134.
- Demontzey P., 1878. *Étude sur les travaux de reboisement et de gazonnement des montagnes*, Paris, Imprimerie nationale, 421 p.
- Demontzey P., 1894. *L'extinction des torrents en France par le reboisement*, Paris, Imprimerie nationale, 459 p.
- Descheemaeker K., Nyssen J., Rossi J., Poesen J., Haile M., Raes D., Muys B., Moeyersons J., Deckers S., 2006. Sediment deposition and pedogenesis in exclosures in the Tigray highlands, Ethiopia. *Geoderma*, 132, 291-314.
- Du H.-D., Jiao J.-Y., Jia Y.-F., Wang N., Wang D.-L., 2013. Phytogetic mounds of four typical shoot architecture species at different slope gradients on the Loess Plateau of China. *Geomorphology*, 193, 57-64.
- Dupuy L., Fourcaud T., Stokes A., 2005. A numerical investigation into factors affecting the anchorage of roots in tension. *European Journal of Soil Science*, 56, 319-327.
- Dutoit T., Rey F. (coord.), 2009. Écologie de la restauration et ingénierie écologique : enjeux, convergences, applications. *Ingénieries EAT*, n° spécial.
- EFIB, 2014. *Soil and Water Bioengineering and Green infrastructure*, VIIIe Congress EFIB-AEIP-APENA Vitoria Gasteiz, Spain.
- EFIB, 2015. *European Guidelines for Soil and Water Bioengineering*, European Federation of Soil Bioengineering.
- Ennos A.R., 1993. The scaling of root anchorage. *Journal of Theoretical Biology*, 61, 61-75.
- Erhart H., 1967. *La genèse des sols en tant que phénomène géologique. Esquisse d'une théorie géologique et géochimique. Biostase et rhéxistase*, Masson, coll. Évolution des sciences, 2^e éd., 178 p.

- Eriksson O., Ehrlén J., 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant population. *Oecologia*, 91, 360-364.
- Erktan A., 2013. Interactions entre composition fonctionnelle de communautés végétales et formation des sols dans des lits de ravines en cours de restauration écologique. Thèse de doctorat, Université de Grenoble-Irstea, 350 p.
- Erktan A., Rey F., 2013. Linking sediment trapping efficiency with morphological traits of Salix tillers barriers on marly gully floors under ecological rehabilitation. *Ecological Engineering*, 51, 212-220.
- Erktan A., Cécillon L., Rey F., 2017. Evolution des propriétés des sols de lits de ravines marneuses au cours de leur restauration écologique (Draix, Alpes du Sud, France). In : *Restauration de la productivité des sols tropicaux et méditerranéens : contribution à l'agroécologie* (E. Roose, ed.), IRD, Montpellier, 555-564.
- Erktan A., Cécillon L., Roose E., Frascaria-Lacoste N., Rey F., 2013. Morphological diversity of plant barriers does not increase sediment retention in eroded marly gullies under ecological rehabilitation (Southern Alps, France). *Plant and Soil*, 370, 653-669.
- Erktan A., Cécillon L., Graf F., Roumet C., Legout C., Rey F., 2016. Increase in soil aggregate stability along a Mediterranean successional gradient in severely eroded gully bed ecosystems: combined effects of soil, root traits and plant community characteristics. *Plant and Soil*, 398, 121-137.
- European Commission, 2013. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions 'Green Infrastructure (GI). Enhancing Europe's Natural Capital' (COM/2013/0249 final).
- Florineth F., 2007. Bioengineering methods of strengthening slopes in the Alps: protection of deep soil and subsoil horizons. *Environmental Planning and Management*, 2, 35-45.
- Gallet S., Jaunatre R., Regnery B., Alignan J.-F., Heckenroth A., Muller I., Bernez I., Combroux I., Glasser T., Jund S., Lelièvre S., Malaval S., Moussard S., Vécirin-Stablo M.-P., Buisson É., 2017. L'écologie de la restauration en France. Dynamique actuelle et rôle d'un réseau multi-acteurs, REVER. *Naturae*, 7, 1-11.
- García-Fayos P., García-Ventoso B., Cerdá A., 2000. Limitations to plant establishment on eroded slopes in Southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science*, 11, 77-86.
- Genet M., Stokes A., Fourcaud T., Norris J.E., 2010. The influence of plant diversity on slope stability in a moist evergreen deciduous forest. *Ecological Engineering*, 36, 265-275.
- Gonzalez-Hidalgo J.C., Pena-Monné J.L., de Luis M., 2007. A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena*, 71, 193-199.
- González-Ollauri A., Mickovski S.B., 2016. Using the root spread information of pioneer plants to quantify their mitigation potential against shallow landslides and erosion in temperate humid climates. *Ecological Engineering*, 95, 302-315.
- Gostner W., Alp M., Schleiss A.J., Robinson C.T., 2013. The hydro-morphological index of diversity: a tool for describing habitat heterogeneity in river engineering projects. *Hydrobiologia*, 712, 43-60.
- Graindorge J., 2017. *Mettre en œuvre la Gemapi*, Territoirial Éditions, 133 p.
- Gray D.H., 2003. *Bio Draw: Compendium of biotechnical soil stabilization solutions*, Salix Applied Earthcare, cédérom.
- Gray D.H., Sotir R.B., 1996. *Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization: A Practical Guide for Erosion Control*, New York, John Wiley & Sons, Inc., 378 p.
- Guerrero-Campo J., Montserrat-Martí G., 2000. Effects of soil erosion on the floristic composition of plant communities on marl in northeast Spain. *Journal of Vegetation Science*, 11, 329-336.

