HAL open science

# Modélisation et analyse de services éco-hydrauliques des réseaux de canaux et fossés des agrosystèmes méditerranéens

Gabrielle Rudi

**To cite this version:**

Gabrielle Rudi. Modélisation et analyse de services éco-hydrauliques des réseaux de canaux et fossés des agrosystèmes méditerranéens. Agriculture, économie et politique. Montpellier SupAgro, 2019. Français. NNT : 2019NSAM0007 . tel-02524515

**HAL Id: tel-02524515**

**https://theses.hal.science/tel-02524515v1**

Submitted on 30 Mar 2020

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

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

Thèse pour obtenir le grade de Docteur de

MONTPELLIER SUPAGRO

Ecole Doctorale GAIA

Filière Sciences de la Terre et de l'Eau

Portée par l'UMR LISAH et l'UMR G-Eau

INRA - Montpellier SupAgro

---

# Modélisation et analyse de services éco-hydrauliques des réseaux de canaux et fossés des agrosystèmes méditerranéens

---

*Présentée et soutenue publiquement par*

**Gabrielle RUDI**

le 06 mai 2019

Sous la direction de **Jean-Stéphane BAILLY** et **Gilles BELAUD**

Encadrée par **Fabrice VINATIER**

**Devant le Jury composé de :**

| | | |
|---|---|---|
| **Jean ROGER-ESTRADE** | Président | AgroParisTech (Paris) |
| **Christophe CUDENNEC** | Rapporteur | AgroCampus Ouest (Rennes) |
| **Freddy REY** | Rapporteur | IRSTEA (Grenoble) |
| **Carole DELENNE** | Examinateur | Université de Montpellier (Montpellier) |
| **Gilles BELAUD** | Directeur de Thèse | Montpellier SupAgro (Montpellier) |
| **Fabrice VINATIER** | Encadrant | INRA (Montpellier) |
| **Paolo TAROLLI** | Invité | Université de Padoue (Padoue, Italie) |
| **Jean-Stéphane BAILLY** | Directeur de Thèse Invité | AgroParisTech (Montpellier) |

« *On ne sait proprement que lorsqu'on sait peu : Avec le savoir augmente le doute.* »

Johann Wolfgang von Goethe

# Résumé

Les infrastructures agro-écologiques sont des éléments paysagers semi-naturels pourvoyeurs de services et disservices écosystémiques. Dans les agrosystèmes méditerranéens, les fossés agricoles et canaux d'irrigation fournissent des services « éco-hydrauliques » reposant sur des interactions entre végétation et processus de transport d'eau, de sédiments et de propagules végétales (graines). Les pratiques d'entretien visant à restaurer la capacité de transport hydraulique de ces infrastructures sont susceptibles de modifier l'expression de ces services. Cependant, les interactions entre pratiques, traits du couvert végétal et services écosystémiques rendus par ces infrastructures sont encore peu caractérisées. L'objectif du travail de thèse était de comprendre dans quelle mesure les pratiques d'entretien des canaux et fossés, en termes de typologie, mais également de temporalité et de localisation, modulent les services rendus par les canaux et fossés végétalisés.

La démarche s'appuie sur la construction d'un modèle représentant explicitement le réseau hydraulique, et dont le fonctionnement est simulé pour des événements de référence sur l'horizon temporel considéré. Le modèle repose sur des formalismes semi-empiriques permettant de prendre en compte l'effet des traits de végétation sur les processus de transport, et notamment leur effet dynamique sur la résistance hydraulique à l'écoulement. Il a été paramétré à partir d'expériences au champ réalisées sur deux terrains agricoles méditerranéens. Ces expériences ont visé à : (i) caractériser l'influence de différents facteurs géomorphologiques et des pratiques d'entretien sur la distribution spatiale des communautés végétales des fossés et de leurs traits (ii) identifier les facteurs impliqués dans le transport et le dépôt de propagules lors d'un événement hydraulique.

Les travaux expérimentaux montrent que les pratiques d'entretien modulent à court-terme la dynamique du couvert végétal, mais que la distribution spatiale des espèces (et donc des traits du couvert végétal) répond dans une large mesure à des facteurs géomorphologiques. Ils ont également permis d'améliorer notre compréhension de certains processus-clefs des canaux et fossés, en particulier de la dispersion de propagules, et de développer une méthodologie de relocalisation des propagules dans les cours d'eau intermittents. Le modèle spatialisé, intégrant les principaux résultats expérimentaux à l'échelle du bassin versant, a permis une hiérarchisation de l'impact des pratiques vis-à-vis du bouquet de services rendu par la végétation des fossés agricoles. La fauche assure le meilleur compromis entre services à court et moyen-terme, bien qu'elle soit temporairement défavorable à la rétention de sédiments et de graines, ainsi qu'à la stabilisation des berges, au début de l'automne. La démarche semi-empirique développée amène à se réinterroger sur le niveau de description des processus et les indicateurs nécessaires à l'évaluation des services dans des écosystèmes aux interactions complexes.

**Mots-clés : réseaux de canaux et fossés ; services écosystémiques ; agrosystème méditerranéen ; traits d'effets de la végétation ; infrastructure agro-écologique ; éco-hydraulique ; pratiques d'entretien ; interactions biotiques/abiotiques ; modèle couplé**

# Abstract

Agroecological infrastructures are semi-natural landscape elements providing ecosystem services and disservices. In Mediterranean agrosystems, ditches and irrigation channels provide eco-hydraulic services relying on interactions between vegetation and water, sediments and plant propagules (seeds) transport. Management operations aiming at restoring the hydraulic capacity of these infrastructures are likely to modify the expression of these services. However, the interactions between practices, vegetation cover traits and ecosystem services provided by these infrastructures are still poorly characterized. The objective of this work was to understand in which extent ditch and channel management regimes, in terms of typology, but also in terms of temporality and location, influence eco-hydraulic services provided by vegetated channels and ditches.

The approach relies on the development of a model proposing an explicit representation of the hydraulic network which functioning is simulated for reference events on the considered time horizon. The model is based on semi-empirical formalisms taking into account the effect of plant traits on transport processes, and especially their dynamical effect on hydraulic resistance. It was parameterized based on field experiments made in two Mediterranean agricultural study areas. These experiments aimed at : (i) characterizing the influence of different geomorphological factors and management regimes in the spatial distribution of ditch plant communities and their traits (ii) identifying the factors implied in the transport and deposition of propagules during an hydraulic event.

The experimental results show that management regimes influence the dynamics of the vegetation cover at short-term, but that the spatial distribution of species (and therefore traits of the vegetation cover) is largely associated with geomorphological factors. They helped to improve our understanding of major key-processes of agricultural channel networks, especially propagules dispersal, and to propose a methodology for the relocation of the propagules in intermittent waterways. The spatialized model, integrating the main experimental results at the catchment scale, enabled a ranking of the impact of practices regarding the bundle of services provided by agricultural ditches' vegetation. Mowing provides the best trade-off between services in the short and medium term, although it is temporarily unfavourable for sediments and seeds retention, as well as for bank stabilization, at the beginning of autumn. The developed semi-empirical approach gives the opportunity to question the level of description of processes and required indicators for services evaluation in complex ecosystems.

**Keywords : ditch and channel networks ; ecosystem services ; Mediterranean agrosystem ; plant effect traits ; agro-ecological infrastructure ; eco-hydraulics ; management regimes ; biotic/abiotic interactions ; coupled model**

# Remerciements

Arrivée au terme de la rédaction de ce manuscrit, je tenais à remercier chaleureusement tous ceux qui m'ont accompagnée dans ce "retour aux sources" depuis mon arrivée à Montpellier. En premier lieu, un immense merci à Fabrice qui m'a encadrée, mais aussi encouragée pendant ces trois années de thèse. Merci pour son investissement et son aide dans ce projet. Un très grand merci à mes deux directeurs de thèse Jean-Stéphane et Gilles pour leur disponibilité, leur confiance dans le déroulé des travaux et leur humour. Un merci particulier à Cécile pour sa rigueur, ses conseils et ses relectures. Merci beaucoup à Philippe qui a été mon directeur de thèse la première année pour m'avoir guidée sur le début et merci à Claude pour ses explications.

Un clin d'oeil particulier à Sébastien et Hélène pour m'avoir accompagnée dans mes travaux de terrain, sous les pluies diluviennes du mois de septembre, dans le mistral et la nuit glaciale du mois de novembre, ou sous la chaleur écrasante du mois de juillet. Merci à Alice et aux étudiants du Master 2 Eau et Agriculture et du cycle ingénieur Montpellier Supagro 2ème année des trois années précédentes pour avoir participé à ces expérimentations également.

Je tiens à remercier les membres de mon comité de thèse pour leurs précieux conseils sur les travaux entrepris.

Je remercie également le métaprogramme EcoServ de l'INRA et Montpellier SupAgro pour avoir financé mon contrat doctoral.

Merci aussi à David et Marc sans qui je n'aurais jamais poussé les portes de l'UMR LISAH. Je remercie aussi les collègues de l'UMR pour leurs conseils et leurs encouragements, en particulier Jérôme, Cécile, Laurent, Nicolas et Denis. Je remercie le pôle administratif Azziza, Nadia, Céline, Virginie, et Mylène, pour leur compétence et leur bonne humeur.

Et bien sûr merci au groupe des "non-permanents", pour les bons moments passés ensemble et en qui j'ai toujours trouvé une oreille attentive au moment des "gouttes d'eau qui font déborder le vase", en particulier Elen, Katya, Nico, Guillaume, Quentin, Laetitia. Merci à tous sans qui cette aventure n'aurait pas été la même. Enfin merci à mon mari qui m'a soutenue depuis le début de mon projet et sans qui rien de tout cela n'aurait été possible.

# Sommaire

**Remerciements** **v**

**Sommaire** **vi**

**I Introduction générale, état de l'Art et objectifs** **1**

**1 Etat de l'Art : Services écosystémiques des fossés et canaux agricoles - Interactions entre pratiques d'entretien, végétation et processus éco-hydrauliques** **3**

1.1 Les services écosystémiques, du concept à la modélisation spatialisée . . . . 3

1.2 Le potentiel agro-écologique des fossés et canaux méditerranéens : entre pratiques d'entretien et fonctionnement éco-hydraulique . . . . . 11

1.3 Positionnement scientifique, objectifs et démarche de thèse . . . . . 27

**II Matériels et Méthodes** **33**

**2 Un modèle générique pour la simulation de l'impact de scénarios d'entretien sur les services éco-hydrauliques des fossés et canaux en zone méditerranéenne** **34**

2.1 Introduction . . . . . 34

2.2 Cadre conceptuel, hypothèses de construction du modèle et principes fondamentaux . . . . . 34

2.3 Zones d'étude . . . . . 42

2.4 Conclusion . . . . . 48

**III Etudes expérimentales de terrain** **49**

**3 Facteurs de distribution spatiale des espèces végétales dans un réseau de fossés** **50**

3.1 Introduction . . . . . 50

3.2 Material and Methods . . . . . 53

3.3 Results . . . . . 60

3.4 Discussion . . . . . 65

**4 Influence des pratiques agricoles sur les traits végétaux interagissant avec les processus éco-hydrauliques des fossés** **70**

4.1 Introduction . . . . . 70

4.2 Material and Methods . . . . . 72

4.3 Results . . . . . 77

4.4 Discussion . . . . . 80

**5 Influence de la végétation et des caractéristiques d'un bief sur le transport hydrochore de propagules végétales 86**

5.1 Introduction . . . . . 86
5.2 Material and Methods . . . . . 88
5.3 Results . . . . . 94
5.4 Discussion . . . . . 97
5.5 Conclusion . . . . . 100

**IV Expérimentations numériques 101**

**6 Comparaison de scénarios de pratiques d'entretien pour la fourniture de services : Présentation des formalismes mathématiques 102**

6.1 Introduction . . . . . 102
6.2 Segmentation de l'espace, chemins de l'eau et données géographiques . . . . 104
6.3 Apports d'eau au réseau . . . . . 106
6.4 Description des formalismes mathématiques du modèle couplé BABARR (Biotic-ABiotic-Anthropogenic Relationships in Reaches) . . . . . 107
6.5 Description des indicateurs de services . . . . . 116
6.6 Génération d'une note par rapport à une situation-témoin par bief et création d'un indice de service à l'échelle du réseau . . . . . 123
6.7 Exploration numérique et scénarios testés . . . . . 124
6.8 Conclusion . . . . . 127

**7 Comparaison de scénarios de pratiques d'entretien pour la fourniture de services : Application au réseau de fossés du bassin versant de Roujan 128**

7.1 Détermination d'événements-pluvieux type et génération de chroniques de débit parvenant au réseau . . . . . 128
7.2 Analyse de sensibilité des indicateurs continus de services aux paramètres de végétation . . . . . 129
7.3 Comparaison de l'effet des typologies de pratiques et de scénarios d'entretien sur les services éco-hydrauliques à l'échelle du réseau . . . . . 132
7.4 Discussion . . . . . 137

**V Conclusion générale et perspectives 144**

**Bibliographie 154**

**Liste des publications 186**

**VI Annexes** **188**

**A Article de recherche : The Use of Photogrammetry to Construct Time Series of Vegetation Permeability to Water and Seed Transport in Agricultural Waterways** **189**

A.1 Introduction . . . . . 189
A.2 Material and Methods . . . . . 192
A.3 Results . . . . . 199
A.4 Discussion . . . . . 204
A.5 Conclusions . . . . . 206

**B Traits de végétation collectés en fossé ou canal méditerranéen** **207**

**C Durées de flottaison des graines de *Sorghum halepense* et effets de la poudre UVXPBR sur la flottaison** **210**

C.1 Dataset of seed buoyancy for *Sorghum halepense*. . . . . 210
C.2 Test of the effect of the UVXPBR powder on seed buoyancy. . . . . 211

**D Illustration of CART trees on factors explaining dispersal kernel of seeds of *Sorghum halepense*** **213**

**E Courbes Intensité-Durée-Fréquence (IDF)** **214**

**F Paramétrisation des simulateurs OpenFLUID utilisés pour la simulation des débits entrant dans le réseau de fossés** **215**

**G Matrices de dissimilarité entre typologies de pratiques et classements des scénarios (Supplément)** **217**

# Table des figures


1.1 Comparaison de deux cadres conceptuels liant le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques . . . . . 6
1.2 Illustrations de canaux et fossés en zone méditerranéenne . . . . . 13
1.3 Exemples de la biodiversité végétale des canaux et fossés . . . . . 16
1.4 Illustration des services éco-hydrauliques étudiés dans le cadre de la thèse . . 18
1.5 Profils verticaux de la vitesse de l'écoulement dans différents types de couverts végétaux . . . . . 19
1.6 Représentation schématique de la démarche scientifique . . . . . 31

2.1 Cadre d'analyse dans lequel s'inscrit l'évaluation des services écosystémiques 35
2.2 Modèle présentant les interactions entre les différentes composantes du système fossé ou canal . . . . . 40
2.3 Modèle simplifié présentant le chaînage entre les différentes composantes du système fossé ou canal . . . . . 41
2.4 Bassin versant du Bourdic et bassin-versant de Roujan . . . . . 44
2.5 Répartition des pentes sur les biefs dans les bassins versants du Bourdic et de Roujan . . . . . 44
2.6 Domaine du Merle (400 ha) : Parcellaire et réseau hydrographique (canaux) . 46

3.1 Spatial variability for each explanatory variable at the catchment scale . . . . 58
3.2 Location of false negative (A) and false positive (B) predictions for Maxent model . . . . . 64

4.1 Schematic illustration of the experimental setup . . . . . 74
4.2 Box-and-whisker plots of alpha diversity for each treatment in 2015 and 2017 77
4.3 Box-and-whisker plots of the apparitions, losses and stability of species between 2015 and 2017 for each treatment . . . . . 78
4.4 Box-and-whisker plots of the proportion of species with stem densities between 0 and 30 stems/$m^2$ (S), between 30 and 210 stems/$m^2$ (M), and greater than 210 stems/$m^2$ (L) for each treatment in 2015 and 2017 . . . . . 79
4.5 Box-and-whisker plots of the proportion of species with potential heights between 0 and 50 cm (S), between 50 and 80 cm (M), and greater than 80 cm (L) for each treatment in 2015 and 2017 . . . . . 79
4.6 Box-and-whisker plots of the proportion of geophytes, hemicryptophytes and therophytes (according to the Raunkiaer classification) for each treatment in 2015 and 2017 . . . . . 80

4.7 Box-and-whisker plots of the proportion of leaf distributions in each treatment in 2015 and 2017 . . . . . 81
4.8 Ability of maintenance strategies to enhance ecosystem functions via their influence on plant community traits and richness (synthesis) . . . . . 82

5.1 Location and main characteristics of the studied irrigation channel . . . . . 90
5.2 Picture of a seed of Johnsongrass using a macro lens . . . . . 90
5.3 Observed dispersal data of Johnsongrass and their interpolated values along the channel obtained by ordinary kriging . . . . . 94
5.4 Variation of the explanatory factors of seed deposition along the channel . . . 95
5.5 Observation versus prediction of the seed deposition of Johnsongrass along the channel using the classification and regression trees (CART) algorithm . . 96

6.1 Chaîne de modélisation . . . . . 103
6.2 Représentation schématique des chemins de l'eau dans un bassin versant et arbre orienté . . . . . 104
6.3 Principe d'agrégation des différentes informations géographiques en deux shapefiles . . . . . 105
6.4 Pluie de projet double-triangle et coefficients associés . . . . . 107
6.5 Modèle conceptuel des interactions biotiques, abiotiques et anthropogéniques à l'échelle d'un bief . . . . . 109
6.6 Représentation des caractéristiques géométriques des biefs de canal ou fossé . 111
6.7 Variation de la hauteur du couvert et de sa couverture (%) au cours d'une année et en fonction des pratiques d'entretien. . . . . 113
6.8 Principes de fonctionnement du module de végétation . . . . . 114
6.9 Représentation de l'aire frontale liée à l'architecture simplifiée des plantes dans le modèle pour une plante de 0.5 m . . . . . 116
6.10 Valeurs de $K_h$ prédites par le métamodèle en fonction des valeurs de $K_h$ calculées via le modèle explicite sur le jeu de données de validation . . . . . 117

7.1 Représentation des trois pluies de projet P50, P10 et P2 . . . . . 129
7.2 Débits entrants dans le bief 113 pour les pluies de projet P50, P10 et P2 . . . 130
7.3 Valeurs relatives de l'indice de premier ordre pour chacun des paramètres de végétation pour les sorties $H$, $\tau$, $V_h$, $T_{rd}$, $T_{rk}$ et $Vegem$ pour la pluie P50 et la pluie P2 . . . . . 131
7.4 Evolution de $H$, $\tau$ et $Vh$ en fonction de $h_p$ . . . . . 131
7.5 Evolution du $K_h$ en fonction de $H/h_p$ . . . . . 132
7.6 Evolution au cours d'un événement de crue des indicateurs $H$, $\tau$, $V_h$, $T_{rd}$, $T_{rk}$ et $Vegem$ . . . . . 133
7.7 Représentation spatiale des services rendus par la végétation des fossés dans le cadre d'un scénario de brûlis, comparé au scénario témoin sans entretien pour la pluie P50 en automne (septembre) . . . . . 134
7.8 Présentation de l'hétérogénéité des aires frontales de 3 plantes étudiées . . . . 137

A.1 Location of the study site and sequence of maintenance practices . . . . . 193
A.2 Order of passages and orientation of the pole during SfM-MVS acquisition . 194
A.3 Illustration of automatic recognition of the targets on a picture using Photoscan Pro© . . . . . 196
A.4 Illustration of the post-processing procedure of the DSM on a sub-sample of the zone corresponding to a control quadrat . . . . . 198
A.5 Evolution of the mean difference between the DSM and the DTM across different treatments . . . . . 200
A.6 Time series of the point clouds showing the DTM and the DSM at a 1-cm resolution for four representative surveys . . . . . 201
A.7 Dynamics of the vegetation indicators across different treatments . . . . . 202
A.8 Evolution of the two indicators $PORO_{section}$ and $PORO_{surface}$ against time and across different treatments . . . . . 203

C.1 Dynamics of buoyancy of *Sorghum halepense* at daily scale . . . . . 210

D.1 CART trees on factors explaining dispersal kernel of seeds of *Sorghum halepense* 213

E.1 Courbes IDF de la station météorologique de Fréjorgues (34) . . . . . 214

# Liste des tableaux

1.1 Les différentes typologies de modèles à l'origine de la quantification et de l'évaluation des SE . . . . . 9
1.2 Services écosystémiques des canaux et fossés : caractérisation de l'interaction entre végétation et services écosystémiques . . . . . 15
1.3 Caractéristiques du champ des vitesses en cas de végétation émergente ou submergée . . . . . 19
1.4 Exemples d'expressions analytiques pour le coefficient de résistance $n$ . . . . 21

3.1 Ecological optima, spatial autocorrelation (SAC) critical distances, frequency of occurrence of the 10 species . . . . . 55
3.2 Summary of acronyms used for explanatory variables and type of variables . 57
3.3 Mean area under the curve (AUC) values and three metrics derived from confusion matrices with GLM and Maxent model for each species . . . . . 61
3.4 Results for Maxent for each species . . . . . 62
3.5 Results for GLM for each species . . . . . 63

4.1 Completion dates for the four maintenance operations . . . . . 74
4.2 Classes of plant traits considered for the study . . . . . 75
4.3 Influence of plant community traits on major functions determined by vegetation in ditches . . . . . 76

5.1 Characteristics of the Johnsongrass seeds . . . . . 91
5.2 Relative importance of the factors calculated from the CART algorithm . . . 97

6.1 Services éco-hydrauliques fournis par les réseaux de fossés et canaux . . . . . 118
6.2 Note octroyée en fonction d'une amélioration ou d'une dégradation du service 123
6.3 Gammes de variation des différents paramètres du couvert végétal utilisés pour l'analyse de sensibilité . . . . . 124
6.4 Résumé des différents scénarios réalisés dans le cadre de l'évaluation des services éco-hydrauliques fournis par les réseaux de fossés et canaux . . . . . 126

7.1 Caractéristiques des différentes pluies de projet double-triangle . . . . . 128
7.2 Matrice de dissimilarité pour les différentes typologies de pratiques en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P50 . . . . . 135
7.3 Classement de l'ensemble des scénarios en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P50 . . . . . 136

7.4 Nombre de biefs présentant des débordements dans le témoin (sur au moins l'un des pas de temps) et pour lesquels la pratique a engendré une amélioration de la situation (réduction de la hauteur d'eau de plus de 10 % de la hauteur initiale) . . . . . 137
7.5 Classement de l'ensemble des scénarios d'entretien avec un couvert homogène de plantes au printemps pour la pluie P50 . . . . . 138

A.1 Parameters used in PhotoScan Pro©. . . . . 195

B.1 Liste d'espèces végétales relevées en Avril 2015 et Avril 2017 dans le fossé d'Alignan-du-Vent (34) . . . . . 208

C.1 Mean percentage of floating seeds of *Sorghum halepense* at different time steps211

F.1 Valeurs des attributs utilisés pour la paramétrisation du simulateur Morel-Seytoux dans la plateforme OpenFLUID . . . . . 215
F.2 Valeurs des attributs utilisés pour la paramétrisation du simulateur Hayami dans la plateforme OpenFLUID . . . . . 216

G.1 Matrice de dissimilarité pour les différents typologies de pratiques en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P10 . . . . . 217
G.2 Classement de l'ensemble des scénarios d'entretien en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P10 . . . . . 218
G.3 Matrice de dissimilarité pour les différents typologies de pratiques en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P2 . . . . . 219
G.4 Classement de l'ensemble des scénarios d'entretien en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P2 . . . . . 220
G.5 Classement de l'ensemble des scénarios d'entretien en octobre (automne) pour la pluie P50 . . . . . 221

# Liste des abréviations

| | |
|---|---|
| AUC | Area Under the Curve [Aire sous la Courbe] |
| CART | Classification and Regression Trees Algorithm [Algorithme d'Arbre de Régression et de Classification] |
| CV | Couverture Végétale |
| DSM | Digital Surface Model [Modèle Numérique de Surface] |
| DTM | Digital Terrain Model [Modèle Numérique de Terrain] |
| GLM | Generalized Linear Model [Modèle Linéaire Généralisé] |
| IAE | Infrastructure Agro-Ecologique |
| IDF | Intensité-Durée-Fréquence |
| LM | Linear Model [Modèle Linéaire] |
| MEA | Millenium Ecosystem Assessment [Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire] |
| MNT | Modèle Numérique de Terrain |
| Mrvbf | Multi-resolution Valley Bottom Flatness |
| MSE | Mean Square Error [Erreur Moyenne au Carré] |
| NPV | Negative Predictive Value [Valeur de Prédiction Négative] |
| PPV | Positive Predictive Value [Valeur de Prédiction Positive] |
| RD | Root Density [Densité Racinaire] |
| RLD | Root Length Density [Densité Racinaire en longueur] |
| SAC | Spatial Auto-Correlation [Auto-Corrélation Spatiale] |
| SE | Service Ecosystémique |
| SDM | Species Distribution Model [Modèle de Distribution des Espèces] |
| SRL | Specific Root Length [Longueur Racinaire Spécifique] |
| SSB | Spatial Sorting Bias [Biais d'Echantillonnage Spatial] |
| TVB | Trame Verte et Bleue |

# Liste des symboles

| | | |
|---|---|---|
| $a$ | Aire frontale de végétation par unité volumétrique d'eau | $m^{-1}$ |
| $A$ | Aire frontale de végétation | $m^2$ |
| $B$ | Facteur de blocage | - |
| $C_*$ | Coefficient de cisaillement interfacial entre écoulement végétalisé et non-végétalisé | - |
| $C_d$ | Coefficient de traînée du couvert végétal | - |
| $C_f$ | Coefficient de traînée en l'absence de végétation | - |
| $C_{shape}$ | Paramètre de forme de l'embranchement de la plante | - |
| $Diam$ | Diamètre de tige | $m$ |
| $Density$ | Densité de tiges moyenne dans un couvert | $Nb.m^{-2}$ |
| $Down_{Struct}$ | Facteur d'influence des infrastructures hydrauliques en aval | - |
| $f$ | Force de traînée totale | $kg.m.s^{-2}$ |
| $F_{dw}$ | Coefficient de frottement de Darcy-Weisbach | - |
| $F_s$ | Fonction pondérant les volumes infiltrés par bief | - |
| $f_v$ | Paramètre de résistance dû à la végétation | - |
| $g$ | Accélération de la pesanteur | $m.s^{-2}$ |
| $H$ | Hauteur d'eau | $m$ |
| $h_p$ | Hauteur moyenne du couvert végétal | $m$ |
| $h_{pm}$ | Hauteur moyenne du couvert végétal (fléchi sous l'effet de l'écoulement) | $m$ |
| $i$ | Pente du bief | - |
| $infil$ | Volume infiltré par bief par unité de temps | $m^3.s^{-1}$ |
| $K_h$ | Coefficient de rugosité de Manning-Strickler | $m^{1/3}.s^{-1}$ |
| $K_{sat}$ | Conductivité hydraulique à saturation | $m.s^{-1}$ |
| $l_p$ | Longueur moyenne des tiges des plantes | $m$ |
| $L_{inf}$ | Largeur inférieure d'un bief | $m$ |
| $L_{sup}$ | Largeur supérieure d'un bief | $m$ |
| $m$ | Fruit de berge | - |
| $n$ | Coefficient de rugosité de Manning | $m^{-1/3}.s$ |
| $P$ | Profondeur d'un bief | $m$ |
| $Q_h$ | Débit dans un bief en régime permanent uniforme | $m^3.s^{-1}$ |
| $R_h$ | Rayon hydraulique | $m$ |
| $S$ | Indice de Sobol | - |
| $S_h$ | Surface de l'aire mouillée | $m^2$ |
| $\Delta S$ | Espacement entre tiges de plantes | $m$ |
| $T_{rd}$ | Taux de rétention de particules sédimentaires - formule de Deletic | - |

| | | |
|---|---|---|
| $T_{rk}$ | Taux de rétention de particules sédimentaires - formule de Kentucky | - |
| $u$ | Vitesse au point z | $m.s^{-1}$ |
| $u*$ | Vitesse de cisaillement | $m.s^{-1}$ |
| $U_0$ | Vitesse moyenne entre les tiges des plantes | $m.s^{-1}$ |
| $U_{eff}$ | Vitesse de friction effective | $m.s^{-1}$ |
| $Vegem$ | Ratio de végétation à la surface de l'eau | $m^2.m^{-2}$ |
| $Vegim$ | Ratio de végétation immergée | $m^3.m^{-3}$ |
| $V_h$ | Vitesse moyenne dans un bief | $m.s^{-1}$ |
| $V_s$ | Vitesse de Stokes | $m.s^{-1}$ |
| $w$ | Largeur d'un patch de végétation | $m$ |
| $W$ | Largeur d'une section de bief rectangulaire | $m$ |
| $Z_{seuil}$ | Ratio de hauteur du couvert végétal auquel débute l'embranchement | - |
| $\kappa$ | Constante de von Karman | - |
| $\mu$ | Viscosité dynamique | $Pa.s$ |
| $\nu$ | Viscosité cinématique | $m^2.s^{-1}$ |
| $\rho$ | Masse volumique de l'eau | $kg.m^{-3}$ |
| $\tau_r$ | Contrainte de cisaillement tangentielle à une surface | $Pa$ |
| $\theta_i$ | Teneur en eau initiale du sol | - |
| $\theta_s$ | Teneur en eau à saturation du sol | - |

# Première partie

# Introduction générale, état de l'Art et objectifs

# AVANT-PROPOS

Les réseaux de fossés et canaux contiennent une riche biodiversité, notamment végétale, à l'origine de services écosystémiques (Herzon et Helenius, 2008 ; Pierce, Kröger et Pezeshki, 2012). Les services qui nous intéressent dans le cadre de cette thèse sont ceux qui sont en lien avec le transport de l'eau et qui impliquent une interaction physique avec la végétation, c'est-à-dire qui reposent sur des interrelations éco-hydrauliques avec l'écosystème. Ces services sont le transport de l'eau jusqu'aux plantes cultivées, la restitution de l'eau bleue, la régulation des propagules adventices, le contrôle de l'érosion et la stabilisation des berges. Ces services sont sous-tendus par des processus dont l'expression est modulée par les pratiques d'entretien des fossés et canaux (Dollinger et al., 2015). Ces pratiques, généralement la fauche, le brûlis, le désherbage chimique et le curage en zone méditerranéenne (Alberdi et al., 2015 ; Levavasseur et al., 2014), ont pour objectif de restaurer la capacité hydraulique des réseaux (Levavasseur et al., 2014). Elles modifient les propriétés des fossés et canaux (Dollinger et al., 2015 ; Needelman, Ruppert et Vaughan, 2007 ; Smith et Pappas, 2007), et notamment les traits des communautés végétales peuplant ces canaux et fossés (Levavasseur et al., 2014). C'est en grande partie la modification des traits de ces communautés qui est à l'origine de la modulation de l'expression des processus, et donc des services (Dollinger et al., 2017).

Dans un objectif de pilotage agro-écologique des agrosystèmes, et plus largement d'évaluation environnementale de l'effet de l'action de l'Homme sur les écosystèmes agricoles, la thèse se propose de caractériser la relation entre pratiques d'entretien des canaux et fossés, traits de végétation et services écosystémiques rendus par ces infrastructures agro-écologiques. La question soulevée est de comprendre dans quelle mesure une modification des pratiques d'entretien des canaux et fossés, en termes de typologie, localisation et temporalité, peut moduler l'expression des services. L'originalité de la démarche repose sur un modèle biophysique aux formalismes semi-empiriques qui permet de simuler l'effet des traits du couvert végétal et d'événements hydrauliques sur les services étudiés à l'échelle du réseau. En l'absence de données de littérature sur certains processus nécessaires à la modélisation spatialisée des services éco-hydrauliques étudiés, nous avons mené des expériences de terrain afin de mieux les caractériser et les intégrer au modèle développé.

# Chapitre 1

## Etat de l'Art : Services écosystémiques des fossés et canaux agricoles - Interactions entre pratiques d'entretien, végétation et processus éco-hydrauliques

## 1.1 Les services écosystémiques, du concept à la modélisation spatialisée

### 1.1.1 Les services écosystémiques : la ré-émergence d'un concept ancien

L'apparition du terme "**Services Ecosystémiques** " a été précédée d'un terme synonyme : " Services Environnementaux " (Lele et al., 2013), apparu dans les travaux de Wilson et Matthews en 1970. Le terme " Services Ecosystémiques " n'a vu le jour que dans les années 80, notamment dans les travaux de Ehrlich et Mooney (1983). La définition la plus connue est celle de Costanza et al. (1997) qui décrit les services écosystémiques comme " les bénéfices que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions écosystémiques " [traduit de l'anglais]. De multiples définitions du terme sont apparues selon les courants de pensée, les disciplines, les pays. En ce qui concerne les écosystèmes anthropisés, comme les écosystèmes agricoles, urbains ou péri-urbains, il a été relevé que l'intervention humaine participait à la fourniture du service, c'est pourquoi des définitions prenant en considération cette dimension ont ensuite émergé. C'est notamment le cas de la définition de Burkhard et al. (2012) qui les définit comme "les contributions de la structure de l'écosystème et de ses fonctions – en combinaison avec d'autres facteurs – au bien-être humain " [traduit de l'anglais]. La notion de service, bien qu'elle " utilitarise " la nature, présente l'avantage de mettre en exergue les avantages et les biens que l'Homme tire des écosystèmes, en partie dans le but de les préserver.

La véritable démocratisation du terme, et son émergence dans la sphère publique, a eu lieu dans les années 2000 (Méral et Pesche, 2016) grâce à l'Evaluation des écosystèmes pour le Millénaire (MEA, 2005). Diverses organisations ou groupes de travail, au niveau international, ou au niveau national, se sont penchés sur cette notion, dans le but de la clarifier et de lui offrir des cadres d'analyse et des outils d'évaluation à la hauteur des enjeux qu'elle représente. Au niveau international, la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) vise à analyser les connaissances liées

aux services écosystémiques et à la biodiversité dans le but de fournir une aide à la décision concernant les écosystèmes et leur protection. Au niveau européen, le Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) développé par l'European Environment Agency (EEA) a offert une première classification de ces services. Le programme "Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services" (MAES), lancé au niveau européen, s'appuie sur cette classification et a pour but de développer une cartographie et une évaluation des écosystèmes présents sur le territoire. Le déploiement de cette ambition en France, en réponse à la convention pour la diversité biologique et les objectifs d'Aïchi, s'est traduit dans la création de l'Évaluation Française des Écosystèmes et Services Écosystémiques (EFESE) en 2013. Les écosystèmes agricoles en constituent un volet significatif. Notons que ces évaluations ont pour objectif secondaire d'introduire la valeur des écosystèmes dans la comptabilité nationale pour servir d'appui à la décision publique. D'autres initiatives telles que la création de réseaux de collaboration et le partage de données tels que Ecosystem Partnership Services permettent de faire avancer les débats.

Cette notion a permis de rendre plus claire l'interaction entre le bien-être humain et la protection de l'environnement, suscitant ainsi de nouveaux cadres de pensée qui permettent une synergie entre croissance économique et conservation de la biodiversité (Daily et Matson, 2008), même si cette dernière assertion est parfois remise en question. Ce nouveau cadre de pensée a notamment permis d'élargir considérablement le domaine d'étude traditionnellement lié au champ de la biodiversité, en incluant notamment des espaces anciennement considérés comme trop anthropisés pour faire partie d'une démarche de conservation (Daily et Matson, 2008). C'est notamment le cas des écosystèmes agricoles qui ont fait l'objet d'une attention croissante depuis 1980 (Balbi et al., 2015 ; Duru et al., 2015), en raison de la surface qu'ils représentent à l'échelle mondiale (et notamment nationale puisqu'en France métropolitaine, la Surface Agricole Utile représente 54% du territoire (AGRESTE, 2016)).

### 1.1.2 Typologie des services écosystémiques

Des quatre types de services écosystémiques qui ont été initialement proposés par le MEA (services d'approvisionnement, de régulation, de support et culturels), la plupart des systèmes de classification et travaux de recherche n'en retiennent aujourd'hui que trois. Ces services sont :

- les **services d'approvisionnement** : ils correspondent aux biens prélevés par l'homme dans les écosystèmes,
- les **services de régulation** : ils correspondent à tous les services qui contribuent à la protection, l'épuration, et la maintenance d'un écosystème, dans sa globalité ou dans ses composantes,
- les **services culturels** qui correspondent aux usages récréatifs, éducationnels, mais également spirituels des écosystèmes.

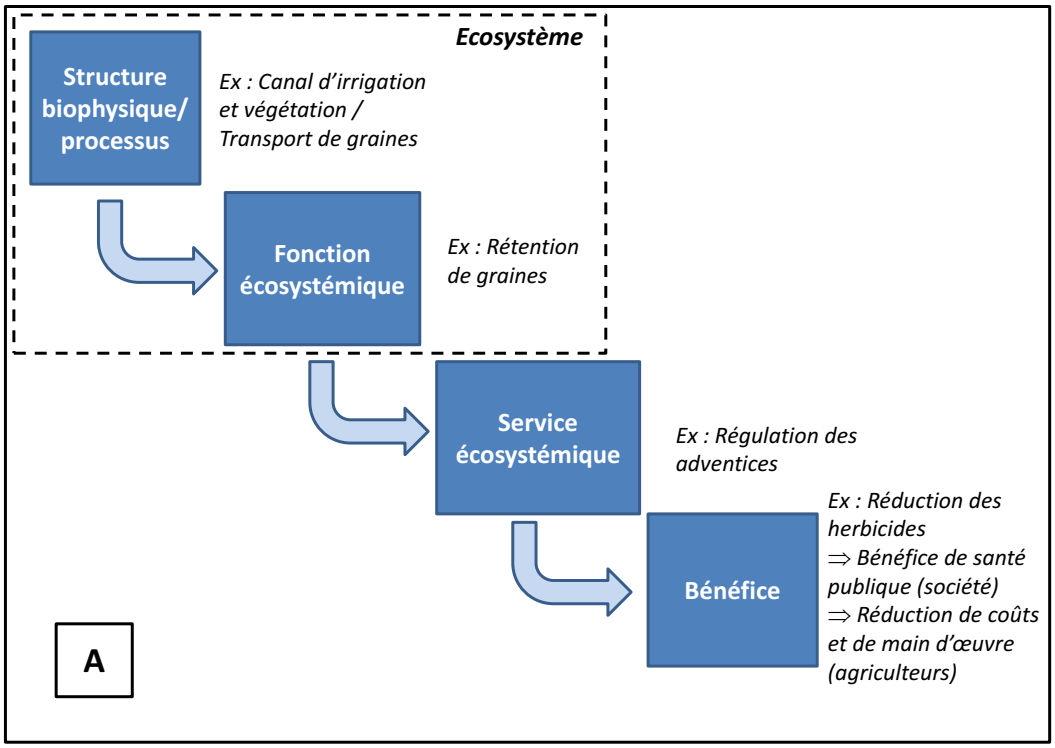
### 1.1.3 Liens avec l'écosystème et son fonctionnement

Les moyens pour quantifier et évaluer les services écosystémiques sont encore le sujet de débats et d'initiatives locales ou collectives, du fait des **processus complexes** et intriqués à l'oeuvre. Il existe plusieurs **cadres conceptuels** qui relient le concept au fonctionnement des écosystèmes (Figure 1.1). Pour certains, ceux-ci se présentent en **"cascade"**, comme c'est le cas pour celle de Potschin et Haines-Young (2011) (Figure 1.1a), ou sous des formes plus intégrées où les services représentent directement les processus de l'écosystème (INRA, 2017) (Figure 1.1b).

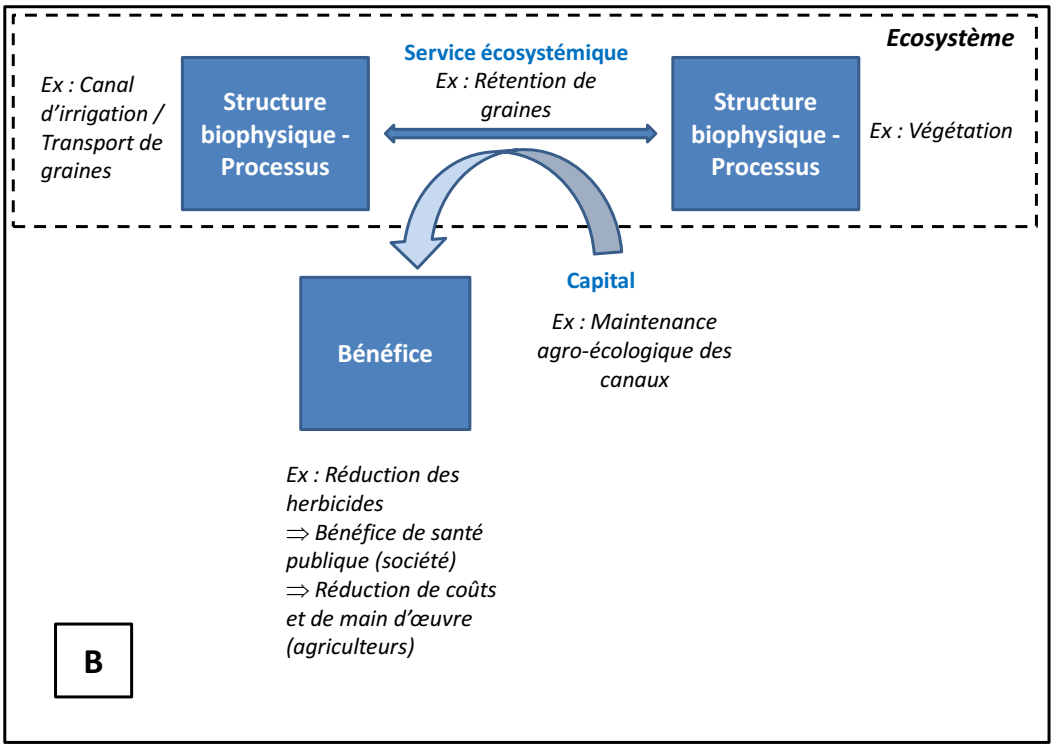
La Figure 1.1a présente donc un cadre dans lequel la structure biophysique renvoie au capital naturel et semi-naturel, avec des processus naturels qui agissent sur cette structure pour la transformer ou la maintenir. "La fonction écosystémique indique une capacité de l'écosystème à faire quelque chose qui est potentiellement utile à des individus" [traduit de l'anglais] (Potschin et Haines-Young, 2011). Elle découle donc de cette structure et de ces processus. Le service est alors la fonction vue sous une vision anthropocentrée. Si certains auteurs ont souligné l'ambiguïté qui existait entre processus et fonction dans cette conceptualisation (Wallace, 2007), et d'autres ont questionné l'inexistence de la biodiversité (EFESE, 2017), elle a présenté l'avantage de mettre en exergue les mécanismes qui conduisent du fonctionnement des écosystèmes au bien-être humain (Potschin et Haines-Young, 2011). La Figure 1.1b présente une simplification du cadre conceptuel retenu par EFESE. Dans ce contexte, les services écosystémiques font partie du système écologique (de " l'éco-système " dans son acception première). Ils représentent les processus ou les éléments du système écologique qui sont utilisés par l'Homme ou dont il retire des avantages, en général avec l'apport d'un capital (INRA, 2017). Il est important de noter que dans cette conceptualisation, la biodiversité est directement à l'origine des services écosystémiques. De plus, l'action de l'Homme, sous forme de capital apporté à l'écosystème, y est plus intuitive.

Quel que soit le cadre choisi, il semble que l'écosystème soit représenté conceptuellement (avec de petites variantes) avec une composante biophysique et des processus/fonctions qui agissent sur ces composantes et interagissent entre eux. Les **déterminants biophysiques** des services écosystémiques sont ainsi une fraction de cette composante biophysique, à l'origine de la fourniture de services écosystémiques. Les déterminants biophysiques peuvent correspondre à une réalité matérielle (une espèce de plante par exemple), mais aussi à des organisations de l'espace (par exemple, un certain agencement de canaux d'irrigation peut assurer une continuité écologique pour la dispersion de certaines espèces).

L'action de l'homme, et en particulier les **pratiques d'entretien dans les agrosystèmes**, modifient ces écosystèmes en agissant sur la composante biophysique et/ou sur les processus biophysiques en tant que tels (c'est le "capital" de la Figure 1.1b). Dans le cadre des écosystèmes agricoles, on peut donc appréhender les pratiques comme des leviers ou moteurs permettant de moduler l'expression des processus. Dans le cadre d'EFESE, ils sont des **facteurs exogènes**, extérieurs au système écologique en tant que tels, qui viennent s'exercer sur eux.




(A) Réalisé d'après Potschin et Haines-Young (2011)




(B) Réalisé d'après INRA (2017)

Figure 1.1 – Comparaison de deux cadres conceptuels liant le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques

Le service rendu par un écosystème est lié à la perception de l'individu, à ses valeurs, ou encore à ses intérêts économiques. Ainsi, le lien entre les écosystèmes et les services écosystémiques n'est pas seulement une affaire de relations biophysiques (Gonzalez-Redin et al., 2016) : il existe aussi un volet social significatif qui vise à appréhender "l'utilité" du fonctionnement de l'écosystème pour un certain groupe d'individus, qui en sont les bénéficiaires. Dans le cas des services rendus par les écosystèmes agricoles, deux types de bénéficiaires ont été retenus par le programme EFESE (EFESE, 2017) : la société dans son ensemble et les agriculteurs. Par exemple, le service de structuration du sol est un service rendu aux agriculteurs alors que la régulation du climat est un service qui concerne la société dans son ensemble. Dans ces exemples, la distinction est aisée mais elle peut être plus ambiguë dans le cas de services tels que la régulation des adventices où le programme EFESE identifie l'agriculteur en tant que bénéficiaire direct et la société en tant que bénéficiaire indirect.

En dépit de la pluralité des cadres conceptuels, la plupart des auteurs s'accordent aujourd'hui sur la nécessité d'une profonde compréhension des processus biophysiques qui sous-tendent les services (EFESE, 2017 ; Lavorel et al., 2017), ainsi que des différents facteurs qui peuvent s'exercer sur ces processus et donc les moduler. Cette nécessité peut expliquer en partie que la majorité des études publiées ne quantifient qu'un petit nombre de services (Seppelt et al., 2011), puisqu'il est très coûteux de représenter l'ensemble des processus biophysiques qui sous-tendent un service. En effet, cet exercice demande une grande pluridisciplinarité puisque la représentation d'un service nécessite en général une profonde compréhension de la biosphère, l'hydrosphère, l'anthroposphère et de la géosphère de l'écosystème en question.

### 1.1.4 Interdisciplinarité du concept

Le large spectre de disciplines englobé par la notion de service écosystémique, allant des sciences dites "dures" jusqu'aux sciences sociales et économiques, et les inter-relations entre ces disciplines, en fait aujourd'hui un "objet de **recherche interdisciplinaire**". Le concept de services crée une légitimité à travailler sur des co-disciplines, puisqu'elles deviennent alors essentielles à comprendre le fonctionnement d'écosystèmes particuliers, à différentes échelles spatiales et temporelles. Cette notion légitime aussi la considération des systèmes sociaux qui s'articulent autour des systèmes écologiques pour les exploiter. En effet, une des particularités de la notion de service écosystémique est son caractère **anthropocentré**. Un bénéficiaire de service est donc forcément un individu ou une communauté de personnes, sur lequel il est nécessaire de s'interroger pour comprendre le bénéfice qu'il tire du fonctionnement de l'écosystème. Cette approche interdisciplinaire permet aussi de se réinterroger sur la nature des objets que nous étudions. L'approche par services écosystémiques n'a-t-elle pas permis la transformation de l'agro-système de l'agronome traditionnel en agro-éco-système, ou bien de l'écosystème de l'écologue en socio-écosystème ?

### 1.1.5 Modèles pour spatialiser et simuler dynamiquement les services

Spatialiser les services écosystémiques à différentes échelles, afin de visualiser où ceux-ci se forment et où ils sont exploités, se révèle primordial à des fins de gestion et d'optimisation (Meyer et Grabaum, 2008 ; Troy et Wilson, 2006). Pour la définition de stratégies de gestion, les techniques spatialisées ont un double avantage, elles permettent à la fois de localiser les services et disservices, et constituent de bons outils de communication pour que les parties prenantes puissent s'approprier les enjeux d'une zone géographique donnée (Fürst et al., 2014). Finalement, jusqu'en 2006 (avant le MEA), la question de la spatialisation des services écosystémiques avait été assez peu abordée, ne représentant que 4 % de la littérature sur le sujet entre 1990 et 2012 (Le Clec'h et al., 2014), celle-ci n'étant pas considérée comme une "dimension de la notion mais comme un outil neutre de caractérisation de celle-ci".

Considérer la dynamique temporelle des services écosystémiques est également important (Kremen, 2005). La variation dans le temps des propriétés des déterminants des services (Diaz et al., 2003) influence le fonctionnement des écosystèmes, et donc la qualité ou la pertinence du service fourni (Mori, Furukawa et Sasaki, 2013). Les variations temporelles peuvent schématiquement être de trois types : linéaires, périodiques et irrégulières (Rau, Wehrden et Abson, 2018). Comme souligné par ces derniers auteurs, ces trois types de variations peuvent coexister à différentes échelles temporelles, d'où la nécessité dans certains cas de caractériser les variations court-terme pour en évaluer les impacts sur la fourniture du service, au cours d'une année par exemple, et de caractériser la tendance long-terme qui peut parfois être liée à des changements structurels (Birkhofer et al., 2015). En termes de modélisation, en fonction de l'objectif poursuivi, ceci implique de réaliser des simulations continues ou multi-événementielles sur des durées au minimum égales à la périodicité des propriétés des déterminants des services (au minimum sur une année pour des services issus des agrosystèmes par exemple). En effet, la compréhension de ces dynamiques est indispensable pour la mise en place de stratégies de gestion des services (Birkhofer et al., 2015 ; Tilman et al., 2002).

Une pleine considération des dynamiques spatio-temporelles des services écosystémiques nécessite d'utiliser des modèles plus ou moins parcimonieux. Ceux-ci sont implémentés dans un grand nombre d'outils différents. Plusieurs auteurs ont proposé des classifications de ces modèles (Lavorel et al., 2017) et outils (Martínez-Harms et Balvanera, 2012 ; Pandeya et al., 2016 ; Seppelt et al., 2011), malgré la difficulté que les comparaisons représentent.

Lavorel et al. (2017) ont proposé 5 typologies de modèles résumées dans le Tableau 1.1. Les modèles basés sur les proxys sont les plus simples à mettre en œuvre avec peu de données nécessaires et faciles à obtenir (Bagstad et al., 2013). Cependant, ils sont souvent critiqués sur la base du fait qu'ils ignorent les dynamiques spatio-temporelles à l'œuvre dans la production de services puisqu'ils ne considèrent pas les processus sous-jacents aux services (notamment Seppelt et al. (2011)). Par exemple, ils ignorent la variabilité spatiale dans la fourniture du service à l'intérieur d'une même occupation du sol (Koschke et al., 2012). A l'opposé, les modèles basés sur les processus représentent la typologie de modèle la plus

TABLE 1.1 – Les différentes typologies de modèles à l'origine de la quantification et de l'évaluation des SE (d'après LAVOREL et al. (2017))

| **Modèle** | **Caractéristiques principales** | **Echelles de modélisation Emprise spatiale** |
|---|---|---|
| Proxys | Relation empirique entre des variables spatialisées (comme l'occupation du sol) et la fourniture de SE Le type d'habitat est le fournisseur de service écosystémique | Toutes |
| Phénoménologique | Relation mécanistique (non-explicite) entre des unités d'espace et la fourniture de services, qualitative ou semi-quantitative | Locale à Régionale |
| Niches (ex : SDM) | Relations empiriques entre la distribution spatiale d'espèces et la fourniture de SE | Régionale à Continentale |
| Traits | Relations empiriques entre la distribution spatiale de traits d'un bouquet d'espèces et la fourniture de SE | Locale à Régionale |
| Processus (ex : Modèles Hydrauliques et Hydrologiques) | Représentation explicite de processus spatio-temporels | Locale à Continentale |

élaborée. Ces modèles, bien que plus performants en termes de prédictibilité, sont souvent limités dans leur utilisation par le manque de données, et parfois même de connaissances sur le processus lui-même (absence d'équations mathématiques pour décrire le phénomène). Concernant les échelles spatiales, MARTÍNEZ-HARMS et BALVANERA (2012) relèvent que les échelles régionales et nationales sont les échelles les plus souvent cartographiées. LAVOREL et al. (2017) soulignent également que tous ces types de modèles ne sont pas forcément exclusifs et qu'il est possible de réaliser des combinaisons de modèles pour l'évaluation des services (voir STÜRCK, POORTINGA et VERBURG (2014)). Si certains auteurs font ressortir qu'un effort sur le " réalisme biophysique " (SEPPELT et al., 2011) doit être entrepris, ce qui ressort de certaines études de ces modèles est que la complexité des modèles n'ajoute pas forcément de plus-value ni de précision aux résultats (FULTON et al., 2004). En effet, une plus grande complexité peut être source d'incertitudes plus importantes (LAVOREL et al., 2017), et d'une perte de généricité (BAGSTAD et al., 2013).

Ces différents modèles ont été implémentés dans un certain nombre d'outils développés par des organismes non-lucratifs, des entreprises, des collectivités,... Certains d'entre eux sont open-source comme InVEST (KAREIVA et al., 2011) ou ARIES (BAGSTAD et al., 2011 ; VILLA et al., 2011). WOLFF, GONDRAN et BRODHAG (2017) ont dénombré 129 outils utilisés par des entreprises. Ces mêmes auteurs font ressortir de leur étude comparative (18 outils) un antagonisme entre la simplicité du message véhiculé et la crédibilité scientifique des outils,

ce qui illustre bien toute la complexité de la mise en œuvre pratique de ces outils. Dans tous les cas, ces outils sont généralement appliqués sur des territoires relativement étendus pour un bouquet de services prédéfinis. De plus, ils sont difficilement utilisables à l'échelle locale dans une perspective de gestion, la plupart du temps en raison de leur incapacité à comparer plusieurs scénarios de gestion et à prendre en considération les sources d'incertitude, surtout en contexte de rareté des données (Pandeya et al., 2016).

### 1.1.6 Considérations sur les indicateurs

Un service se quantifie nécessairement par le biais d'**indicateurs**, i.e. une métrique servant à l'évaluation du service. La nature, mais également l'emprise spatiale (unité de calcul de référence) et temporelle de ces indicateurs doivent être adaptés au type de services et à l'objet de l'étude (Norton et al., 2016 ; Syrbe et Walz, 2012). Le " problème " de l'échelle en écologie a été abordé dès les années 90 dans l'article de Levin (1992). Cet auteur soulignait déjà que le défi de l'écologie appliquée résidait "dans l'interfaçage de phénomènes qui se déroulent à des échelles d'espace, de temps et d'organisation très différentes" [traduit de l'anglais].

Pour le choix d'échelles, les constats suivants sont relevés :

- Les indicateurs d'un même service, à une échelle locale ou régionale, peuvent produire des résultats contrastés,
- Il y a des services qui n'ont pas de sens à une échelle régionale, comme certains n'ont pas de sens à une échelle locale, et leur optimisation doit donc être vue à l'échelle appropriée pour leur compréhension et pour leur gestion (ex : la pollinisation par les insectes sauvages n'a pas de sens à l'échelle de la région (Naidoo et al., 2008), alors que la prévention de crue n'a pas vraiment de sens à l'échelle locale).

Comme souligné par Groot et al. (2010), pour une évaluation rigoureuse d'un service écosystémique, toutes les échelles spatiales et temporelles pertinentes pour l'analyse du service doivent être considérées. Ces auteurs rappellent enfin que la notion d'échelle ne réside pas seulement dans l'étendue globale (de la zone ou de la durée du phénomène), mais également dans la résolution, c'est-à-dire le pas de temps ou d'espace auquel on observe le phénomène. Au même titre que pour l'analyse du service écosystémique, l'échelle choisie pour la gestion se révèle importante (Balmford et al., 2002).

Enfin, la relation entre un service et un indicateur est non-bijective. Les indicateurs révèlent en général le fonctionnement d'un seul processus écosystémique. Pour être correctement caractérisés, plusieurs indicateurs sont parfois nécessaires pour un seul processus (Dale et Polasky, 2007). Agréger les indicateurs pose la question de la méthode à utiliser pour les agréger (moyenne, moyenne pondérée, maximum, équations,. . . ) et suppose implicitement qu'un processus est équivalent à un autre. En conséquence, le choix des indicateurs, et la manière de les présenter et de les agréger, peuvent avoir des conséquences directes sur les conclusions d'une étude.

## 1.2 Le potentiel agro-écologique des fossés et canaux méditerranéens : entre pratiques d'entretien et fonctionnement éco-hydraulique

### 1.2.1 Canaux et fossés : des infrastructures agro-écologiques

La croissance importante de la productivité agricole engendrée par la Révolution verte à partir des années 1960 a permis à de nombreux pays de renforcer leur sécurité alimentaire. Parallèlement à cette conversion technologique, la pression sur les terres agricoles s'est accélérée au niveau planétaire, conduisant à la conversion d'habitats naturels fragiles en nouvelles terres agricoles et en une pression grandissante sur les terres déjà exploitées, en raison de changements globaux tels que l'augmentation rapide de la population mondiale ou le changement climatique. Cette conversion technologique et cette augmentation de la pression sur les terres agricoles se traduisent par des pertes d'habitats pour les espèces végétales et animales (Foley et al., 2005), de biodiversité (Tilman et al., 2001 ; Tsiafouli et al., 2015), par une réduction des régulations écologiques liées à l'eau, à l'érosion et aux ravageurs en zone agricole (Foley et al., 2005 ; Kremen et Miles, 2012 ; Zhang et al., 2007) et par une contamination massive d'écosystèmes non-cibles par des intrants d'origine agricole tels que pesticides, nitrates ou phosphore (Holvoet, Seuntjens et Vanrolleghem, 2007 ; Tilman, 1999). Ce contexte mondial explique donc en partie l'intérêt que peut susciter le recours aux services écosystémiques dans les systèmes agricoles, ceux-ci devenant alors des **agro-écosystèmes**.

En 1990, l'**agro-écologie** est définie comme "l'application des concepts et principes de l'écologie à la conception et à la gestion d'agrosystèmes durables" (Altieri, 1995 ; Thomas et Kevan, 1993). Elle se traduit par une modification des modes de production d'après-guerre. L'émergence de ce nouveau concept lié à une agriculture plus durable doit s'accompagner d'une réduction des intrants agricoles, d'une augmentation de l'efficience sur la base de concepts écologiques, et d'une diminution des impacts environnementaux, tout en consolidant la résilience des agrosystèmes. Un des piliers de cette discipline est de **maximiser les services écosystémiques** susceptibles d'être fournis par les agrosystèmes (David et al., 2012).

Le potentiel que représentent les **infrastructures agro-écologiques (IAE)** pour les agro-éco-systèmes est aujourd'hui le sujet de nombreuses recherches (Biggs, Fumetti et Kelly-Quinn, 2016 ; Burel, 1996 ; Cordeau et al., 2012 ; De Meester et al., 2005 ; Girma, Rao et Sithanantham, 2000 ; Le Cœur et al., 2002 ; Pisani Gareau et Shennan, 2010). Ces IAE sont des éléments du paysage, qui ne sont généralement pas dédiés à la production (même s'il peut exister des exceptions), mais qui y participent indirectement. Elles se caractérisent par la présence d'habitats semi-naturels. Elles peuvent prendre la forme de haies, de pré-vergers, de bandes enherbées, de talus, de canaux d'irrigation, de fossés de drainage. . . Les IAE qui constituent des **linéaires** présentent l'avantage de constituer des continuités écologiques, et donc des corridors pour la dispersion et le déplacement de nombreuses espèces végétales et animales. L'importance de ces linéaires transparaît dans l'existence de la démarche Trames

Vertes et Bleues (TVB) initiée par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire en France. Cette démarche vise à restaurer les continuités entre espaces naturels protégés afin de créer un réseau capable d'enrayer la perte de biodiversité à l'échelle nationale.

### 1.2.2 Spécificités éco-hydrauliques des canaux et fossés agricoles en zone méditerranéenne

Les canaux d'irrigation et fossés sont des IAE présentes dans certains agrosystèmes méditerranéens. Les canaux d'irrigation sont des "structures linéaires artificielles qui transportent de l'eau" (López-Pomares, López-Iborra et Martín-Cantarino, 2015) d'une source amont à ses utilisateurs finaux à l'aval (souvent des agriculteurs) (Figure 1.2). Les fossés sont des excavations du sol dont le rôle est de conduire l'eau en dehors des parcelles (Levavasseur et al., 2012). Elles remplissent majoritairement un rôle de recueil des eaux de ruissellement (Carluer et Marsily, 2004 ; Ramos et Porta, 1997), de drainage (Adamiade, 2004 ; Carluer et Marsily, 2004 ; Krause, Jacobs et Bronstert, 2007), et elles limitent le ravinement et l'érosion sur les versants méditerranéens (Ramos et Porta, 1997 ; Roose et Sabir, 2002) (Figure 1.2). Leur création est donc d'origine purement anthropique. La décision de leur aménagement date parfois de plusieurs centaines d'années, résultant de décisions individuelles ou politiques (Berger, 2000). Ces canaux et fossés ont des caractéristiques variables dans le temps et l'espace (Lagacherie et al., 2006 ; López-Pomares, López-Iborra et Martín-Cantarino, 2015). Ils sont organisés en réseaux, c'est-à-dire qu'ils sont connectés les uns aux autres hydrauliquement et donc écologiquement. La densité des fossés agricoles, dans un paysage viticole méditerranéen, peut dépasser 200 m/ha, même si la variabilité est importante (Levavasseur et al., 2015). Concernant les canaux d'irrigation, la densité a été estimée à 30 m/ha en moyenne dans tout le territoire provençal, d'après des données de Aspe, Gilles et Jacqué (2016). Notons que certains canaux et fossés sont parfois revêtus, mais que la plupart sont **en terre et à surface libre** et donc souvent recouverts de végétation. Ces réseaux ont également la particularité de connecter des écosystèmes amont avec des écosystèmes aval, l'un ou l'autre pouvant ne pas être un agrosystème, permettant ainsi des échanges d'eau, de propagules et de sédiments.

En **zone méditerranéenne**, les réseaux de canaux et fossés se caractérisent par un **fonctionnement intermittent**. En effet, au niveau hydrologique, des épisodes pluvieux rares mais intenses caractérisent le climat méditerranéen, principalement en automne mais également, plus rarement, au printemps ou en hiver. La faible conductivité hydraulique à saturation des sols engendre un ruissellement de type hortonien et des crues rapides, dans lesquels les réseaux de fossés peuvent jouer un rôle antagoniste d'amplification ou d'atténuation des écoulements (et donc des crues) suivant leur configuration et leur situation dans le bassin versant. La typologie des précipitations engendre une succession de périodes humides avec des nappes peu profondes et des périodes sèches avec une nappe profonde (Voltz et al., 1996), ceci jouant également un rôle dans les dynamiques d'infiltration-exfiltration de nappe au niveau des fossés (Dages et al., 2009). Les dynamiques d'érosion d'origine hydrologique

FIGURE 1.2 – Illustrations de canaux et fossés en zone méditerranéenne : A) Fossé en zone viticole bordant une route B) Fossé en zone viticole entre 2 parcelles C) Canal de drainage D) Canal d'irrigation en zone de prairies

sont liées à ces événements particuliers et événementiels. L'érosion par l'eau sur un bassin versant agricole peut atteindre 10.5 $t.ha^{-1}.an^{-1}$ en région méditerranéenne (PAROISSIEN, LAGACHERIE et LE BISSONNAIS, 2010). De même, pour les canaux d'irrigation et fossés de colature, le calendrier d'irrigation engendre une intermittence puisque la période d'irrigation est concentrée en période "sèche", donc de mars à octobre. Les canaux de niveau secondaire ou tertiaire sont seulement utilisés pendant les "tours d'eau" (accès à l'eau par intermittence par les usagers).

En termes de morphologie, les canaux et fossés possèdent un rapport hauteur/largeur plus important que les cours d'eau. En zone méditerranéenne, l'étude de LEVAVASSEUR et al. (2012) a révélé que 75% des fossés agricoles dans un bassin versant agricole méditerranéen avaient une largeur supérieure de 50 à 120 cm et une profondeur de 30 à 80 cm. Les canaux d'irrigation de leur côté peuvent aller de quelques mètres de largeur et de profondeur en amont de réseau (réseau revêtu ou non) et les plus petits (les filioles) ne dépassent pas 50 cm de largeur pour une profondeur équivalente.

Si les canaux d'irrigation et fossés partagent une certaine intermittence, il n'en reste pas moins qu'ils ont des **régimes hydrauliques contrastés**. Les canaux d'irrigation fonctionnent généralement à un régime donné, défini par les besoins en eau des secteurs desservis et des débits nécessaires pour assurer les arrosages. Pour donner un exemple, en aval de réseau, le débit est compris entre 30 $L.s^{-1}$ et 150 $L.s^{-1}$ pour l'irrigation gravitaire à la planche

dans les prairies de Crau (France). En ce qui concerne les fossés agricoles, pour des crues exceptionnelles, les débits peuvent atteindre un ordre de grandeur de 1000 $L.s^{-1}$ en aval de réseau (Moussa, 2000).

Ces canaux et fossés, par rapport aux cours d'eau naturels, présentent un grand nombre d'**ouvrages hydrauliques** (Figure 1.2). Ces infrastructures peuvent être des vannes, des martelières, des buses, des ponceaux,. . . . Elles régulent le transport de l'eau et la turbulence, et de fait affectent les processus éco-hydrauliques tels que le transport de sédiments et de graines (Belaud, 2000 ; Favre-Bac et al., 2017 ; Soomers et al., 2010).

Les capacités de transport de ces canaux et fossés reposent sur des **pratiques d'entretien** qui leur sont propres. Ces pratiques visent la plupart du temps à restaurer la capacité hydraulique en supprimant la végétation vivante et morte. Certaines pratiques sont mises en œuvre annuellement ou bi-annuellement. Ces pratiques sont la fauche, le brûlis, et le désherbage chimique, ou tout simplement le nettoyage (Alberdi et al., 2015 ; Dollinger et al., 2015 ; Levavasseur et al., 2014). Le curage, mis en œuvre sur une périodicité moyenne de 10 ans (Levavasseur et al., 2014), vise à extraire les sédiments accumulés en fond de fossé. En zone viticole méditerranéenne, la mise en œuvre de ces pratiques d'entretien suit un calendrier précis puisque le brûlis n'est autorisé qu'en dehors des périodes sèches, le désherbage chimique est généralement pratiqué en même temps que celui appliqué aux parcelles (au printemps) ; le curage et la fauche sont donc généralement pratiqués aux autres périodes : en été pour les fossés (Levavasseur et al., 2014) et en hiver pour les canaux (Alberdi et al., 2015).

Les canaux et fossés en zone méditerranéenne se caractérisent par la présence d'une **végétation terrestre** abondante (Moresmau, 2013). Ils contiennent un grand nombre de plantes herbacées, vivaces ou annuelles, et de buissons (Levavasseur et al., 2014). Cette particularité les différencie, en termes de biodiversité, d'autres canaux ou fossés toujours en eau qui contiennent une quantité importante de macrophytes, comme c'est souvent le cas en Europe du Nord (Armitage et al., 2003 ; Blomqvist et al., 2003 ; Twisk, Noordervliet et Keurs, 2003).

Les interactions fortes entre végétation et processus de transport dans ces canaux et fossés, ainsi que l'intermittence de la circulation de l'eau, permettent de mettre en évidence les spécificités éco-hydrauliques de leur fonctionnement. En effet, ces infrastructures sont originales puisqu'elles sont à la fois des objets du paysage agricole, terrestres et aquatiques, à l'interface entre parcelles cultivées et écosystèmes receveurs.

### 1.2.3 Services éco-hydrauliques des canaux et fossés et relations avec les traits de végétation

Parmi les IAE, les **canaux** d'irrigation et **fossés** agricoles présentent donc la particularité de disposer partiellement et/ou temporairement d'eau libre. Ils sont des habitats semi-terrestres et semi-aquatiques, ou représentent parfois un interface entre les deux (Herzon et Helenius, 2008). Bien que certains travaux existent, ces IAE ont globalement été bien moins étudiées

Table 1.2 – Services écosystémiques des canaux et fossés : caractérisation de l'interaction entre végétation et services écosystémiques

| Dénomination | | | Interaction avec la végétation | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Service** | **IAE** | **Bénéficiaire** | **Biologique** | **Chimique** | **Physique** |
| Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées | Canal | Agriculteur et Société | x | | x |
| Stockage et restitution de l'eau bleue | Canal et fossé | Société | x | | x |
| Régulation des graines adventices | Canal et fossé | Agriculteur et Société | x | | x |
| Pollinisation des espèces cultivées | Canal et fossé | Agriculteur | x | | |
| Régulation des insectes ravageurs | Canal et fossé | Agriculteur et Société | x | | (x) |
| Atténuation des pesticides | Fossé | Société | x | x | |
| Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD | Fossé | Société | x | | x |
| Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion | Canal et Fossé | Agriculteur et Société | x | x | x |
| Structuration du sol | Canal et Fossé | Agriculteur | x | x | x |

que d'autres telles que les haies par exemple, et leur potentiel agro-écologique et écologique est beaucoup moins bien connu. Les fossés agricoles ont déjà fait l'objet de quatre revues de littérature (à notre connaissance) : (i) Needelman, Ruppert et Vaughan (2007) se sont focalisés sur la formation des sols des fossés et leur impact sur la qualité de l'eau (ii) Herzon et Helenius (2008) ont étudié leurs services écosystémiques en mettant en évidence la grande biodiversité des fossés (iii) Pierce, Kröger et Pezeshki (2012) se sont focalisés sur le management des réseaux de drainage et leurs effets sur l'atténuation des impacts négatifs de l'agriculture intensive (iv) Dollinger et al. (2015) ont étudié l'influence des typologies de maintenance sur les services écosystémiques, notamment l'atténuation des pesticides par les sols de fond de fossés. Les canaux d'irrigation ont fait l'objet d'un article de recherche par Aspe, Gilles et Jacqué (2016). Ils ont mis en lumière leur rôle en tant que régulateur de sécheresse et de crues, de recharge de la nappe et de corridor écologique. Ces cinq revues de littérature font émerger 9 services écosystémiques potentiellement rendus par ces infrastructures (classification EFESE), qui sont tous des **services de régulation** (voir Tableau 1.2).

Comme souligné précédemment, les fossés et canaux accueillent une grande **biodiversité** (Herzon et Helenius, 2008), notamment **végétale** (Figure 1.3). Cette végétation rend un grand nombre de services (Dollinger et al., 2015 ; Herzon et Helenius, 2008 ; Pierce, Kröger et Pezeshki, 2012), et à ce titre constitue un **déterminant biophysique** des services. Les services rendus reposent sur des interactions avec les flux de l'écosystème, qui peuvent être de trois types : (i) biologiques, (ii) chimiques (iii) physiques.

Les interactions biologiques englobent tous les processus liés aux interactions de la végétation avec le monde vivant. Ces interactions influencent les processus sous-tendant les services de régulation des insectes ravageurs, ou de pollinisation. Les interactions chimiques de la plante avec l'écosystème influencent des services tels que l'atténuation des pesticides par les sols (par exemple par sorption sur des fractions végétales) (Dollinger, 2016). Enfin, les interactions physiques reposent sur les propriétés architecturales, mécaniques et d'agencement des plantes. Ces propriétés (ou **traits**) influencent les services de structuration et de stabilisation du sol, de régulation des graines adventices, de stockage et transport de l'eau jusqu'aux plantes cultivées.

FIGURE 1.3 – Exemples de la biodiversité végétale des canaux et fossés : A) Patchs d'iris des marais en canal B) Mélange de fleurs de printemps en fossé C) Garance voyageuse en fossé D) Mélange de graminées en fossé

Un récapitulatif de l'influence de la végétation des canaux et fossés sur les différents services qu'ils rendent, en fonction de la nature de l'interaction, est présenté en Tableau 1.2.

Les liens entre biodiversité et fourniture de services écosystémiques, bien qu'ils aient été établis, sont encore difficiles à quantifier et à évaluer (Kremen, 2005 ; Mace, Norris et Fitter, 2012). Alors que le rôle des plantes dans la fourniture des services biologiques et chimiques des linéaires de bordure de champ a été étudié dans de nombreux travaux (par exemple Bennett et al. (2005), Dollinger (2016), Girma, Rao et Sithanantham (2000), Moore et al. (2010) et Pisani Gareau et Shennan (2010)), il semble que les **interactions physiques** des processus de transport avec la végétation aient rarement été traitées de manière simultanée dans le cadre de l'évaluation de services. C'est pourquoi les travaux de thèse se concentreront sur les services de transport de l'eau jusqu'aux plantes cultivées, restitution de l'eau bleue, régulation des graines adventices, stabilisation des sols et contrôle de l'érosion (Figure 1.4). Du fait de l'interaction de l'homme dans ces écosystèmes (fossé et canal) par les pratiques d'entretien, et des spécificités des canaux et fossés impliquant des interactions entre végétation et processus de transport, les disciplines mobilisées seront en particulier l'agro-écologie, définie précédemment, et l'éco-hydraulique. L'éco-hydraulique constitue une discipline parfois inclue dans l'éco-hydrologie, située à la frontière entre l'écologie (échelle de l'individu, de la population et de la communauté), et l'hydraulique (Kemp et Katopodis, 2016).

Les paragraphes suivants sont une revue de la littérature existante sur les interactions physiques entre végétation et services étudiés. Ils cherchent notamment à mettre en évidence les liens entre traits des couverts et processus éco-hydrauliques, sur la base d'équations physiques, ou du moins mécanistes, lorsque la littérature en question est existante. Notons que la littérature concernée n'est pas propre aux IAE. En effet, les processus concernés peuvent se dérouler dans n'importe quel autre cours d'eau si les conditions hydrologiques, hydrauliques ou écologiques sont semblables.

#### Effet du couvert végétal sur les conditions hydrauliques locales

Un couvert végétal possède un coefficient de traînée opposé à l'écoulement de l'eau. Une loi de traînée quadratique peut être utilisée pour évaluer cette force de traînée $f$ (en considérant les plantes comme des cylindres rigides) (Equation 1.1) :

$$f = \frac{1}{2} \times C_d \times A \times \rho \times V_h^2 \tag{1.1}$$

avec $C_d$ le coefficient de traînée du couvert végétal, $A$ l'aire frontale définie par Nepf (2012a) par $A = Diam \times h_p$ $[L^2]$ en considérant que les plantes soient des cylindres de diamètre $Diam$ $[L]$ et de hauteur $h_p$ $[L]$, $\rho$ étant la densité de l'eau $[M.L^{-3}]$ et $V_h$ la vitesse moyenne $[L.T^{-1}]$.

Le coefficient $C_d$ est dépendant des propriétés de végétation tels que la forme de la plante et son diamètre (James et al., 2004), et de la densité du couvert (Li et Shen, 1973). $C_d$ considéré

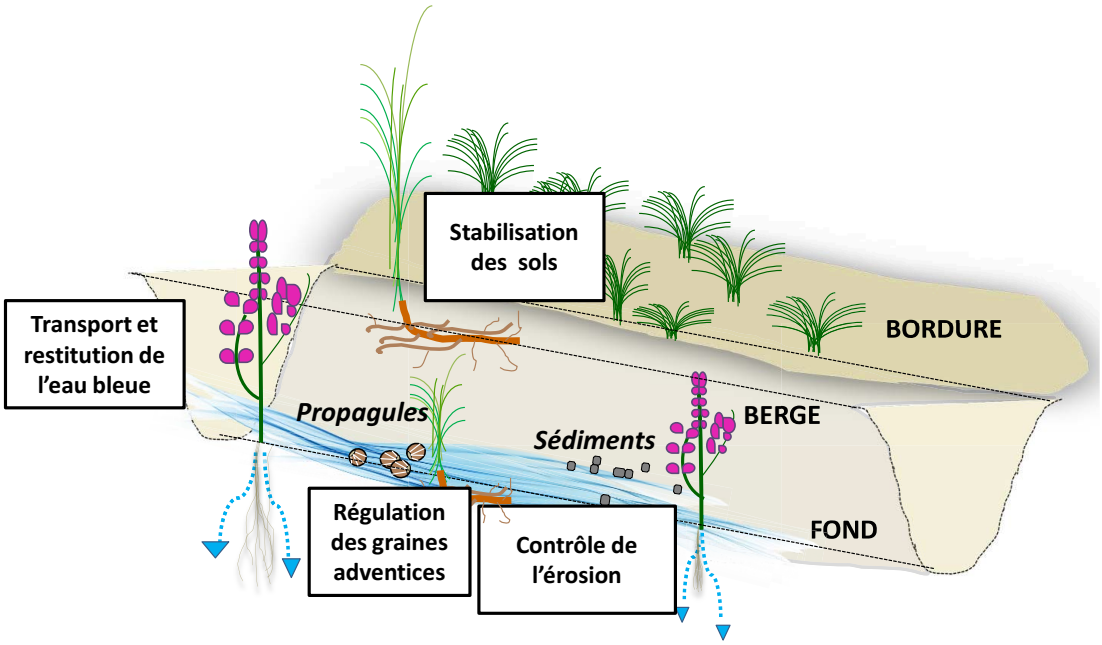
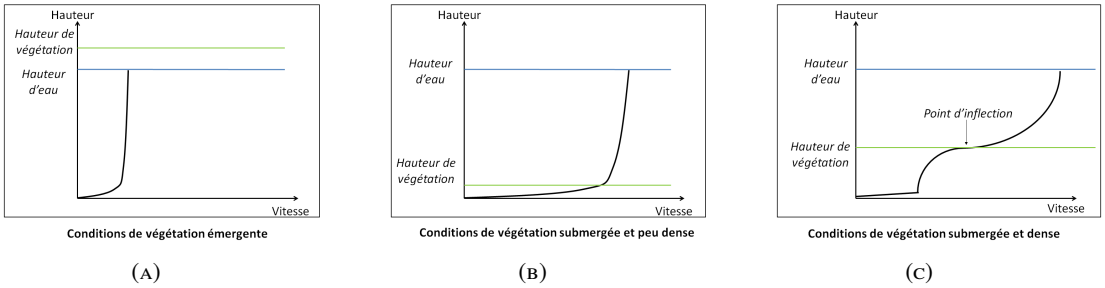



FIGURE 1.4 – Illustration des services éco-hydrauliques étudiés dans le cadre de la thèse




(A) (B) (C)

FIGURE 1.5 – Profils verticaux de la vitesse de l'écoulement dans un couvert émergent (A), dans un couvert submergé et peu dense (B), et dans un couvert submergé et dense (C)

| **Végétation émergente** | **Végétation submergée** | |
|---|---|---|
| Ecoulement déterminé par le gradient de potentiel entre le lit et la surface de l'eau | Ecoulement déterminé par le gradient de potentiel et le stress turbulent à la limite supérieure du couvert végétal | |
| | **Peu dense** $C_d a h_p < 0.04$ **Force de traînée due au lit > Force de traînée due à la végétation** | **Dense** $C_d a h_p > 0.1$ **Force de traînée due à la végétation > Force de traînée due au lit** |
| Profil de couche limite turbulente | Profil de couche limite turbulente | Zone de cisaillement à la limite supérieure du couvert végétal et point d'inflection |
| Turbulence limitée à l'échelle de la tige | Echelle de la turbulence limitée à l'échelle de la tige | Echelle de la turbulence à l'échelle de la tige et du couvert végétal |

TABLE 1.3 – Caractéristiques du champ des vitesses en cas de végétation émergente ou submergée

ici ne doit pas être confondu avec le coefficient de traînée individuel. NEPF (2012b) rappelle que pour des nombre de Reynolds (calculés à l'échelle de la tige) importants, il est acceptable de choisir un coefficient de traînée constant $C_d$ dont la valeur est comprise entre 0.7 et 1.5. Ce coefficient de traînée est souvent fixé à 1 lorsque l'on n'a pas de données pour l'estimer plus précisément. Au contraire, pour des faibles nombres de Reynolds, $C_d$ peut prendre des valeurs plus importantes et augmente lorsque le Reynolds diminue (TANINO et NEPF, 2008).

Les champs des vitesses sont hétérogènes dans un couvert végétal (NEPF, 2012a). Généralement, les études différencient les couverts émergents et submergés parce que le champ des vitesses moyen et la turbulence peuvent être de natures très différentes dans ces deux configurations (FINNIGAN, 2000 ; NEPF et VIVONI, 2000) (Figure 1.5). L'échelle de la turbulence est également dépendante des densités (Table 1.3). Les couverts peu denses sont ceux pour lesquels $C_d a h_p < 0.04$ et les couverts denses ceux pour lesquels $C_d a h_p > 0.1$ (BELCHER, JERRAM et HUNT, 2003 ; NEPF et al., 2007), $a$ représentant l'aire frontale du couvert par unité volumétrique $[L^{-1}]$.

En conditions émergées, la vitesse moyenne à l'intérieur de la végétation est toujours plus faible que dans un canal nu. Cependant, la végétation crée de façon concomitante une augmentation de la turbulence. La production de turbulence à l'intérieur du couvert est plus importante que celle due à la friction du lit, et ainsi la turbulence totale ne peut pas être prédite qu'à partir de la vitesse de cisaillement au fond (Nepf, 2012b), comme c'est souvent fait pour les études en canal nu.

En conditions submergées, deux configurations principales sont possibles (Nepf, 2012b) (Figure 1.5). Si le couvert est peu dense, le profil des vitesses a la forme d'une couche limite turbulente. Dans ce cas, l'intensité de la turbulence augmente avec la densité de végétation (Nepf, 2012a). Si le couvert est dense, le profil des vitesses a un point d'inflection comme observé sur la Figure 1.5. Quand la végétation est dense avec l'apparition d'un point d'inflection dans le profil des vitesses, des vortex à l'échelle du couvert sont susceptibles d'apparaître (Brown et Roshko, 1974). Il est possible de prédire la longueur de pénétration $\delta e$ de ces vortex de Kelvin-Helmholtz dans le couvert (Nepf et al., 2007). Cette longueur de pénétration $\delta e$ décroit avec une densité croissante de tiges.

Pour la végétation flexible, la végétation peut se courber sous l'effet de la vitesse de l'eau. Ce phénomène de "reconfiguration" (Vogel, 1996) est dépendant de la vitesse de l'eau. Il faut noter que le degré de reconfiguration est dépendant de la vitesse de l'eau. Le profilage de la végétation avec l'augmentation de la vitesse est aussi susceptible de modifier le coefficient de friction à l'interface entre le haut du couvert et la couche d'eau "libre" (Aberle et Järvelä, 2013). Luhar et Nepf (2011a) et Chapman, Wilson et Gulliver (2015) ont proposé de prédire des coefficients de traînée pour des plantes avec différentes flexibilités. Dans des conditions réelles dans les canaux agricoles, la majorité de la végétation est flexible parce que composée de plantes aquatiques, herbacées et non-graminoïdes. A notre connaissance, pour le moment, aucune estimation des traits de flexibilité pour une communauté entière n'a été conduite, et la recherche généralement considère des plantes individuelles, malgré l'importance de la flexibilité du couvert pour estimer les conditions hydrauliques à des échelles spatiales plus importantes.