- Han L., Jiao J., Jia Y., Wang N., Lei D., Li L., 2011. Seed removal on loess slopes in relation to runoff and sediment yield. *Catena*, 85, 12-21.
- Ionesco T., 1964. Considérations générales concernant les relations entre l'érosion et la végétation du Maroc. *Revue de géographie du Maroc*, 6, 17-28.
- Isselin-Nondedeu F., Bédécarrats A., 2007. Influence of alpine plants growing on steep slopes on sediment trapping and transport by runoff. *Catena*, 71, 330-339.
- Jaunatre R., Gaucherand S., Rey F., Guérold F., Muller S., 2017. ASPIRE : un cadre méthodologique pour l'appréciation du succès des projets d'ingénierie et de restauration écologiques. Application à une opération de restauration d'une zone humide d'altitude. *Sciences, eaux et territoires*, (24), 52-57.
- Jeudy J.M., 2006. *Montagne maudite, montagne apprivoisée*, La Fontaine de Siloé, 246 p.
- Jiao J., Han L., Jia Y., Wang N., Lei D., Li L., 2011. Can seed removal through soil erosion explain the scarcity of vegetation in the Chinese Loess Plateau? *Geomorphology*, 132, 35-40.
- Jin K., Cornelis W.M., Gabriels D., Schiettecatte W., De Neve S., Lu J., Buysse T., Harmann R., 2008. Soil management effects on runoff and soil loss from field rainfall simulation. *Catena*, 75, 191-199.
- Kikuchi T., Miura O., 1993. Vegetation patterns in relation to micro-scale landforms in hilly land regions. *Vegetatio*, 106, 147-154.
- Labonne S., Burylo M., Erktan A., Rey F., 2012. La végétation : le « bon génie » biologique pour maîtriser l'érosion. *Cahier du Couar*, (6), 36-49.
- Lachat B., 1994. *Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales*, Paris, ministère de l'Environnement, Diren Rhône-Alpes, 135 p.
- Lavandier G., Dangla L., Bruciacmacchie M., Rey F., 2010. Modélisation spatio-temporelle et approche économique du piégeage de sédiments dans des ravines marneuses végétalisées par génie biologique : le modèle Simulfascine. *Revue forestière française*, (5), 525-540.
- Lecompte M., Lhénaff R., Marre A., 1998. Huit ans de mesures du ravinement des marnes dans les Baronnies méridionales (Préalpes françaises du Sud). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, (4), 351-374.
- Lee K.H., Isenhardt T.M., Schultz R.C., Mickelson S.K., 1999. Nutrient and sediment removal by switchgrass and cool-season grass filter strips in Central Iowa, USA. *Agroforestry Systems*, 44, 121-132.
- Lee K.H., Isenhardt T.M., Schultz R.C., Mickelson S.K., 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1200-1205.
- Liébault F., Gomez B., Page M., Marden M., Peacock D., Richard D., Trotter C.M., 2005. Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. *River Research and Applications*, 21, 739-756.
- Mathys N., Brochot S., Meunier M., Richard D., 2003. Erosion quantification in the small marly experimental catchments of Draix (Alpes de Haute Provence, France). Calibration of the ETC rainfall-runoff-erosion model. *Catena*, 50, 527-548.
- Mclvor J.G., Williams J., Gardener C.J., 1995. Pasture management influences runoff and soil movement in the semi-arids tropics. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 35, 55-65.
- Meyer L.D., Dabney S.M., Harmon W.C., 1995. Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges. *Transactions of the ASAE*, 38, 809-815.
- Mitsch W.J., 2012. What is ecological engineering? *Ecological Engineering*, 45, 5-12.
- Mkanda F.X., 2002. Contribution by farmers' survival strategies to soil erosion in the Linthipe River Catchment: Implications for biodiversity conservation in Lake Malawi/Nyasa. *Biodiversity and Conservation*, 11, 1327-1359.