#### Résistance hydraulique causée par la végétation à l'échelle du bief

La résistance hydraulique à l'échelle du bief est généralement décrite par un coefficient de résistance, communément le Manning-Strickler, Darcy-Weisbach ou Chézy. Notons qu'un bief, dans le cadre de ces travaux, est une portion de canal ou fossé aux propriétés géométriques et au couvert végétal supposés homogènes (voir Lagacherie et al. (2006)). Nikora et al. (2008) rappellent que les coefficients de résistance dépendent en grande partie des propriétés de végétation. Beaucoup de formules permettant de prédire les coefficients de résistance à partir des propriétés de végétation ont été développées (voir Tableau 1.4). Ces formules reposent principalement sur les traits suivants, déterminés à l'échelle du bief : hauteur moyenne du couvert $h_p$, coefficient de traînée $C_d$, diamètre des tiges $Diam$, densité des tiges $Density$,

| **Source** | **Equation pour le coefficient de résistance $n$ (Manning)** | **Caractéristiques de la végétation** | **Commentaires** |
|---|---|---|---|
| James et al., 2004 | $\frac{1}{f} = \sqrt{\frac{1-\frac{Density \pi Diam^2}{4}}{\frac{F_{dw}}{8}+C_d \frac{1}{2} Density H Diam} gH}$ and $\frac{F_{dw}}{8} = \frac{gn^2}{H^{1/3}}$ and $V = \frac{1}{f}\sqrt{i}$ | Végétation émergente<br>— Rigide et flexible | **Paramètres de plante :** $C_d$,$Diam$,$Density$ |
| Kouwen, Unny et Hill, 1969 ; Kouwen et Unny, 1973 | $\sqrt{\frac{8}{F_{dw}}} = C_1 \ln\left(\frac{1}{B}\right) + C_2$ and $n = R^{1/6}\sqrt{\frac{F_{dw}}{8g}}$<br>avec $C_1$ and $C_2$ des coefficients dépendant respectivement de la rigidité et de la densité du couvert | Végétation submergée<br>— Flexible<br>— Couvert homogène | "Law of the wall", profil de vitesse logarithmique au dessus de la végétation<br>**Paramètres de plantes :** $C_1$,$C_2$,$B$ |
| Baptist et al., 2007 | $n = \frac{H^{1/6}}{\sqrt{\frac{2g}{f_v}} + \frac{\sqrt{g}}{K} \ln\left(\frac{H}{h_p}\right)}$ | Végétation submergée<br>— Rigide | **Paramètres de plantes :** $h_p$ |
| Yang et Choi, 2010 | $n = \frac{H^{1/6}}{\sqrt{\frac{2g}{f_v}} + \frac{1}{K}\sqrt{\frac{g(H-h_p)}{H}}\left[C_u \ln\left(\frac{H}{h_p}\right) - \left(\frac{H}{h_p}-1\right)\right]}$<br>with :<br>— $C_u = 1$ avec densité $\leq 5m^{-1}$<br>— $C_u = 2$ avec densité $> 5m^{-1}$ | Végétation submergée | Approche à 2 couches<br>**Paramètres de plantes :** $h_p$,$C_u$ |
| Green, 2005a ; Green, 2005b ; Nepf, 2012b | For $B = 1$ :<br>$n\left(\frac{g^{1/2}}{KH^{1/6}}\right) = \sqrt{\frac{C_d a H}{2}}$<br>For $B < 1$ :<br>$n\left(\frac{g^{1/2}}{KH^{1/6}}\right) = \sqrt{\frac{C^*}{2}}(1-B)^{-3/2}$ | Végétation submergée<br>— Flexible<br>— Couvert non-uniforme | Implique des mesures multiples de sections<br>**Paramètres de plantes :** $a$,$B$,$C^*$ **ou** $C_d$ |

Table 1.4 – Exemples d'expressions analytiques pour le coefficient de résistance $n$

aire frontale par unité volumétrique $a$, facteur de blocage $B$ ($B = wh_p/WH$ avec $w$ la largeur du patch de végétation, et $W$ la largeur du bief (bief rectangulaire) et $H$ la hauteur d'eau).

La recherche sur la résistance causée par la végétation dans les cours d'eau s'est fortement développée sur les 10 dernières années. Premièrement, Luhar, Rominger et Nepf (2008) ont souligné que dans les cours d'eau naturels, l'architecture de la végétation submergée était de faible importance pour prédire le coefficient de résistance. C'est d'ailleurs pourquoi Rubol, Ling et Battiato (2018) ont pu modéliser cette résistance en la représentant comme un milieu poreux. Luhar et Nepf (2013) ont montré que la description individuelle de tous les patches avec leurs propriétés respectives ne donnaient pas des résultats très différents d'une description moyenne des propriétés du couvert à l'échelle du bief. Selon Nikora et al. (2008), le facteur de blocage $B$ est le paramètre qui a la meilleure capacité explicative pour déterminer les 3 coefficients de résistance Manning-Strickler, Darcy-Weisbach ou Chezy. Le facteur de blocage $B$ est aussi décrit comme un prédicteur important par Green (2005b) et Luhar, Rominger et Nepf (2008). La relation entre le coefficient de résistance et $B$ a été reportée comme non-linéaire par un certain nombre d'auteurs (Nepf, 2012a ; Nikora et al., 2008 ;

Vinatier, Bailly et Belaud, 2017). Nikora et al. (2008) ont interprété cette non-linéarité comme une conséquence de la décroissance de la contribution du fond de canal à la résistance totale avec l'augmentation de la quantité de végétation, et suggèrent que les formules linéaires sont généralement peu pertinentes. Par ailleurs, en conditions émergées, Fathi-Maghadam et Kouwen (1997) ont montré que la forme et la distribution de la végétation sont des mauvais prédicteurs des équations de résistance et mettent en lumière le rôle de la densité. Aberle et Järvelä (2013) montrent que la densité et la capacité de reconfiguration sont les propriétés les plus importantes à étudier pour déterminer la résistance. Ceci a été inféré empiriquement dans Bailly et al. (2015).

Pour résumer, ces études sur le lien entre traits de végétation et coefficient de résistance à l'échelle du bief suggèrent que la description précise des traits de végétation inter-patch, ou de l'architecture de la végétation, ne sont pas nécessairement pertinents pour décrire les composantes moyennes de l'écoulement. Le facteur de blocage $B$ est le plus souvent cité comme le meilleur prédicteur pour les coefficients de résistance.

Concernant la modélisation des écoulements dans un réseau, il semble que la résolution la plus pertinente soit celle du bief (Nepf, 2012a). C'est donc l'approche qui devrait être choisie pour la considération des propriétés de végétation, bien qu'en pratique peu de modèles considèrent explicitement la rugosité engendrée par les propriétés de végétation et sa spatialisation à l'échelle d'un réseau entier. Quand cela est fait, la relation entre paramètres de végétation et résistance est grandement simplifiée comme dans Doncker et al. (2009) or Bertoldi et al. (2014) qui considèrent une relation empirique simple entre biomasse et coefficient de résistance.

#### Effet de la végétation sur le transport et le dépôt de sédiments

Il est généralement considéré que la présence de végétation est associée à une sédimentation accrue dans les rivières et les canaux artificiels (Abt, Clary et Thornton, 1994 ; Cotton et al., 2006 ; Leonard et Luther, 1995 ; López et García, 1998), et avec une réduction du transport par charriage (Kothyari, Hashimoto et Hayashi, 2009). Cependant, quelques chercheurs ont observé le contraire. Par exemple, Katwijk et al. (2010) ont observé une sédimentation nette négative dans des patches de végétation peu denses en comparaison à un canal nu.

Pour comprendre plus en profondeur les interactions entre transport de sédiments et végétation, Nepf (2012a) rapportent que le transport de sédiments est lié à la fois à la contrainte appliquée sur le fond du canal, comme pour le transport de sédiments en canal nu, mais est également lié au profil de turbulence de l'écoulement. Ainsi, Luhar, Rominger et Nepf (2008) rappellent que dans les couverts peu denses, la turbulence demeure élevée près du fond, alors qu'elle est significativement réduite lorsque le couvert est dense. Pour les couverts pour lesquels $C_d a h_p < 0.1$, la resuspension est en fait du même ordre de grandeur que lorsque le canal est nu. En d'autres mots, un couvert sous ce seuil a une influence limitée sur la rétention de sédiments. Moore (2004) a même noté une érosion accrue dans ces conditions due à

l'augmentation de la turbulence à l'échelle des tiges. Pour les couverts au-dessus de ce seuil, nous avons vu dans les paragraphes précédents que l'échelle de pénétration $\delta e$ des vortex Kevin-Helmholtz était dépendante de la densité des tiges. Dans ce cas, plus la densité est importante, plus l'effet de masquage entre tiges adjacentes est important. Ainsi, le bas du couvert est protégé du stress turbulent causé par les vortex Kevin-Helmholtz et le transfert de quantité de mouvement est extrêmement réduit au niveau du fond. Concernant la contrainte appliquée au fond, elle est généralement réduite en présence de végétation (Nepf, 2012a), mais les méthodes pour la caractériser sont encore un sujet de controverses (Nepf, 2012a ; Yang, Kerger et Nepf, 2015). Récemment, Yang, Kerger et Nepf (2015) ont présenté une formule pour estimer la contrainte de cisaillement en présence de végétation, mais seulement pour des couverts avec des aires frontales par unité volumétrique $a$ de plus de 4.3 $m^{-1}$. Dans ces conditions, ces auteurs considèrent que le diamètre de la tige est un paramètre déterminant pour la contrainte de cisaillement, indépendamment de la densité de plantes.

Nepf (2012a) et Solari et al. (2016) reportent qu'il n'existe pas de modèle général pour le transport de sédiments dans les canaux végétalisés. Premièrement, la plupart des modèles développés pour les biefs nus sont basés uniquement sur des estimations de la contrainte de cisaillement appliquée au fond. Or, comme expliqué précédemment, la contrainte de cisaillement au fond en présence de végétation est difficile à calculer (Nepf, 2012a ; Yang, Kerger et Nepf, 2015). Deuxièmement, comme la turbulence est citée comme un paramètre influent pour la resuspension et le transport dans certaines conditions, la contrainte de cisaillement au fond n'est probablement pas suffisante pour appréhender pleinement l'effet de la végétation sur le transport sédimentaire (Vollmer et Kleinhans, 2007).

A l'échelle du réseau, en ce qui concerne le transport par charriage, des travaux ont été menés afin de prendre grossièrement en compte l'effet de la végétation sur la morphologie des lits dans les cours d'eau naturels (Bertoldi et al., 2014 ; Li et Millar, 2011). Ces auteurs ont pris en compte l'effet de la végétation sur la réduction de la contrainte de cisaillement en introduisant une valeur différente pour la contrainte de cisaillement critique $\tau_r$, qui prend en compte la présence de végétation.

La complexité du transport sédimentaire en présence de végétation nécessite d'explorer des approches plus empiriques, et notamment celles développées dans le cadre de la recherche sur l'effet des bandes enherbées. Grâce à ces études, nous savons que l'efficience de la rétention est plus importante lorsque la bande n'est pas submergée (Barfield, Tollner et Hayes, 1979 ; Dillaha et al., 1989). Le modèle dit de "Kentucky" (Barfield, Tollner et Hayes, 1979 ; Hayes, Barfield et Barnhisel, 1979 ; Hayes, Barfield et Barnhisel, 1984 ; Tollner et al., 1977 ; Tollner et al., 1976) a été largement utilisé depuis 40 ans (voir Lambrechts et al. (2014) et Munoz-Carpena, Parsons et Gilliam (1999)) pour modéliser la filtration des sédiments dans les aires enherbées. Ce modèle développé pour les aires agricoles a des limitations parce qu'il exige un haut niveau de paramétrisation (Gumiere et al., 2011), et a été calibré avec des diamètres de particules intermédiaires (Deletic, 2005) et de fortes concentrations en sédiments (30 à 100 $g.L^{-1}$). Plus récemment, Deletic (2001) a proposé un nouveau modèle développé pour de faibles concentrations en sédiments (en dessous de 5

$g.L^{-1}$). Gumiere et al. (2011) ont reporté dans leur revue qu'aucun paramètre de la bande enherbée pris indépendamment n'avait d'effet significatif sur l'efficience de rétention. Ils suggèrent donc que la rétention est un effet combiné de différents facteurs liés à l'hydraulique, aux caractéristiques des sédiments et de la bande enherbée. Ils ont aussi souligné le manque de modèle de complexité intermédiaire pour simuler l'efficience de rétention dans les bandes enherbées. Enfin, Lecomte (1999) a montré que la localisation de la bande enherbée à l'échelle du bassin versant était plus importante que les caractéristiques locales des filtres. Notons cependant que l'analogie entre filtres végétalisés et végétation des fossés et canaux agricoles est limitée parce que la végétation est rarement submergée dans les bandes alors qu'elle l'est fréquemment dans les fossés et canaux.

**Effet de la végétation sur le transport de graines**

L'hydrochorie (dispersion de diaspores, principalement des graines, par l'eau) joue un rôle majeur dans les écosystèmes des cours d'eau naturels et semi-naturels puisqu'elle structure en partie la distribution spatiale des plantes (Favre-Bac et al., 2016 ; Favre-Bac et al., 2014 ; Favre-Bac et al., 2017 ; Merritt et Wohl, 2002 ; Nilsson et al., 1994 ; Skoglund, 1990 ; Soomers et al., 2010). Traditionnellement, le transport de graines distingue le transport flottant et non-flottant. Comme pour les sédiments, les graines peuvent être transportées par charriage, dans la colonne d'eau ou en surface (Carthey et al., 2016). Les principaux facteurs expliquant l'entraînement de graines, le transport et le dépôt sont l'hydraulique, les caractéristiques morphologiques du bief et la micro-rugosité (c'est-à-dire tous les composants du canal, végétation inclue), et les traits spécifiques des propagules (Chambert et James, 2009 ; Cunnings, 2013 ; Merritt et Wohl, 2002).

Pour les graines non-flottantes, Gurnell (2007) a établi qu'il y avait une analogie entre le transport de sédiments et de graines. Comme confirmé par l'expérience menée par Chambert et James (2009), les principaux facteurs explicatifs pour l'entraînement et le dépôt sont la vitesse de sédimentation et la contrainte de cisaillement critique nécessaire à l'entraînement. C'est pourquoi la vitesse de l'écoulement a parfois été reportée comme un facteur explicatif pour la magnitude de l'entraînement des graines (Andersson, Nilsson et Johansson, 2000 ; Merritt et Wohl, 2002).

Pour les graines flottantes la vitesse moyenne est de moindre importance que la vitesse de surface (Soomers et al., 2010). Les phénomènes hydrodynamiques à la surface de l'eau (Defina et Peruzzo, 2010) et les champs des vitesses à la surface (Merritt et Wohl, 2002) sont les facteurs prépondérants pour expliquer le transport. Dans ce contexte, la végétation émergée est considérée comme un milieu poreux modifiant les champs des vitesses (Defina et Peruzzo, 2010), et la présence de végétation est susceptible de créer des recirculations ou des tourbillons associés en général avec des taux de rétention importants (Merritt et Wohl, 2002 ; Nilsson, Gardfjell et Grelsson, 1991). Defina et Peruzzo (2010) ont résumé les 4 principaux mécanismes gouvernant les interactions plante-graine dans un canal artificiel : l'effet "Cheerios", c'est-à-dire quand une graine est attirée par le ménisque autour d'une

tige en raison des forces de tension à la surface (Vella et Mahadevan, 2005), l'impaction inertielle quand une collision entre une graine et une plante résulte en un changement de direction de la graine, le piégeage faible lorsque la graine est temporairement piégée dans la zone de recirculation derrière une tige et le piégeage "filet" quand les plantes forment un filet retenant la graine. Ces effets peuvent être augmentés dans le cas de regroupements de graines (Defina et Peruzzo, 2010). A de faibles vitesses, l'effet Cheerios est important mais il disparaît progressivement quand les phénomènes de diffusion turbulente augmentent (Defina et Peruzzo, 2010). Quand la densité est forte, le piégeage "filet" augmente (Defina et Peruzzo, 2010). Ce dernier dépend également largement de l'architecture du type végétal peuplant le bief.

En conditions au champ, les graines peuvent parcourir des centaines de mètres en quelques jours (Beltman, Broek et Vergeer, 2005 ; Soomers et al., 2010). Ces graines sont retenues dans les rugosités ou la végétation. Cependant, en conditions réelles, l'effet de la végétation est relativement difficile à isoler. En effet, des expériences ont montré l'importance des structures hydrauliques telles que ponceaux ou buses dans le dépôt de graines et la structuration des communautés végétales (Beltman, Broek et Vergeer, 2005 ; Soomers et al., 2010).

La forme du noyau de dispersion dans les canaux végétalisés est généralement décrite comme leptocurtique avec une longue queue de dispersion, ou au moins avec une forme gaussienne ou négative exponentielle (Andersson, Nilsson et Johansson, 2000 ; Hampe, 2004 ; Johansson et Nilsson, 1993 ; Riis et Sand-Jensen, 2006). Les modèles prédisant les noyaux de dispersion dans les écosystèmes réels sont relativement rares et généralement dédiés aux rivières (Groves et al., 2009). Les modèles dédiés aux rivières peuvent être extrapolés dans des canaux avec des écoulements rapides, mais sont moins pertinents pour des fossés aux écoulements lents, parce que Soomers et al. (2010) ont montré que les caractéristiques de l'écoulement ont moins d'importance pour le transport de graines dans ce deuxième cas. Les seuls modèles mécanistiques développés sont 1D (Cunnings, 2013 ; Groves et al., 2009), et fonction de la vitesse de l'écoulement (Groves et al., 2009) ou basés sur les formalismes de l'advection-dispersion avec des aires de stockage basées tout au long du cours d'eau (Cunnings, 2013). Cependant, il a été montré qu'ils ne reproduisaient pas bien la queue du noyau de dispersion (Cunnings, 2013 ; Groves et al., 2009) parce que celui-ci était affecté par un certain nombre de facteurs non-considérés explicitement par les modèles, comme l'hétérogénéité du couvert de végétation tout au long du canal. Par conséquent, ces modèles peuvent prédire la magnitude du noyau de dispersion sur la base des caractéristiques de l'écoulement mais ne peuvent pas reproduire les "pics secondaires de dépôt" (Portnoy et Willson, 1993) de la queue du noyau de dispersion. Or, la forme de cette queue est réellement importante pour modéliser précisément les dynamiques de dispersion.

#### Effet de la végétation sur la stabilisation des berges

Les plantes des canaux et fossés agricoles ont des systèmes racinaires qui se développent la plupart du temps sur le sol du bord ou du fond (excepté pour certaines plantes flottantes qui

n'ont pas de racines fixées dans le sol). Les herbacées et la plupart des monocotylédones ont des systèmes racinaires fibreux, et les dicotylédones ont généralement des racines pivotantes, sur lesquelles d'autres racines peuvent parfois se développer. Au delà de cette différenciation grossière, il est possible de trouver dans les espèces peuplant les canaux et fossés un gradient de différents systèmes racinaires, différant par leur longueur, profondeur, diamètre, architecture, embranchement et distribution spatiale. Ces traits racinaires influencent grandement la stabilisation du sol du fond et des berges. Dans les canaux et fossés agricoles, l'affaissement d'une berge peut fournir de grandes quantités de sédiments en suspension dans le réseau (Pollen-Bankhead et Simon, 2009) et réduire drastiquement la capacité hydraulique du canal, ce qui peut être à l'origine de curages plus fréquents, pratique délétère à court-terme pour l'ensemble des services éco-hydrauliques puisqu'elle laisse les sols nus.

Un grand nombre de traits racinaires ont été reportés comme ayant une influence sur la limitation des taux d'érosion des berges, et sur leur renforcement. Parmi ces traits, la densité racinaire (*RD*) (De Baets et al., 2006), la densité des racines par rapport à leur longueur (*RLD*) correspondant à la longueur cumulée de racines par unité de sol (De Baets et al., 2006), la biomasse racinaire (Pollen-Bankhead et Simon, 2010), la distribution du diamètre des racines (Pollen-Bankhead et Simon, 2009), l'architecture (Mamo et Bubenzer, 2001), ont été reportés comme ayant un effet sur le renforcement. Il a été montré que le volume de sol érodé était une exponentielle négative du *RLD* (De Baets et al., 2006 ; Pollen-Bankhead et Simon, 2010). En raison de cette non-linéarité, il semblerait qu'il existe un seuil de *RLD* au dessus duquel une augmentation de RLD a peu d'effet sur le volume de sol érodé. Ce seuil est environ à 50 $km_{racines}.m_{sol}^{-3}$ pour *Panicum virgatum* et environ à 400 $km_{racines}.m_{sol}^{-3}$ pour un mélange de *Lolium sp* et *Festuca sp* (De Baets et al., 2006). Ces différences peuvent être expliquées par des divergences en termes de propriétés de végétation (particulièrement les distributions des diamètres), mais aussi par des différences dans les conditions expérimentales. La forme négative exponentielle observée entre *RLD* et le taux de détachement a amené De Baets et al. (2006) à proposer une formule exponentielle et une fonction "hill curve" pour cette relation avec l'obtention de bons coefficients de corrélation. Dans Zhang et al. (2013), bien qu'ils aient trouvé une corrélation entre *RD* et taux de détachement, ils n'ont pas trouvé d'association significative entre *RD* et contrainte de cisaillement critique, ce qui pourrait laisser supposer que celle-ci est plus liée aux conditions de surface, et notamment à la biomasse au dessus du sol qu'aux traits racinaires (Mamo et Bubenzer, 2001).

Les systèmes racinaires fibreux, et spécialement les herbacées aux racines fines ou de type fibrille (Li, Zhu et Tian, 1991), sont considérés comme plus efficients que les racines-pivots (Zhang et al., 2013), pour augmenter la résistance du sol. La littérature technique sur le renforcement des berges conseille de semer les berges avec de la végétation pérenne et aux racines fibreuses comme *Festuca sp, Lolium sp* ou *Trifolium sp, Elymus sp, Carex sp, Potentilla sp, Mentha sp* (APEL, 2015) ou *Tripsacum dactyloides* (Ghestem, Sidle et Stokes, 2011). Cependant, selon Reubens et al. (2007), il semble que pour la stabilisation des berges, un ancrage profond et une bonne quantité de racines latérales, par exemple fournies par des dicotylédones, seraient plus effectives que seulement des racines fibreuses.

Ghestem, Sidle et Stokes (2011) ont aussi mis en lumière l'importance de considérer les macropores, i.e. les pores de large diamètre (autour de 30 $\mu$m et plus), généralement d'origine biotique, dans les mécanismes gouvernant la stabilité des terrains en pente. En effet, une importante convergence de réseaux de macropores ou de tunnels sans issues peuvent générer une pression importante à l'intérieur de ces macropores et déstabiliser les berges. L'orientation des racines est aussi de grande importance. Les plantes à système racinaire profond réussissent généralement mieux à détourner l'eau des zones instables. Cependant, des systèmes racinaires fibreux et peu profonds, si bien développés, peuvent aider à dissiper la pression qui se concentrerait autrement en un nombre moins important de localisations (Ghestem, Sidle et Stokes, 2011). Par exemple, Ide et al. (2010) ont montré que de grandes densités de racines de bambous et rhizomes permettaient à une plus grande portion de l'eau d'être infiltrée.

Certains modèles ont été développés pour prédire le renforcement mécanique potentiel des systèmes racinaires. Un des premiers modèles est celui de Wu, McKinnell III et Swanston (1979), et repose sur la force induite par les racines présentes dans le sol. RipRoot (Pollen et Simon, 2005) est un modèle basé sur un faisceau de fibres pour permettre de modéliser la casse progressive des racines, donnant ainsi une meilleure capacité de prédiction. Plus récemment, Pollen-Bankhead et Simon (2010) se sont appuyés sur BSTEM 5.1 (Simon et al., 2000) pour estimer les effets relatifs des renforcements mécaniques, hydrologiques et hydrauliques sur le "facteur de sécurité" (capacité de portance pour les berges).

## 1.3 Positionnement scientifique, objectifs et démarche de thèse

### 1.3.1 Positionnement scientifique

**Services écosystémiques** Dans ce travail de thèse, c'est en premier lieu la compréhension des processus et propriétés écologiques et biophysiques à l'œuvre pour la fourniture de services écosystémiques dans les réseaux de canaux et fossés qui retiendront mon attention. En effet, la gestion agro-écologique de ces réseaux dépend de cette capacité à comprendre les processus et donc à prédire l'évolution des propriétés de fossés et canaux dans le temps et dans l'espace. Comme souligné par Bennett, Peterson et Gordon (2009), une meilleure compréhension des phénomènes sous-jacents aux services est une condition pour pouvoir appréhender les synergies et antagonismes entre services. C'est pourquoi j'ai choisi d'accorder une grande importance dans cette thèse aux processus biophysiques et écologiques, finalement peu caractérisés dans les fossés et canaux à l'échelle du réseau, en dehors des aspects strictement hydrauliques et hydrologiques. En deuxième lieu, les agrosystèmes se caractérisant par l'importance de l'action de l'Homme sur l'écosystème, il parait crucial d'appréhender et de quantifier la potentialité de ces actions à modifier les propriétés de l'écosystème. La compréhension de l'effet des pratiques d'entretien sur les dynamiques et propriétés écologiques, et donc sur les services indirectement, sera donc un autre aspect important de ma thèse. En revanche, compte tenu de l'importance des travaux précédemment cités, le travail

de thèse se limite à identifier des services potentiels et ne vise pas à identifier les groupes de bénéficiaires dans les zones étudiées (même si nous en connaissons la typologie), et ne cherche pas à évaluer le bénéfice qu'ils tirent de ces services de façon effective.

**Pluridisciplinarité** La large palette de disciplines mobilisées pour mener à bien ce travail (notamment les suivantes : hydraulique, hydrologie, écologie végétale, écologie spatiale, agronomie) s'est imposée en raison du sujet de la thèse : les canaux et fossés sont des objets du paysage à vocation hydraulique, peuplés d'une composante biotique importante, et influençant significativement l'hydrologie et l'écologie de l'agrosystème entier. Ce travail pluridisciplinaire répond également à l' "injonction" d'évaluer des "bouquets" de services écosystémiques, et d'appréhender cet objet d'étude le plus exhaustivement possible. Il est dans tous les cas difficile de se positionner et d'être pertinent dans un contexte de pluridisciplinarité, puisque l'on doit à la fois rester dans les " codes disciplinaires " et rendre cohérentes des conclusions et méthodes tirées de différentes disciplines (Bühlera, Cavaillé et Gambino, 2006). Si ce travail mobilise ces cinq disciplines, il n'en demeure pas moins que la posture principale de ce travail reste celle de l'agronome, cherchant à "améliorer" l'agrosystème pour le transformer en un "agro-éco-système" s'appuyant sur des services écosystémiques. C'est pour cette raison que les sciences écologiques sont utilisées majoritairement dans cette thèse sous leur angle " déterministe ". En effet, l'écologie spatiale ne sera manipulée qu'au travers de la théorie de la niche fondamentale au sens d'Hutchinson, c'est-à-dire de toutes les conditions abiotiques rendant possible l'établissement des espèces. Le rôle fonctionnel des espèces, c'est-à-dire les notions de compétition, de positions des espèces au sein de chaînes trophiques ne seront pas abordées.

**Représentation "physique" de la végétation** L'état de l'art a établi que les interrelations de la plante avec les processus sous-jacents aux services des canaux et fossés pouvaient être d'ordre biologique, chimique et physique. Or, les interrelations d'ordre biologique et chimique ont déjà été abordées dans d'autres travaux sur les fossés ou canaux et les effets des traits morphologiques des couverts ont été peu abordés. Par ailleurs, ces interrelations physiques dépendent de logiques temporelles différentes des processus biologiques ou chimiques (résultent principalement d'événements courts, contrairement aux processus biologiques ou chimiques).

En deuxième lieu, je pars dans cette thèse du postulat que la structure spatiale particulière des propriétés des fossés et canaux influence la fourniture de services écosystémiques (et donc qu'il existe un lien " structure-fonction " dans l'écosystème). Il a été établi dans l'état de l'art qu'une grande partie de la variabilité de cette structure s'expliquait par les dynamiques des traits des communautés végétales, évoluant au gré des saisons, pratiques, années,. . . Les traits particuliers de ces communautés influencent les écoulements en créant une résistance ou un obstacle, mais aussi d'autres processus tels que la dispersion de propagules ou le transport de sédiments. M'intéressant à ces processus en lien avec le transport hydraulique, je me suis donc concentrée sur la formalisation de la végétation en objets mobilisable dans

les autres disciplines et la simplification de la structure spatiale de la composante végétale et des propriétés pertinentes à considérer pour caractériser les processus précédemment cités.

**Echelles spatiales** Les phénomènes et propriétés étudiés dans le cadre de cette thèse à l'échelle des réseaux de canaux et fossés entretiennent des liens particuliers avec l'espace. En premier lieu, plusieurs échelles interagissent dans ces réseaux. De l'échelle de la plante à celle de la communauté végétale, ou des propriétés morphologiques " micro-échelle " des canaux et fossés à l'échelle du bief puis du réseau, la présence de la composante hydraulique impose d'instruire des liens entre ces différentes échelles. Si l'état de l'art a permis de mettre en évidence une certaine congruence spatiale entre l'échelle d'entretien des réseaux de canaux et de fossés, et les paramètres nécessaires à toute modélisation hydraulique (congruence à l'échelle du bief), il n'en demeure pas moins que les propriétés écologiques sont rarement caractérisées à cette échelle. En effet, un des principaux verrous relevé par l'état de l'art est de transcrire les données que nous avons sur les plantes à une échelle locale, ou bien que nous avons sur les dynamiques des plantes à l'échelle du réseau, en des variables utiles à la modélisation hydraulique à l'échelle du bief, et ce pour un réseau entier.

En deuxième lieu, cette échelle du réseau - concordant d'ailleurs avec celle du paysage, la "méso-échelle", ou l'échelle des bassins versants, est finalement rarement choisie pour l'étude des services écosystémiques, les études de plus grande étendue et grande résolution étant généralement favorisées. Cette échelle du petit bassin versant étant celle la plus appropriée pour appréhender une gestion intégrée du réseau, il parait pertinent de chercher à mettre en évidence synergies et antagonismes entre services à cette échelle, et de chercher à repérer si le réseau présente des zones d'action prioritaires pour optimiser les services.

**Modélisation** Une approche spatialisée et dynamique capable de tester différents scénarios de gestion parait s'imposer aujourd'hui comme une nécessité pour l'évaluation des services écosytémiques des agrosystèmes. La formalisation d'un objet d'étude et sa transcription en modèle, quelle que soit sa forme ou son niveau de complexité, nécessite une profonde compréhension des processus qui s'y déroulent et des liens entre ces processus. Ayant établi par l'état de l'art que la composante hydraulique était fondamentale pour la compréhension des autres processus que j'étudie dans les réseaux de fossés et canaux, il parait intuitif de chercher à utiliser les connaissances et modèles existants pour représenter au mieux cette composante hydraulique à l'échelle du réseau. Ceci est facilité par le fait que l'hydraulique a souvent été étudiée à l'échelle du bief et des bassins versants. Cette modélisation hydraulique se traduit par des approches physiques et mécanistes, basées sur des équations établies et calibrées de longue date par la communauté scientifique. Notons que malgré la robustesse de ces équations, elles reposent sur des hypothèses simplificatrices qui sont rarement rappelées, voir tout bonnement oubliées, et qui limitent aujourd'hui les possibilités de généricité et de couplage avec des modèles d'autres disciplines. A l'opposé de cela, les approches proxys proposent des approches spatialisées simples reposant par exemple sur des cartes d'occupation du sol. Ce sont souvent les approches choisies lorsque le chercheur est limité par la complexité et la

diversité de l'objet d'étude. Elles sont aujourd'hui remises en question pour leur pertinence pour l'évaluation des services écosystémiques mais présentent l'avantage de reposer sur des hypothèses simples et transparentes, bien moins soumises aux incertitudes liées aux structures de modèles et à la paramétrisation d'équations. Le positionnement de cette thèse se trouve donc à mi-chemin entre ces deux approches, favorisant une approche à base physique pour la modélisation hydraulique, souhaitable dans le sens qu'elle représente explicitement les processus, mais se limitant à des " proxys " de services en ce qui concerne les autres processus étudiés.

### 1.3.2 Objectifs scientifiques et démarche

La végétation des canaux et fossés est impliquée dans de nombreux services, notamment éco-hydrauliques, par le biais d'interactions physiques avec le milieu. Cette végétation est un élément-clé pour l'étude des processus biotiques (dispersion de propagules) et abiotiques (transport de l'eau en surface et dans le sol, transport de sédiments, érosion) se déroulant dans les réseaux de canaux et fossés. Ma principale hypothèse de travail est que les pratiques d'entretien visant à restaurer la capacité hydraulique des réseaux, modifient à court-terme et à moyen-terme la distribution et les traits des communautés végétales. Ces pratiques moduleraient donc l'expression des services éco-hydrauliques des réseaux de canaux et fossés.

**La thèse se propose de participer à la caractérisation de la relation entre pratiques d'entretien, propriétés de végétation et services dans les réseaux de canaux et fossés agricoles méditerranéens. Plus particulièrement, elle vise à répondre au questionnement suivant : Dans quelle mesure les pratiques d'entretien des canaux et fossés, en termes de typologie, mais également de temporalité et de localisation, modulent les services rendus par la végétation ?**

L'étude sera restreinte aux réseaux des agrosystèmes de type méditerranéen. Nous nous concentrerons également sur les services écosystémiques mobilisant une interaction physique entre la végétation et le transport hydraulique. Par ailleurs, nous nous focaliserons uniquement sur les effets des pratiques sur les traits de végétation et non pas sur les autres composantes du milieu (sol notamment).

Répondre à la question de recherche nécessite de mieux appréhender le chaînage " Pratiques - Végétation - Services " comme illustré dans la Figure 1.6. En raison de la nécessité de tester différents scénarios de pratiques dans le temps et dans l'espace pour répondre à cette question, je chercherai à m'appuyer sur un modèle spatialisé d'évaluation des services. Ce modèle devra modéliser l'impact des pratiques d'entretien sur les propriétés (ou les traits) de végétation, et prédire l'impact de ces propriétés de végétation sur les indicateurs de services.

Dans un premier temps, le manuscrit définit les contours de l'objet d'étude, ainsi que les concepts qui seront mobilisés. Cela s'accompagne de la nécessité d'évaluer le besoin en données/connaissances de la modélisation (Chapitre 2). Ce cadre va mettre en évidence le besoin de définir des indicateurs de services, mais également des variables de couplage,

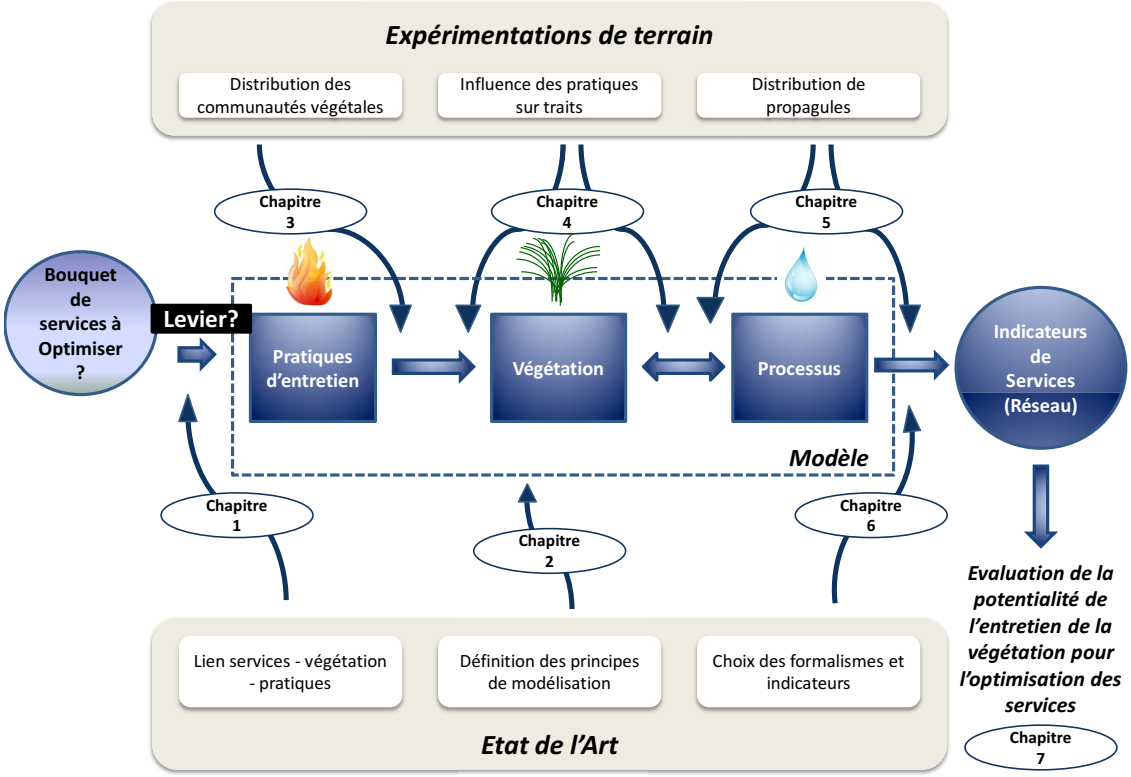



FIGURE 1.6 – Représentation schématique de la démarche scientifique mise en œuvre pour l'évaluation de la potentialité des pratiques d'entretien des fossés et canaux à modifier les propriétés de végétation en lien avec les services

nécessaires pour caractériser le lien " Pratiques - Végétation - Services ". Dans un second temps, il est nécessaire de comprendre quels sont les facteurs impliqués dans la répartition spatiale des espèces végétales à l'échelle du réseau en région méditerranéenne (Chapitre 3), et d'appréhender plus clairement l'impact des pratiques agricoles sur la modification des communautés végétales et de leurs traits à l'échelle du bief (Chapitre 4). L'état de l'art ayant révélé certaines lacunes dans la compréhension de l'implication de la végétation dans les processus abiotiques à l'échelle du bief, nous chercherons à mieux comprendre la nature des interactions de la végétation avec le transport hydrochore de propagules végétales (Chapitre 5) à l'échelle du bief, qui est l'échelle qui a été identifiée comme étant la plus pertinente en termes de gestion et de modélisation pour calculer des indicateurs hydrauliques spatialisés. Les chapitres 3, 4, 5, reposent sur des expérimentations de terrain. Enfin, les connaissances issues de l'état de l'Art (Chapitre 1), ainsi que les conclusions des expérimentations des chapitres 3, 4, 5, permettront de mettre en œuvre la démarche de modélisation à l'échelle d'un réseau (Chapitre 6 et Chapitre 7) selon le cadre conceptuel et technique défini au Chapitre 2. La figure 1.6 résume la démarche de thèse et l'agencement des différents travaux les uns avec les autres. Ce manuscrit de thèse repose en partie sur 3 articles soumis (Chapitres 3, 4, 5) dans différentes revues scientifiques, dont deux sont acceptés à ce jour. Les références de ces articles, ainsi que des autres travaux auxquels la thèse a contribué, sont présentées à la fin de ce manuscrit.

# Deuxième partie

# Matériels et Méthodes

# Chapitre 2

## Un modèle générique pour la simulation de l'impact de scénarios d'entretien sur les services éco-hydrauliques des fossés et canaux en zone méditerranéenne

## 2.1 Introduction

Le modèle conceptuel et informatique développé dans le cadre de cette thèse est une réalisation propre. C'est une représentation du fonctionnement du système canal ou fossé, l'action de l'Homme via les pratiques d'entretien étant appréhendée via ses impacts sur la structure biophysique du système. Le modèle vise à simuler des écoulements d'eau dans les canaux ou fossés, et à calculer des indicateurs révélateurs des services éco-hydrauliques en fonction de différentes pratiques d'entretien susceptibles de modifier les traits de végétation.

L'objectif de ce chapitre est de présenter les hypothèses de construction de ce modèle et d'en justifier les fondements. Trois principes ont guidé sa construction : la prise en compte des interactions entre végétation et processus hydrauliques et de transport associés (sédiments et propagules), la généricité, et la comparabilité de l'impact des scénarios d'entretien de la végétation sur les services éco-hydrauliques.

Deux terrains d'études de zone rurale méditerranéenne, le bassin versant du Bourdic (34) et le domaine du Merle (13) ont été identifiés afin d'appliquer les expérimentations de terrain et numériques. Ces zones d'étude se distinguent par la nature de leur réseau (réseau de fossés ou réseau de canaux).

## 2.2 Cadre conceptuel, hypothèses de construction du modèle et principes fondamentaux

### 2.2.1 Cadre d'analyse pour l'évaluation des services écosystémiques

Le cadre d'analyse dans lequel s'inscrivent les travaux de thèse est présenté en Figure 2.1. Dans l'agro-éco-système, les processus élémentaires (ex : le transport de graines) sont en interaction avec la structure biophysique du système étudié, c'est-à-dire la structure du sol du canal/fossé et végétation associée. Les interactions entre cette structure et les processus sont à

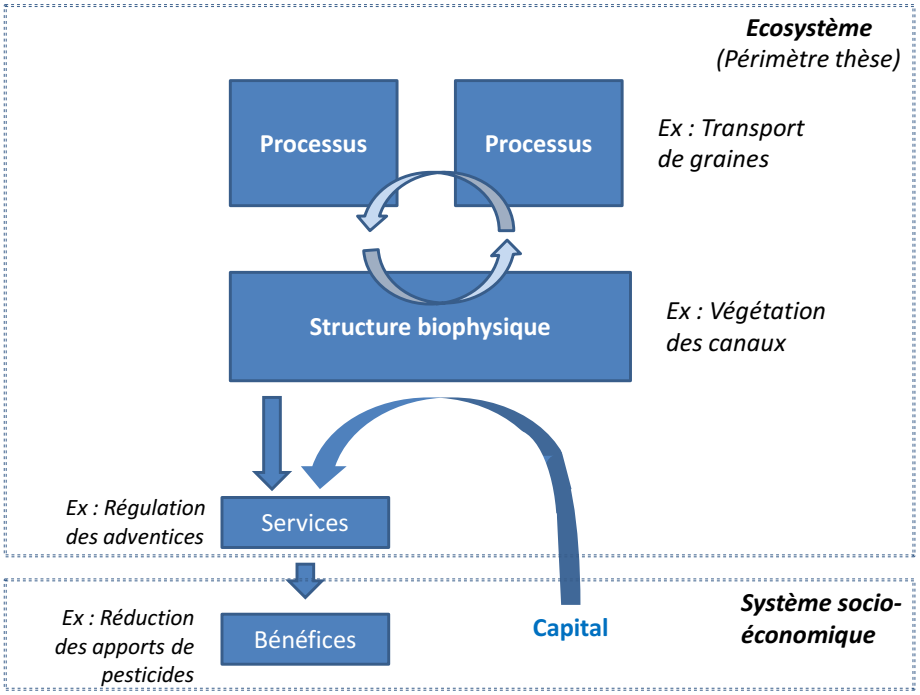



FIGURE 2.1 – Cadre d'analyse dans lequel s'inscrit l'évaluation des services écosystémiques menée dans le cadre de la thèse (inspiré de EFESE, 2017)

l'origine de services écosystémiques, soit directement, soit indirectement via l'adjonction de capital humain ou financier (ex : main d'oeuvre pour la réalisation de pratiques agricoles). Le service en question dans l'exemple suivi est la régulation des adventices dans les paysages. Le bénéfice tiré pour l'agriculteur et la société est la réduction de traitements herbicides ayant des impacts à la fois sanitaires (pour la société et l'agriculteur) et financiers (pour l'agriculteur). Le périmètre de la thèse se limite à la modélisation du système biophysique, avec un accent particulier sur les interactions entre pratiques d'entretien et végétation, comme moteur de la variabilité dans le temps et l'espace des services fournis. Les bénéfices tirés par les agriculteurs et la société, ainsi que les conditions socio-économiques permettant la production des services, ne sont pas analysés dans le cadre de cette thèse.