- Molina A., Cisneros F., Govers G., Vanacker V., 2009b. Vegetation and topographic controls on sediment deposition and storage on gully beds in a degraded mountain area. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34, 755-767.
- Molina A., Govers G., Van den Putte A., Poesen J., Vanacker V., 2009a. Assessing the reduction of hydrological connectivity of gully systems through vegetation restoration: field experiment and numerical modelling. *Hydrological Earth Systems Science*, 13, 1823-1836.
- Moreno de las Heras M., Merino-Martín L., Nicolau J.M., 2009. Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean-Continental climate. *Catena*, 77, 39-47.
- Moreno de las Heras M., Espigares T., Merino-Martín L., Nicolau J.M., 2011. Water-related ecological impacts of rill erosion processes in Mediterranean-dry reclaimed slopes. *Catena*, 84, 114-124.
- Moser M., Stangl R., 2000. Ingenieurbio-logisches Baupraktikum in Kärnten. *Wildbach und Lawinenverbau*, 142, 51-58.
- Museon Arlaten, 2004. *Restaurer la montagne : photographies des eaux et forêts du XIX^e siècle*, Somogy Éditions d'art, Paris, 188 p.
- Naghdhi R., Maleki S., Abdi E., Mousavi R., Nikooy M., 2013. Assessing the effect of *Alnus* roots on hillslope stability in order to use in soil bioengineering. *Journal of Forest Science*, 59, 417-423.
- Nesshöver C., Assmuth T., Irvine K., Rusch G., Waylen K., Delbare B., Haase D., Jones-Walters L., Keune H., Kovacs E., Krause K., Külvik M., Rey F., Van Dijk J., Vandewalle M., Vistad O.I., Wilkinson M., Wittmer H., 2017. The science, policy and practice of Nature-Based Solutions: an interdisciplinary perspective. *Science of the Total Environment*, 579, 1215-1227.
- Norris J.E., Stokes A., Mickovski S.B., Cammeraat E., van Beek R., Nicoll B.C., Achim A. (eds), 2008. *Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions*, Springer, The Netherlands, 287 p.
- Nyssen J., Poesen J., Moeyersons J., Haile M., Deckers J., 2008. Dynamics of soil erosion rates and controlling factors in the Northern Ethiopian highlands. Towards a sediment budget. *Earth Surface Processes and Landforms*, 33, 695-711.
- Osterkamp W.R., Hupp C.R., Stoffel M., 2012. The interactions between vegetation and erosion: New directions for research at the interface of ecology and geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37, 23-36.
- Peklo K., 2015. L'apport d'un programme de modélisation hydrodynamique bidimensionnel au travail de l'ingénieur. *Ingenieurbiologie*, 3, 13-17.
- Penru Y., Polard T., Amalric M., Cirelli C., Bacchi M., Lafforgue M., Schuehnmacher J., Chambolle M., Lebas M.-A., Prohin P., Mehdi L., Di Pietro F., Larrue C., Sellier A., Cadiere A., Som M.-P., Tapie N., Budzinski H., Martin S., Perridy L., 2017. L'ingénierie écologique appliquée aux zones de rejet végétalisées : élimination de micropolluants, biodiversité et intégration socio-territoriale. *Techniques Sciences Méthodes*, 12, 157-187.
- Perez J., Condes Salazar R., Stokes A., 2017. An open access database of plant species useful for controlling soil erosion and substrate mass movement. *Ecological Engineering*, 99, 530-534.
- Petrone A., Preti F., 2010. Soil bioengineering for risk mitigation and environmental restoration in a humid tropical area. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14, 239-250.
- Phillips C.J., Rey F., Marden M., Liébault F., 2013. Revegetation of degraded steepplands in France and New Zealand: a comparison of geomorphic and policy responses. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 43, 14.
- Poesen J., Nachtergaele J., Verstraeten G., Valentin C., 2003. Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena*, 50, 91-133.

- Poncet A., 1995. *Restauration et conservation des terrains en montagne*, Office national des forêts, Paris, 1000 p.
- Prach K., Hobbs R.J., 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16, 363-366.
- Preti F., Petrone A., 2013. Soil bioengineering for watershed management and disaster mitigation in Ecuador: a short-term species suitability test. *iForest*, 6, 95-99.
- Renaud F.G., Sudmeier-Rieux K., Estrella M., Nehren U. (eds), 2016. *Ecosystem-Based Disaster Risk Reduction and Adaptation in Practice. Advances in Natural and Technological Hazards Research*, Springer.
- Reubens B., Poesen J., Danjon F., Geudens G., Muys B., 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, 385-402.
- Rey F., 2003. Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies. *Catena*, 50, 549-562.
- Rey F., 2004. Effectiveness of vegetation barriers for marly sediment trapping. *Earth Surface Processes and Landforms*, 29, 1161-1169.
- Rey F., 2005. Efficacité des ouvrages de génie biologique pour le piégeage des sédiments dans des ravines incisées dans des marnes (Alpes du Sud, France). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, (1), 21-30.
- Rey F., 2009. A strategy for fine sediment retention with bioengineering works in eroded marly catchments in a mountainous Mediterranean climate (Southern Alps, France). *Land Degradation and Development*, 20, 210-216.
- Rey F., 2011. *Génie biologique contre l'érosion torrentielle*, Versailles, Éditions Quæ, 100 p.
- Rey F. (coord.), 2013. Étude pour l'utilisation innovante du génie biologique pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation dans les bassins versants du Bouinenc et de la Durance. Rapport final, Irstea, document interne, 210 p.
- Rey F., 2018. Role of bioengineering structures made of willow cuttings in marly sediment trapping: assessment of three real size experiments in the Southern French Alps. *Journal of Mountain Science*, 15, 225-236.
- Rey F., Burylo M., 2014. Can bioengineering structures made of willow cuttings trap sediment in eroded marly gullies in a mountainous and Mediterranean climate (Southern Alps, France)? *Geomorphology*, 204, 564-572.
- Rey F., Della Torre S., 2005. Cuttings regeneration of various species on eroded marly catchments under a mountainous and Mediterranean climate (Southern Alps, France). *Geophysical Research Abstracts*, 7, 1 p.
- Rey F., Labonne S., 2011. Resistance and efficiency of bioengineering works made of willow species for sedimentation and erosion control in eroded marly gullies (Francon catchment, Draix, France). *Geophysical Research Abstracts*, 13, 1 p.
- Rey F., Labonne S., 2015. Resprout and survival of willow (*Salix*) cuttings in marly gullies in a mountainous Mediterranean climate: a real size experiment in the Francon catchment (Southern Alps, France). *Environmental Management*, 56, 971-983.
- Rey F., Lacheney B., 2000. Influence of the forest vegetation on erosion in torrential marly catchment basins: role of the spatial distribution of the forest cover. *Geophysical Research Abstracts*, 2, 1 p.
- Rey F., Della Torre S., Berger F., 2004b. L'ingénierie écologique pour le contrôle de l'érosion dans les bassins-versants torrentiels. *Ingénieries EAT*, n° spécial « Ingénierie écologique », 17-24.