### 2.2.2 Hypothèses de construction du modèle

#### Représentation biophysique

Tel qu'explicité précédemment, l'action de l'Homme sur l'écosystème, et donc dans le modèle, ne sera appréhendée que via sa capacité à modifier les propriétés biophysiques de l'écosystème dans le temps et dans l'espace.

#### Modélisation spatialement explicite

Le modèle devra être **spatialement explicite**. Cette volonté de spatialisation répond à des besoins opérationnels puisque des informations spatiales sont nécessaires aux acteurs (Fürst et al., 2014) pour pouvoir agir aux lieux les plus pertinents du réseau. Au niveau de la modélisation, le spatialement explicite permet de pouvoir considérer plusieurs échelles spatiales imbriquées (bief et réseau) et de pouvoir prendre en considération les informations issues de la topologie/géomorphologie du paysage que nous considérons comme importantes pour la reproduction du comportement du système. De plus, cette résolution spatiale du bief parait importante à considérer a minima pour les mêmes raisons opérationnelles que citées précédemment (l'échelle du bief correspond généralement à l'échelle d'action de l'agriculteur).

#### Un modèle à l'échelle de temps de l'événement hydraulique

Les processus éco-hydrauliques mobilisant des interactions entre végétation et hydrologie/hydraulique présentent deux types de dynamiques. Grossièrement, il existe une dynamique linéaire, ou pseudo-linéaire liée à l'absorption de l'eau et de nutriments par les plantes et à leur croissance, et une dynamique événementielle basée sur les interactions physiques eau-plante lors d'événements hydrauliques. Dans ce dernier cas, la plante induit une résistance hydraulique à l'écoulement et un obstacle/facilitateur des processus de transport. La méconnaissance des dynamiques de croissance des communautés végétales, a fortiori en présence de pratiques d'entretien, rendait difficile une simulation continue dans le temps. C'est pourquoi le choix a été fait de limiter les simulations à un événement hydraulique (pluie ou irrigation). La dynamique végétale saisonnière pourra en revanche être appréhendée en simulant différents états correspondant à ceux observés sur le terrain en fonction des mois de l'année.

#### Modélisation de type mécaniste

Dans la mesure du possible, les relations qui seront utilisées dans le modèle seront de type mécaniste. En effet, ce type de modélisation est plus adapté pour étudier les interactions entre processus (Gustafson et Sturtevant, 2013). Cependant, une modélisation mécaniste doit également représenter un compromis entre le réalisme et les niveaux de complexité (McKenzie et Perera, 2015) : il n'est parfois pas nécessaire de représenter tous les processus de façon mécaniste. Dans tous les cas, le modélisateur est souvent limité par les connaissances disponibles sur les processus étudiés et certains processus seront modélisés de façon empirique ou stochastique (Keane et al., 2015).

#### Equilibre de représentation entre modules

Ainsi que souligné par les travaux de Vinatier et al. (2016), les représentations de certaines composantes du système biophysique sont souvent sur-représentées en fonction de la discipline d'origine du modélisateur dans les démarches de modélisation des écosystèmes. Dans le cadre

de cette thèse, nous cherchons à représenter de manière équilibrée la composante biotique et la composante abiotique du système, et en particulier leurs variations au cours des saisons et des pratiques. Cet équilibre, ainsi que l'utilisation de relations simples et explicites entre les composantes, est une condition pour la modélisation des "propriétés émergentes" de l'écosystème (Vinatier et al., 2016).

**Un modèle hydraulique explicite et des proxys pour les autres processus de transport (graines et sédiments)**

La première orientation forte de mon travail a été de représenter en 1D la simulation hydraulique et de ne pas intégrer de modèles de transport de sédiments et de graines explicites. En effet, l'objectif du modèle développé est de caractériser les effets dominants de l'entretien sur les processus de transport. En premier lieu, en termes de relations mathématiques existantes, le transport solide et de propagules végétales, notamment en la présence d'un couvert de végétation, est encore mal caractérisé par la communauté scientifique (Chapitre 1). Même s'il existe beaucoup de modèles pour le transport solide, peu ont considéré la présence de végétation en interaction avec ce transport dans les canaux à surface libre. Même en l'absence de végétation, il semble dans tous les cas que les incertitudes associées à ces modèles de transport soient importantes en termes de volumes de sédiments transportés. Concernant le transport de graines, les sciences éco-hydrauliques commencent à peine à l'aborder. Enfin, les travaux qui proposent des relations de type mécaniste ont généralement été menés en conditions contrôlées à l'échelle d'un bief de quelques mètres. Il n'est pas encore possible de modéliser ces flux avec une précision suffisante dans un réseau. C'est pourquoi pour les sédiments et les propagules végétales, nous nous contenterons d'indicateurs notamment basés sur les vitesses moyennes de l'écoulement (pour les propagules flottantes) et sur la contrainte de cisaillement pour le transport solide (voir Chapitre 6).

Le deuxième argument justifiant ce choix est la difficulté d'estimer les flux de matière entrant dans le réseau (à la fois sédiments et propagules végétales). S'il est possible avec les outils de modélisation existant à ce jour (par exemple Moussa, Voltz et Andrieux (2002)) de simuler des flux d'eau parvenant à un réseau de fossés dans un système pluvial (sous la condition de connaître certaines caractéristiques du parcellaire et du sol, ainsi que l'hydrologie du bassin versant), il n'est en revanche toujours pas possible de connaître avec une précision suffisante les autres flux entrants (typologies et quantités de sédiments et de propagules végétales). Il faut noter que certaines initiatives pour caractériser la granulométrie et les quantités de sédiments entrant dans les réseaux de fossés en fonction des surfaces drainées et des caractéristiques de l'aire agricole (occupation du sol et entretien des parcelles occupant ces surfaces) ont vu le jour (par exemple Gumiere et Raclot (2011)). Cependant, de telles modélisations nécessitent une bonne connaissance des dynamiques sédimentaires à l'oeuvre en fonction des caractéristiques de sol, de cultures, d'itinéraire technique, et d'hydrologie du bassin versant, qui peuvent être connues pour des bassins versants grandement instrumentés, mais plus difficiles à appréhender dans les autres bassins versants.

Enfin, en troisième argument, dans le cas de réseaux, notamment les réseaux d'irrigation qui présentent des diffluences, des règles de partition des quantités de sédiments et de propagules végétales doivent être implémentées dans les modèles. Ces lois de partition ne sont pas connues et reposent encore elles-mêmes sur des hypothèses de fonctionnement du réseau (Belaud, 2000).

Ces limites citées expliquent le choix de simuler explicitement seulement les flux d'eau, et de se limiter à la détermination de proxys concernant les services éco-hydrauliques étudiés.

#### Des simulations hydrauliques en régime permanent

Les réseaux de canaux et fossés, fonctionnant de façon intermittente, connaissent des dynamiques transitoires. Celles-ci sont plus marquées pour les réseaux de fossés, fonctionnant en particulier au moment d'épisodes pluvieux, qui sont courts et intenses sous climat méditerranéen. Dans le modèle développé, il a été fait le choix de se limiter à une succession de régimes permanents calculés aux différents pas de temps pour approcher le régime transitoire.

En effet, les relations mathématiques utilisées pour le calcul de la résistance induite par la végétation (Luhar et Nepf, 2013 ; Nepf, 2012b), ainsi que pour le calcul de certains indicateurs (voir Chapitre 6), reposent sur des expérimentations réalisées en régime permanent. Il n'est aujourd'hui pas prouvé que ces relations soient extrapolables dans le cas de régimes transitoires.

En deuxième lieu, étant donné que nous cherchons à montrer l'effet des pratiques d'entretien sur les principaux déterminants hydrauliques (vitesse, contrainte de cisaillement,...), la simulation en régime permanent est suffisante à ce stade. Dans le cas d'événements très transitoires, où l'atténuation est forte lors de la dynamique de propagation hydraulique, les simulations en régime transitoire permettraient d'affiner l'évaluation, en intégrant l'effet d'atténuation des pics de crue. Cet aspect ne sera pas abordé dans la thèse mais pourrait constituer un prolongement naturel de l'évaluation. Il suppose en revanche le recours aux équations de St-Venant, avec un schéma de résolution acceptant les passages à sec et les changements de régime fluvial/torrentiel.

#### Une évaluation des services basée sur des indicateurs

L'évaluation des services écosystémiques reposera sur des indicateurs de nature semi-quantitative. Certains exemples de l'utilisation de ce type d'indicateurs pour l'estimation des services rendus par les réseaux de fossés (en particulier de son pouvoir-tampon vis-à-vis des produits phytosanitaires) existent dans la littérature (Dollinger et al., 2017 ; Lagacherie et al., 2006). Il est parfois considéré comme irréaliste de n'utiliser qu'un seul indicateur par service (Chapitre 1), c'est pourquoi plusieurs indicateurs seront utilisés dans la mesure du possible. Ces indicateurs doivent être délimités spatialement, et pouvoir être variables en fonction du temps (Lagacherie et al., 2006). Dans la mesure du possible, les indicateurs doivent être

des proxys proches du/des processus sous-tendant les services étudiés (Groot et al., 2010). Cependant, cette dernière hypothèse de construction est limitée par la connaissance actuelle sur certains processus (notamment le transport hydrochore de propagules).

**Outils**

En raison des limitations décrites au Chapitre 1, ainsi que de l'incapacité des outils existants pour l'évaluation des services à produire une évaluation des services sur des objets restreints du paysage, il a été décidé de ne pas s'appuyer sur un modèle prééxistant. La grande majorité de la chaîne de modélisation décrite au Chapitre 6 sera développée sous le logiciel R, en combinaison avec la plateforme OpenFLUID qui sera utilisée à une étape du chaînage pour déterminer les flux d'eau entrant dans les réseaux de fossés.

### 2.2.3 Modèle conceptuel des relations entre composantes du système

L'étude de la littérature présentée au Chapitre 1 nous a permis d'établir que l'écosystème canal ou fossé était formé d'une structure physique, c'est-à-dire d'une excavation creusée dans le sol, peuplée d'une végétation en abondance plus ou moins importante. Les processus qui nous intéressent dans le cadre de cette thèse sont tous ceux qui induisent un transport/mise en mouvement de matière, le moteur du transport de cette matière étant l'eau. L'Homme, par les pratiques agricoles, modifie les propriétés de végétation et vient donc agir sur le système. Conceptuellement, ceci amène à représenter trois modules en interaction les uns avec les autres, s'appuyant sur la structure physique : un module anthropique (pratiques), un module de végétation, et un module eau. Ces trois modules, sièges de processus lents ou événementiels, montrent des boucles d'actions et de rétroaction complexes, qu'il est possible de représenter dans un schéma conceptuel. Ce schéma global des interactions entre les différents modules du système global fossé-canal est présenté en Figure 2.2.

Cependant, la littérature, même si elle permet qualitativement d'établir des liens entre les différents éléments présentés dans ce schéma, ne permet pas d'instruire des liens quantitatifs entre tous les différents éléments. Ceci a amené à construire un schéma simplifié, parent du premier, dont les interactions entre pratiques, effets sur la végétation et processus éco-hydrauliques étaient conservées, mais qui disposait de relations mathématiques existantes sur lesquelles s'appuyer (Figure 2.3). Cependant, même dans le cadre de ce modèle simplifié, certains manques de connaissances ont été identifiés (représentés par des " ?" sur la figure) et sont présentés au paragraphe suivant.

### 2.2.4 Manques de connaissance identifiés

Les principaux manques identifiés dans le cadre de la conceptualisation de ce modèle sont listés ci-dessous, et motiveront les expérimentations terrain de la thèse :

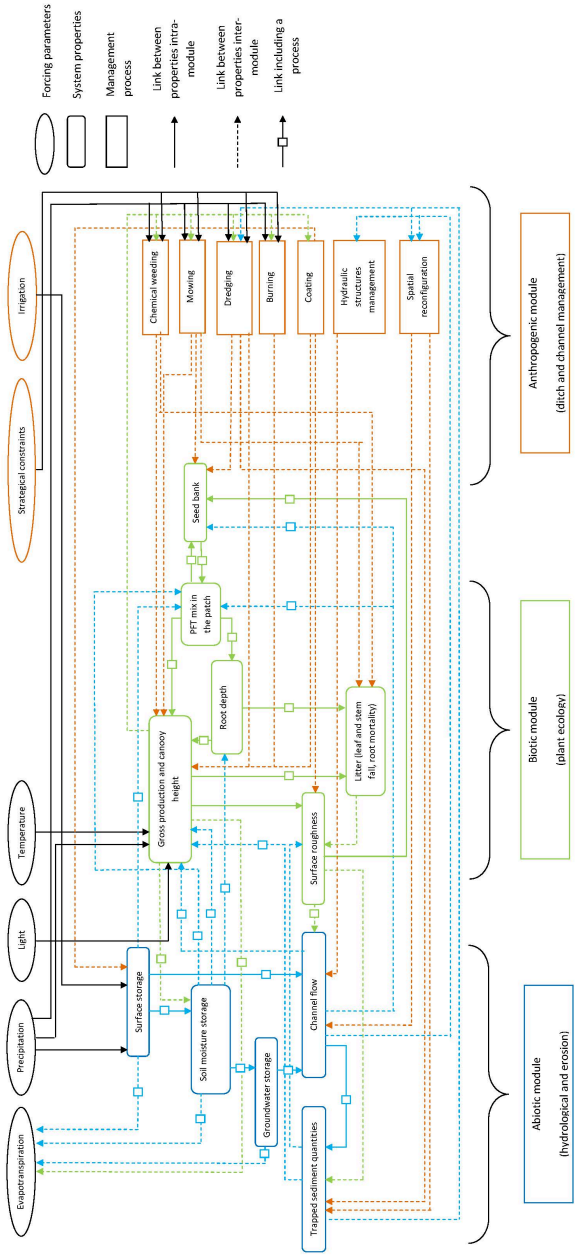



FIGURE 2.2 – Modèle présentant les interactions entre les différentes composantes du système fossé ou canal sur la base de la revue de littérature

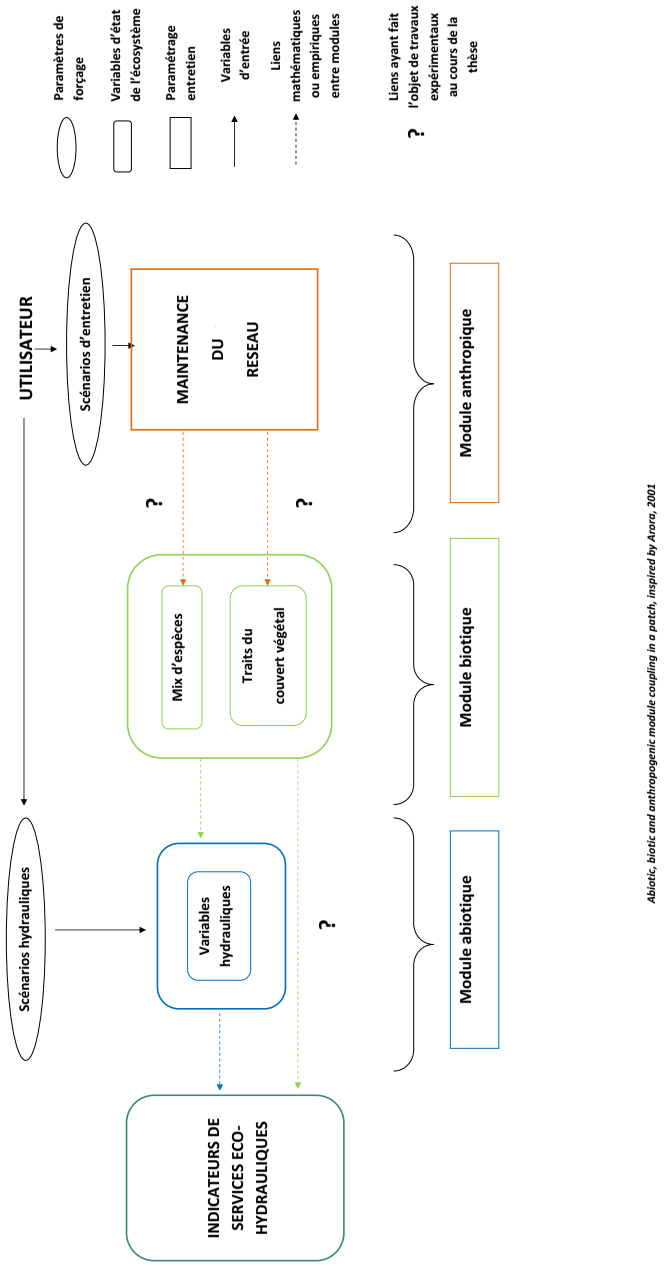



FIGURE 2.3 – Modèle simplifié présentant le chaînage entre les différentes composantes du système fossé ou canal sur la base de la revue de littérature

— **Connaissance des espèces des réseaux de fossés et canaux**
Comme identifié dans le Chapitre 1, la plupart des études sur fossés et canaux ont été menées en Europe du Nord, sur des écosystèmes en eau permanente. Les espèces identifiées sont donc souvent strictement aquatiques, parfois avec des organes flottants. Cette végétation est très différente de celle qui peut être rencontrée dans les fossés et canaux méditerranéens (voir Moresmau (2013) pour le seul inventaire à notre connaissance concernant les réseaux de canaux et fossés méditerranéens). De par leurs traits spécifiques, les peuplements de ces espèces agissent de manière différenciée sur les flux d'eau et les processus éco-hydrauliques (voir Chapitre 1). C'est pourquoi une identification de ces espèces, de leur distribution spatiale (et temporelle dans la mesure du possible), ainsi qu'une identification des facteurs déterminant leurs dynamiques, nous a paru nécessaire.

— **Effet des pratiques à court et moyen-terme sur les traits du couvert végétal**
Nous ne connaissons pas l'effet à court (moins d'un an) et moyen-terme (plus d'un an) des pratiques d'entretien sur la modification de la composition des communautés végétales et les traits associés dans les fossés et canaux méditerranéens. Ces modifications, si elles se révèlent significatives, pourraient avoir un impact sur les traits influençant les processus et donc les indicateurs calculés.

— **Connaissance des processus régissant la rétention de propagules flottantes dans les réseaux de fossés et canaux**
Lors de la revue de littérature, certaines lois ont été identifiées régissant le transport solide dans les canaux à surface libre. Ces lois sont extrapolables aux propagules végétales, dans la mesure où celles-ci sont transportées par charriage ou saltation (Gurnell, 2007). Cependant, concernant le transport hydrochore de propagules végétales flottantes, celui-ci est encore mal caractérisé dans la littérature. Ainsi, les dynamiques de rétention des propagules par la végétation, en fonction des variables hydrauliques, des caractéristiques du milieu, et des traits spécifiques de la propagule transportée, ont été peu étudiées. Il est donc difficile de paramétrer le modèle concernant ces indicateurs. Par ailleurs, l'état de la connaissance actuel ne permet pas de caractériser l'échelle à laquelle ces processus de rétention doivent être caractérisés, en termes d'hydraulique, mais également en termes de caractéristiques de végétation.

Ces manques de connaissances qui seraient utiles pour la paramétrisation du modèle ont fait l'objet de travaux expérimentaux présentés dans la partie III. Ils permettront donc d'apporter des améliorations et des éléments intégrés au modèle (voir Chapitre 6).

## 2.3 Zones d'étude

Deux zones d'étude de région méditerranéenne ont été identifiées pour servir de support à la mise en oeuvre de la démarche. La première zone identifiée a été le bassin versant du Bourdic, dans l'Hérault (34), en France. Cette zone viticole irriguée dans son ensemble en pluvial se caractérise par un réseau de fossés dense, et présente localement de fortes pentes, même si

certaines zones du bassin versant disposent de pentes plus douces. La deuxième zone d'étude est le domaine du Merle, domaine expérimental agricole appartenant à Montpellier Supagro, situé sur la commune de Salon-de-Provence dans les Bouches-du-Rhône (13), en France. Cette zone est parcourue par un vaste réseau de canaux d'irrigations destiné à irriguer les parcelles du domaine. Ces deux zones présentent des similitudes en termes de caractéristiques climatiques. En revanche, celles-ci s'opposent en termes de caractéristiques du réseau et de caractéristiques géomorphologiques, rendant leur étude complémentaire.

### 2.3.1 Bassin versant du Bourdic - Réseau de fossés à fortes pentes

#### Occupation du sol, réseau de fossés et climat

Le bassin versant du Bourdic situé en grande partie sur la commune de Roujan (34) compte 640 ha et regroupe environ 75 km de fossés agricoles (Figure 2.4). Le bassin versant du Bourdic est principalement agricole, en particulier occupé par la viticulture, occupant 57% de la zone d'étude (75% de la Surface Agricole Utile). La majorité des parcelles sont de taille inférieure à 0,5 ha (Levavasseur, 2012). Les sols du Bourdic sont calcaires et limoneux. Des agglomérations urbaines, notamment Roujan et Alignan-du-Vent, sont présentes respectivement au Nord et au Sud de la zone d'étude.

Le bassin versant du Bourdic englobe l'observatoire de Roujan (OMERE), créé en 1992 (Molénat et al., 2018). Cet observatoire est situé sur le sous-bassin versant de Roujan (91 ha) (Figure 2.4). Le réseau hydrographique du bassin versant du Bourdic est majoritairement composé de fossés à surface libre (Figure 2.4), mais occasionnellement des canalisations enterrées (Lagacherie et al., 2006), ou bien des ruisseaux chenalisés (Levavasseur, Bailly et Lagacherie, 2016a) peuvent en faire partie. Des travaux sur le bassin versant de la Peyne (englobant le Bourdic), ont mis en évidence que la densité de fossés s'élevait à environ 200 m/ha de fossés par hectare en 2010 (Levavasseur et al., 2015). Au niveau du bassin versant de Roujan, la densité s'élevait à 137 m/ha en 2000 (Lagacherie et al., 2006). Les répartitions des pentes du réseau hydrographique sur le bassin versant du Bourdic et sur le sous-bassin versant de Roujan sont présentées en Figure 2.5. Le sous bassin-versant de Roujan se caractérise donc par des pentes plus fortes que sur le reste du Bourdic.

Le climat est méditerranéen et se caractérise par un volume de précipitations faibles (en moyenne 670 mm de pluie entre les années hydrologiques 1992-1993 et 2016-2017), avec une grande variabilité (écart-type de 230 mm) (données issues de l'observatoire OMERE `http://www.obs-omere.org`). Les précipitations sont principalement concentrées au printemps et en automne, plus rarement en hiver, et les étés sont secs. La demande climatique (l'évapotranspiration potentielle annuelle) est d'environ 1100 mm (Levavasseur, 2012). La température moyenne annuelle s'élève à 14 °C (Levavasseur, 2012).

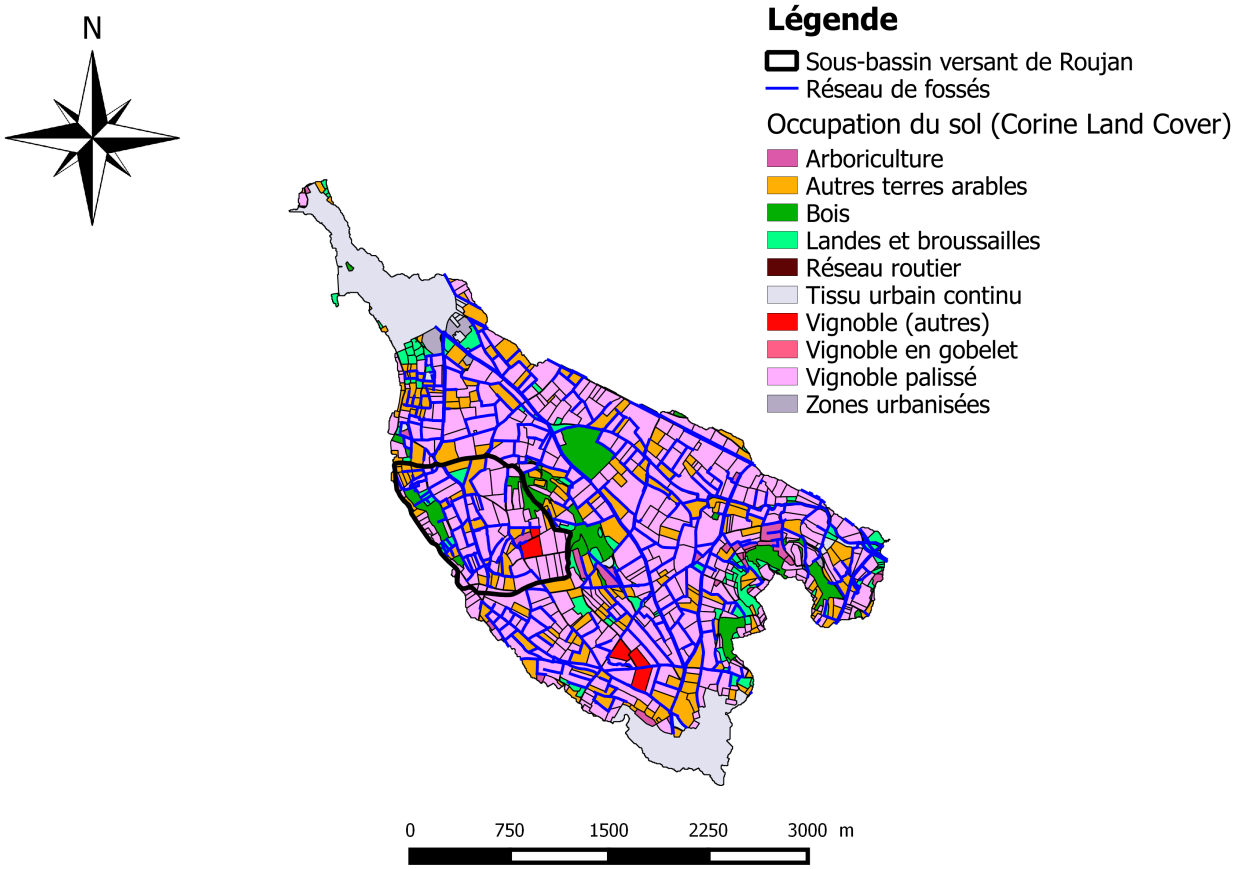



FIGURE 2.4 – Bassin versant du Bourdic (640 ha) et bassin-versant de Roujan (91 ha) (délimité par le trait noir en gras) : Occupation du sol et réseau hydrographique (fossés)

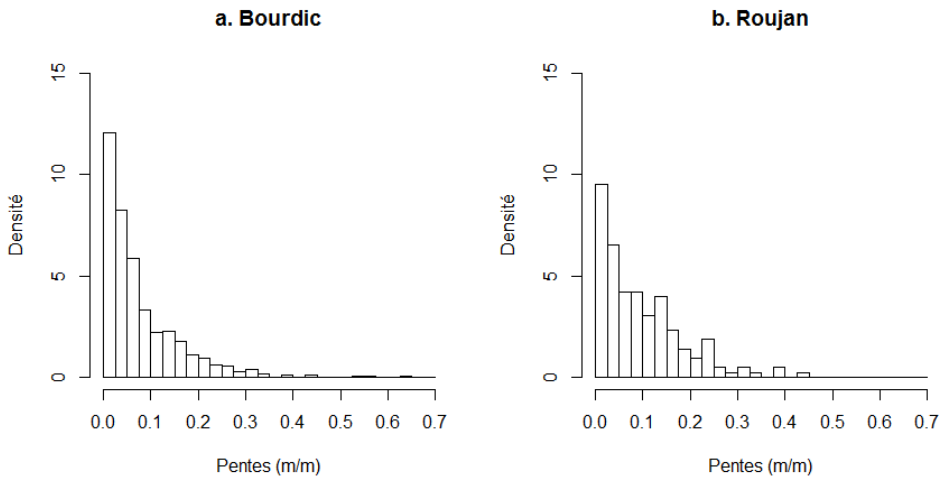



FIGURE 2.5 – Répartition des pentes sur les biefs de longueur supérieure à 15 m : a) Pour le bassin versant du Bourdic, b) Pour le sous-bassin versant de Roujan

**Enjeux spécifiques portés par les réseaux de fossés de la zone et la végétation associée**

Au delà de la simple fonction de recueil des eaux de ruissellement, les réseaux de fossés, et la végétation peuplant ces fossés, représentent des enjeux importants dans la zone d'étude, et plus généralement dans les petits bassins versants ruraux méditerranéens.

Les inondations sont communes en zone méditerranéenne, et en particulier dans le département de l'Hérault. Les réseaux de fossés peuvent jouer dans certaines conditions un rôle d'amplificateur des crues dans les bassins versants (Buchanan et al., 2013 ; Moussa, Voltz et Andrieux, 2002). La végétation, en réduisant la vitesse de l'écoulement dans les fossés, peut permettre de mitiger ce rôle d'amplification. En effet, comme précisé dans Moussa, Voltz et Andrieux (2002), elle influence fortement la valeur du coefficient de rugosité (Manning-Strickler) au cours des saisons et des pratiques d'entretien.

Par ailleurs, des enquêtes menées par Levavasseur (2012) ont montré que 80% des fossés localisés sur la zone géographique de la Peyne étaient perçus comme des atténuateurs de l'érosion en ravines. En zone méditerranéenne, en raison de l'intensité des pluies, le rôle de ces fossés se révèle crucial, et notamment son agencement spatial et sa densité (Levavasseur, Bailly et Lagacherie, 2016a ; Tarolli et al., 2015). Les fossés sont régulièrement entretenus pour maximiser leur fonction de recueil des eaux de ruissellement, éviter des débordements, et donc limiter cette érosion en ravines (Levavasseur, Bailly et Lagacherie, 2016a).

Les fossés sont également connus pour leur rôle tampon vis-à-vis des produits phytosanitaires (Dollinger, 2016 ; Dollinger et al., 2015 ; Dollinger et al., 2017 ; Lagacherie et al., 2006). Ces produits peuvent être transportés en solution, mais également adsorbés sur des particules sédimentaires. Il a été montré que la végétation, et la litière afférente, participait à la rétention de ces polluants, par adsorption directement sur la végétation vivante et morte (Dollinger, 2016 ; Dollinger et al., 2015 ; Dollinger et al., 2017 ; Lagacherie et al., 2006 ; Margoum, Malessard et Gouy, 2006), ou bien par rétention des particules sédimentaires sur lesquelles les produits phytosanitaires sont adsorbés.

Enfin, dans l'Hérault, les herbicides constituent la principale source de pollution par les produits phytosanitaires (Fleuve Hérault, 2005). Cet enjeu concerne à la fois les eaux de surface et les eaux souterraines (Levavasseur, 2012). Ces herbicides sont utilisés contre les adventices qui entrent en compétition avec la vigne. Une première manière de lutter contre ces herbicides est d'utiliser le pouvoir tampon des fossés, comme explicité précédemment, mais une deuxième manière est de se concentrer sur la limitation de la propagation des adventices de manière agro-écologique. Quelques études montrent la capacité des réseaux de fossés à transporter des graines (principalement hydrochores) sur des distances de l'ordre de quelques centaines de mètres (Soomers et al., 2010 ; Van Dijk et al., 2014). Il semblerait que la végétation puisse limiter ce transport sur de longues distances, même si l'état de la recherche actuel ne permet pas de quantifier dans quelle mesure (Soomers et al., 2010 ; Van Dijk et al., 2014).

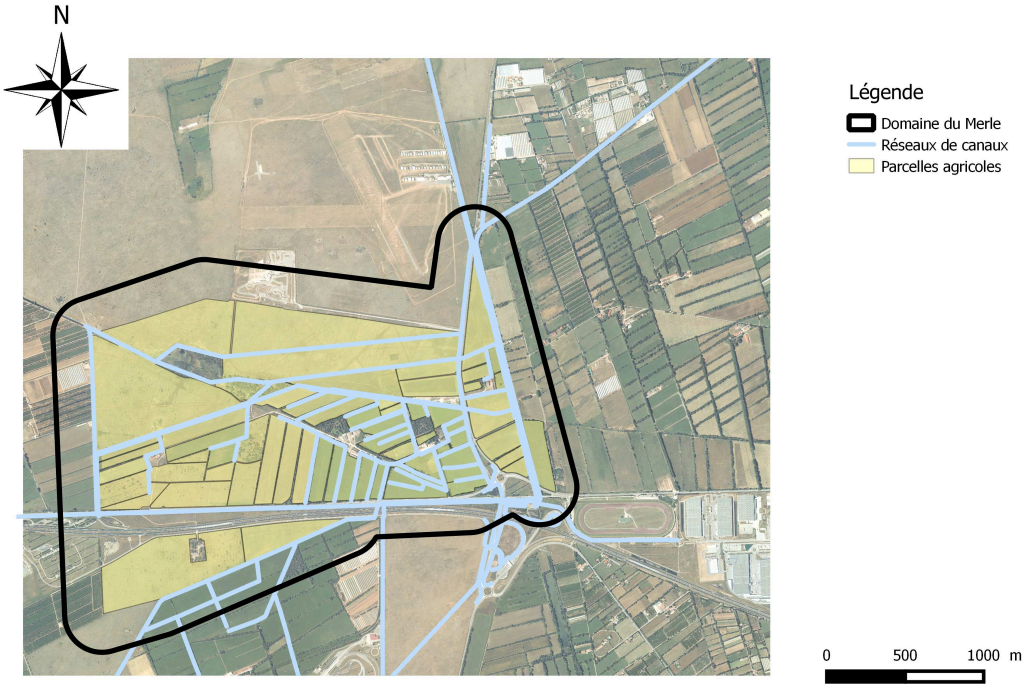



FIGURE 2.6 – Domaine du Merle (400 ha) : Parcellaire et réseau hydrographique (canaux)

Enfin, les réseaux de fossés peuvent sous certaines conditions devenir également des pourvoyeurs de sédiments. Lorsque l'érosion des berges de fossés est trop importante, celles-ci peuvent s'écrouler, représentant à la fois une source non-négligeable de sédiments et augmentant les pertes en sol et la turbidité, ainsi que représentant une charge supplémentaire pour les agriculteurs. La végétation peut jouer un rôle de stabilisation de ces berges.

### 2.3.2 Domaine du Merle - Réseau de canaux d'irrigation à faibles pentes

#### Cultures du domaine, réseau de canaux et climat

Le domaine du Merle est situé sur la commune de Salon-de-Provence (13), en Crau provençale. La superficie du domaine du Merle est de l'ordre de 400 ha et compte environ 23 km de réseaux de canaux et de fossés de colature (Figure 2.6). Ce domaine est une plateforme expérimentale et pédagogique de Montpellier Supagro.

La Crau est une plaine alluviale localisée à l'Est de la Camargue. Elle est située dans le paléo-delta de la Durance (BELTRANDO, 2015). Les premiers canaux ont été construits entre le 12$^{\text{ème}}$ et le 15$^{\text{ème}}$ siècle pour détourner l'eau de la Durance (ASPE, GILLES et JACQUÉ, 2016) pour différents usages tels que le fonctionnement de moulins et l'irrigation. La densité de canaux d'irrigation du territoire provençal a été estimée à 30 $m.ha^{-1}$ en moyenne (ASPE, GILLES et JACQUÉ, 2016). L'écosystème primaire de la Crau est une pseudo-steppe caillouteuse,

mais l'irrigation gravitaire au fil des siècles a contribué au transport de limon, formant un substrat fertile superficiel dans certaines zones. Aujourd'hui, la Crau est donc divisée entre une Crau fertile appelée "Crau verte" et la Crau sèche, appelée le "coussoul", correspondant respectivement aux zones irriguées et non-irriguées.

L'agriculture dans la Crau est caractérisée par des prairies permanentes produisant un foin Appellation d'Origine Contrôlée (AOC) de grande qualité. Pour bénéficier de l'AOC, les agriculteurs doivent respecter certaines contraintes sur l'itinéraire technique et la composition de ce foin en termes d'espèces herbacées (INAO, 2013). Trois coupes sont réalisées entre le printemps et la fin de l'été, les prairies étant généralement dédiées au pâturage ovin pendant l'hiver. Le domaine compte 150 hectares de prairies de ce type, alimentées par irrigation gravitaire.

Le réseau d'irrigation du domaine est principalement à surface libre et en terre, bien qu'une partie du réseau soit enterrée et une autre partie à surface libre revêtue. L'irrigation gravitaire menée en Crau est une irrigation "à la planche". L'eau est amenée via des branches primaires à des canaux secondaires puis tertiaires qui bordent les prairies permanentes. L'eau est "bloquée" dans ces canaux tertiaires par des martelières (ouvrages hydrauliques munis d'une vanne constituée d'un panneau vertical mobile) et déborde pour irriguer des sous-parcelles appelés des "calans". Ces calans sont souvent nivelés pour que l'eau ruisselle jusqu'à l'autre bout de la parcelle et rejoigne les fossés de colature.

Le climat en Crau est méditerranéen et se caractérise aussi par un volume de précipitations faibles (600 mm en moyenne par an entre les années hydrologiques 1992-1993 et 2016-2017) pour une évapotranspiration potentielle de 1140 mm par an (données issues de la plateforme INRA CLIMATIK `https://intranet.inra.fr/climatik_v2`). La température moyenne annuelle est de 14.5 °C. La région est caractérisée par l'existence de vents violents, notamment le Mistral, soufflant environ 110 jours par an à une vitesse moyenne de 60 $km.h^{-1}$ (Mérot, 2007). La fréquence de ces journées ventées est en lien avec la forte demande climatique de cette zone d'étude.

Les sols sont constitués d'une roche-mère de poudingue calcaire, qui varie entre 0 et 1 m de profondeur selon la localisation (Mérot, 2007). Ce poudingue est surmonté d'un horizon provenant de la dégradation de la roche-mère, relativement caillouteux. Cet horizon est lui-même recouvert par un horizon limoneux provenant de l'irrigation, et dont l'épaisseur est fonction de l'ancienneté du périmètre irrigué (Andrieux, 1981).

#### Enjeux spécifiques portés par les canaux d'irrigation et la végétation dans la zone d'étude

Les zones d'irrigation gravitaire sont parfois envahies par des adventices parvenues jusqu'aux parcelles par transport hydrochore via les canaux (Marnotte et al., 2006). L'envahissement par ces espèces végétales peut constituer une perte économique importante pour les agriculteurs puisque le foin peut être déclassé en présence d'un certain pourcentage d'adventices

(INAO, 2013). Il est ainsi nécessaire d'en limiter la propagation, potentiellement en s'appuyant sur la végétation existante, premièrement comme barrière au transport de propagules, et deuxièmement en tant que compétiteur avec les adventices.

Par ailleurs, la nappe phréatique superficielle de Crau constitue une ressource en eau majeure de cette zone. Celle-ci est largement exploitée, notamment par les communes d'Arles, Salon-de-Provence et Martigues pour l'usage domestique. Elle est également exploitée à des fins industrielles, notamment sur la commune de Fos-sur-Mer ou à des fins d'irrigation (prairies ou maraîchage) (SYMCRAU, 2014). Les eaux d'irrigation assurant à plus de 50% la recharge de cette nappe phréatique, la gestion de cette eau d'irrigation constitue ainsi un enjeu majeur de la zone (Mérot, 2007). Il est estimé que les canaux d'irrigation pouvaient fournir 11% de cette recharge. La présence de végétation peut être à l'origine d'une meilleure structuration du sol et d'un réseau plus important de macropores facilitant l'infiltration. Cependant, cette infiltration réduit bien évidemment les débits transportés jusqu'aux parcelles. Il existe dans cet exemple un antagonisme entre l'efficience du transport de l'eau et la recharge de la nappe de Crau.

## 2.4 Conclusion

Ce chapitre présentait les fondements du modèle réalisé dans le cadre de cette thèse, ainsi que les deux bassins versants ruraux méditerranéens sur lesquels les expériences au champ et numériques s'appuient. La description des formalismes mathématiques du modèle conceptuel est basée en majeure partie sur la littérature (voir Chapitre 6). Cependant, certains verrous identifiés comme importants pour expliciter certaines relations de ce modèle conceptuel ont fait l'objet de travaux spécifiques pour permettre un paramétrage. C'est l'objet de la partie III de ce manuscrit.

# Troisième partie

# Etudes expérimentales de terrain

# Chapitre 3

## Facteurs de distribution spatiale des espèces végétales dans un réseau de fossés

Ainsi qu'explicité dans le chapitre précédent, les études menées sur les espèces végétales peuplant les réseaux de fossés et de canaux ont été essentiellement menées en Europe du Nord, dans des conditions climatologiques, géomorphologiques et édaphiques différentes. Peu d'études se sont attelées à caractériser la flore peuplant ces canaux et fossés méditerranéens. Leur distribution spatiale au sein des réseaux, ainsi que les facteurs la déterminant, n'ont pas été étudiés. L'article qui suit vise à mieux caractériser la distribution spatiale des espèces au sein des réseaux et à mettre en évidence les facteurs qui influencent le plus la distribution.

L'article qui suit a été soumis à PLOS One en 2017 et accepté en 2018 sous le titre *Using geomorphological variables to predict the spatial distribution of plant species in agricultural drainage networks*.

## 3.1 Introduction

Agricultural drainage networks of headwater catchments are of high ecological value. They represent interfaces between anthropized and natural landscapes because they are mainly composed of linear hydro-agroecological infrastructures of anthropogenic origin (Levavasseur, Bailly et Lagacherie, 2016a) that are located at the boundary of fields and that are poorly constrained by crop technical operations. Their network design is generally in accordance with natural landforms and thalwegs (Levavasseur et al., 2015). They are also intermediary ecosystems between terrestrial and aquatic landscapes because they experience intermittent flooding and temporary waters (Herzon et Helenius, 2008) and are prone to upstream-downstream gradients. These drainage networks host various plant communities (Blomqvist et al., 2006 ; Herzon et Helenius, 2008 ; Twisk, Noordervliet et Keurs, 2003) that interact with biotic and abiotic components of the entire ecosystem (Dollinger et al., 2015 ; Thomas et al., 2014). Ditch vegetation may enhance ecosystem services including bank erosion mitigation (Dunaway et al., 1994), pesticide or nutrient retention (Bennett et al., 2005 ; Castaldelli et al., 2015 ; Dollinger, 2016 ; Margoum, Malessard et Gouy, 2006 ;

Moore et al., 2010), and groundwater recharge. On the other hand, the ditch vegetation may also provide disservices including the impairment of network water transport (Levavasseur et al., 2014) and the enhancement of weed dispersal (Soomers et al., 2010). Estimating the services and disservices provided by drainage networks clearly requires the characterization of the spatio-temporal distribution of plant species along the networks.