- Rey F., Erktan A., Labonne S., 2015b. Pour maîtriser l'érosion, il suffit d'un trait de génie... végétal ! In : *Risques naturels en montagne* (F. Naaim, D. Richard, eds), Versailles, Éditions Quæ, 275-278.
- Rey F., Gosselin F., Doré A. (coord.), 2014c. *Ingénierie écologique : action par et/ou pour le vivant ?*, Versailles, Éditions Quæ, 165 p.
- Rey F., Isselin-Nondedeu F., Bédécarrats A., 2005. Vegetation dynamics on sediment deposits upstream of bioengineering works in mountainous marly gullies in a Mediterranean climate (Southern Alps, France). *Plant and Soil*, 278, 149-158.
- Rey F., Robert Y., Vento O., 2002. Influence de la végétation forestière sur la formation de dépôts sédimentaires en terrains marneux. *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, (1), 85-92.
- Rey F., Ballais J.L., Marre A., Rovéra G., 2004a. Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *Comptes rendus géoscience*, 336, 991-998.
- Rey F., Labonne S., Dangla L., Lavandier G., 2014a. Resprout and survival of willows (*Salix purpurea* and *S. incana*), Poplars (*Populus nigra*) and Tamarix (*Tamaris gallica*) cuttings in marly gullies with Southern aspect in a mountainous and Mediterranean climate (Southern Alps, France). *Geophysical Research Abstracts*, 16, cédérom.
- Rey F., Labonne S., Dangla L., Lavandier G., 2014b. Test of bioengineering structures in large eroded marly gullies (1 to 3 ha) in a mountainous and Mediterranean climate: resistance of the structures and survival of willow cuttings (Southern Alps, France). *Geophysical Research Abstracts*, 16, cédérom.
- Rey F., Louis S., Burylo M., Raymond P., 2013. Improving soil bioengineering techniques to control erosion and sedimentation within the context of torrential Mediterranean climate: a French-Canadian experience. *Geophysical Research Abstracts*, 15, cédérom.
- Rey F., Labonne S., Breton V., Louis S., Talaska N., Erktan A., Dumas A., Burylo M., Dangla L., Lavandier G., 2015a. Utilisation innovante du génie végétal pour le contrôle de l'érosion et de la sédimentation à l'échelle du territoire de la Durance. *Sciences, eaux et territoires*, n° spécial « L'ingénierie écologique au service de l'aménagement du territoire », 28-35.
- Richard D., Mathys N., 1999. Historique, contexte technique et scientifique des BVRE de Draix. Caractéristiques, données disponibles et principaux résultats acquis au cours de dix ans de suivi. In : *Actes du colloque « Les bassins-versants expérimentaux de Draix, laboratoire d'étude de l'érosion en montagne »*, Draix, Le Brusquet, Digne, France, 22-24 octobre 1997, Cemagref, Grenoble, France.
- Rogers R.D., Schumm S.A., 1991. The effect of sparse vegetative cover on erosion and sediment yield. *Journal of Hydrology*, 123, 19-24.
- Roose E., Bertrand R., 1971. Contribution à l'étude de la méthode des bandes d'arrêt pour lutter contre l'érosion hydrique en Afrique de l'Ouest. Résultats expérimentaux et observations sur le terrain. *L'Agronomie tropicale*, 26, 1270-1283.
- Rovéra G., Robert Y., Coubat M., Nedjari R., 1999. Érosion et stades biorhexistasiques dans les ravines du Saignon (Alpes de Provence) ; essai de modélisation statistique des vitesses d'érosion sur marnes. *Études de géographie physique*, 28, 109-115.
- Sanchez G., Puigdefàbregas J., 1994. Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment. *Geomorphology*, 9, 243-260.
- Schaff S.D., Pezeshki S.R., Shields F.D., 2013. Effects of soil conditions on survival and growth of black willow cuttings. *Environmental Management*, 31, 748-763.
- Schiechl H.M., Stern R., 1996. *Ground Bioengineering Techniques for Slope Protection and Erosion Control*, Oxford (UK), Blackwell Science, 146 p.
- Schiechl H.M., Stern R., 1997. *Water Bioengineering Techniques for Watercourse Bank and Shoreline Protection*, Oxford (UK), Blackwell, 186 p.

- Schleiss A.J., Franca M.J., Juez C., De Cesare G., 2016. Reservoir sedimentation, vision paper. *Journal of Hydraulic Research*, 54, 595-614.
- Schmidt L., Bravard J.J., Rey F., 2013. Maîtriser les évolutions du lit des cours d'eau (incision, atterrissement...) et mieux gérer les formes fluviales. In : *Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques : Pourquoi ? Comment ?* (B. Chocat, coord.), ASTEE, 84-93.
- Schwarz M., Cohen D., Or D., 2012. Spatial characterization of root reinforcement at stand scale: theory and case study. *Geomorphology*, 171-172, 190-200.
- Scott N.A., 1998. Soil aggregation and organic matter mineralization in forests and grasslands: Plant species effects. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 1081-1089.
- Sharma C., 1999. Indigenous soil erosion control and slope stabilization techniques in the hills and mountains of Nepal. In: *Proceedings of the 1st Asia-Pacific Conference on Ground and Water Bioengineering for Erosion Control and Slope Stabilization*, Manila, The Philippines, 19-21 avril 1999, 135-143.
- Sotir R.B., 1999. Cost effectiveness of soil bioengineering. In: *Proceedings of the Congress on Effectiveness and Costs of Bioengineering*, Trieste, Italy, 25-27 novembre 1999, 99-105.
- Steiger J., Gurnell A.M., Petts G.E., 2001. Sediment deposition along the channel margins of a reach of the middle river Severn, UK. *River Research and Applications*, 17, 443-460.
- Stokes A., Atger C., Bengough A.G., Fourcaud T., Sidle R.C., 2009. Desirable Plant root traits for protecting natural and engineered slopes against landslides. *Plant and Soil*, 324, 1-30.
- Stokes A., Douglas G., Fourcaud T., Giadrossich F., Gillies C., Hubble T., Kim J.H., Loades K., Mao Z., McIvor I., Mickovski S.B., Mitchell S., Osman N., Phillips C., Poesen J., Polster D., Preti F., Raymond P., Rey F., Schwarz M., Walker L.R., 2014. Ecological mitigation of hillslope instability: ten key issues facing practitioners and researchers. *Plant and Soil*, 377, 1-23.
- Tardío-Cerrillo G., García-Rodríguez J.L., 2016. Monitoring of erosion preventive structures based on eco-engineering approaches: the case of the mixed check dams of masonry and forest residues. *Journal of Engineering Science and Technology Review*, 9, 103-107.
- Torri D., Poesen J., 2014. A review of topographic threshold conditions for gully head development in different environments. *Earth-Science Reviews*, 130, 73-85.
- Trimble S.W., 1990. Geomorphic effects of vegetation cover and management: some time and space considerations in prediction of erosion and sediment yield. In: *Vegetation and Erosion: Processes and Environments* (J.B. Thornes, ed.), Chichester, John Wiley & Sons Ltd, 55-65.
- Urbanska K.M., 1997. Restoration ecology research above the timberline: colonization of safety islands on a machine-graded alpine ski run. *Biodiversity Conservation*, 6, 1655-1670.
- Vallauri D., 1999. Quel avenir pour les peuplements RTM de pin noir d'Autriche sur substrats marneux dans les Alpes du Sud ? *Revue forestière française*, 51, 612-626.
- Vallauri D., Aronson J., Barbero M., 2002. An analysis of forest restoration 120 years after reforestation on badlands in the Southwestern Alps. *Restoration Ecology*, 10, 16-26.
- Vallauri D., Chauvin C., Mermin E., 1997. La restauration écologique des espaces forestiers dégradés dans les Alpes du Sud. Chronique de 130 ans de restauration et problématique actuelle de gestion des forêts recréées en Pin noir. *Revue forestière française*, 49, 433-449.
- Van Dijk P.M., Kwaad F.J.P.M., Klapwijk M., 1996. Retention of water and sediment by grass strips. *Hydrological Processes*, 10, 1069-1080.
- Vergani C., Chiaradia E.A., Bischetti G.B., 2012. Variability in the tensile resistance of roots in Alpine forest tree species. *Ecological Engineering*, 46, 43-56.