Niche theory relies on the premise that plant species establish in specific environmental conditions (Chase et Leibold, 2003 ; Hirzel et Le Lay, 2008). These environmental conditions are sometimes called the fundamental niche (Hutchinson, 1957). Even when the niche is favourable for a species, other exogenous drivers such as niche accessibility (Soberón, 2007) and human practices (especially in cultivated lands) (Clarke, 2015 ; Firbank et al., 2008 ; Manhoudt, Visser et Snoo, 2007) may impact the distribution of species.

In rain-fed agricultural headwater catchments under semi-arid climate, the factors that affect the occurrence of plant species in ditches indirectly depend on the local and landscape geomorphology. In this paper, we consider that the local geomorphology encompasses the close environment of the ditch, while the landscape geomorphology encompasses a broader environment surrounding the ditch. The local geomorphology, such as the slope in the ditches, and the landscape geomorphology, that determines the surface area drained by a section of ditch, impose varying hydraulic and hydrological conditions (Levavasseur, 2012). These variables determine the strength and duration of the exposure of plants to the water dynamics in surface and in the soil (Minshall et al., 1985), which is crucial to explain the spatial distribution of species in water-limited ecosystems (Saco, Willgoose et Hancock, 2007). The strength of the association between geomorphology and plant spatial distribution is plant-specific, i.e., it depends on the facultative/obligate wetland nature of the considered species (Kröger, 2010). All hydrological and hydraulic processes in such systems are structured along an upstream-downstream gradient due to the growing surface area drained by the ditches from upstream to downstream and the dendritic structure of the drainage network. Consequently, the relative distance to the outlet may be an indirect indicator for describing the hydraulic conditions in a network. Moreover, in rivers and streams, geomorphology partly controls where sedimentation and erosion occur (Konsoer et al., 2016), and affects superficial bed soils by depositing or removing sediment layers. The same mechanisms are expected to take place in drainage systems in headwater catchments and the spatial distribution of valleys and ridges at different spatial scales in the catchment might determine the importance of deposited materials in the network. Lastly, the global sun exposure of the hillslopes and the solar radiation are known to affect the temperature conditions in streams and the plant responses to light (Holt, 1995). Geomorphological variables were found to be good predictors of aquatic plant assemblages by Manolaki et Papastergiadou (2016), who focused on the distribution of macrophytes in Mediterranean rivers. Maheu-Giroux et De Blois (2007) emphasized that although the geomorphology of ditches may be a major factor explaining the spatial distribution of species, geomorphology is seldom considered in studies concerning linear hydro-agroecological infrastructures.

Niche accessibility is defined by the composition and spatial patterns of landscape features,

and these composition and structure of landscapes may influence species richness (Gaba et al., 2010 ; Gabriel, Thies et Tscharntke, 2005). In agricultural landscapes, the surrounding natural lands may represent significant propagule sources (Favre-Bac et al., 2014). Van Dijk et al. (2014) showed that the distance to natural reserves can influence community richness. In addition, roads may help transport plant propagules that may colonize roadsides and field boundaries (Lippe et Kowarik, 2012) such as ditches. As is the case in rivers, niche accessibility in agricultural drainage networks is related to the surface area drained by the ditch and the length of the upstream network, because some plant propagules, whether hydrochorous or not, are transported along an upstream-downstream gradient (Merritt et Wohl, 2006). When possible, niche accessibility should be analysed jointly with the dispersal abilities of the species because both define the connectivity between habitats for a given species. In agricultural landscapes, niche accessibility is therefore a major factor explaining plant patterns.

Compared to agricultural fields, ditches in agricultural headwater catchments are generally subjected to infrequent but regular management practices (Levavasseur et al., 2014) but the practices may differ over time. In the long term, the effects of different practices may interact, because the effects of an agricultural practice can persist for several years (Cousens, Wallinga et Shaw, 2004). The effects of some agricultural practices on plant distribution and richness have been investigated for field boundaries (Bassa et al., 2012 ; Leng, Musters et Snoo, 2011 ; Twisk, Noordervliet et Keurs, 2003) but led to various conclusions. Additionally, little is known about how drainage networks might be managed to optimize the trade-offs between ecosystem services and disservices in Mediterranean agricultural areas.

Disentangling the influences of these different exogenous factors on plant distribution could facilitate agro-ecological engineering. The agro-ecological measures for this type of ecosystem might be of several types. Some authors (Leng, Musters et Snoo, 2011 ; Levavasseur et al., 2014) have shown that some local management practices, such as mowing for example, could modify the composition and distribution of the plant communities in the ditches in the medium term. Dollinger et al. (2015) explained that the modification of the ditch morphological characteristics can have an impact on the abiotic properties of the ditches, and this could also have an impact on ditch communities. Cordeau et al. (2012) determined that the establishment of sown grass strips had an impact on the spatial distribution of vegetation in field boundaries. Lastly, some other agro-ecological measures can be used to optimize ditch networks (DGFAR, 2008 ; Levavasseur et al., 2012) such as restoring, creating or suppressing some ditches. This would result in changing the density of the network and modifying the surface area drained per section of ditch and the peak discharges (Levavasseur et al., 2012). Before applying any type of measure to control the occurrence of plant species, it is essential to know more about the factors that affect their spatial distribution in a whole network of ditches in a Mediterranean landscape. Indeed, it has been proven that years of agri-environmental measures (essentially local management measures) in the Netherlands was not totally successful in restoring the biodiversity on ditch banks (Blomqvist, Tamis et Snoo, 2009). This has led some authors to emphasize the role of other factors that have not been

considered at first in the spatial distribution and composition of plant communities, such as connectivity or regional factors (Blomqvist et al., 2003 ; Blomqvist, Tamis et Snoo, 2009 ; Favre-Bac et al., 2014). This example illustrates the importance of understanding how exogenous factors affect the spatial distribution of plant species in ditches under a Mediterranean semi-arid climate.

For the study of exogenous factors that structure plant community composition, models that predict the presence or presence/absence of species (spatial distribution models or SDMs) are often useful (Elith et Franklin, 2017). SDMs have often been used to identify areas where specific plants and invasive species have the capacity to develop (West et al., 2016). SDM are largely used in the literature on species distribution ecology (Guisan et Zimmermann, 2000) because of their increased predictive capacities, the possibility of cross-validation, and finally the use of non-categorical variables, in comparison to other recent multivariate approaches such as Permanova (Anderson, 2001) or structural equation modelling (Lefcheck, 2016).

This paper presents a catchment-scale analysis of plant patterns along an agricultural drainage network composed of ditches. Our hypothesis is that variables based on geomorphology and distance to natural lands and roads have the ability to predict the occurrence of plant species in a network of ditches in a semi-arid climate. Specifically, geomorphology could have an important effect due to the relationship between this geomorphology and the water regime under this type of climate. We also attempt to understand the origin of the part of the variability that cannot be explained by geomorphology and distance to natural lands and roads.

## 3.2 Material and Methods

### 3.2.1 Study area

The study area is a 6.4-$km^2$ headwater catchment named « Bourdic » in southern France, located northeast of Béziers city. The main towns of the area are Alignan-du-Vent and Roujan. Approximately 74% of the catchment is agricultural (mainly vineyards), and 26% is semi-natural (mainly woodlands and shrubs). The mean annual temperature is 14 °C (Levavasseur, 2012). The catchment has a Mediterranean climate with heavy rainfalls causing significant Hortonian runoff (Leonard et Andrieux, 1998). The precipitation generally ranges from 600 to 800 mm per year (Levavasseur et al., 2015), but some years can be drier. The rainfall regime is intermittent, with a dry period from April to October and heavy rainfalls in Autumn and Spring. Annual potential evapotranspiration is about 1100 mm (Levavasseur, 2012). Formally, the climate in the area is at the boundary between the sub-humid and the semiarid climate, although the trends in the recent years tended to classify it as a semi-arid climate (Lelièvre et al., 2011). This is this last definition that we conserved for the study. The altitude ranges from 55 m a.s.l. at the outlet at the northeast to 128 m a.s.l. at the northwest. The following geomorphological units can be differentiated : an upstream-downstream succession of plateaus, steep slopes, and valley plains. Slopes up to 8% occur in the east, west and

centre, and plains occur mainly in the north. The geomorphological units are associated with different soil typologies and sedimentary layers resulting from various erosion/redeposition mechanisms (Coulouma, Barthes et Robbez Masson, 2008).

The man-made drainage network consists exclusively of agricultural and roadside ditches. The agricultural ditches were created over the centuries by farmers for the collection of water during intense rainfalls and for soil conservation. The network is 76 km long, and the density of the network is thus 119 m/ha. A survey in a subcatchment of 1 km2 conducted by Levavasseur et al. (2012) showed that 75% of the ditches had an upper width between 50 and 120 cm and a depth varying between 30 and 80 cm. The ditches form a directed hierarchical network (a dendritic structure). The drainage network is connected to a single outlet in the east of the study area. Note that in this paper, the word "ditch" refers to a homogeneous portion of network as regards with its properties (width, depth, sediment layer. . .), that can be variable in length, as defined by Lagacherie et al. (2006), while a "ditch section" refers to a subset of the ditch according to the resolution of the study (2 m x 2 m in our case).

The Mediterranean vegetation growing on the bed of ditches (vegetation along the banks was not part of the study) included herbaceous grasses and forbs, and shrubs. The ditches are managed by farmers or local authorities, and vegetation management includes burning, herbicide application, and mowing (Levavasseur et al., 2014). The ditches are dredged when the hydraulic capacity requires restoration (Levavasseur et al., 2014). The frequency of management is 1.3 times per year in the study area (Levavasseur, 2012) but varies with typology of the practice, period, and location in the network.

The methods followed these three main steps : (i) a survey of the occurrence of ditch plants along the network and the characterization of the ditch network (ii) the assessment of the spatial autocorrelation of plant patterns using Moran indices and spatial sorting bias in order to select non-correlated samples (iii) the use of a generalized linear model (GLM) and of a species distribution model (Maxent) to predict the occurrence of each species.

### 3.2.2 Plant species distribution survey

Free access to private properties located in agricultural areas is permitted by French legislation, although landowners can apply for an exception as described in Article 647 of the Civil Code.

The following 10 herbaceous species were surveyed along the network : wild asparagus (*Asparagus acutifolius*), sand-couch (*Elytrigia juncea*), common horsetail (*Equisetum arvense*), purple loosestrife (*Lythrum salicaria*), water mint (*Mentha aquatica*), round-leafed mint (*Mentha suaveolens*), shrubby blackberry (*Rubus fruticosus*), curly dock (*Rumex crispus*), round-headed club-rush (*Scirpoides holoschoenus*), and Johnson grass (*Sorghum halepense*). These species were selected mostly because they differ in their sensitivity to various water regimes, and consequently were expected to be predicted heterogeneously by the different geomorphological variables. They were also selected because of their relative abundance and

Table 3.1 – Ecological optima, spatial autocorrelation (SAC) critical distances, frequency of occurrence of the 10 species after consideration of SAC and spatial sorting bias (SSB).

| **Species** | **Ecological optimum** | | | | | **SAC** | **Frequency after SAC** | | | **SSB after SAC** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Light | Soil moisture | pH | Texture | Organic matter | Moran critical distance | Number of presence rasters | Number of absence rasters | Frequency (%) of presence rasters | |
| *Asparagus acutifolius* | 5 | 3 | 6 | 5 | 2 | 14 | 159 | 2165 | 6.8 | 0.8 |
| *Elytrigia juncea* | 9 | 5 | 7 | 5 | 1 | 22 | 416 | 1101 | 27.4 | 0.9 |
| *Equisetum arvense* | 7 | 3 | 5 | 3 | 3 | 30 | 279 | 786 | 26.2 | 0.8 |
| *Lythrum salicaria* | 7 | 5 | 6 | 1 | 8 | 26 | 133 | 1055 | 11.2 | 0.8 |
| *Mentha aquatica* | 5 | 6 | 5 | 1 | 8 | 26 | 25 | 1158 | 2.1 | 0.6 |
| *Mentha suaveolens* | 8 | 5 | 6 | 2 | 8 | 22 | 135 | 1246 | 9.8 | 0.8 |
| *Rubus fruticosus* | 5 | 4 | 2 | 3 | 5 | 18 | 787 | 1266 | 38.3 | 0.9 |
| *Rumex crispus* | 7 | 5 | 5 | 1 | 8 | 10 | 147 | 3026 | 4.3 | 0.9 |
| *Scirpoides holoschoenus* | 8 | 6 | 7 | 1 | 9 | 18 | 185 | 1601 | 10.4 | 0.8 |
| *Sorghum halepense* | 8 | 4 | 7 | 4 | 3 | 14 | 65 | 2237 | 2.8 | 0.6 |

relative ease of identification. The studied species were classified according to their niche characteristics (Table 3.1), using Julve (1998).

The surveys were conducted in July-August 2013 according to a non-destructive sampling procedure using GPS with an Android self-developed application (Moresmau, 2013) ; this enabled a location accuracy of 2 m. Agricultural ditches, including roadside ditches, were part of the study. Thirty-five kilometres of the drainage network (46%) were surveyed for presence/absence of the species. The remaining ditches were excluded from the analysis because surveying them was impractical or because recent management practices impaired the identification of the species. After the survey, the georeferenced data were exported in a shapefile data format with line features.

### 3.2.3 Ditch network characterization

The Bourdic drainage network, which is mainly composed of ditches, was first digitized in 2008-2009 based on aerial images (Levavasseur, 2012) ; the information was regularly updated with field surveys during the 2012-2013 period. During these field surveys, the depths and the upper and lower widths of ditch cross sections were measured at 675 locations. We assumed that the ditch cross-sections did not change significantly between survey times. Each ditch section was then assigned with the presence/absence of plant species and with cross-sections measures. The ditch network was finally rasterized on a grid with a resolution of 2 m ; this resolution was selected based on the precision of the GPS used in the field survey and on the resolution of the digital terrain model (DTM).

### 3.2.4 Plant species spatial autocorrelation

The spatial pattern of each species was analysed separately in order to determine the range of spatial autocorrelation (SAC) ; this was done to exclude samples that were spatially autocorrelated from further analyses and to build a proper sampling design for model estimation (Dormann et al., 2007). If spatially autocorrelated samples are not excluded, the importance of environmental variables can be overestimated (Lichstein et al., 2002). This analysis was conducted with Moran indices (Moran, 1950) based on stream distances. For each of the presence rasters, a matrix was created by counting presence points in the neighbourhood at several ranges of distances (from 2 m to 100 m). The Moran index corresponds to the ratio between covariance for neighbouring points and total variance (Jayet, 2001). For each species, Moran indices were then converted to Z-scores, and the critical distance indicating a significant spatial autocorrelation was determined. Finally, we resampled the presence rasters in order to space them with the critical distance established from Moran indices and to exclude spatial autocorrelation effects from further analysis. Critical distances calculated from Moran indices and the number of presence and absence pixels for each plant species after considering SAC were reported in Table 1. The consideration of the critical distance calculated with Moran indices drastically reduced the number of presence and absence rasters for each species.

### 3.2.5 Geomorphological variables and distance to natural lands and roads

The landscape geomorphological variables included the distance to the outlet ($Doutlet$), the drained surface area ($Drain$), the Multiresolution Index of Valley Bottom Flatness ($Mrvbf$), and the sun exposure of the slopes ($Northness$). The local geomorphological variables were the slope ($Slope$) and solar radiation ($Solar$). The difference between local and landscape geomorphological variables is that the local variables encompass the close environment of a ditch, while the landscape variables encompass a broader environment surrounding the ditch. Distance to natural lands ($Dnat$) and distance to roads ($Droad$) were also chosen as explanatory variables (Table 3.2).

Table 3.2 – Summary of acronyms used for explanatory variables and type of variables

| Variable | Acronym | Type of variable |
|---|---|---|
| Distance to Outlet | *Doutlet* | Geomorphological (Landscape) |
| Drained Surface Area | *Drain* | Geomorphological (Landscape) |
| Multi-resolution Valley Bottom Flatness | *Mrvbf* | Geomorphological (Landscape) |
| Northness | *Northness* | Geomorphological (Landscape) |
| Slope | *Slope* | Geomorphological (Landscape) |
| Solar Radiation | *Solar* | Geomorphological (Landscape) |
| Distance to Natural Areas | *Dnat* | Distance to Land-use |
| Distance to Roads | *Droad* | Distance to Land-use |

The six geomorphological variables were all derived from 2-m-resolution Digital Terrain Model (DTM) grids and Digital Surface Model (DSM) grids obtained from LIDAR surveys conducted in 2001 (Bailly et al., 2008). We considered that the geomorphology did not change significantly between 2001 and 2013. Indeed, the study area is mainly covered with vineyards and no major reorganization of the landscape took place between 2001 and 2013. The major driver of landscape reorganization in the region during this period was urbanization, and it was not significant in the study area. Regarding the morphology of the ditch network as such, the geometrical properties were updated in 2012-2013 with field surveys, as was described above. A "ditch section" consisted of a 2m*2m section area (size of the pixel). A DTM pre-process consisted of stream-burning (Maidment DR, 1996) the rasterized drainage network in the DTM and DSM in order to correctly force preferential water paths through the network of ditches. We hypothesized that the distance to outlet (*Doutlet*), the drained surface area (*Drain*) and the local slope of the ditch (*Slope*) accounted for the hydraulic and hydrological regimes, and also indirectly for soil hygromorphy, in a section of ditch. Indeed, the water regime is the major factor explaining plant spatial patterns in riparian areas (Merritt et al., 2010; Rivaes et al., 2013) and then possibly explain the spatial distribution of plants in Mediterranean ditches. *Doutlet* was then calculated with 2-m accuracy, because it was computed as the shortest path via the gridded network from a ditch section to the outlet. Drain was the whole upstream area drained by a ditch section as computed with the usual D8 algorithm (O'Callaghan et Mark, 1984) on the stream-burned DTM. *Slope* represented the rasterized difference in elevation between ditch terminal nodes divided by ditch polyline lengths. *Mrvbf* is an indicator for soil composition and soil hygromorphy. More specifically, it is a topographic index that enables the mapping of valley bottoms at a range of scales (Gallant et Dowling, 2003). *Mrvbf* is usually used to locate areas of water basins and deposited materials. *Mrvbf* index values < 0.5 indicate non-valley areas,

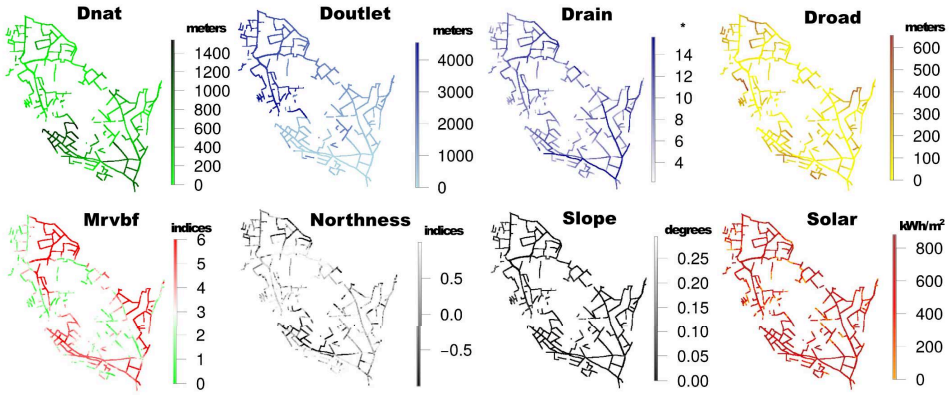



FIGURE 3.1 – Spatial variability for each explanatory variable at the catchment scale. *Dnat* is the distance to natural areas. *Doutlet* is the distance to the outlet. *Drain* is the Drained Surface Area. *Droad* is the distance to roads. *Mrvbf* is the Multi-resolution Valley Bottom Flatness. *Northness* is the exposure of slopes in relation to an East-West axis. *Slope* is the local slope of a ditch section. *Solar* is the direct potential incoming Solar Radiation. $*Drain$ is expressed in log ($meters^2$ +1).

values between 0.5 and 1.5 indicate steep valley bottoms, and values > 1.5 indicate large valley areas (GALLANT et DOWLING, 2003). Northness and Solar accounted for sun exposure at different spatial scales. Northness was the global sun exposure in relation to an East-West reference axis. Solar radiation (*Solar*) was the direct potential incoming solar radiation. A solar constant of 1360.7 $kWh.\ m^{-2}$ was chosen based on the characteristics of the study area, and 70.1% was selected for the lumped atmospheric transmittance. The dust factor was 100 $ppm$. Direct Solar radiation was calculated over a 4-month period from March to June. Because Solar was calculated from the DSM, shade effects from vegetation were considered jointly with relief effects. The shade effect could be calculated for adjacent pixels but could not be easily calculated for the pixel producing the shade. Consequently, we attributed an incoming solar radiation value of 0 to pixels covered by tall vegetation, i.e., for pixels with an elevation difference of at least 1.5 m between DSM and DTM. We also hypothesized that distance to natural areas would be important because they are potential sources of seeds, therefore we included distance to natural areas (*Dnat*) in our analysis. Furthermore, distance to roads (*Droad*) was also included because roads are important seed dispersal vectors in agricultural landscapes and we hypothesized that they would be important for structuring plant communities in agricultural ditch networks. These variables were created from a land-use map established from a satellite image covering the study area in 2014. They were calculated as the shortest path between pixel centres located on a ditch and those located on natural lands or roads. Because some ditches were located on catchment boundaries, we extended the land use map footprint to 200 m in order to avoid edge effects. The spatial patterns and variability of the height variables are presented in Figure 3.1.

We tested the correlations between variables because multicollinearity implies that partial regression coefficients might be imperfectly assessed (GRAHAM, 2003). Because all variables

could be considered continuous, a Pearson product-moment correlation test was used. No strong collinearity among variables was detected because all correlation coefficients were below to 0.6 (Favre-Bac et al., 2014 ; Graham, 2003).

### 3.2.6 Data analysis

**Model selection procedure and importance of variables.**

The occurrence of the 10 plant species in the ditch network was modelled using the 6 geomorphological parameters and the distance to natural areas and distance to roads as explanatory variables. We only selected prospected parts of the network where presence/absence had been determined. Because different models may differ in their performance depending on the application (Duan et al., 2014 ; Li et Wang, 2013), we used two models : (i) a regression model, i.e., the GLM assuming a binomial distribution of values using a logit link (Nelder et Wedderburn, 1972) ; (ii) a SDM, the non-linear maximum entropy model (Maxent) [70]. The GLM uses presence/absence data, but Maxent model uses presence-only data. We selected these models because they have been reported to be among the best distribution models (Duan et al., 2014 ; Wisz et al., 2008). The explanatory variables were rescaled between [0±1] to make their weights comparable during the modelling procedure.

For each plant species and each model, we performed a k-fold cross-validation (k = 4). The number of presence data for each plant species in each learning and validation sample was greater than 10 pixels. Area under the curve (AUC) (Swets, 1988), a threshold-independent statistic, was used to assess the fitting of the different models for each validation sample and each species. A mean AUC value was calculated for the four validation samples. An AUC value $\leqslant 0.5$ indicates that the model does not perform better than a random model ; values between 0.5 and 0.7 indicate a low predictive ability ; values between 0.7 and 0.9 indicate a good predictive ability ; and values > 0.9 indicate an excellent predictive ability (Swets, 1988). The use of AUC in evaluating the performance of species distribution models has been criticized (Peterson, Papeş et Soberón, 2008) and particularly because the AUC values are sensitive to the spatial extent used to select background points. To that end, we also calculated the "spatial sorting bias" (SSB), i.e. the difference between the distance from testing-presence to training-presence and the distance from testing-absence to training-presence points, for each species, following Hijmans (2012b). A SSB close to 0 means a strong bias whereas a SSB close to 1 means an absence of bias. Before calculating the SSB, the data were spatially resampled to remove SAC by using Moran's autocorrelation indices calculated along the linear networks. Then SSB was calculated for each species after resampling. We could not apply the pairwise distance sampling algorithm proposed by Hijmans (2012b) due to the specific structure of our dataset (network structure). We also added the accuracy measures derived from the confusion matrices, such as the Positive Predictive Value (PPV), the Negative Predictive Value (NPV) and the Overall accuracy, as proposed by Liu, White et Newell (2011). The predicted values were thresholded using the maximum Kappa value (Cohen, 1960) to calculate the confusion matrices. For each explanatory variable, we then determined its relative importance for

Maxent, and the value of the coefficients for GLM (positive or negative) for each species. For GLM, because explanatory variables were all converted to a [0±1] scale, absolute values of regression coefficients also represented their relative importance. For GLM, only coefficients with pvalues < 0.05 were displayed.

**Spatial patterns of false positive and false negative predictions.**

The modelled distributions of species in the validation sample were calculated as continuous probability values. These probabilities were transformed into binary scores using a threshold value calculated from maximum Kappa values (Cohen, 1960). For Maxent, one map for false positive predictions and another map for false negative predictions, with compiled results for the 10 species, were created to identify areas with low prediction scores common to several species.

**Tools used for analysis.**

Maps displaying spatial patterns of explanatory variables and false positive/false negative predictions were created using QGIS (QGIS Development Team, 2016). All analyses were conducted with R (R Development Core Team, 2018). All explanatory variables were calculated using the RSAGA package (Brenning A., 2008). The pre-modelling preparation of data relied on the R Spatstat package (Baddeley, Rubak et Turner, 2015), R Raster Package (Hijmans, 2012a), R Maptools Package (Bivand et Lewin-Koh, 2016), R Rgdal package (Bivand, Keitt et Rowlingson, 2016), R sp package (Pebesma et Bivand, 2005), R Rgeos package (Bivand et Rundel, 2016), R pbapply package (Solymos et Zawadzki, 2016), and R igraph package (Csardi et Nepusz, 2006). The R Dismo package (Hijmans et al., 2016) was used for the modelling step. Note that the Maxent model was run with the default features, i.e. the convergence threshold at 0.00001 and the maximum number of iterations at 5000.

## 3.3 Results

SAC varied among species and ranged from 10 to 30 m (Table 3.1). The critical distances were largest for *E. arvense*, *L. salicaria*, and *M. aquatica*, and were smallest for *R. crispus*, *A. acutifolius*, and *S. halepense*. All SSB calculated after considering SAC (Table 3.1) were equal to or above 0.6, meaning that the spatial sorting bias was low in our case-study.

The mean AUC values were generally greater for Maxent models than for GLMs (Table 3.3). The order of species according to AUC values was roughly similar for the two models. Maxent mean AUC values ranged from 0.92 for *M. aquatica* to 0.67 for *R. fruticosus*, and the standard deviations were moderate ($\leqslant$ 0.05) for all species models except for *S. halepense* ($Sd$ = 0.11). Maxent species models with the highest mean AUC values ($\geqslant$ 0.90) were those for *M.*

Table 3.3 – Mean area under the curve (AUC) values and three metrics derived from confusion matrices with GLM and Maxent model for each species. Standard deviation issued from the cross-validation procedure were represented by values in brackets.

| **Species** | **AUC** | | **Positive Predictive Value** | | **Negative Predictive Value** | | **Overall accuracy** | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Maxent | GLM | Maxent | GLM | Maxent | GLM | Maxent | GLM |
| *Asparagus acutifolius* | 0.85 (0.03) | 0.85 (0.04) | 0.84 (0.04) | 0.87 (0.05) | 0.78 (0.07) | 0.75 (0.05) | 0.78 (0.06) | 0.76 (0.05) |
| *Elytrigia juncea* | 0.72 (0.03) | 0.62 (0.02) | 0.76 (0.08) | 0.74 (0.04) | 0.54 (0.05) | 0.48 (0.06) | 0.60 (0.02) | 0.55 (0.03) |
| *Equisetum arvense* | 0.89 (0.01) | 0.79 (0.02) | 0.84 (0.09) | 0.75 (0.10) | 0.86 (0.04) | 0.79 (0.07) | 0.85 (0.02) | 0.78 (0.03) |
| *Lythrum salicaria* | 0.90 (0.02) | 0.86 (0.01) | 0.80 (0.02) | 0.90 (0.03) | 0.85 (0.04) | 0.72 (0.05) | 0.85 (0.03) | 0.74 (0.05) |
| *Mentha aquatica* | 0.92 (0.03) | 0.83 (0.09) | 0.96 (0.09) | 0.71 (0.16) | 0.76 (0.12) | 0.83 (0.17) | 0.76 (0.12) | 0.83 (0.17) |
| *Mentha suaveolens* | 0.80 (0.02) | 0.69 (0.04) | 0.68 (0.10) | 0.65 (0.07) | 0.80 (0.08) | 0.78 (0.05) | 0.78 (0.06) | 0.77 (0.03) |
| *Rubus fruticosus* | 0.67 (0.01) | 0.61 (0.03) | 0.64 (0.21) | 0.62 (0.16) | 0.64 (0.21) | 0.58 (0.18) | 0.64 (0.05) | 0.60 (0.05) |
| *Rumex crispus* | 0.82 (0.03) | 0.82 (0.02) | 0.81 (0.05) | 0.82 (0.02) | 0.76 (0.08) | 0.75 (0.03) | 0.76 (0.07) | 0.76 (0.03) |
| *Scirpoides holoschoenus* | 0.86 (0.03) | 0.82 (0.02) | 0.80 (0.09) | 0.74 (0.05) | 0.82 (0.10) | 0.81 (0.06) | 0.82 (0.08) | 0.80 (0.05) |
| *Sorghum halepense* | 0.72 (0.11) | 0.61 (0.05) | 0.62 (0.12) | 0.72 (0.12) | 0.80 (0.09) | 0.57 (0.18) | 0.80 (0.09) | 0.58 (0.17) |

*aquatica* and *L. salicaria*. The only Maxent species model with a low mean AUC value ($<$ 0.70) was that for *R. fruticosus*. GLM mean AUC values ranged from 0.86 for *L. salicaria* to 0.61 for *R. fruticosus*, and the standard deviations were moderate ($\leqslant$ 0.05) for all species except for *M. aquatica* ($Sd$ = 0.09). GLM species models with the highest mean AUC values ($\geqslant$ 0.85) were those for *L. salicaria* and *A. acutifolius*. GLM species models with the lowest mean AUC values ($<$ 0.70) were those for *R. fruticosus*, *S. halepense*, *E. juncea*, and *M. suaveolens*.

*M. aquatica* had the highest positive predictive value (0.96) and *S. halepense* the lowest (0.62) with the Maxent model (Table 3.3). *L. salicaria* had the highest positive predictive values (0.90) and *R. fruticosus* had the lowest (0.62) with the GLM model. *E. arvense* had the highest negative predictive value (0.86) and *E. juncea* the lowest (0.54) with the Maxent model. *M. aquatica* had the highest negative predictive value (0.83) and *E. juncea* the lowest (0.48) with the GLM model. For the Maxent model, the overall accuracy was then the highest for *E. arvense* and *L. salicaria* (0.85) and was low for *E. juncea* (0.6) and *R. fruticosus* (0.64). For the GLM model, the overall accuracy was the highest for *M. aquatica* (0.83) and the lowest for *E. juncea* (0.55) and *S. halepense* (0.58).

TABLE 3.4 – Results for Maxent models for each species. Coefficients represent the relative importance of the explanatory variables (the sum of coefficients for each species is equal to 100). The more the coefficient is close to 100, the more the relative importance of the variable is high, compared to other variables.

| Species | Doutlet | Drain | Mrvbf | Northness | Slope | Solar | Dnat | Droad |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Asparagus acutifolius* | 18.1 | 0.9 | 43.9 | 0.4 | 9.2 | 17 | 5.8 | 4.6 |
| *Elytrigia juncea* | 42.4 | 13.7 | 4.8 | 2.0 | 9.2 | 7.2 | 8.9 | 11.8 |
| *Equisetum arvense* | 15.7 | 5.2 | 34.3 | 2.4 | 3.2 | 1.3 | 25.5 | 12.3 |
| *Lythrum salicaria* | 19.2 | 27.1 | 34.3 | 2.8 | 2.2 | 3.0 | 6.9 | 4.4 |
| *Mentha aquatica* | 35.8 | 11.2 | 16.4 | 9.8 | 1.2 | 1.7 | 21.4 | 2.5 |
| *Mentha suaveolens* | 58.1 | 5.8 | 4.6 | 1.7 | 2.6 | 4.8 | 4.9 | 17.5 |
| *Rubus fruticosus* | 17.5 | 13.2 | 2.4 | 2.5 | 6.0 | 16.7 | 29.3 | 12.4 |
| *Rumex crispus* | 46.3 | 8.9 | 16.4 | 1.7 | 2.4 | 5.3 | 11.5 | 7.5 |
| *Scirpoides holoschoenus* | 31.0 | 10.8 | 19.4 | 14.2 | 7.9 | 3.0 | 6.1 | 7.6 |
| *Sorghum halepense* | 33.1 | 10.8 | 9.9 | 4.0 | 3.8 | 1.1 | 18.6 | 18.6 |

Based on Maxent and GLM models, the coefficients for each explanatory variable are presented in Table 3.4 and Table 3.5. For each model, variables with high importance were considered those with coefficient values above the statistical median of the whole set of values attributed to the coefficients ; the absolute value of the median was 9 for Maxent models and 2 for GLM.

Regarding the Maxent models, the importance was greater for $Doutlet$ and $Mrvbf$ than for the other variables for most of the 10 species. $Drain$, $Dnat$, and $Droad$ were of secondary importance for Maxent models, and $Northness$, $Solar$, and $Slope$ were of slight importance except for a few species. Geomorphological variables were then good explanatory variables for most species. $Mrvbf$ was important for *A. acutifolius*, *E. arvense*, *L. salicaria*, *S. holoschoenus*, *M. aquatica*, *R. crispus*, and *S. halepense*. $Drain$ was important for *L. salicaria*, *E. juncea*, *R. fruticosus*, *M. aquatica*, *S. halepense*, and *S. holoschoenus*. $Solar$ was important for *A. acutifolius* and *R. fruticosus*, and $Northness$ was important for *S. holoschoenus* and *M. aquatica*. $Slope$ was important for *E. juncea* and *A. acutifolius*. Regarding distance to natural lands and distance to roads, $Dnat$ was important for *R. fruticosus*, *E. arvense*, *M. aquatica*,

Table 3.5 – Results for GLM for each species. Regression coefficients are presented ; their absolute value indicate the relative importance of the explanatory variables because explanatory variables have been rescaled between [0±1] before modelling. Only coefficients with $p - value$>0.05 were presented.

| **Species** | **Doutlet** | **Drain** | **Mrvbf** | **Northness** | **Slope** | **Solar** | **Dnat** | **Droad** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Asparagus acutifolius* | - | - | -2.3 | - | 3.3 | 1.3 | -3.3 | 1.3 |
| *Elytrigia juncea* | - | 0.7 | - | - | -5.3 | - | 0.7 | -1.2 |
| *Equisetum arvense* | - | - | 2.7 | - | -7.8 | - | -4.2 | -1.7 |
| *Lythrum salicaria* | -2.4 | 3.3 | 5.2 | - | - | - | -1.7 | -1.6 |
| *Mentha aquatica* | - | 3.1 | 3.2 | - | - | - | -3.1 | - |
| *Mentha suaveolens* | -3.0 | - | 0.8 | - | - | - | - | -2.8 |
| *Rubus fruticosus* | 0.5 | 0.5 | - | -0.3 | -2 | -0.8 | -1.4 | -0.8 |
| *Rumex crispus* | -2.4 | 1.3 | 1.6 | - | - | - | 2.3 | -2.0 |
| *Scirpoides holoschoenus* | -1.7 | 2.9 | 1.3 | -1 | - | - | - | -4.2 |
| *Sorghum halepense* | 1.3 | - | - | - | - | - | - | -3.7 |

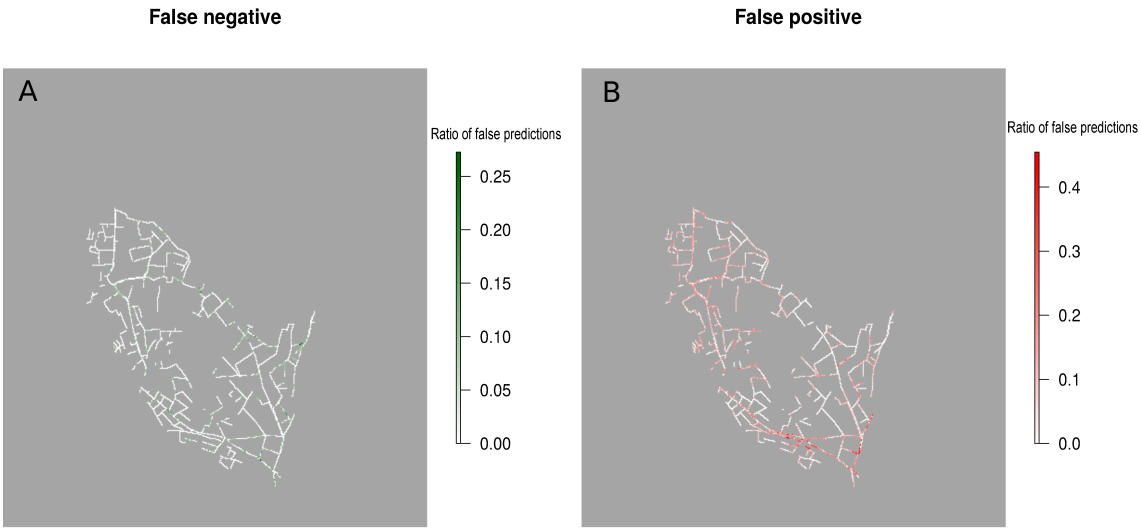



FIGURE 3.2 – Location of false negative (A) and false positive (B) predictions for Maxent model. For each pixel, the value is the ratio between the number of false negative (2A), or false negative (2B) predictions for all species and the total number of species.

*S. halepense*, and *R. crispus*. *Droad* was important for *S. halepense*, *M. suaveolens*, *R. fruticosus*, *E. arvense*, and *E. juncea*. *Dnat* and *Droad* had low importance for *S. holoschoenus*, *L. salicaria*, and *A. acutifolius*.

Regarding GLMs, *Droad*, *Dnat*, *Mrvbf*, and *Slope* were more important than the other variables for most of the studied plant species. *Doutlet* and *Drain* were of secondary importance for GLM models, and *Northness* and *Solar* were of low importance. Regarding correlations between geomorphological variables and species presence, *Mrvbf* was positively correlated with *L. salicaria*, *M. aquatica*, and *E. arvense* and was negatively correlated with *A. acutifolius*. *Slope* was negatively correlated with *E. arvense*, *E. juncea*, and *R. fruticosus* and positively correlated with *A. acutifolius*. *Doutlet* was negatively correlated with *M. suaveolens*, *R. crispus*, and *L. salicaria*. *Drain* was positively correlated with *L. salicaria*, *M. aquatica*, and *S. holoschoenus*. *S. halepense* occurrence was poorly explain by all of the geomorphological variables. Regarding distance to natural lands and roads, *Droad* was negatively correlated with *S. holoschoenus*, *S. halepense*, *M. suaveolens*, and *R. crispus*. *Dnat* was negatively correlated with *E. arvense*, *A. acutofolius*, and *M. aquatica* and was positively correlated with *R. crispus*. Geomorphological variables were then important to explain the distribution of all species with GLM, except for *S. halepense*.

The residual maps revealed false positive predictions along major road axes in the southern catchment (Figure 3.2B). No spatialized tendency was evident, however, for false negative predictions (Figure 3.2A).

## 3.4 Discussion

### 3.4.1 Effect of geomorphological variables and distance to natural areas and roads

That geomorphological variables greatly affect plant spatial distribution has been previously demonstrated in Mediterranean streams (Manolaki et Papastergiadou, 2016) and in wetlands (Kröger, 2010), but has not been previously assessed in ditches. This is reasonable for ditches because geomorphological features control the water regime and consequently greatly influence the fluxes of sediments, nutrients, pesticides and plant propagules that reach the ditches. Additionally, the results of the current study showed that the landscape geomorphological variables were at least as important as local geomorphological variables for determining the spatial distribution of plants. In agricultural landscapes, weed dynamics have often been linked to local features, but as reported by Alignier et al. (2013) for in-field weeds, the factors controlling plant distribution can involve several interacting spatial scales. The dependence of plant ditch communities on the landscape scale has been previously shown for a land-use mosaic (Favre-Bac et al., 2014) but not for landforms. The results of the current study also highlighted the upstream-downstream gradient of the communities in the network, in that $Doutlet$ was important for explaining the occurrence of all species. The weak ability of local geomorphological variables to predict species spatial distribution could also be explained by the expected greater error for local than for landscape variables, although the 6 geomorphological variables were derived from the DTM and DSM and calculated at the same resolution. Indeed, $Slope$ calculation was based on the elevation difference between two points (at the beginning and end of the ditch) for which the uncertainty could be significant. Regarding $Solar$, due to the number of hypotheses we made (especially the fact that the pixel covered by vegetation was considered having no direct solar radiation), and due to the incertitude of measures of the geometrical properties of the ditch considered in the calculation, we can also expect it is less accurate than other variables calculated directly from the DTM and DSM.

In any case, the fact that landscape geomorphological variables, and especially $Drain$, $Doutlet$ and $Mrvbf$ were important predictors, shows indirectly the role of the hydrological connectivity at the catchment scale to explain the distribution of plant species in the ditches. As the modification of the geomorphology of the catchment is not possible, agro-ecological measures aiming at controlling the occurrence of plant species in Mediterranean agricultural landscapes should consider modifying this hydrological connectivity, for example by changing the density of the ditch network. Indeed, it has been confirmed in Levavasseur et al. (2012) that the modification of the density of the network would have consequences on the water fluxes (especially the drained surface area and the peak discharge at the outlet) at the catchment scale in rain-fed Mediterranean agricultural catchments. In addition, the fact that the $Mrvbf$ is also an important variable gives credit to measures affecting the sedimentological connectivity of the catchment, such as the optimization of the spatial distribution of vegetative filter strips involved in sediment trapping (Gumiere et Raclot, 2011), to manage the occurrence of plants species.

Previous studies have demonstrated that land use can influence plant distribution in field boundaries by acting as seed bank sources or vectors (Favre-Bac et al., 2014 ; Leng, Musters et Snoo, 2011 ; Maheu-Giroux et De Blois, 2007). Van Dijk et al. (2014) reported that the occurrence of most species decreased with distance to nature reserves. Similar results were found in the present study as indicated by the negative correlation between *Dnat* and the occurrence of most species in GLM models. The strength of the association between the occurrence of species and the distance to seed sources or vectors was previously linked to the preferential dispersal strategy of the plant (Favre-Bac et al., 2014 ; Van Dijk et al., 2014), but our data did not contain enough plant species to confirm this association. The effect of road proximity in our results was well-illustrated for *S. halepense*, which was previously shown to be dispersed with the movement of agricultural equipment (San Martín et al., 2016). These results illustrate the fact that measures based on the establishment of new seed bank sources such as vegetative filter strips (sown or not) along the ditches could be considered in order to enhance the occurrence of some species.

### 3.4.2 Non-explained variability

The non-explained variability in spatial distribution varied greatly among the species in the current study. The selected explanatory variables were poor predictors of the spatial distribution for some species, especially for *R. fruticosus*, *S. halepense*, and *E. juncea*. The spatial variability of these species may be explained by factors that were not considered in our study. These factors could include biotic and abiotic variables and also the human activities involved in the maintaining of ditches.

Two main biotic factors that affect the spatial distribution of plants are dispersal processes and interspecific interactions such as competition and facilitation. Dispersal processes were indirectly taken into account in the current study by calculating the extent of spatial autocorrelation and by the choice of explanatory variables. However, competition and facilitation are rarely assessed in SDM studies (Meineri, Skarpaas et Vandvik, 2012). These interactions are difficult to measure because variables that are considered to be biotic are sometimes micro-niche abiotic variables missing in the chosen pool of explanatory variables (Guisan et Thuiller, 2005), and this may introduce collinearity effects between abiotic and biotic variables in the analysis (Meineri, Skarpaas et Vandvik, 2012). Interactions would also be difficult to assess with the current data because they described the occurrence but not the abundance of the 10 selected species. Additionally, the influence of competition might be less important in drainage networks than in natural ecosystems because the networks are frequently disturbed (Bassa et al., 2012 ; Connell, 1978). However, these effects of competition and their importance can vary according to species. For example, Arnold et al. (1988) showed that the perennial S. halepense had lower germination rates when the canopies of others plants were already developed, while the development of R. fruticosus was poorly impaired by the shading effects (Balandier et al., 2013). The consideration of these interactions represents a major challenge in the use of SDMs.

Abiotic variables from the environmental niche that could not be represented clearly by geomorphological variables were especially those linked with soil properties (e.g., pH, texture, structure, etc.). Firstly, the soil horizons in ditches have been formed over centuries when the geomorphology of the catchment was maybe slightly different. This could have implied different preferential places of deposition for sediments. The formation of the soils in the ditches was also influenced by the management practices led in the ditch network and in the plots of the upper catchment because agricultural practices affect the rates of transported materials (David et al., 2014). Consequently, the current geomorphology partly controls where sediments are deposited today but soil formation in ditches was a long and multi-variable process, as was described in Needelman, Ruppert et Vaughan (2007), that is difficult to assess with static variables.

Another major challenge for SDM is the temporal variability of the explanatory variables. In the study area, the intermittency of rainfalls throughout the year and the inter-annual variability in the climate can create contrasted environmental conditions over time that could not be taken into account in our approach. This temporal variability can also affect plant interspecific relationships (Lancaster, Morrison et Fitt, 2017 ; Valladares et al., 2015). In some semi-arid landscapes, perennials create favourable or unfavourable conditions for the growth of annuals (Luzuriaga et al., 2012) depending on the environmental conditions, and especially according the water stress. The temporal variability in the explanatory variables is then a major challenge that could be partly solved taking into account the recent history of the explanatory variables, as was proposed in Alignier et al. (2013) for management practices. However, for abiotic conditions, the problem of the temporal scales and types of indicators that we should use to take into account the recent history still needs to be solved.

The effects of ditch management practices have not been taken into account in this study. Yet, these management practices regularly disturb the ecosystem removing all the vegetation in place (Levavasseur et al., 2014) and highly affect the local properties of the ditches (Dollinger et al., 2015). It has been shown that both the type of practice and the time of the practice could affect the plant communities. In the Netherlands, a proper management of the ditch banks helped increase the richness of plant species (Manhoudt, Visser et Snoo, 2007). It has also been shown that when there was a match between the period of the management practice and the seed maturity, the seed dispersal was optimal (Leng, Musters et Snoo, 2011). Consequently, for Mediterranean ditches, it would be interesting to know more about how these practices interact with plant species to understand better their spatial distribution.

The concentration of false positive predictions in the southern part of the study area and next to main roads remained unclear. These drainage networks are located near an urban area. In this suburban area, diffuse contaminants or non-agricultural maintenance practices may affect the spatial distribution of plants in ditches. Another explanation would be that these main roads would be less used by farm equipments, thus reducing the seed dispersal for species using this dispersal strategy.

These data on the sensitivity to explanatory variables could help guide the management of

plants species in ditches in agricultural areas and in the suburbs of rural cities. For those species that are mostly explained by geomorphological variables, modifying the hydrological and sedimentological connectivity could be an effective way to manage their occurrence. For species mainly explained by distance to natural areas and distance to roads variables, supplementing seed bank sources on adjacent lands (by creating vegetative filter strips for example) would probably be effective. The factors that control the occurrence of species that were poorly predicted in this study need to be investigated. Future research should try to include the abundance of plants species, the whole community composition as well as management practices applied to the ditches.

### 3.4.3 Performance of the Maxent model and GLM

Consistent with previous results (Duan et al., 2014 ; Elith et al., 2006 ; West et al., 2016), the Maxent model provided better spatial predictions for occurrence of plant species than the GLM model. The difference between Maxent and GLM performance was significant for the AUC but was slight for the other metrics. The stability of the predictions was correct because there was a moderate standard deviation (equal to or below 0.10) for all metrics after cross-validation, except for S. halepense, probably due to the small number of occurrence pixels after considering SAC or other explanatory variables that were not considered in the study, such as the sensitivity of some seeds to anthropogenic dispersion with agricultural equipment (Petit et al., 2011). The ability of the Maxent model to consider interactions can also explain some of the differences in the identification of the main explanatory variables by the Maxent model vs. the GLM. Finally, the better performance of Maxent model than GLM may be explained by differences in data format. The GLM considers presence- absence data, while the Maxent model considers presence data compared against the entire region (Wisz et al., 2008). Although the sampling procedure of plant species was led at the whole catchment scale, the true absence of a plant species may be difficult to prove. Absence may reflect an unsuitable habitat or a suitable habitat that has not yet been colonized, as emphasised by Jarnevich et al. (2015). Other reasons for the absence of a species could be linked with the timing of the dispersal events (Leng, Musters et Snoo, 2011) that can be variable according to the years, the variability of the conditions needed for the germination and establishment of the species, interspecific interactions and the specific management practices of the area (for example, the practice of dredging removes all the seed bank contained in the superficial soils (Dollinger et al., 2015)). Additional surveys on several years would be necessary to confirm the true absence of a species.

### 3.4.4 Conclusion

This study illustrates the importance of considering geomorphological variables and the distance to natural lands and roads in order to predict the occurrence of some plant species living in agricultural drainage ditches in a rain-fed Mediterranean catchment. The importance of the landscape geomorphological variables outlines the role of the landscape environment

surrounding a ditch in explaining the occurrence of these plant species. Consequently, agro-ecological management in Mediterranean ditch networks should investigate measures based on the modification of the hydrological and sedimentological connectivity in the catchment, such as the modification of the density of ditches and the optimization of the spatial organization of vegetative filter strips. Moreover, these vegetative filter strips could constitute new seed bank sources for ditch plants because the distance to seed bank sources and the distance to seed dispersal vectors (roads) were also important predictors in the study.

# Chapitre 4

## Influence des pratiques agricoles sur les traits végétaux interagissant avec les processus éco-hydrauliques des fossés

Ce chapitre présente une expérimentation visant à mettre en lumière les effets des pratiques d'entretien de la végétation d'un fossé sur les traits de végétation influençant les processus éco-hydrauliques. Les processus éco-hydrauliques considérés sont le transport hydraulique en surface et dans le sol, le transport de sédiments et le transport de propagules végétales. L'expérience se concentre sur les effets des pratiques d'entretien après 2 ans de pratiques (le moyen-terme). Cette expérience vient en complément d'une autre expérimentation visant à caractériser l'influence des pratiques d'entretien sur les dynamiques de porosité de végétation, à court-terme après les pratiques (se référer à Vinatier et al. (2018), soumis et accepté dans Remote Sensing en 2018, dont l'auteur de cette thèse est co-auteur - Annexe A).

L'article qui suit a été soumis à Applied Vegetation Science en 2019 sous le titre *Influence of maintenance operations on plant traits interacting with eco-hydraulic processes in an agricultural ditch*.

## 4.1 Introduction

Ditch networks are semi-natural landscape features located at field, path, or road boundaries. In rural areas, these ditches have mainly been established for drainage, runoff collection or erosion mitigation purposes (Levavasseur, Bailly et Lagacherie, 2016b). Ditches' morphology and layout make them prone to collecting sediments, nutrients, phytosanitary products and plant propagules from other landscape objects. As interfaces between terrestrial and aquatic bodies, ditches support a high level of plant biodiversity (Herzon et Helenius, 2008 ; Le Cœur et al., 2002 ; Milsom et al., 2004 ; Pierce, Kröger et Pezeshki, 2012 ; Twisk, Noordervliet et Keurs, 2003). In northern Europe, this vegetation is mostly aquatic (Shaw et al., 2015 ; Twisk, Noordervliet et Keurs, 2003), whereas it is generally terrestrial or semiaquatic in Mediterranean areas (Levavasseur et al., 2014). This vegetation is involved in the dynamics of several eco-hydraulic processes of ditches such as water conveyance and infiltration, solid transport and propagule transport (Dollinger et al., 2017 ; Soomers et al., 2010 ; Van Dijk et al., 2014).

The plant community composition in ditches depends on several factors. In addition to endogenous factors such as dispersal (Favre-Bac et al., 2016 ; Van Dijk et al., 2014) or competitive strategies (Blomqvist et al., 2003), several exogenous factors shape the plant communities. At the local scale, soil properties (Maheu-Giroux et De Blois, 2007 ; Shaw et al., 2015 ; Strien et al., 1991), sun exposure (Shaw et al., 2015 ; Strien et al., 1991) and the water regime (Shaw et al., 2015 ; Twisk, Noordervliet et Keurs, 2003) can affect the distribution of plants. Plant community composition is also explained by landscape scale factors such as geomorphology and drainage area, the distance to natural areas and plant source populations (Maheu-Giroux et De Blois, 2007 ; Van Dijk et al., 2014), or landscape configuration (Bassa et al., 2012 ; Favre-Bac et al., 2014 ; Gaba et al., 2010 ; Gabriel, Thies et Tscharntke, 2005). Moreover, plant communities are highly dynamic because they are also shaped by seasonality and interannual climatic conditions. Especially in Mediterranean landscapes, climatic variability and the intermittence of rainfall affect the flow regime in ditches and related succession of plant communities.

The last important factors explaining the composition of plant communities in ditches are the type and timing of agricultural practices performed in adjacent fields or in the ditches (Blomqvist, Tamis et Snoo, 2009 ; Chaudron et al., 2016 ; Le Cœur et al., 2002 ; Leng, Musters et Snoo, 2011 ; Manhoudt, Visser et Snoo, 2007 ; Shaw et al., 2015 ; Strien et al., 1991 ; Twisk, Noordervliet et Keurs, 2003). Most studies on the effects of ditch maintenance operations have been performed in northern Europe (Blomqvist, Tamis et Snoo, 2009 ; Leng, Musters et Snoo, 2011 ; Manhoudt, Visser et Snoo, 2007 ; Shaw et al., 2015 ; Strien et al., 1991 ; Twisk, Noordervliet et Keurs, 2003). Many of these studies focused on understanding whether practices conducted by farmers in the ditches or in adjacent fields modified the richness of ditch communities. A reduction in competition for light (Shaw et al., 2015 ; Strien et al., 1991) or high levels of water (Shaw et al., 2015 ; Twisk, Noordervliet et Keurs, 2003) induced by the practices reportedly have a positive effect on richness. Other studies focused on determining the timings of practices that might be optimal for seed dispersal (Chaudron et al., 2016 ; Leng, Musters et Snoo, 2011). Alignier et al. (2013) also showed that past practices were an important factor explaining present plant communities. In Mediterranean rural areas, four types of maintenance strategies, i.e. mowing, burning, chemical weeding and dredging (Dollinger et al., 2015 ; Levavasseur et al., 2014) are usually used to restore the hydraulic capacity of ditches. Mowing, burning and chemical weeding are used to clear vegetation. These operations are generally applied annually or twice per year (Levavasseur et al., 2014). Dredging is performed every 5 to 10 years (Dollinger et al., 2015 ; Levavasseur et al., 2014). The effects of these operations on ditch properties are poorly understood, especially the effects of burning (Dollinger et al., 2015). Moreover, the direct effect of maintenance on in-ditch species richness in Mediterrean areas has rarely been studied (Bassa et al., 2012).

Therefore, maintenance practices are significant "filters" (Lavorel et Garnier, 2002) explaining plant community composition. However, in this study, rather than focusing only on the ability of these maintenance operations to affect the richness and abundance of species

in ditches, we investigated the effect of maintenance strategies on the selection of functional traits influencing eco-hydraulic transport processes. In other words, we aimed to clarify how maintenance strategies modify community composition and how this modification in turn affects the ecosystem. At the plant community scale, maintenance strategies may have consequences for the mean and dispersion of trait values influencing transport processes. Many studies conducted in natural and experimental open channels have highlighted the fact that plants' heights, stem diameters and architecture, in relation to the density of stems, influence hydraulic resistance and flow velocity (Baptist et al., 2007 ; Busari et Li, 2015 ; Cheng, 2011 ; Green, 2005a ; James et al., 2004 ; Luhar et Nepf, 2011a ; Nepf, 2011 ; Nikora et al., 2008 ; Yang et Choi, 2010). Plant architecture and density at the water surface in relation to water height influence the retention of floating propagules (Chambert et James, 2009 ; Defina et Peruzzo, 2010 ; Peruzzo, Defina et Nepf, 2012). Properties of plant patches (length and width) and the height and density of vegetation partly shape the spatial distribution of sedimentation in open channels (Lambrechts et al., 2014 ; Larsen, Harvey et Crimaldi, 2009 ; Ortiz, Ashton et Nepf, 2013 ; Vargas-Luna, Crosato et Uijttewaal, 2014 ; Zong et Nepf, 2011). Finally, the density of the vegetation cover and density of fibrous roots exert a positive influence on strengthening the soil on the banks and in the bottom of ditches (Operstein et Frydman, 2000 ; Zhang et al., 2013). Therefore, modifications of plant community traits induced by maintenance strategies might have consequences for water conveyance and other eco-hydraulic processes. If these effects are significant, then such modifications might have implications for the design of ditch maintenance strategies.

The objectives of this study were to : (i) characterize the influence of ditch maintenance strategies on the composition of plant communities after two years (the medium term) (ii) identify the associated consequences in terms of plant community traits affecting water conveyance and eco-hydraulic processes. The experiment presented in this paper focused on a small agricultural ditch in a Mediterranean region of southern France.

## 4.2 Material and Methods

### 4.2.1 Study area

The study area is located in a small agricultural catchment in southern France, in the territory of the Alignan-du-Vent township in the Hérault department. Rainfed vineyards represent the major land use type of the area. The area is characterized by a Mediterranean climate. Precipitation generally totals approximately 650 mm per year (data issued by the Observatoire Méditerranéen de l'Environnement Rural et de l'Eau (OMERE), http ://www.obs-omere.org) with two rainy seasons in spring and autumn. These rainy periods correspond to the major periods of vegetation growth. The rainfall from January to the end of April in 2015 and 2017 totaled 107 and 231 mm, respectively, although both hydrological years (2014-2015 and 2016-2017) were intermediate in terms of measured rainfall compared with the past 25 years.

The maximum and minimum temperatures registered from January to the end of April were -3.7°C and 26.7 °C in 2015, and -7.3°C and 26.3°C in 2017, respectively.

The landscape is characterized by an extended ditch network dug to facilitate the collection of runoff and the discharge of water (Levavasseur, Bailly et Lagacherie, 2016b ; Moussa, Voltz et Andrieux, 2002). The network density in the region was characterized by Levavasseur et al. (2015) and found to be approximately 200m/ha. Four types of maintenance are currently performed in the area to restore the hydraulic capacity of ditches : mowing, burning, chemical weeding and dredging (Dollinger et al., 2015 ; Levavasseur et al., 2014).

The ditch that was studied is 120 meters long. We chose a limited area of study instead of multiple areas across the watershed network for two main reasons : (i) the necessity to control the schedule of practices during the study period, as timing and types of practices are uncertain over the whole network (Levavasseur et al., 2014), (ii) the consideration of an homogeneous area in terms of abiotic factors (pedology, hygrometry, morphology) as vegetation communities of ditches are highly dependent on these factors across the network (Chapitre 3). It is directly surrounded by vineyards without field strip margins or trees. It has a trapezoidal shape and is approximately 1.5 meters wide at the top and 0.6 meters wide at the bottom (Figure 4.1). The ditch has an elbow approximately 40 meters from upstream. The first part of the ditch has a northwest/southeast orientation, and the second part has a west/east orientation. The water flows from northwest to the east. The outlet of the ditch is located 10 meters from the end of the experimental area. The ditch has intermittent exfiltrating behavior when the groundwater table is shallow and an infiltrating behaviour when the groundwater table is deep. The vegetation observed in this ditch ranges from terrestrial (herbaceous) to semiaquatic, but no aquatic species have been reported based on yearly observations due to the intermittent nature of the water flows.

### 4.2.2 Experimental setup

The experimental setup is thoroughly described in Dollinger et al. (2017). Briefly, the experimental ditch was divided into four repetitions, each of which was divided into five quadrats managed in various ways (Figure 4.1). Four different maintenance strategies, i.e. mowing, burning, chemical weeding, and dredging, and a control section with no maintenance accounting for the other exogenous effects (especially climatic conditions), were implemented between 2015 and 2017. The 20 resulting quadrats were approximately four meters long. They were separated by two-meter-long buffer zones. The location of the quadrats in the ditch was indicated by markers positioned every meter on both sides of the ditch.

According to Levavasseur et al. (2014), in this agricultural area, mowing is generally conducted during summer. Chemical weeding is generally conducted during spring using non-selective herbicides. Burning occurs from mid-October to mid-March, coinciding with the legal authorizations for burning enforced in the area (burning is not allowed during dry periods to limit fire spreading). The experimental setup was developed in accordance with

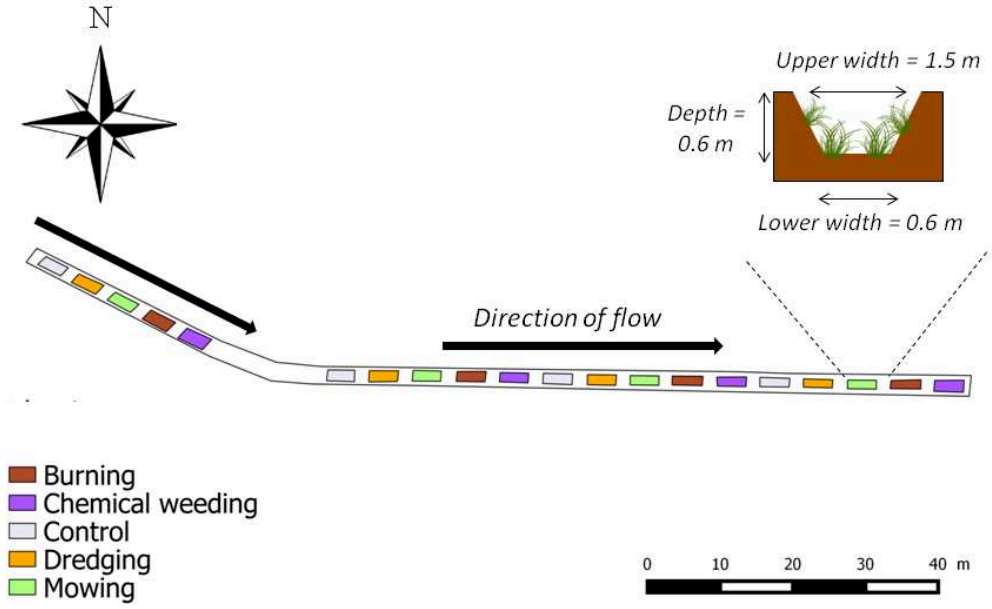



FIGURE 4.1 – Schematic illustration of the experimental setup. Five treatments were applied to the studied ditch : mowing, burning, chemical weeding, dredging, and a control. Each of these treatments was replicated four times (repetitions).

TABLE 4.1 – Completion dates for the four maintenance operations : mowing, burning, chemical weeding and dredging. Each of these operations was applied to four of the 20 quadrats. The four remaining quadrats were the controls.

| **Mowing** | **Burning** | **Chemical weeding** | **Dredging** |
|---|---|---|---|
| June 2015 | April 2015 | April 2015 | April-May 2015 |
| September 2015 | | | |
| June 2016 | February 2016 | April 2016 | |

these field constraints and surveys. The completion dates for the maintenance operations are presented in Table 4.1.

### 4.2.3 Vegetation surveys

Two vegetation surveys were conducted in April 2015 and April 2017. We chose this period of the year for the surveys because the species were easily identifiable. The exhaustive list of surveyed species is presented in Appendix B. Visual cover of each species, carefully identified with botanists, was delineated across the study area divided in rectangular sampling units using stakes. The choice of a rectangular shape is more suitable for long and narrow communities occuring in ditches (https ://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a524401.pdf). Observations were realized in the field by walking in a buffer zone around the unit to avoid disturbance, and visual inspection was realized from both sides of the ditch. The observer determined the footprint positions of each patch of species according to the stakes, ditch bottom, banks and

TABLE 4.2 – Classes of plant traits considered for the study

| **Species traits** | **Classes** |
|---|---|
| Distribution of leaves around stems | Regularly distributed around the stems (REG) |
| | Rosette or Semi-Rosette (SR) |
| Raunkiaer life form types | Geophyte |
| | Hemicryptophyte |
| | Therophyte |
| Height | Small (S) |
| | Medium (M) |
| | Long (L) |
| Density | Low (S) |
| | Medium (M) |
| | Large (L) |

sides. Cumulative areas of each species were calculated relative to the quadrat area across treatments and repetitions. We calculated plant richness as the total number of identified species in a quadrat.

### 4.2.4 Measured traits

We selected amongst the variety of traits being measured on the studied species only the main morphological traits interacting with eco-hydraulic processes in ditches, i.e. the distribution of leaves around the stems, the Raunkiaer type, and plant heights and densities. As response of plant traits to eco-hydraulic processes was not the purpose of our study, and as plant traits values were measured on buffer zones closed to the sampling units in order to avoid disturbance, we preferred to sample the measured values according to few classes (based on quantiles) to limit small variations due to trait plasticity (Table 4.2). For all species, information on trait values was collected in the field or from databases. More specifically, for each type of species, we estimated the mean density of stems in a patch by measuring the spacing among 10 nearby stems of the same species and classified the species into three classes : between 0 and 30 stems/$m^2$, between 30 and 210 stems/$m^2$, and more than 210 stems/$m^2$. Species' heights were obtained from field data and validated with Tela Botanica (Tela Botanica, <https ://www.tela-botanica.org, license CC BY-SA 4.0). They were assigned to three classes : between 0 and 50 cm, between 50 and 80 cm and greater than 80 cm. Classes attributed to each surveyed species are presented in Appendix B. For each trait and each quadrat, we summed the species area of a given class and divided it by the total area of the plant community's quadrat to obtain a proportion ([0,1] interval). Finally, for each of the quadrats, the alpha diversity, i.e. the number of taxa, was calculated.

The influence of these different traits on transport processes was qualitatively evaluated according to relevant literature (Table 4.3). Note that the general influence of each trait is reported, but this influence might vary under specific hydraulic conditions. In brief, the information in this table relies on the following assumptions. An increase in plant density or mean height is linked to decreased water conveyance by influencing resistance, as stated in many reviews and research articles (GREEN, 2005a ; LUHAR et NEPF, 2011a ; LUHAR,

Table 4.3 – Influence of plant community traits on major functions determined by vegetation in ditches. The sign "+" indicates a positive effect, and the sign "-" indicates a negative effect. "Un" refers to an undetermined effect of the trait. "+/-" indicates a positive or negative effect depending on the conditions. SR refers to "rosette" or "semi-rosette" plants, and REG refers to plants with leaves regularly distributed around the stems.

| **Plant community traits** | **Surface water conveyance** | **Water infiltration** | **Sediment and propagule retention** | **Bank and bottom soil strengthening** |
|---|---|---|---|---|
| Increase in density | **-** | **+** | **+** | **+** |
| Increase in height | **-** | **+** | **+** | **+** |
| Increase in therophytes / (hemicryptophytes + geophytes) ratio | **+/-** | **+** | **+/-** | **Un** |
| Increase in REG/SR ratio | **Un** | **Un** | **+/-** | **-** |

Rominger et Nepf, 2008 ; Nepf, 2012b ; Nikora et al., 2008). The related decrease in mean flow velocity is associated with an increased residence time and increased height of the water column, which is generally associated with enhanced infiltration in ditches (Dages, Voltz et Ackerer, 2008). An increase in the ratio of therophytes (annual species) to other plant growth forms is generally favorable for water conveyance during the seasons of the year corresponding to their growth periods. However, an increase in therophytes is generally associated with more dead vegetation and an increase in uprooted vegetation during rainfall events. These two contrasting effects explain why the influence of an increase in the ratio of therophytes to other life forms on surface water conveyance is "+/-". An increase in therophytes, and therefore of litter generally indicates better infiltrability via the improvement of soil structure (Cornwell et al., 2008 ; Rey et al., 2004 ; Sala et Calvo, 1990). Regarding the retention of sediments and propagules, an increase in density or height generally increases the probability of trapping, even if this is not the case for all hydraulic and vegetation conditions (Defina et Peruzzo, 2010 ; Peruzzo, Defina et Nepf, 2012 ; Soomers et al., 2010). Additionally, an increase in stem density is generally linked to a higher root density or root length density, which have been proven to enhance soil stability (Easson, 2002 ; Gyssels et al., 2005 ; Pollen-Bankhead et Simon, 2010). Finally, an increase in mean height generally reduces the shear stress exerted by water on the soil (Nepf, 2012b), as well as an important cover of rosettes or semi-rosettes plants close to the soil (Kramer et Weaver, 1936).

### 4.2.5 Statistical analysis

All analyses were conducted using R (R Development Core Team, 2018). The effect of the maintenance strategies, classified in five treatments (the four practices and the control), in

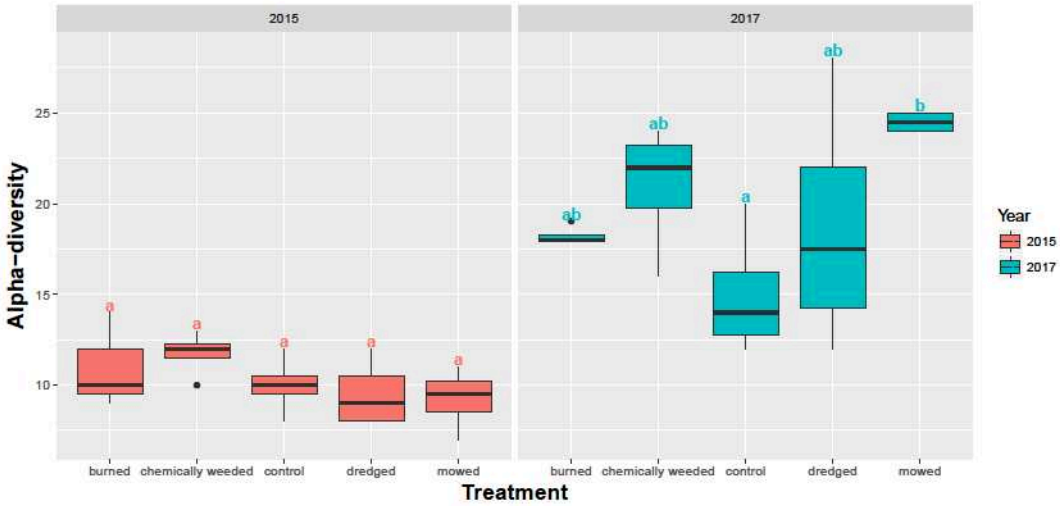



FIGURE 4.2 – Box-and-whisker plots of alpha diversity for each treatment in 2015 and 2017. The horizontal line represents the median, whereas the box margins are the 25th and 75th percentiles. Outliers are plotted individually. Letters represent the results of Tukey's all-pair comparisons between treatments from the linear model.

explaining the variance in plant community richness and/or proportion of plant community traits was analyzed using regression models. Plant community richness per quadrat was normally distributed and was analyzed with a linear model (LM). The proportion of plant community traits was analyzed using a generalized linear model (GLM) with a quasibinomial error structure ; the proportion of a given class of a trait being considered as the successful case and the total area of all classes of a trait being considered as the weight. Quasibinomial errors were used in the GLMs to model the overdispersion of the data. The qualitative variables assumed to have an influence on community richness and plant community traits were the treatments. We split the analyses according to year. The tests were considered interpretable if the effects of treatments in 2015 were non-significant, because before 2015 all the quadrats were managed in the same way. Multiple comparisons were tested using Tukey's all-pair comparisons between the treatments.

## 4.3 Results

### 4.3.1 Change in species richness (alpha diversity) between 2015 and 2017

The change in alpha diversity between 2015 and 2017 is shown in Figure 4.2. In 2015, the median richness was approximately 10 in all treatments, and there were no significant differences among treatments ($p$>0.05, Tukey contrasts). In 2017, the species richness had increased for all quadrats, reaching 14 to 25 species across the five treatments. The only significant difference was detected between the control and mowing treatments ($p$=0.03, Tukey contrasts).

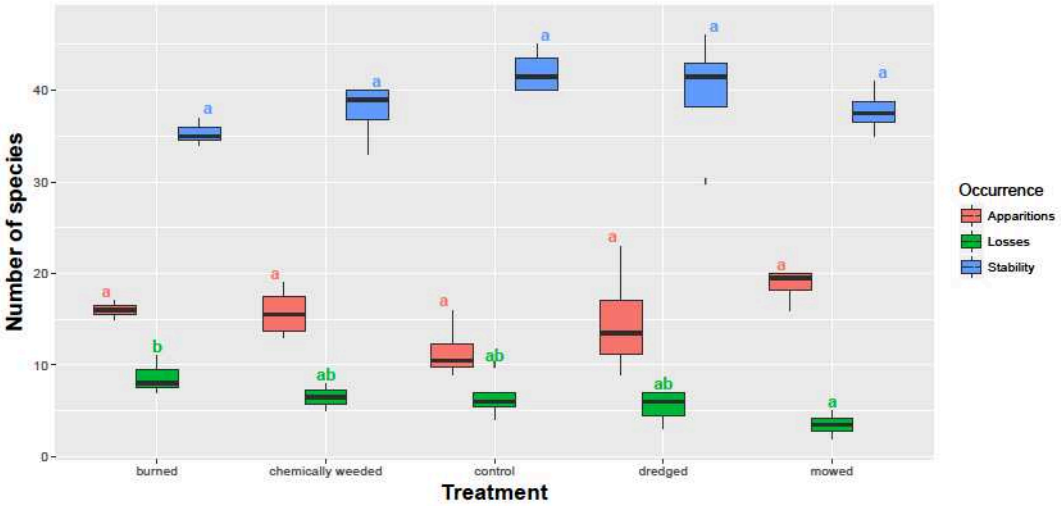



FIGURE 4.3 – Box-and-whisker plots of the apparitions, losses and stability of species between 2015 and 2017 for each treatment. The horizontal line represents the median, whereas the box margins are the 25th and 75th percentiles. Outliers are plotted individually. Letters represent the results of Tukey's all-pair comparisons between treatments from the linear model.

The analysis of species apparitions and losses between 2015 and 2017 revealed no significant differences except between mowing and burning ($p$=0.04, Tukey contrasts) (Figure 4.3). Burning was the practice under which most species disappeared between 2015 and 2017.

### 4.3.2 Change in plant community traits influencing eco-hydraulic processes between 2015 and 2017

In 2015, the proportions of species with patch stem densities in the 0-30 stems/$m^2$ and 30-210 stems/$m^2$ classes was below 20%, and that in the more than 210 stems/$m^2$ class was approximately 70% (Figure 4.4), with no significant differences between treatments ($p$>0.05 for all Tukey contrasts). In 2017, burning and mowing were significantly different from the control ($p$=0.01 and $p$=0.03, respectively, Tukey contrasts) for the 0-30 stems/$m^2$ class. Burning was significantly different from the control ($p$=0.01, Tukey contrast) regarding the class 30-210 stems/$m^2$.

Species with potential height above 80 cm (at the mature stage) were predominant in 2015 (more than 70%) (Figure 4.5). In 2017, the 50-80 cm class is predominant. In 2017, for the 50-80 cm class, significant differences were found between the control and mowing treatments ($p$=0.01, Tukey contrasts) and between the control and chemical weeding treatments ($p$=0.02, Tukey contrasts), with a higher proportion of plants in this class in the control group. For the 0-50 cm class, significant differences were found between burning and chemical weeding ($p$<0.001, Tukey contrasts) and between burning and mowing ($p$=0.01, Tukey contrasts), with a lower proportion of small plants in the burning treatment group (median of approximately 12 %).

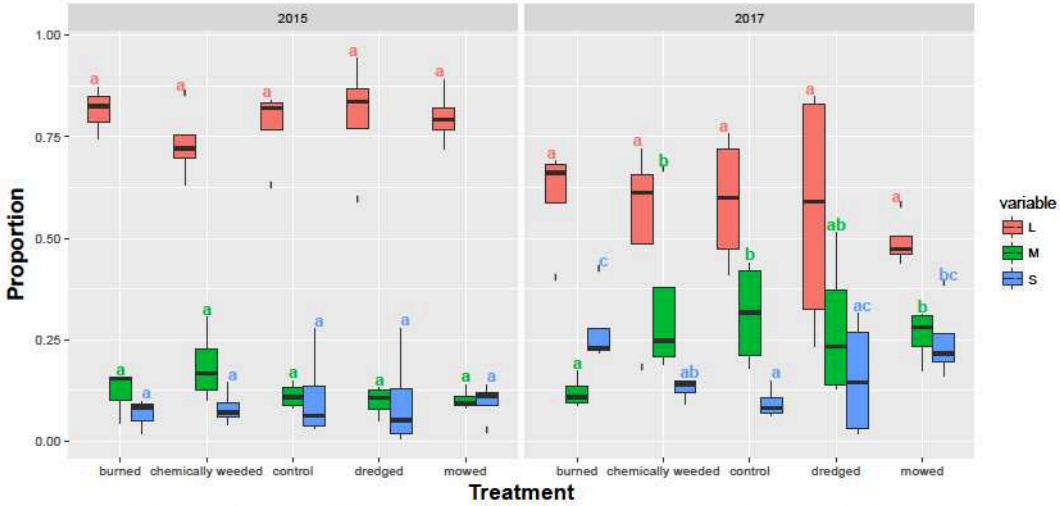



FIGURE 4.4 – Box-and-whisker plots of the proportion of species with stem densities between 0 and 30 stems/$m^2$ (S), between 30 and 210 stems/$m^2$ (M), and greater than 210 stems/$m^2$ (L) for each treatment in 2015 and 2017. Note that stem density is the product of the density of individual plants and the number of different stems. The horizontal line represents the median, whereas the box margins are the 25th and 75th percentiles. Outliers are plotted individually. Letters represent the results of Tukey's all-pair comparisons between treatments from the generalized linear model.

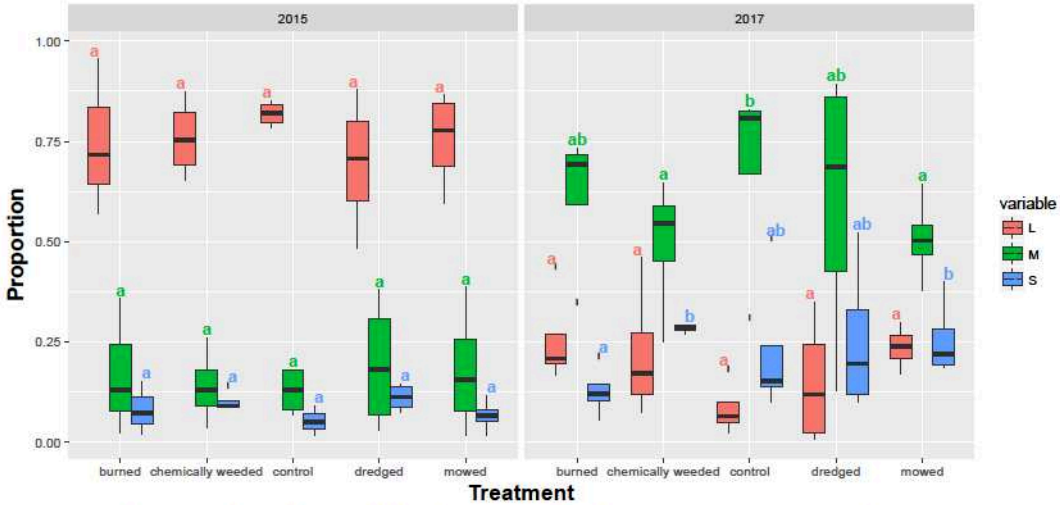



FIGURE 4.5 – Box-and-whisker plots of the proportion of species with potential heights between 0 and 50 cm (S), between 50 and 80 cm (M), and greater than 80 cm (L) for each treatment in 2015 and 2017. The horizontal line represents the median, whereas the box margins the 25th and 75th percentiles. Outliers are plotted individually. Letters represent the results of Tukey's all-pair comparisons between treatments from the generalized linear model.

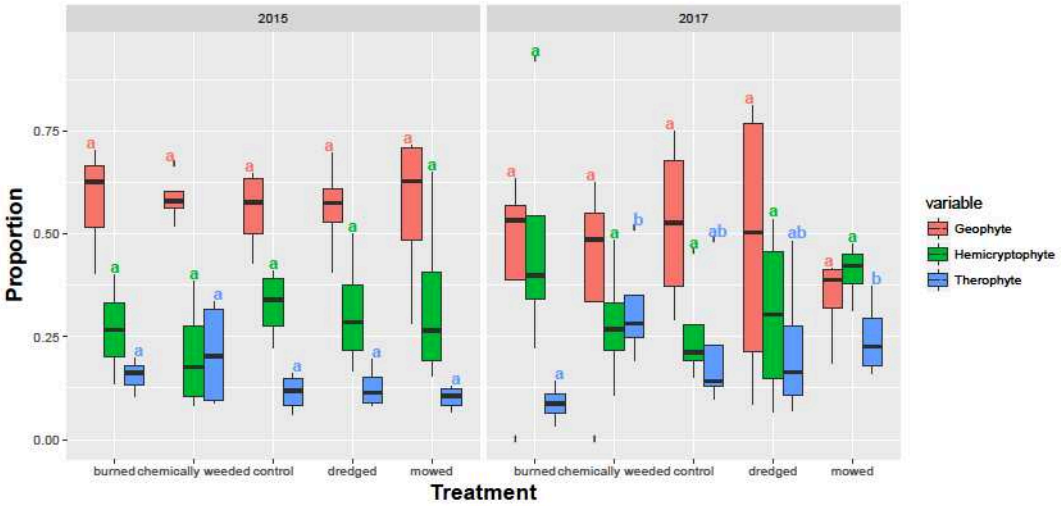



FIGURE 4.6 – Box-and-whisker plots of the proportion of geophytes, hemicryptophytes and therophytes (according to the Raunkiaer classification) for each treatment in 2015 and 2017. The horizontal line represents the median whereas the box margins the 25th and 75th percentiles. Outliers are plotted individually. Letters represent the results of Tukey's all-pair comparisons between treatments from the generalized linear model.

In 2015, the ditch contained more than 50% of geophytes (considering median values) with proportions of hemicryptophytes and therophytes between 10% and 35% (Figure 4.6). In 2017, mowing and chemical weeding, with proportions of therophytes between 20 % and 25 %, differed significantly from burning, with a percentage of therophytes of approximately 10 % ($p$=0.04 and $p$=0.02 respectively, Tukey contrasts). None of the practices induced significant differences compared to the control treatment ($p$>0.05 for all Tukey contrasts).

In 2015, the percentage of plants with leaves regularly distributed around the stems was greater than 75% (median value), with 25% of the plants being rosettes or semi-rosettes (Figure 4.7). There were no significant differences between practices ($p$>0.05 for all Tukey contrasts). In 2017, burning and mowing differed significantly from the control, with higher proportions of rosettes or semi-rosettes in these two groups than in the control group ($p$=0.01 and $p$<0.01 respectively, Tukey contrasts).

## 4.4 Discussion

### 4.4.1 Effects of maintenance strategies on richness (alpha diversity) and apparition/loss of species

The vegetation surveys established that the ditch hosted more than 50 species from more than 20 plant families (Appendix B). Despite the ditch being located in a conventional wine-growing area, its richness was higher than that reported by SHAW et al. (2015) and DAVIES et al. (2008) in other agrosystems. The richness was also higher than that measured in fields in the area at the same time of year (PARE, 2011). Therefore, preserving the richness of these

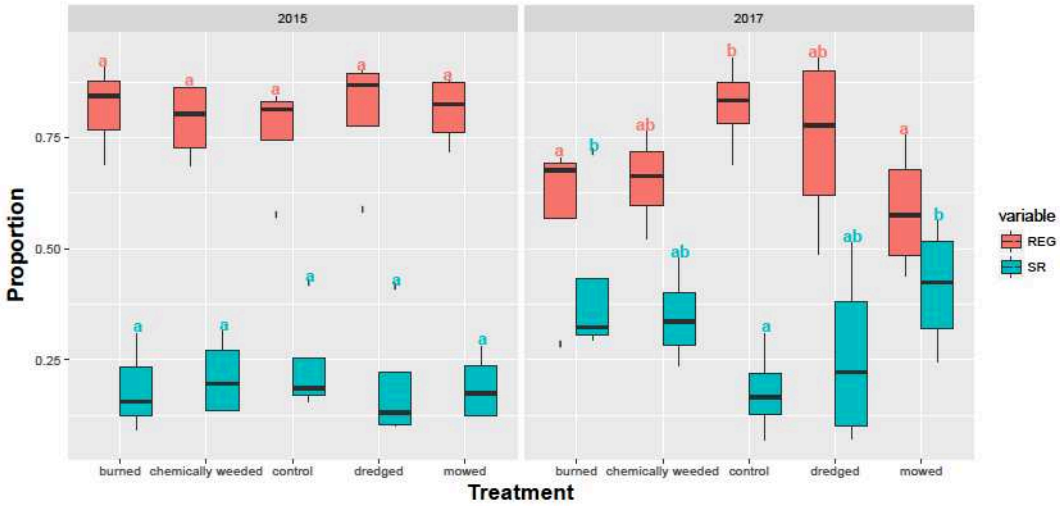



FIGURE 4.7 – Box-and-whisker plots of the proportion of leaf distributions in each treatment in 2015 and 2017. REG refers to "regularly distributed around the stems" and SR refers to "rosettes or semi-rosettes". The horizontal line represents the median, whereas the box margins the 25th and 75th percentiles. Outliers are plotted individually. Letters represent the results of Tukey's all-pair comparisons between treatments from the generalized linear model.

ditches is important for conservation purposes in Mediterranean rural areas. However, no species of specific interest (red-listed or protected species) was surveyed during the study.