- Verstraeten G., Bazoffi P., Lajczak A., Radoane M., Rey F., Poesen J., De Vente J., 2006. Reservoir and pond sedimentation in Europe. In: *Soil Erosion in Europe* (J. Boardman, J. Poesen, eds), Wiley, 759-774.
- Wang N., Jiao J.-Y., Jia Y.-F., Zhang X.-A. 2011. Soil seed bank composition and distribution on eroded slopes in the hill-gully Loess Plateau region (China): Influence on natural vegetation colonization. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36, 1825-1835.
- Wang N., Jiao J.-Y., Lei D., Chen Y., Wang D.-L., 2013. The influence of microtopographies on seed removal by water erosion on Loess slope. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22, 925-932.
- Woolsey S., Capelli F., Gonser T., Hoehn E., Hostmann M., Junker B., Paetzold A., Roulier C., Schweizer S., Tiegs S.D., Tockner K., Weber C., Peter A., 2007. A strategy to assess river restoration success. *Freshwater Biology*, 52, 752-769.
- Xiao H., Huang J., Ma Q., Wan J., Li L., Peng Q., Rezaeimalek S., 2017. Experimental study on the soil mixture to promote vegetation for slope protection and landslide prevention. *Landslides*, 14, 287-297.
- Yu F., Chen Y., Dong M., 2001. Clonal integration enhances survival and performance of *Potentilla anserina* suffering from partial sand burial on Ordos plateau, China. *Evolutionary Ecology*, 15, 303-318.
- Yu Y.-C., Zhang G.-H., Geng R., Sun L., 2014. Temporal variation in soil detachment capacity by overland flow under four typical crops in the Loess Plateau of China. *Biosystems Engineering*, 122, 139-148.
- Zeh H., 2007. *Soil Bioengineering Construction Type Manual*, Verein für Ingenieurbiologie Vdf-EFIB, 441 p.
- Zgłobicki W., Poesen J., Cohen M., Del Monte M., García-Ruiz J.M., Ionita I., Niacsu L., Machová Z., Martín-Duque J.F., Nadal-Romero E., Pica A., Rey F., Solé-Benet A., Soms J., Stankoviansky M., Stolz C., Torri D., Vergari F., 2017. The potential of permanent gullies in Europe as geomorphosites. *Geoheritage*, DOI: 10.1007/s12371-017-0252-1.

Sauf indications contraires, les figures sont de l'auteur.

Édition : Juliette Blanchet

Mise en page :  www.agence-graphm.com
AGENCE DE CRÉATION
GRAPHIQUE & ÉDITIONNELLE

Les politiques publiques en France et en Europe imposent aux décideurs d'envisager une gestion intégrée des milieux et des territoires qui conjugue plusieurs bénéfices. Ainsi, dans le domaine de l'eau, les donneurs d'ordres doivent chercher à concilier la restauration des milieux et la prévention des inondations, à travers la mise en œuvre de la nouvelle compétence de Gestion des milieux aquatiques et de prévention des inondations (Gemapi).

Le génie végétal, en complément ou alternative à des techniques lourdes de génie civil, représente aujourd'hui une solution « multibénéfiques », basée sur un savoir-faire solide en ingénierie écologique et en ingénierie végétale. Des utilisations innovantes apparaissent. Elles sont fondées sur des études expérimentales poussées, dont les résultats peuvent être mis à profit pour améliorer les techniques et décider de stratégies d'intervention à différentes échelles spatiales. Elles ont été développées en particulier dans le bassin versant de la Durance dans les Alpes du Sud françaises, où une problématique de terrains érodés existants et d'excès de sédiments fins dans les rivières est responsable de la dégradation des milieux, terrestres et aquatiques, et d'un accroissement du risque d'inondation. Les résultats de quinze années de recherche ont permis de définir des règles d'ingénierie et de projeter des aménagements de génie végétal d'envergure régionale. Les approches développées dans ce contexte particulier restent applicables à d'autres régions et pays présentant des risques naturels et des situations de dégradation des milieux semblables.

Cet ouvrage s'adresse aux élus, décideurs et gestionnaires des collectivités territoriales et des syndicats de rivières, et leur apporte des solutions innovantes de génie végétal pour concilier restauration des milieux et prévention des inondations. Il intéressera également les chercheurs, les entrepreneurs, les formateurs et les étudiants, qui découvriront une démarche de recherche en écologie ingénieriale au service de l'ingénierie écologique et du génie végétal.

Freddy Rey est directeur de recherche en écologie ingénieriale et ingénierie écologique, rattaché au Laboratoire des écosystèmes et des sociétés en montagne (Lessem) d'Irstea. Il est le président-fondateur de l'Association française pour le génie biologique ou génie végétal (AGéBio).



éditions
Quæ

Éditions Cirad, Ifremer, Inra, Irstea
www.quae.com



25 €

ISBN : 978-2-7592-2777-8



ISSN : 2115-1229

Réf. : 02628