The only practice significantly different from the control in terms of richness (alpha diversity) was mowing. This practice resulted in the lowest number of species losses between 2015 and 2017. This practice increases light availability, allowing less competitive species to develop (SCHIPPERS et JOENJE, 2002). This practice also contributes to nitrogen enrichment (COLLINS et al., 1998) because when the practice is performed, litter is generally left on site, and organic matter decomposition is accelerated. Therefore, mowing seems to be the practice favoring the best cohabitation of plant species. While the enhancement of species richness by mowing has been highlighted in previous works (see SINGH, BATISH et KOHLI (2006)), these results allow a more global comparison with the whole range of ditch maintenance strategies.

The results found in this research were based on maintenance practices with different completion dates because the objective was to reproduce in the best way the real conditions under which these practices are implemented by farmers. The consequence of this difference for our study is that the "temporality" signal cannot be differentiated from the "practices" signal. The importance of the completion date of the practice was highlighted in previous studies, especially in the case of mowing (CHAUDRON, CHAUVEL et ISSELIN-NONDEDEU, 2016 ; CHAUDRON et al., 2016 ; LENG, MUSTERS et SNOO, 2011). These studies showed that some mowing periods maximize the possibility of dispersal and establishment of some plant species if the practice is conducted when the species are mature and flowering (LENG, MUSTERS et SNOO, 2011). Therefore, the study did not allow the effects associated with the completion date and type of practice to be differentiated.

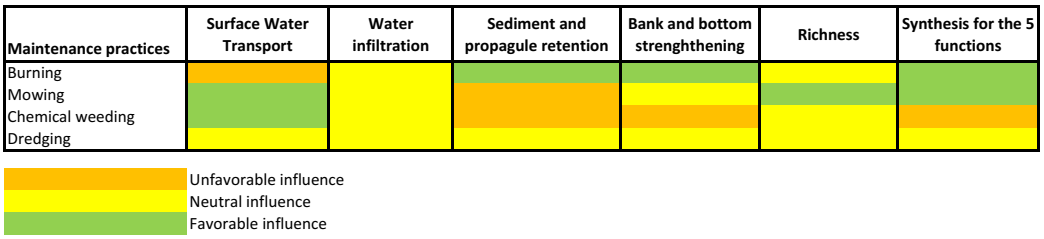



FIGURE 4.8 – Ability of maintenance strategies to enhance ecosystem functions via their influence on plant community traits and richness (synthesis). This synthesis was created based on significant differences ($p$<0.05) in traits and richness between treatments. The positive or negative influence of a maintenance strategy on eco-hydraulic processes was based on the qualitative evaluation presented in Table 2.

### 4.4.2 Plant traits and their influence on eco-hydraulic processes

The different maintenance strategies have led to the selection of plants with contrasting traits and therefore with different effects on different eco-hydraulic processes, which are synthetized in Figure 4.8. None of the strategies enhanced all the considered ditch functions. However, mowing and burning were the practices for which the trade-offs between functions were optimized, whereas chemical weeding and dredging were less favorable.

Mowing seemed to favor traits associated with higher water conveyance and plant richness. Notably, mowing resulted in a high proportion of therophytes. Therophytes are annuals and die due to desiccation or cold cycles. During the phases of replacement, gaps left in place can favor water transport and reduce retention processes. However, dead vegetation can persist for months in the ditch (DOLLINGER et al., 2017 ; LEVAVASSEUR et al., 2014) and can create considerable amounts of litter. Litter is even more abundant if mowed vegetation is left in place. This has two main consequences in terms of water transport. First, during important runoff events, dead vegetation is more likely to be uprooted than living vegetation is, and litter is easily flushed by water flows. This mix of dead vegetation and litter can create blockages impairing water transport. Second, at longer temporal scales, a larger amount of litter is often associated with better infiltrability because litter improves pedogenesis and ditch soil hydraulic properties.

Burning also seemed to favor plants with taller potential heights (the 50 to 80 cm and greater than 80 cm classes). Therefore, this practice would favor the development of vegetation more likely to lower water conveyance than other practices, which may have serious drawbacks in terms of the frequency of maintenance operations. These conclusions are in accordance with those of VINATIER et al. (2018). These authors highlighted the fact that vegetation porosity quickly decreases after burning. This low vegetation porosity, associated with perennial plants, shows the necessity of maintaining ditches previously managed with burning before important rainfall events because they are likely to be more susceptible to overflows. However, burning

favors rosette and semi-rosette plants, which can be useful for strengthening the bank and bottom by reducing the shear stress exerted by water and enhancing sediment and propagule retention processes.

Chemical weeding tended to favor shorter plants (the 0-50 cm class), allowing good water conveyance. This practice also created large amounts of litter because it resulted in dead vegetation. Similar to mowing, chemical weeding may create blockages, impairing efficient efficient water transport but improving infiltration in the long term due to important amounts of litter. Note that in this study, the direct negative effect of chemical weeding on the ecosystem, via the addition of pollutants, was not taken into account.

Dredging did not affect the studied traits and therefore seems to have been neutral regarding its effect on the considered functions of the ditch after 2 years. However, in the short-term, this practice has severe drawbacks regarding erosion control because the soil remains bare for weeks, which can have serious consequences under a Mediterranean climate. Dredging also has the ability to destroy the existing seedbank because it removes several centimeters of topsoil. This topsoil removal could be a benefit in the case of an undesirable weed colonizing the ditch. However, this advantage is sometimes counterbalanced by enhanced colonization of other weeds by rhizomes or propagules dispersed by water or agricultural machines. The plant community that develops after dredging is also highly dependent on the proximity of the ditch to specific seed sources (Van Dijk et al., 2014), which makes the effects of dredging on the composition of plant communities highly unpredictable.

Another interesting aspect of this study is the focus on functional effect traits that are also response traits, especially the height and distribution of leaves around the stems (Barkman, 1988 ; Westoby et al., 2002). The distribution of these traits in plant communities might be the result of different levels of competition, resulting in different levels of disturbance among the practices. However, these traits are able to influence the ecosystem by modifying water conveyance and other transport processes. Therefore, response-effect linkages (Lavorel et Garnier, 2002) may exist in these ecosystems that link the response of plant communities to their effects on the ecosystem. These clear links might be an indication of the possible existence of medium term retroactive loops between the type of maintenance strategy, its level of disturbance, the response of the plant community, and the effects on the processes of the ecosystem, that could ultimately influence the maintenance operations subsequently performed in the ditch. In this sense, mowing seems to be beneficial in the long-term because it favors plant community traits allowing good water conveyance, low deposition of sediments, and may therefore increase the time between maintenance operations or reduce the frequency of highly disturbing operations such as dredging.

### 4.4.3 Homogenization effects between quadrats : Interannual climatic variability, past maintenance strategies and fluxes of matter from adjacent landscape objects

In this study in which we aimed to characterize the effect of maintenance strategies on plant community composition, the 'year' effect appeared to be stronger than the 'treatment' effect. This 'year' effect was especially clear for alpha diversity (Figure 4.2) and the height distribution (Figure 4.5). Spring 2017 was far rainier than spring 2015 (whereas the mean temperatures and minimum/maximum temperatures were in the same range). Vegetation likely was not at the same stage of succession in April 2015 and April 2017, based on the fact that we observed more therophytes for all treatments in April 2017 than in April 2015. These interannual effects limit the comparison of treatment effects in this study.

This study was conducted for only two years (the medium term) but still highlighted significant differences in community composition among management strategies. Continuing the experiment over longer periods of time would most likely increase the shift in plant community composition. Performing studies over a longer period of time would eliminate the persistent effects of past maintenance strategies that we did not control. Such effects on plant community composition can persist for many years (Alignier et al., 2013).

However, in some Dutch ditches, applying one type of maintenance operations over a longer period of time did not lead to increased differences in plant richness (Blomqvist, Tamis et Snoo, 2009 ; Dijk et al., 2013 ; Kleijn et al., 2001). Indeed, some limiting factors have been reported such as the soil nutrient status or the limitation of recruitment from the seed bank. In our study, a source of relative homogeneity between quadrats could be fluxes of agricultural inputs coming from the adjacent vineyard as was observed in Manhoudt, Visser et Snoo (2007). Moreover, we decided to put the 20 quadrats in succession in the same ditch to guarantee homogeneous environmental conditions. Although quadrats were surrounded by unmanaged buffers, this arrangement may have facilitated fluxes of matter (for example, seeds) towards downstream quadrats with different management strategies, enhancing the homogeneity among quadrats.

### 4.4.4 Consequences for maintenance strategies

Currently, farmers, the main managers of agricultural ditches, are required to promote ditch water conveyance with erosion control as well as other functions such as herbicides retention (Dollinger et al., 2016 ; Dollinger et al., 2017). Farmers also must manage weeds posing a risk to their crops, with the objective of conserving biodiversity in agricultural landscapes. In this study, we concluded that the preservation of all considered functions associated with ditch plant communities at their maximal level in the medium term is not possible, and this conclusion is also valid in the short term after a maintenance operation (Dollinger et al., 2017 ; Vinatier et al., 2018).

Additionally, some authors have underlined the necessity of coupling different management strategies all year instead of conducting a single treatment (Dollinger et al., 2017). These associations of strategies are already used by a significant proportion of farmers (Levavasseur et al., 2014). In this study, mowing and burning were the operations with the most positive effects on the vegetation traits affecting transport processes and richness in a developed vegetation cover, and a certain degree of complementarity was found between these two maintenance operations. An association of maintenance operations with burning in winter and mowing in the late summer was proposed in Dollinger et al. (2017) to seasonally optimize a range of functions such as hydraulic transport, biodiversity conservation, and pesticide retention. In addition to a temporal association of maintenance operations, a spatial association of maintenance operations could also be implemented during the same periods of the year in different reaches of a ditch network to optimize the different functions at the network scale. Under this type of integrated management, it would be possible to benefit from the different functions provided by different types of vegetation in different locations of the network, while also respecting farmers' constraints. Future studies should focus on assessing these associations of maintenance operations in time and in space in order to confirm their potential relevance for the optimization of different eco-hydraulic functions of Mediterranean ditches, and they should confirm the existence of positive or negative retroactive loops between the type of maintenance operation and eco-hydraulic processes via the modification of plant traits.

# Chapitre 5

## Influence de la végétation et des caractéristiques d'un bief sur le transport hydrochore de propagules végétales

Ce chapitre est axé sur la compréhension du service de régulation des graines adventices, encore peu étudié dans la littérature. Il permet d'étudier le transport hydrochore d'une adventice, le Sorgho d'Alep, en interaction avec la végétation et les caractéristiques d'un bief. Il présente une expérience menée dans un canal d'irrigation végétalisé (en bordure de prairie), visant à (i) caractériser les distances de dispersion de graines hydrochores lors d'un événement d'irrigation (débit de l'ordre de 70 $L.s^{-1}$), (ii) mettre en évidence les facteurs expliquant la distribution spatiale du dépôt des graines en conditions réelles.

L'article qui suit a été soumis à River Research and Applications en 2018 et accepté en 2018 sous le titre *Characterization of the long-distance dispersal of Johnsongrass (Sorghum halepense) in a vegetated irrigation channel.*

## 5.1 Introduction

Diaspore dispersal is a major mechanism in plant distribution and propagation (Bolker et Pacala, 1999 ; Bullock, Shea et Skarpaas, 2006 ; Nilsson et al., 2010). For many species living next to open channels, such as irrigation channels or surface drainage ditches, water is a major vector of transport (Favre-Bac et al., 2014 ; Soomers et al., 2010 ; Van Dijk et al., 2014). Channels have been shown to be important corridors in agricultural landscapes (Van Dijk et al., 2014). Rainfall or irrigation events are episodic events that can be crucial for dispersal (Cain, Milligan et Strand, 2000) in open channels.

For weeds, dispersal determines the dynamics of invasion. *Sorghum halepense*, also called Johnsongrass, is one of the most widespread weeds in the world (Holm et al., 1977). This herbicide-resistant perennial grass is mostly found in Mediterranean and tropical areas (Mc Whorter, 1989). Warm temperatures and good moisture conditions have been reported to enhance its development (Andújar et al., 2013), which explains why it is commonly found next to irrigation channels (Holm et al., 1977). Johnsongrass has been reported in maize fields (Andújar et al., 2011 ; Ghersa et al., 1993), tomato fields (Andújar et al., 2013), and poplar fields (San Martín et al., 2016). Its presence causes yield losses due to high competition with

crops and consequently lower incomes for farmers. Warwick et Black (1983) showed that Johnsongrass can spread by both rhizomes and seeds. However, the long-distance dispersal of Johnsongrass, mainly associated with seeds, has been poorly studied.

Attempts have been made to characterize long-distance dispersal kernels for seeds despite the inherent difficulty of this process (Cain, Milligan et Strand, 2000). Long-distance dispersal can be defined as a dispersal distance that is more than 100 m, or the distance of dispersal of the seeds that are in the upper 1% of the total seed dispersal distances (Cain, Milligan et Strand, 2000 ; Turchin, 1998). Long-distance dispersal, or, more simply, the tail of the dispersal kernel, is very important because its estimation affects the results of models of population spread at large spatial scales (Bullock, Shea et Skarpaas, 2006) but has been little studied in streams (Nilsson et al., 2010) and, to the best of our knowledge, never in irrigation channels. Some formulas for characterizing dispersal kernels have been proposed over time, that were mainly functions of the distance from the seed release location (Bullock, Shea et Skarpaas, 2006 ; Greene et Calogeropoulos, 2002 ; Nathan et al., 2011). Over the years, some authors have highlighted the fact that these models did not effectively take into account the heterogeneity of the environment crossed by the seeds (Bullock, Shea et Skarpaas, 2006).

There is a large literature focusing on hydrochory in natural waterways, i.e. rivers and upland streams (Boedeltje, Bakker et Heerdt, 2003 ; Boedeltje et al., 2004 ; Greet, Cousens et Webb, 2012 ; Greet, Cousens et Webb, 2013 ; Greet, Webb et Downes, 2011 ; Jansson et al., 2005). By comparing seedlots trapped with net and their nearest stands, authors have estimated distance events of several kilometres (Boedeltje, Bakker et Heerdt, 2003). They have also highlighted effects of seasonal flow variation on composition of riverine seed banks dispersing by hydrochory (Greet, Cousens et Webb, 2012 ; Greet, Cousens et Webb, 2013 ; Greet, Webb et Downes, 2011). Compared to natural waterways, irrigation channels have specificities that justify a study on their influence on seed dispersal. Indeed, these channels sometimes contain hydraulic structures for irrigation purposes such as culverts or sluice gates that could impact hydrochory. Due to their restricted hydraulic capacities and operation rules, flow patterns in irrigation channels present less variations than those encountered in natural streams, and do not experience extreme flow (flood pulse) conditions resulting in erosion of sediments and seeds as can happen in rivers (Boedeltje, Bakker et Heerdt, 2003 ; Boedeltje et al., 2004 ; Riis, 2008). This could limit long-distance hydrochorous dispersal. Also, while main channels can be perennial, lower level channels conveying water to fields are intermittent. Such channels, covering by far the largest cumulated length of irrigation channels, experience long periods without water that allow non-aquatic species to develop inside the channel bed, the latter being submerged during water inflow events of limited duration compared to natural waterways. They also have a smaller width than rivers, which could limit the long distance dispersal of seeds by hydrochory due to increased retention probability on banks (Nilsson et al., 2010).

Regardless, irrigation channels convey important flows in networks of many kilometres, and the factors that can affect the transport of seeds during an irrigation event are numerous. We

differentiate intrinsic factors that correspond to the traits of the seeds from extrinsic factors such as the morphology of the channel (Nilsson et al., 2010).

Amongst the intrinsic factors shaping seed dispersal kernel figures its buoyancy or its ability in spending time in water (Boedeltje, Bakker et Heerdt, 2003). For example, some authors indicated that dispersal distance of seeds is enhanced by high seed buoyancy (Boedeltje et al., 2004 ; Broek, Diggelen et Bobbink, 2005 ; Riis, 2008). When considering the extrinsic factors affecting seed dispersal, we know that flow hydraulics is the first determinant of the pattern of the kernel (Merritt et Wohl, 2002 ; Nilsson et al., 2003), as it has been determined for riverine landscapes. Hydrodynamic phenomena that develop both at the free surface and in the water column are crucial for seed deposition but are very difficult to estimate in real channels because they depend on several factors. Seeds also interact with channel microscale features, such as the density of the living or dead vegetation (Chambert et James, 2009 ; Defina et Peruzzo, 2010 ; O'Donnell, Fryirs et Leishman, 2015), the channel morphology (Merritt et Wohl, 2002 ; Soomers et al., 2010), and the presence of hydraulic structures (Merritt et Wohl, 2006). Due to the high number of interacting factors, their variability along channels (Groves et al., 2009), and the inherent difficulties in assessing some of them for an entire channel, the models for predicting water-dispersed kernels lack accuracy.

To calibrate these models, continuous dispersal kernels are needed (Portnoy et Willson, 1993). Three main methods have been used to determine dispersal kernels in the field : tracking (Lagrangian method), trapping (Eulerian method) and 're-locating', i.e., the relocation of diaspores after the dispersal event (Eulerian method). Tracking is a very time-consuming method, and the small number of seeds tracked does not generally allow an accurate shape of the kernel to be obtained. Trapping is more efficient, but the choice of the trap locations can largely affect the results. Re-locating is therefore potentially the best method for water ecosystems but also raises the problem of the rate of seed relocation. For small seeds, such as those of Johnsongrass, relocation is a real challenge (Bullock, Shea et Skarpaas, 2006).

This study focused on the dispersal kernel of seeds of Johnsongrass obtained at the event scale (a single irrigation event of around one hour) in an irrigation channel. We worked on the tail of the dispersal kernel because we focused on the factors affecting the long-distance dispersal. The objectives of the study were to (i) highlight the specific intrinsic and extrinsic factors affecting the long-distance dispersal of Johnsongrass, (ii) implement an efficient method to reconstitute and characterize a seed dispersal kernel in intermittent channels. Our main hypothesis was that the tail of the dispersal kernel is largely affected by channel microscale features (especially bank and in-channel vegetation).

## 5.2 Material and Methods

The method employed in this paper followed three main steps : (i) a relocation experiment in a vegetated irrigation channel, (ii) the interpolation of the seed dispersal data using kriging

in order to reconstitute the full dispersal kernel, (iii) the study of the factors affecting the tail of the dispersal kernel.

### 5.2.1 Study site

The Crau plain is a 600 $km^2$ flat area in southern France. The first channel networks were built between the 12th and 15th century to divert water from the Durance River for different land uses, such as mill functioning and irrigation. Currently, the channel network is still operational and supplies some 14 000 hectares of irrigation command area.

The Crau climate is Mediterranean with mean annual rainfall of approximately 560 mm with high interannual variability and high potential evapotranspiration (1060 mm/year) (data issued from the INRA CLIMATIK platform, `https://intranet.inra.fr/climatik_v2`). Crau agriculture is mainly high-quality hay produced in permanent grasslands. Border irrigation is a widespread practice in the area. Water is conveyed from primary channels to secondary or tertiary channels that border the grassland plots. Water is then ponded by closed sluice gates and overflows from the channels to irrigate sections of the plots called 'calans'. The high hydrological connectivity in the system is thought to favour weed diaspore transport into the grasslands.

The "Domaine du Merle" is an experimental and educational station (Montpellier SupAgro) in the Crau region. The channel chosen for the experiment (Figure 5.1) is straight and flows from north to south (43.644478 N-5,007125 E to 43,640391 N-5,005966 E). The channel depth varies from 0.34 to 0.74 m with a mean upper width of 2.11 m. It is a tertiary channel that irrigates a 4.2 ha plot divided into 6 "calans" (irrigated surface unit). The mean slope is 0.31%, and the length is approximately 450 m. The channel has an upstream valve controlling the flow of water, and five other hydraulic structures (four sluice gates and one pipe culvert) (Figure 5.1) located on the studied section serve to irrigate each calan in the plot. The channel is heterogeneously vegetated with terrestrial vegetation species that were found at different densities according to the location in the channel such as *Conyza Canadensis*, *Paspalum Dilatatum*, *Plantago spp.*, *Picris spp.*, *Cyperus spp*.

### 5.2.2 Channel experiment : Release of seeds during an irrigation event

Seeds from Johnsongrass (Figure 5.2) were collected at the end of summer 2016 and their main characteristics are presented in Table 5.1. The seeds were shaken within sieves of different diameters to separate the seeds from larger and smaller fractions of the plant. We estimated the length and width of the seeds using calipers. The longest axis (length) and the diameter of the seed (width) were measured in millimetres with calipers and averaged over 10 seeds. We estimated the mean weight of the seed by weighting 10 samples of 100 seeds each using a high-precision balance (Precisa XB 160M, precision : 0.001 g and accuracy : 0.01 g).

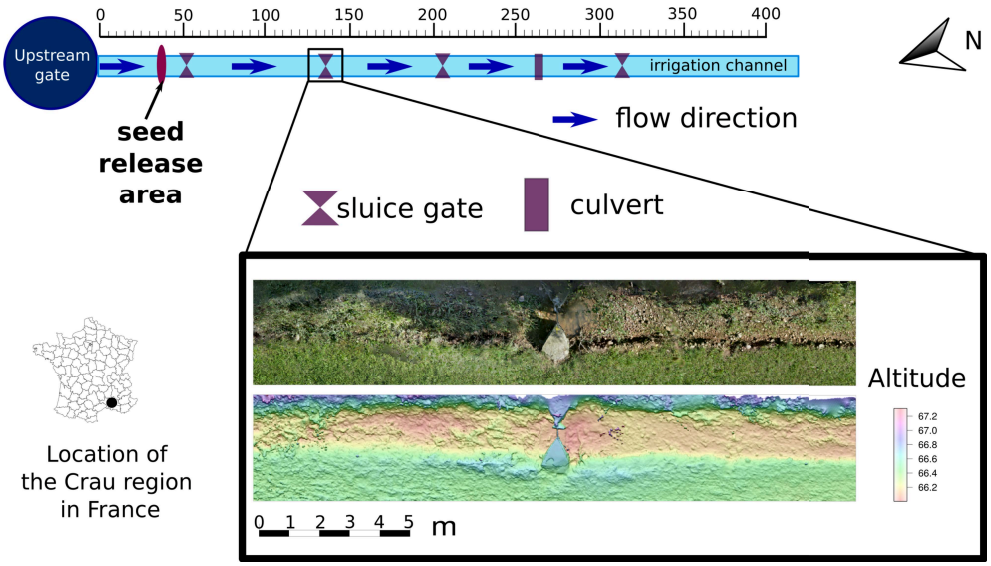



FIGURE 5.1 – Location and main characteristics of the studied irrigation channel. A diagram of the channel figures in the upper part of the figure (please note that hydraulic structures and width of the channel are over estimated in the diagram). The seeds were released 37-m downstream the gate. The zoomed box shows a modelled view using a multiview stereo approach of a 20-m section of the channel including a sluice gate. A RGB orthoimage and a digital surface model at 1-cm resolution are represented top-down in the box

FIGURE 5.2 – Picture of a seed of Johnsongrass using a macro lens

Table 5.1 – Characteristics of the Johnsongrass seeds. Weights were measured using a high-precision balance. Lengths and widths were measured using callipers. $t_{50}$, $t_{90}$, and $t_{max}$ correspond to the time after which 50%, 90%, or all the seeds had sunk, respectively. All means and standard errors are estimated on the basis of 10 replicates.

| **Parameter** | **Mean** | **Standard error** |
|---|---|---|
| Weight (mg) | 4.36 | 0.15 |
| Length (mm) | 4.52 | 0.45 |
| Width (mm) | 1.87 | 0.24 |
| Instant buoyancy after soaking (%) | 65 | 6 |
| $t_{50}$ buoyancy (min) | 100 | — |
| $t_{90}$ buoyancy (days) | 6.8 | — |
| tmax buoyancy (days) | 11 | — |

As buoyancy could be an important factor affecting seed dispersal (Boedeltje, Bakker et Heerdt, 2003 ; Boedeltje et al., 2004 ; Carthey et al., 2016), we estimated the potential duration of buoyancy following the protocol from Boedeltje, Bakker et Heerdt (2003). According to this protocol, we placed ten samples of 50 seeds in polyethylene cylindrical pots filled with tap water. The pots were then shaked for 5 s and the number of floating seeds counted immediately, then every 4 min during the first hour, every 30 min during the four following hours, and daily for two weeks. We determined the $t_{50}$, $t_{90}$, and tmax periods after which 50%, 90%, and all of the seeds had sunk, respectively (Table 5.1). The complete dataset of seed buoyancy is described in Appendix C.1.

Tekiela et Barney (2013) proposed the use of fluorescent powders (which does not affect the floating behaviour of the seeds) to efficiently detect the seeds after a dispersal event using UV lights. We adapted the method developed in Tekiela et Barney (2013) for a one-dimensional channel. The Johnsongrass seeds were then placed in plastic pots and shaken with an UV powder in order to spread the powder uniformly onto all the seeds and entirely coat them. The powder we used was the Ultraviolet Ultrabright Red Fluorescing Powder (UVXPBR), distributed by LDP-LLC, Carlstadt, USA, as proposed in Tekiela et Barney (2013). The test on the effect of the powder on seed buoyancy is described in Appendix C.2, following the protocol described in Tekiela et Barney (2013).

The release experiment in the channel occurred in October 2016. Using a high precision balance, we measured 30.47 g of seeds to get a sample of approximately 7000 +/- 250 seeds, according to the mean weight of the seed. The sample was then marked with UVXPBR powder. Thirty minutes before the experiment, the seeds were shaken in a bottle of water to remove any possible additional powder. The irrigation water was released in the channel using the upstream valve with a flow of around 0.07 $m^3.s^{-1}$. The five sluice gates located downstream in the channel remained open for the duration of the experiment. No overflow into the grassland plot occurred because the purpose of the study was to understand the dispersal of seeds inside the channel. After the valve was opened, the canal gradually filled, and the flow became steady after approximately 20 minutes. After the steady regime had been

established, we released the seeds directly into the flow by submerging a pot containing the seeds in the release area (Figure 5.1). The upstream valve was closed 50 minutes after the valve opened. After stopping the inflow (by closing the upstream valve), a drainage time of 3 hours was allowed to empty the channel by infiltration. Under dark conditions (at night), we walked along the entirety of the channel with a 50 W UV high-powered rechargeable light (LDP-LLC reference XniteFlashBFLUV) to identify the seeds marked with the fluorescent powder. A series of photos was taken along the channel according to distance intervals described below using a Nikon D3200 camera with an AF DX Fisheye-Nikkor objective set to infinity. A fluorescent wooden frame (80 cm *155 cm) was used to delimit a surface for photographing the deposited seeds. The camera was fixed onto the frame. Considering the dark conditions, the exposure of the camera was set to 10 seconds, and the entire surface of the wooden frame was scanned with a UV light. From the seed release area to the first sluice gate (the first 25 m), the channel was photographed exhaustively, but from the first sluice gate, photographs were taken every 5 m because the density of deposited seeds exponentially decreased. All image analyses were run in batch mode using the software ImageJ (Schneider, Rasband et Eliceiri, 2012). Every photo in RGB colour mode was cropped to remove the wooden frame. The photos were resized considering the known length and width of the wooden frame. Then, the background was corrected using a rolling ball algorithm to delete the illuminated areas of vegetation or ground. The red channel (because UVXPBR powder is red) was separated into black and white images using a threshold filter. Seed contours were counted on each image using a particle segmentation algorithm to obtain number of seeds per image. During the steady-state flow, the water-surface elevation was measured using an electronic tacheometer every 5 m. In dry conditions, the channel topography, i.e. the Digital Terrain Model (DTM) and Digital Surface Model (DSM), was characterized. The DTM was created from elevation cross-sectional profiles every 10 m from the tacheometer. The DSM, i.e. the channel topography including the vegetation cover, was continuously characterized by a multi-view stereo approach. We obtained approximately 4000 images with a Nikon D3200 camera with a fixed 28 mm AF Nikkor objective along the channel and we reconstructed the DSM using digital image matching with Photoscan Pro® (Gillan et al., 2014a) (Figure 5.1). The DSM was aligned to the DTM using ground control points distributed every 5 meters along the channel.

### 5.2.3 Interpolation of the dispersal data via a kriging method

The seed deposition dataset along the channel came from each photo location as described above and was thus irregularly sampled along the channel. To characterize the local spatial structure of seed dispersal and perform appropriate interpolation, the spatial variation in seed deposition was first studied using a 1D variogram. First, a log-normal transformation was performed on the data. Then, using an automatic procedure in geoR (Ribeiro et Diggle, 2001), we fitted the variogram model assuming a stationary isotropic covariance model, and we determined the nugget, sill and range. The interpolation and extrapolation of the whole dispersal data was conducted using ordinary kriging. The step for the interpolation was 0.8 m

because this length corresponded to the width of the wood frame we used to take the photos of the seeds. The kriging was performed using the R RandomFields package (Schlather et al., 2017).

### 5.2.4 Factors affecting the tail of the dispersal kernel

We worked on the reconstituted dispersal data from a set distance (15 m) from the seed release area. Although this was not strictly considered to be the tail of the dispersal kernel according to the definitions given by Cain, Milligan et Strand (2000), we considered this distance to be outside the influence of the first peak of the dispersal kernel. The distance was determined observing the shape of the dispersal kernel.

The explanatory factors we chose could be differentiated between "hydraulic" factors and factors linked to channel microscale features. The hydraulic factors were : the hydraulic radius $R_h$, the mean velocity $V_h$ and the width of the section at the water-surface $WidthSection$. Factors linked with channel microscale features were the downstream influence of hydraulic structures $DownStruct$, the percentage of vegetation cover above the level of the water $Vegem$ and below the level of the water $Vegim$.

$R_h$ and $WidthSection$ could be directly derived from the DTM and DSM, and from the water-surface elevation data measured during the channel experiment at steady flow. The mean velocity $V_h$ was estimated based on simulation results from SIC software (Baume et al., 2005) that solves the full one-dimensional flow equations in open-channel networks. $DownStruct$ was calculated as the square-root of the downstream distance to the hydraulic structure, the length of eddies caused by the flow expansion after a hydraulic structure provided threshold values (Abbott et Kline, 1962 ; Nashta et Garde, 1988). From the water-surface elevation and DSM and DTM, we could also extract the percentage of wetted area covered by vegetation below $Vegim$ and above $Vegem$ the water level. Note that all these variables were determined at the step of 0.8 m. Any multi-colinearity issues between variables was assessed using Pearson product-moment correlation tests, all correlation coefficients were lower or equal to 0.6.

The selected approach for exploring the factors affecting the tail of the dispersal kernel relied on the Classification and Regression Trees algorithm (CART) (Breiman et al., 1984). The response variable used by the CART algorithm was this ratio :

$$\frac{\text{Number of deposited seeds by channel section}}{\text{Total number of non-deposited seeds having reached the considered section}}$$

The CART algorithm was implemented in the R rpart package (Therneau et Atkinson, 2014). We chose the CART algorithm because the zero-inflated distribution of the explained data prevented us from using classic regression analyses, either linear or generalized. We also chose CART for its robustness, low overfitting (when used with its default pruning process), its measure of explanatory variables importance and its simplicity of interpretation. This

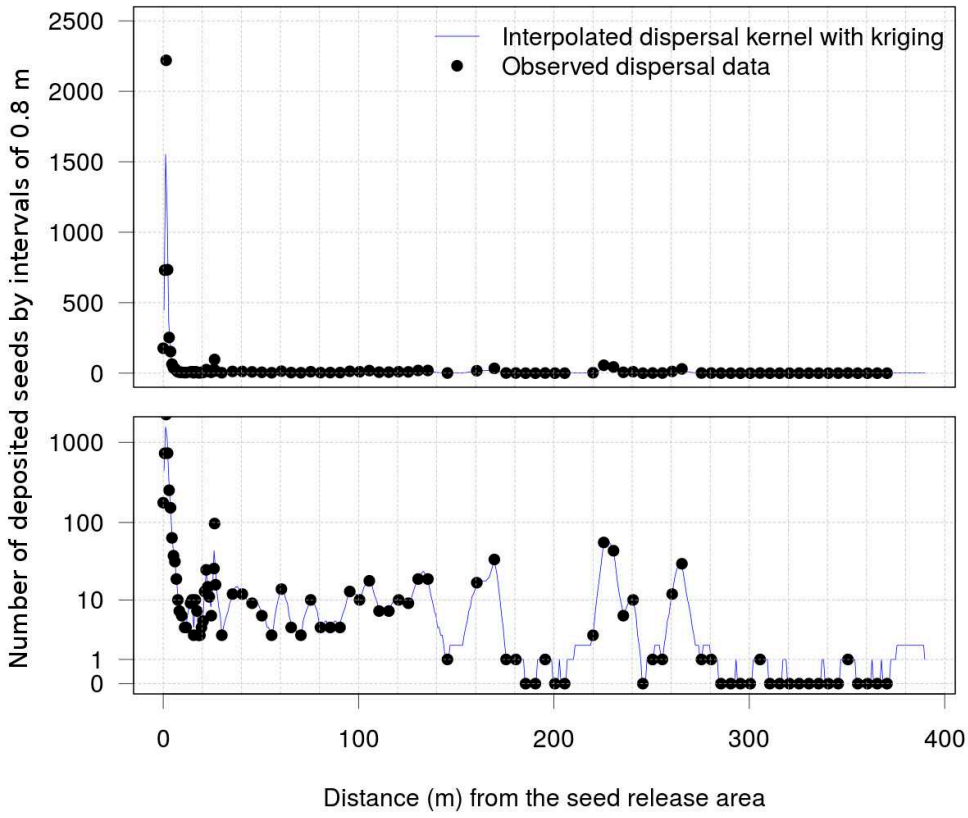



FIGURE 5.3 – Observed dispersal data of Johnsongrass (black points) and their interpolated values (blue lines) along the channel obtained by ordinary kriging using a 0.8-m window, presented normally (top part) and log-transformed (bottom part)

analysis was conducted on nearly the whole channel (240 m from 15 m after the seed release area), as well as on three subsets of the channel, in order to compare the influential factors according to the location within the channel. We did not use the CART algorithm to analyse the pattern of seed deposition after 240 m because the hydraulic conditions were altered by the presence of pools.

## 5.3 Results

The kriging estimation of the dispersal data for which the obtained covariance is presented in Figure 5.3 resulted from a fitted variogram with a range of 2 m and a sill of 9.25 $m^2$. The deposited seeds extended from the release area to the end of the channel (300 m further). They had a typical negative exponential power shape of hydrochorous dispersal kernels with a very sharp peak in the first 15 meters from the seed release area and a fat tail after 15 meters. We took the value of 15 m to consider the long distance dispersal factors.

We estimated according to the kriging procedure at 4284 and 2650 the number of seeds before and after the limit of 15 meters separating the peak from the tail of the dispersal kernel,

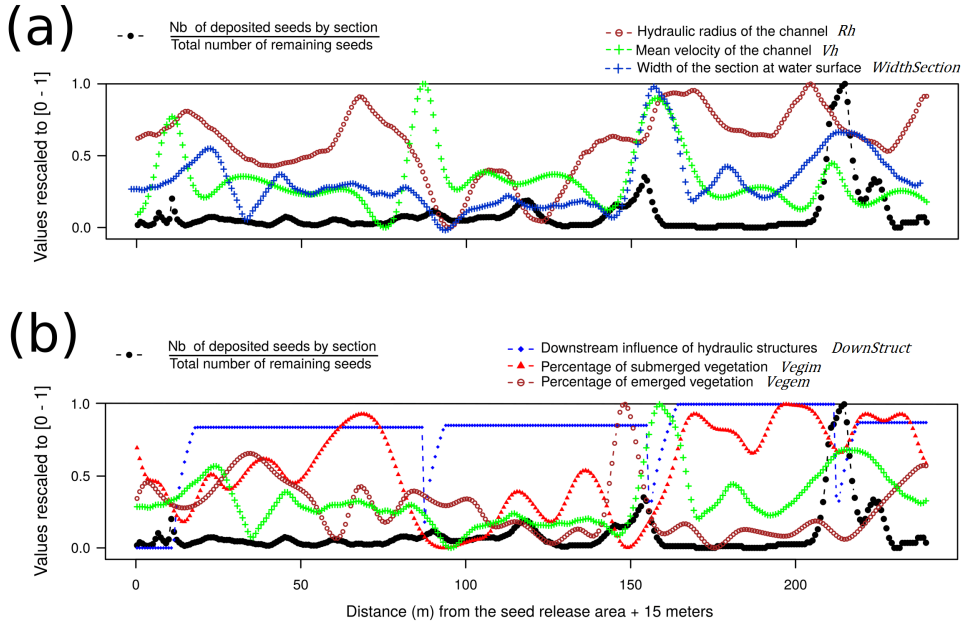



FIGURE 5.4 – Variation of the explanatory factors of seed deposition along the channel. The lines represent the ratio of deposited seeds by section on total number of remaining seeds (in black) compared with (a) the hydraulic factors and (b) the effects of other elements (hydraulics structures and vegetation ; in colours). The origin of x-axis corresponds to the beginning of the fat tail of the dispersal kernel considered for the estimation of the explanatory factors

respectively. Note that the total number of released seeds in the channel was estimated to be approximately 7000, and that the mean number of released seeds in the interpolated dispersal data was 6934 seeds, which suggests that despite interpolation, the spatial sampling of seed deposition was consistent with the studied process.

The number of seeds in the tail of the interpolated dispersal data was therefore not a source of bias for the following analysis of influential variables. The variation in the explanatory variables along the channel is presented in Figure 5.4. The relative importance of variables calculated by the CART algorithm on the different sections is presented in Table 5.2. Considering the whole studied section (0 –240 m), the CART algorithm highlighted the importance of the variables *WidthSection* and *Vegem* (Table 5.2). In the first subset (0–80 m), *Vegim* was classified as the most influential factor (but all the other factors except *DownStruct* were nearly equally important), whereas in the second subset (80–160 m), *Vegem* was clearly the most influential factor, and in the third subset (160–240 m), *DownStruct* was the most influential. The CART algorithm predicted with a fairly good accuracy the pattern of seed deposition ($R^2$ of 0.72) over the whole studied section (0–240 m) (Figure 5.5). The regression trees obtained for the whole section and the three subsets are presented in Appendix D.

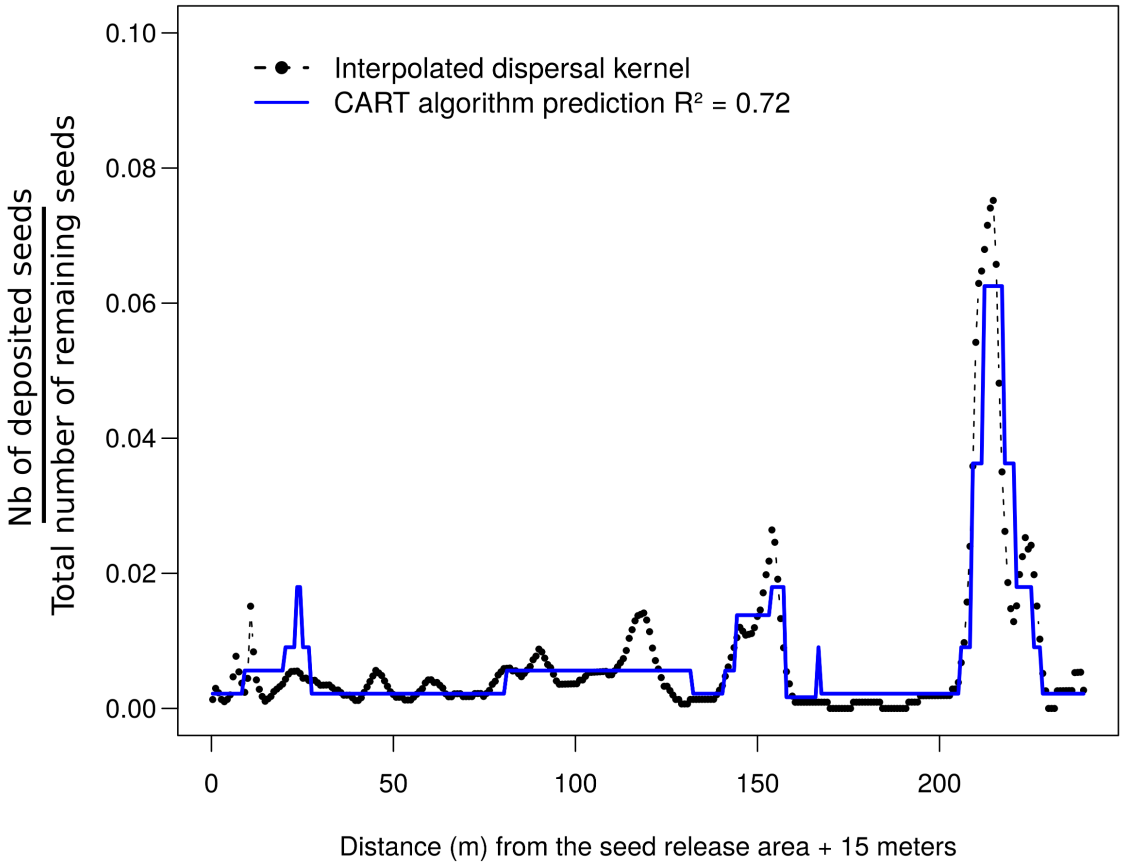



FIGURE 5.5 – Observation versus prediction of the seed deposition of Johnsongrass along the channel using the classification and regression trees (CART) algorithm. The origin of x-axis corresponds to the beginning of the fat tail of the dispersal kernel considered for the estimation of the explanatory factors

Table 5.2 – Relative importance of the factors calculated from the CART algorithm relating the proportion of trapped seeds to the downstream influence of hydraulic structures ($DownStruct$), the hydraulic radius ($R_h$), the percentage of emerged ($Vegem$) and submerged ($Vegim$) vegetation, the mean velocity ($V_h$), and the width of the section at the water surface ($WidthSection$). Factor importance was calculated on three subsets of the channel (0–80 m, 80–160 m, and 160–240 m) and on the whole studied section (0–240 m). The $R^2$ corresponded to the coefficient of determination of the classification and regression trees (CART) models.

| | **Importance (%) of the variables classified by CART** | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $DownStruct$ | $R_h$ | $Vegem$ | $Vegim$ | $V_h$ | $WidthSection$ | $R^2$ |
| **Subsets of the channel** | | | | | | | |
| 0–80 m | 7 | 19 | 17 | 24 | 15 | 18 | 0.51 |
| 80–160 m | 3 | 17 | 54 | 13 | 3 | 10 | 0.56 |
| 160–240 m | 44 | 11 | 0 | 9 | 14 | 22 | 0.59 |
| **Total section of the channel** | | | | | | | |
| 0–240 m | 3 | 11 | 33 | 4 | 9 | 40 | 0.72 |

## 5.4 Discussion

### 5.4.1 Dispersal traits of Johnsongrass

Our study demonstrates that Johnsongrass seeds can be transported considerable distances from their sources (hundreds of meters), at the time-scale of a single irrigation event. Dispersal distances of this range have been observed for other hydrochorous seeds in agricultural networks (Soomers et al., 2010), but with very different hydraulic conditions (lower mean velocities) and higher transfer times. This ability to be transported considerable distances from the source has to be analyzed jointly with the ability of effective germination and establishment to make conclusions on the potential spread of this weed via channels (Riis, 2008). Note that Johnsongrass seeds have been reported to keep a strong ability to germinate at least two and a half years after soil burial (Warwick et Black, 1983).

Amongst species traits, buoyancy could be considered a key factor determining species dispersal abilities (Boedeltje et al., 2004). Johnsongrass seedlots belong to semi-aquatic and terrestrial bank species with relatively low buoyancy (see Appendix S1 in Boedeltje, Bakker et Heerdt (2003)), because a significant part of the Johnsongrass seedlots sunk immediately after soaking (35%) and had a $t_{50}$ lower than the day. This trait is in accordance with the result found by Boedeltje et al. (2004) for species hydrochory on floodplains, namely that $t_{50}$ of Johnsongrass lasted the same duration as the irrigation event.

The shape of the dispersal kernel suggested that the peak was principally due to non-floating seeds that were trapped by the morphology of the channel bottom, the tail being primarily composed of floating seeds. This assumption of short range dispersal of non-buoyant seeds

is in contradiction with Markwith et Leigh (2008) that estimated a potential subaqueous hydrochory over several kilometres for large seeds of Hymenocallis coronaria in rivers during flood events. Long dispersal distances were not observed in this study. On the one hand, the bottom shear stresses and the mean velocities were lower in the studied channels than in rivers during floods. On the other hand, we think that non buoyant seeds are likely to be trapped quickly after release due to vegetation and its role on benthic velocity and filtering effect. In all cases, as buoyancy is a dynamical process, it could be useful to test this assumption using a mechanistic model (for an example of a wind/water dispersal model, see Soomers et al. (2012).

### 5.4.2 Structural effects of channel on the tail of the dispersal kernel

The results of this study also support the assumption that the deposition of seeds along a channel is both associated with channel microscale features (Levine et Murrell, 2003 ; Soomers et al., 2010), and hydraulic characteristics (Merritt et Wohl, 2002). Width of the section was an important factor for seed deposition in our study. Based on the results of the regression trees, higher values of section widths were linked with important deposition rates. This result could be related to area of low velocities and probably recirculating zones favouring the seed deposition. It was noted that the major rises in channel widths were located after the hydraulic structures where most seeds deposited. The increase of the channel width at the water-surface can also be linked with the increase of the roughness of the channel (the latter causing an increase of the water level, the channel cross-section being trapezoidal). This would cause a decrease of local mean velocity and consequently enhanced deposition of seeds.

The effect of the mean flow velocity was poor compared to other variables. Based on the results of the regression tree 0–80 m, a higher velocity was associated with a higher deposition rate. It appears that the local acceleration of mean velocity in the channel was linked to the presence of the hydraulic structures because they create local narrowing of the channel. Merritt et Wohl (2002) also reported that in such high-energy areas, seed deposition could be enhanced due to macroturbulent waves that could deposit seeds a little above the water level.

As in other studies, hydraulic structures, such as the culverts studied in Beltman, Broek et Vergeer (2005) and Soomers et al. (2010) and their hydraulic impacts, such as backwater effects (Merritt et Wohl, 2002 ; Nilsson, Gardfjell et Grelsson, 1991), were linked with a high rate of deposition, especially for the third section of the channel where a culvert was located. In our study, the expansion after the hydraulic structures created large eddies, and their presence was positively linked with seed deposition. In line with our results, Merritt et Wohl (2002) reported that the recirculation index defined in their study was associated with a high rate of deposition, and Cunnings (2013) linked the importance of storage areas with the magnitude of eddies. In our study, it appears that the culvert had more influence on seed deposition than the sluice gates, but no study comparing the hydraulic effects of sluice gates with those of culverts could confirm this result (the calculation of the length

of eddies we made for the calculation of downstream influence of hydraulic structures was based on a rectangular section for all the hydraulic structures : sluice gates and culvert). However, the indirect effects caused by the presence of hydraulic structures can both be linked with a change of the morphology of the channel over time, and modify local hydraulic conditions, creating favourable conditions for the deposition of seeds. This is a specificity of highly managed networks : the presence of hydraulic structures (even in open position) creates discontinuities that partly shape the pattern of seed deposition and the community composition in the long-term (Favre-Bac et al., 2017).

### 5.4.3 Effects of vegetation on the tail of the dispersal kernel

Emergent obstacles, such as vegetation, have been reported to enhance the deposition of seeds (Schneider et Sharitz, 1988 ; Soomers et al., 2010). In this study, the role of emergent vegetation was complex to interpret, because vegetation above water level could have a positive or negative influence on deposition. Non-linear effects could explain this apparent contradiction. Indeed, Gambi, Nowell et Jumars (1990) found that the turbulent kinetic energy initially increased with stem density, then decreased as stem density increased further. According to Defina et Peruzzo (2010), another expected effect of emergent vegetation on floating seed trapping in such hydraulic conditions would be the net-trapping effect, i.e. when plant leaves form a netlike structure at the water surface that intercepts the floating seeds. In our study, when the cover of emergent vegetation was sparse (between 0 and 20% of surface according to the regression tree over the whole channel, see Appendix D), the increase of stem-scale turbulences may explain why emergent vegetation has a negative effect on seed retention. When emergent vegetation cover increases (more than 50% of the surface according to the regression tree on the whole channel, see Appendix D), the cumulative effect of the decrease of turbulences and increase of net-trapping effect can explain a positive effect on seed retention. Obviously, the thresholds associated with these different behaviours may vary both with plant architectures and specific spatial organizations in the channel, and with the flow regime. These preliminary results should be confirmed in controlled conditions using flume experiments to disentangle the influence of plant architecture, spatial organisation, density, and flow regime.

Moreover, these effects caused by emergent vegetation can interact with the effect of submerged vegetation. In this study, the main effect of vegetation below water level is that it decreases the deposition of seeds. Indeed, by increasing the roughness, vegetation below water level decreases the depth-averaged velocity, but also can create local acceleration of flow velocity or large-scale turbulence (Nepf, 2012b) in the upper layer of the water, explaining this particular effect on the deposition of floating seeds. However, these effects of vegetation are difficult to disentangle and assess simultaneously (Peruzzo, Defina et Nepf, 2012), especially at the reach scale.

### 5.4.4 Potential of the relocating method for intermittent channels

The method used in our experiment represents a significant improvement compared to other approaches because it relies on a relocating method that makes a snapshot of the seed deposition at several specific locations to characterize the whole dispersal kernel of the seeds. Generally, methods attempting to characterize seed dispersal by hydrochory in natural waterways use nets to quantify the diaspores at one specific location, the protocol being difficult to reproduce multiple times across the length of the stream (Boedeltje, Bakker et Heerdt, 2003 ; Boedeltje et al., 2004 ; Greet, Cousens et Webb, 2012). Combined with a kriging procedure to fill the non-observed locations, our method provides a complete overview of one-species dispersal kernel regardless of their buoyancy over hundreds of meters distances.

The method is reproducible for characterizing the dispersal kernel of other small diaspores and could be used for other linear water ecosystems. Note that the method requires intermittent flows because the relocating method is hampered when water is still present in the channel. The method also illustrated the possibility of describing microscale variability linked with channel morphology and vegetation along an irrigation channel. We also estimated that the method could be replicated within drainage channels that display similar characteristics to irrigation channels, with similar shapes and operation rules, but different hydraulic structures and greater slopes (Dollinger et al., 2015). This is a significant improvement for the development of future mechanistic transport models, because as underlined in Groves et al. (2009), these data are often lacking for field conditions and therefore are rarely considered in modelling studies.

## 5.5 Conclusion

This study presents an experiment aimed at characterizing the dispersal kernel of Johnsongrass seeds in a vegetated irrigation channel. Johnsongrass seeds can travel long-distances (hundreds of meters) during a single irrigation event. Our results validate the hypothesis that channel microscale features influence the tail of the dispersal kernel and demonstrated the importance of the characteristics of open channels in comparison to natural waterways in explaining seed deposition, such as channel width, emergent vegetation and hydraulic structures. Compared to natural waterways, the vegetation found in open channels is emergent and terrestrial and sometimes covers the whole section. The results suggest a threshold of vegetation density has to be reached to enhance seed trapping. The hydraulic structures, sluice gates and culvert, largely affect hydrochory by presenting physical barriers to dispersal. Based on these results, we recommend adjusting maintenance strategies of the irrigation channels according to presence of Johnsongrass population gone to seed. Existing hydraulic structures could have a beneficial role in limiting seed dispersal. High densities of terrestrial vegetation should be locally maintained when no hydraulic structure is present on the channel.

# Quatrième partie

# Expérimentations numériques

# Chapitre 6

## Comparaison de scénarios de pratiques d'entretien pour la fourniture de services : Présentation des formalismes mathématiques

## 6.1 Introduction

Ce chapitre présente les formalismes mathématiques et les indicateurs du modèle développé pour l'évaluation du rôle des pratiques d'entretien dans la maximisation des services éco-hydrauliques à l'échelle du bief sur tout un réseau. Les formalismes de ce modèle s'appuient à la fois sur les principes énoncés dans la partie II, sur des relations mathématiques de la littérature éco-hydraulique des canaux et fossés (Partie I), et sur des conclusions issues des résultats expérimentaux (Partie III). Il prend en considération l'implication de la végétation dans les calculs hydrauliques et dans le calcul des indicateurs, lorsque des relations ont été mises en lumière dans la littérature ou les expérimentations.

Ce modèle est distribué spatialement et fonctionne à l'échelle temporelle d'un événement pluvieux ou d'irrigation. Le modèle a été développé pour fonctionner sur de petits bassins versants ruraux ou petits périmètres irrigués méditerranéens. L'unité spatiale constitutive du modèle est celle du bief. L'originalité de ce modèle repose sur sa généricité et sa capacité à appréhender l'effet de différentes pratiques d'entretien sur un bouquet de services éco-hydrauliques. La démarche propose une indexation des biefs en fonction de leur capacité à produire les services étudiés qui permet de comparer les scénarios. Il propose une représentation spatiale du réseau de canaux et fossés avec une échelle de gradation en fonction de la potentialité d'une pratique à améliorer la valeur de l'index par rapport à une situation-témoin.

La chaîne de modélisation proposée est représentée en Figure 6.1. Elle comprend plusieurs étapes, permettant d'obtenir, à partir de données spatialisées sur le réseau et le parcellaire, d'une configuration de pratiques fournie par l'utilisateur par bief, et d'événements hydrauliques-type, des indicateurs de services calculés par bief et une représentation spatiale du réseau sous la forme d'une carte du réseau. Les étapes de cette chaîne de modélisation seront détaillées dans les sous-parties suivantes.

Notons qu'en raison d'une collecte de données insuffisante sur le domaine du Merle, le modèle n'a été appliqué que sur le bassin versant de Roujan (Chapitre 7). C'est pourquoi les spécificités liées aux canaux d'irrigation sont moins développées dans cette partie.

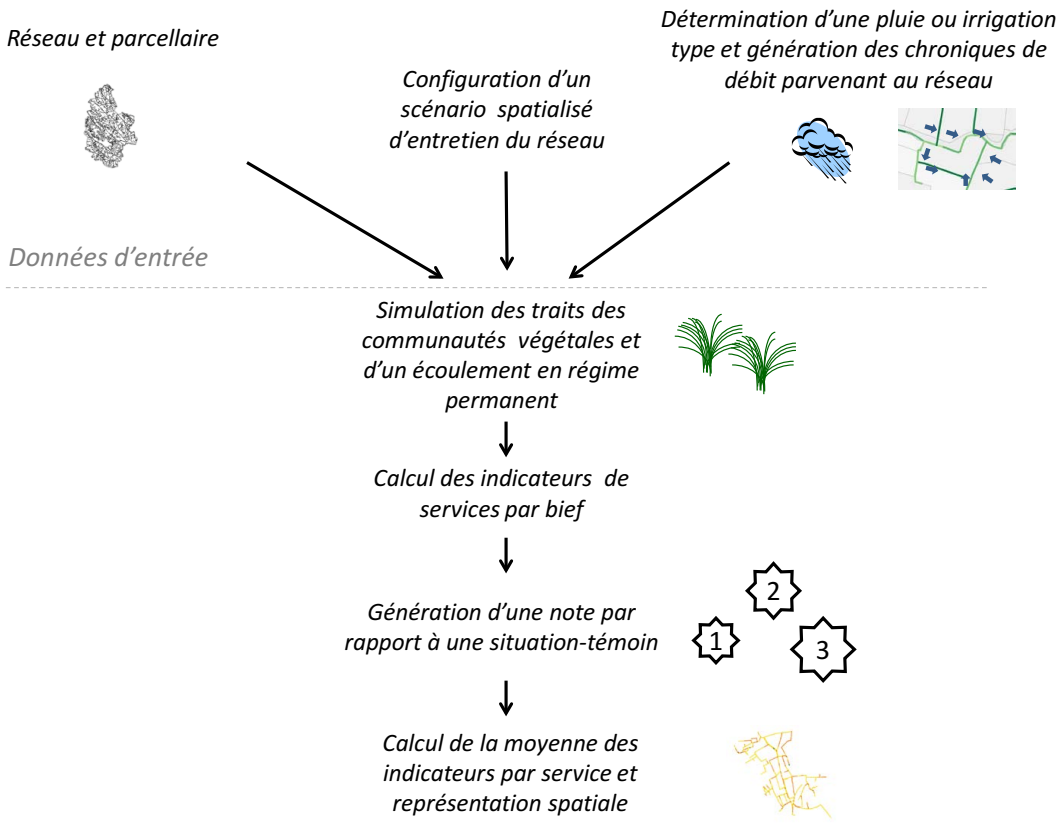



FIGURE 6.1 – Chaîne de modélisation

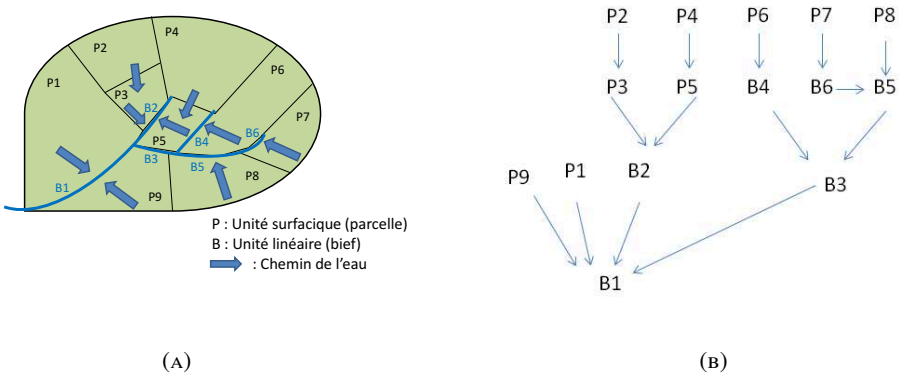



FIGURE 6.2 – Représentation schématique des chemins de l'eau dans un bassin versant (A) et arbre orienté (B)

## 6.2 Segmentation de l'espace, chemins de l'eau et données géographiques

Une représentation vecteur de l'espace, et en particulier du réseau hydrographique, a été privilégiée. En effet, cette représentation permet de conserver la géométrie des objets constituant l'espace (parcelles et réseau notamment), et permet plus aisément de représenter les connectivités hydrologiques entre ces différents objets (LAGACHERIE et al., 2006).

Concernant les bassins versants avec fossés, ces liens hydrologiques entre parcelles, entre parcelle et réseau, et entre biefs au sein du réseau, ont été conceptualisés sous la forme d'un arbre orienté représentant le routage des flux simulés au sein du bassin versant. Cet arbre orienté a été réalisé à l'aide d'un algorithme de chemin de l'eau inspiré des travaux de LAGACHERIE et al. (2010). Une représentation schématique du bassin versant obtenu, ainsi que des chemins de l'eau est présentée en Figure 6.2. Ces liens entre unités hydrologiques ont été intégrés comme données attributaires dans les fichiers vecteur de type polygone et linéaire.

Trois types de données géographiques ont été mobilisés dans le cadre de ces travaux :

— Les premières sources de données sont de type cartographique. Des données d'occupation du sol (notamment parcellaire et typologie), ainsi que du réseau hydrographique (notamment fossés ou canaux) ont été obtenues à partir de données cartographiques IGN (2012). Le fichier d'occupation du sol contient des informations sur les aires des parcelles, et leur occupation selon la typologie du Corine Land Cover (2012). Les données sur la zone d'étude de Roujan ont été digitalisées en 2014 (VINATIER et ARNAIZ, 2018).

— Des relevés terrain géoréférencés fournissant des informations sur les caractéristiques du réseau, notamment la profondeur et les largeurs supérieure et inférieure en certains points ont été réalisés en 2012 (LEVAVASSEUR, 2012), et de 2013 à 2015 (Bailly et Vinatier, données personnelles).

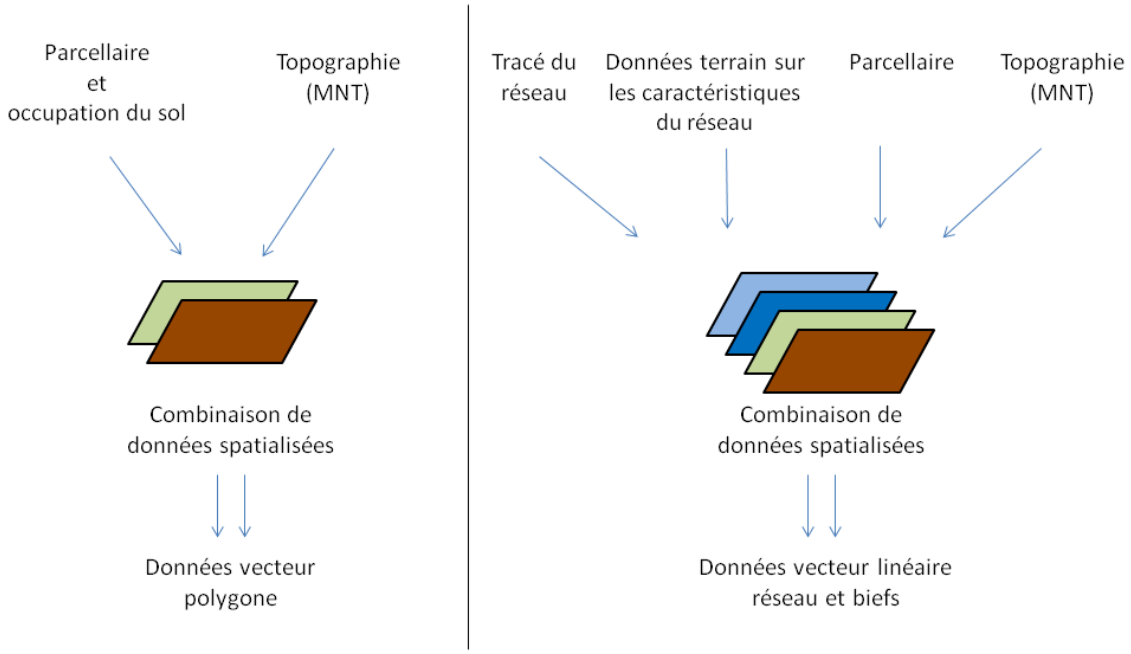



FIGURE 6.3 – Principe d'agrégation des différentes informations géographiques en deux shapefile : l'un de type polygone et l'autre de type linéaire

— Des données « raster », et plus précisément un Modèle Numérique de Terrain (MNT) de la zone étudiée, avec une résolution de 1m, ont également été utilisées.

La combinaison de ces différentes données par des procédures de géo-traitement a permis d'obtenir 2 fichiers « vecteur » : un fichier d'occupation du sol et un fichier du réseau (Figure 6.3). Le bassin versant étudié est ainsi sous-découpé virtuellement en 2 types de sous-unités : des sous-unités de type polygone pour les parcelles et autres occupations du sol, et des sous-unités de type linéaire (des biefs) pour le réseau de canaux et fossés, comme décrit dans les travaux de MOUSSA, VOLTZ et ANDRIEUX (2002). La segmentation du réseau en biefs est issue d'une procédure inspirée de LAGACHERIE et al. (2010). Cette procédure permet, à partir de la compilation de données issues du parcellaire, de l'occupation du sol, du MNT, du linéaire et de données les caractérisant, de définir des biefs aux propriétés considérées homogènes.

## 6.3 Apports d'eau au réseau

### 6.3.1 Détermination d'un événement pluvieux "type" et génération d'une chronique de débits parvenant au réseau – Cas du réseau de fossés

La détermination d'événements-type pluvieux pour une zone géographique donnée peut se raisonner à partir de courbes intensité-durée-fréquence (IDF) fournissant les temps de retour de pluies de durées et d'intensités spécifiques.

Le temps de concentration $t_c$ d'un bassin versant est un paramètre conceptuel permettant d'évaluer le temps pour que l'ensemble du bassin versant contribue au ruissellement en aval de bassin versant. Lors de la création de pluies fictives (de "pluies de projet"), il est généralement pertinent de choisir des pluies de durées au moins égales à ce temps de concentration $t_c$. Cette durée rapportée sur les courbes IDF permet de définir des temps de retour pour des événements pluvieux pertinents pour l'analyse du bassin versant étudié. En effet, elles correspondent aux hydrogrammes de crue les plus "défavorables" (au sens de la genèse d'un pic de crue maximal). Plusieurs formules empiriques permettent de calculer $t_c$. Les plus connues sont celles de Kirpich (Kirpich, 1940), Passini, Ventura ou SCS-Lag. La formule de Ventura, adaptée aux bassins-versants de l'ordre de grandeur de Roujan, sera retenue dans le cadre de ces travaux.

En France, le Service Technique de l'Urbanisme (STU, 1986) avait proposé une méthode de construction pour une pluie de projet dite « double triangle » (Figure 6.4). En effet, Desbordes et Raous (1976) ont démontré par analyse de séries chronologiques de pluie que les événements pluvieux les plus défavorables en termes de pic de crue étaient ceux constitués d'une période de pluie intense localisée à l'intérieur d'une pluie de plus faible intensité. Les différents paramètres permettant de décrire ces pluies double-triangle sont la durée totale de l'événement pluvieux, la durée de l'épisode intense à l'intérieur de l'événement pluvieux total, la pointe d'intensité de l'épisode intense, et l'intensité correspondant au début et à la fin de l'épisode intense (CEREMA, 2014).

La plateforme OpenFLUID (Fabre et Louchart, 2010 ; Fabre et al., 2010) a été utilisée afin de générer une chronique de débits entrants dans le réseau (au niveau de tous les biefs du réseau qui reçoivent de l'eau de la part des parcelles, en fonction des chemins de l'eau). Cette étape s'appuie sur deux simulateurs OpenFLUID utilisés en couplage :

— Le simulateur "water.surf-uz.runoff-infiltration.mseytoux" (Moussa, Voltz et Andrieux, 2002) réalisé à partir de la méthode Morel-Seytoux (1978) calcule le partage ruissellement-infiltration à la surface des unités spatiales de type polygone (donc à la surface des parcelles). Les données d'entrée sont des chroniques de pluie. Le ruissellement est déterminé à partir de paramètres du sol tels que la teneur en eau du sol initiale $\theta_i$ et à saturation $\theta_s$, et de la conductivité hydraulique à saturation $K_{sat}$. Les données de conductivité hydraulique à saturation sont propres à un type de sol et son état de surface (Leonard et Andrieux, 1998).

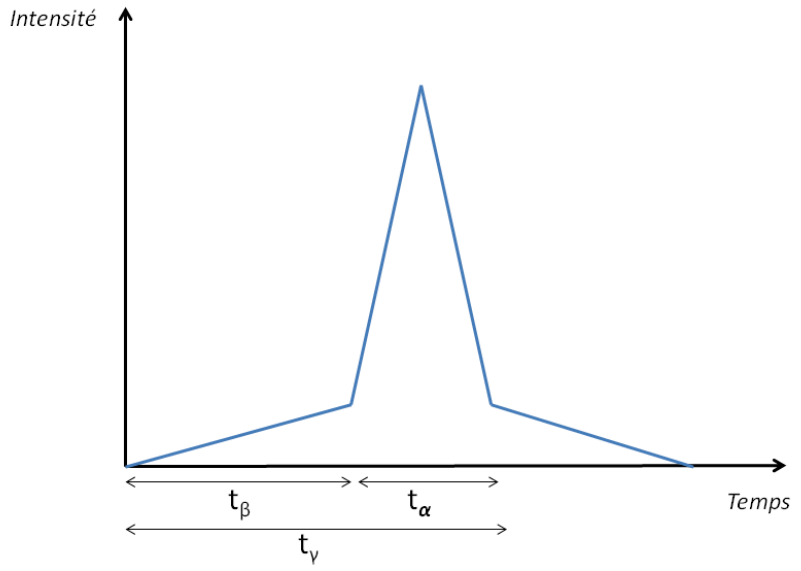



FIGURE 6.4 – Pluie de projet double-triangle et coefficients associés

— Le ruissellement généré à chaque pas de temps est ensuite transmis à un autre simulateur "water.surf.transfer-su.hayami" (MOUSSA, VOLTZ et ANDRIEUX, 2002) permettant de calculer le transfert du ruissellement d'une parcelle à l'autre ou d'une parcelle vers le réseau. L'algorithme repose sur l'équation de l'onde diffusante résolue par la méthode analytique d'Hayami (HAYAMI, 1951 ; MOUSSA, 1996).

L'utilisation de ces deux simulateurs en couplage fournit un fichier de débits entrants dans le réseau.

### 6.3.2 Détermination d'un événement d'irrigation "type" – Cas du réseau de canaux

Dans le cas d'un réseau de canaux, la méthode consiste à identifier les débits en entrée du réseau étudié. Dans le cas de la zone d'étude du Merle, ceux-ci se situent entre 50 et 300 $L.s^{-1}$ dans le réseau parcourant le domaine.

## 6.4 Description des formalismes mathématiques du modèle couplé BABARR (Biotic-ABiotic-Anthropogenic Relationships in Reaches)

Les parties suivantes décrivent en détail le modèle développé dans le cadre de cette thèse. Le modèle conceptuel s'appliquant pour chaque simulation à chaque bief est rappelé en Figure 6.5. Le modèle est d'abord composé d'un **module anthropique** de pratiques d'entretien (les 4

pratiques retenues étant le brûlis, le désherbage chimique, la fauche et le curage) ou de non-entretien (le témoin). Ces pratiques d'entretien, ainsi que d'autres facteurs déterminant la distribution spatiale des espèces (voir Chapitre 3 et 4), définissent le mélange d'espèces et les traits de végétation contenus dans le **module de végétation**. Les traits concernés sont : la hauteur du couvert, la densité, le diamètre de tiges et des paramètres de forme (de l'aire frontale de la plante). Ces traits sont pris en considération pour appréhender la résistance hydraulique induite par la végétation. Le **module eau** permet de simuler les écoulements et les volumes infiltrés au niveau des réseaux. Des indicateurs de service sont calculés à partir des traits de végétation et des variables hydrauliques issues de la simulation. L'ensemble du chaînage "pratiques -> végétation -> simulation des écoulements" a été réalisé sous le logiciel R (R Development Core Team, 2018).

### 6.4.1 Domaine de simulation et conditions aux limites

Le domaine de simulation pour la modélisation des écoulements est le réseau en entier. Comme explicité précédemment, l'espace a été discrétisé en biefs représentés en 1D. La revue de Nepf (2012b) met en évidence une concordance spatiale dans un bassin versant entre l'échelle de gestion et l'échelle de modélisation des processus hydrologiques et hydrauliques au niveau de la résolution spatiale du bief. De plus, la détermination de la résistance due à la végétation se réfléchit en général à l'échelle du peuplement végétal (Green, 2005a), et donc à une résolution en accord avec celle du bief. Enfin, il est aussi "l'unité de fourniture du service" [traduit de l'anglais] (Crossman et al., 2013) pour les services éco-hydrauliques.

Les données issues d'une analyse fréquentielle de précipitations nous ont permis d'estimer les flux d'eau entrants via les parcelles vers le réseau. Compte tenu de l'emprise spatiale limitée des réseaux, nous considérons comme négligeable la quantité de pluie qui tomberait directement dans le réseau. Ce premier flux provenant des parcelles a été imposé comme condition à la limite amont. La deuxième condition à la limite amont, pour chacun des biefs, est le flux d'eau provenant du ou des biefs amont, une fois qu'il a été calculé au pas de temps considéré. Ceci suppose donc de réaliser la simulation dans un ordre de traitement de l'amont vers l'aval. A cette fin, un algorithme basé sur le calcul d'un pseudo ordre de Strahler a été développé spécifiquement pour traiter les biefs dans l'ordre correspondant aux transferts d'eau dans un réseau. Le transfert d'eau dans le sol est appréhendé via un calcul d'infiltration. Cette infiltration dans le sol représente donc une condition à la limite aval. Les dynamiques d'exfiltration au niveau de certains biefs de fossés, pouvant avoir lieu certaines années où les conditions hydrologiques sont favorables, ont été négligées dans le cadre de cette thèse. Dans les réseaux de fossés, nous faisons l'hypothèse également que les pentes sont significatives, permettant de négliger l'influence des conditions de l'écoulement à l'aval sur la ligne d'eau. Seule la condition limite à l'amont est nécessaire pour décrire les conditions de l'écoulement.

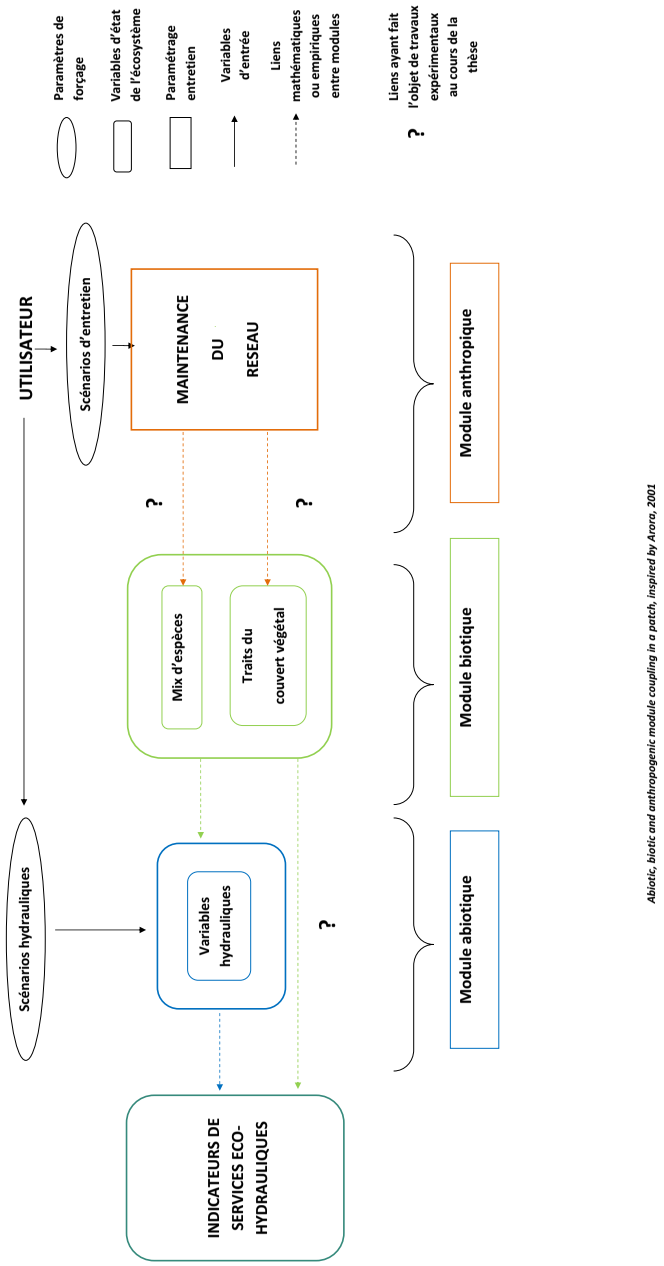



FIGURE 6.5 – Modèle conceptuel des interactions biotiques, abiotiques et anthropogéniques à l'échelle d'un bief (unité spatiale élémentaire)

### 6.4.2 Domaine temporel

Le pas de temps choisi représente un compromis entre temps de calcul et représentation fine des dynamiques d'apport au système. Dans l'exemple développé au chapitre 7, le pas de temps sera de 5 minutes. Cette discrétisation en pas de temps de 5 minutes correspond également à l'ordre de grandeur généralement choisi pour la simulation d'événements érosifs événementiels (Merritt, Letcher et Jakeman, 2003). A chaque pas de temps, une simulation en régime permanent est réalisée, avec calcul des variables hydrauliques correspondantes. La durée de simulation correspond à quelques heures et doit être supérieure au temps de concentration $t_c$ pour comprendre la phase de crue et de décrue.

### 6.4.3 Module eau : Modélisation des écoulements à surface libre et de l'infiltration

La simulation des écoulements à surface libre est réalisée en régime permanent, en 1D, pour chaque pas de temps. Etant donné que nous négligeons l'influence aval sur les écoulements dans les fossés, nous supposerons donc que l'écoulement est uniforme (Chow, 1959). L'équilibre est basé sur la formule de Manning-Strickler (Strickler, 1923) :

$$Q_h = K_h S_h R_h^{2/3} i^{1/2} \tag{6.1}$$

avec $Q_h$ le débit ($L^3.T^{-1}$), $K_h$ le coefficient de Manning-Strickler ($L^{1/3}.T^{-1}$), $S_h$ la surface mouillée ($L^2$), $R_h$ ($L$) le rayon hydraulique, $i$ la pente (-).

Les termes $S_h$ et $R_h$ entrant dans le calcul de la formule de Manning-Strickler ont été déterminés comme suit, dans le cas d'un canal ou fossé de forme trapézoïdale (Figure 6.6) :

$$S_h = H(L_{inf} + d) \tag{6.2}$$

$$R_h = H\frac{L_{inf} + d}{L_{inf} + 2(H^2 + d^2)^{1/2}} \tag{6.3}$$

avec

$$d = 0.5\frac{L_{sup} - L_{inf}}{P}H \tag{6.4}$$

et $H$ la hauteur d'eau, $L_{inf}$ la largeur inférieure du canal, $L_{sup}$ la largeur supérieure.

Or, le coefficient $K_h$ (l'inverse du coefficient $n$ de Manning), est largement influencé par les caractéristiques morphologiques et mécaniques de la végétation (Cowan, 1956). Nous choisirons donc une formulation qui rend compte explicitement des liens entre les propriétés de végétation et le paramètre de résistance hydraulique comme proposé dans Green (2005a), Luhar, Rominger et Nepf (2008) et Nikora et al. (2008). Dans ces articles, la résistance hydraulique peut être calculée à partir des caractéristiques de végétation et de la hauteur d'eau

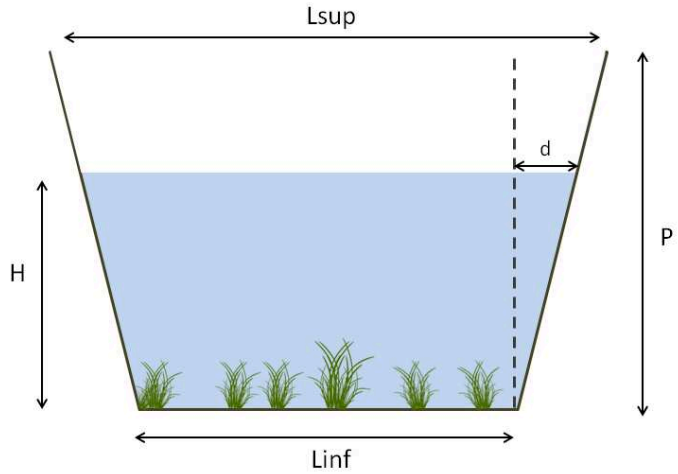



FIGURE 6.6 – Représentation des caractéristiques géométriques des biefs de canal ou fossé

$H$ dans le canal. Les équations (6.5) et (6.6) (LUHAR et NEPF, 2013 ; NEPF, 2012b) ont donc été utilisées pour exprimer le coefficient $K_h$ en fonction de caractéristiques de végétation et de la hauteur d'eau. Elles font intervenir le facteur de blocage $B$ représentant la fraction de canal occupée par la végétation (NEPF, 2012b).

Pour :

$$H/h_p > 1, \frac{1}{K_h} = \left[\left(\frac{2}{C_*}\right)^{1/2}\left(1 - B^{3/2}\right) + \left(\frac{2}{C_d a h_p}\right)^{1/2} B\right]^{-1} \frac{H^{1/6}}{g^{1/2}} \tag{6.5}$$

$$H/h_p = 1, \frac{1}{K_h} = [0.5 C_d a H]^{1/2} \frac{K H^{1/6}}{g^{1/2}} \tag{6.6}$$

avec $h_p$ la hauteur moyenne du couvert végétal, $H$ la hauteur d'eau, $C_*$ le coefficient de cisaillement interfacial entre zone végétalisée et zone non-végétalisée (-), $C_d$ le coefficient de traînée du couvert végétal (-), $a$ l'aire frontale de la végétation par volume d'eau ($L^{-1}$), $g$ l'accélération de la pesanteur en $L.T^{-2}$. Notons que par mesure simplificatrice, il est ici considéré que le couvert végétal n'est pas reconfiguré au cours d'un événement hydraulique.

Si $K_h$ est exprimé en fonction de caractéristiques de la végétation et de hauteur d'eau en utilisant les équations précédentes (Equation (6.5) et (6.6)), la formule de Manning-Strickler ne fait donc intervenir qu'une seule inconnue : la hauteur d'eau $H$. Pour déterminer $H$, la fonction objectif à minimiser $\theta$ peut s'écrire de la façon suivante :

$$\theta(H) = \left[\left(K_h S_h R_h^{2/3} i^{1/2}\right) - (Q_{in} - infil)\right]^2 \tag{6.7}$$

avec $Q_{in}$ le débit entrant dans le bief via le réseau amont ($L^3.T^{-1}$) (et/ou les parcelles se déversant dans ce bief) et $infil$ le volume d'eau infiltré par unité de temps, homogène à un débit ($L^3.T^{-1}$).

Cette fonction à minimiser n'est pas dérivable au point $H/h_p$=1. Ceci limite donc le recours à des algorithmes de résolution faisant intervenir des dérivées, comme la formule de Newton. Le choix s'est donc plutôt porté sur un algorithme de métaheuristique, le recuit-simulé, implémenté dans le package GenSA (Xiang et al., 2013) sous R. Le caractère légèrement aléatoire de l'optimisation est considéré comme négligeable.

Par ailleurs, dans ce modèle, nous considérons que la résistance induite par le fond de canal est négligeable par rapport à la résistance induite par la végétation dans les zones végétalisées (Luhar et Nepf, 2013). En raison de la forme de l'équation 1.5, le choix a été fait de donner une borne inférieure à $K_h$ ($K_h min$=3).

A chaque pas de temps, le débit dans le bief est calculé à partir de la somme des débits provenant des éventuelles SU se déversant dans le bief et des débits provenant des biefs amont (soit $Q_{in}$), auxquels sont retranchés une infiltration $infil$. Pour approcher la valeur de $infil$, la formule Equation (6.8) repose sur une valeur de conductivité hydraulique à saturation $K_{sat}$ distribuée aléatoirement par biefs dans le réseau dans une gamme de valeur comprise entre $3.10^{-5} m.s^{-1}$ et $1.9.10^{-4} m.s^{-1}$ (Dollinger, 2016), représentative des conductivités pouvant être rencontrées dans des sols de fond de canaux et fossés végétalisés méditerranéens. En effet, $K_{sat}$ présente une grande hétérogénéité à l'échelle des réseaux de fossés et de canaux, et il est aujourd'hui encore difficile de mettre en lien cette valeur avec des caractéristiques édaphiques, morphologiques, végétales, ou de pratiques d'entretien du bief (Dollinger, 2016). La formule 6.8, fonction de la hauteur d'eau $H$ dans le bief, est utilisée pour l'estimation de la valeur infiltrée (Roman Villafane, 2018), inspirée de Swamee, Mishra et Chahar (2000). Notons que par mesure simplificatrice ce calcul est basé sur la hauteur d'eau à t=t-1.

$$infil = K_{sat} H_{t-1} Le Fs \tag{6.8}$$

Avec $K_{sat}$ la conductivité hydraulique à saturation ($L.T^{-1}$), $H_{t-1}$ la hauteur d'eau dans le bief à t=t-1 ($L$), $Le$ la longueur du bief ($Le$) et $Fs$ une fonction simplifiée définie de la façon suivante (Ghazaw, 2011 ; Swamee, Mishra et Chahar, 2000) qui permet de moduler la quantité d'eau infiltrée par pas de temps en fonction de la hauteur d'eau dans le bief :

$$Fs = \left[ \left( (4\pi - \pi^2)^{1.3} + (2m)^{1.3} \right)^{\frac{0.77+0.462m}{1.3+0.6m}} + \frac{Linf}{H_{t-1}}^{\frac{1+0.6m}{1.3+0.6m}} \right]^{\frac{1.3+0.6m}{1+0.6m}} \tag{6.9}$$

avec $m$ le fruit des berges (-).

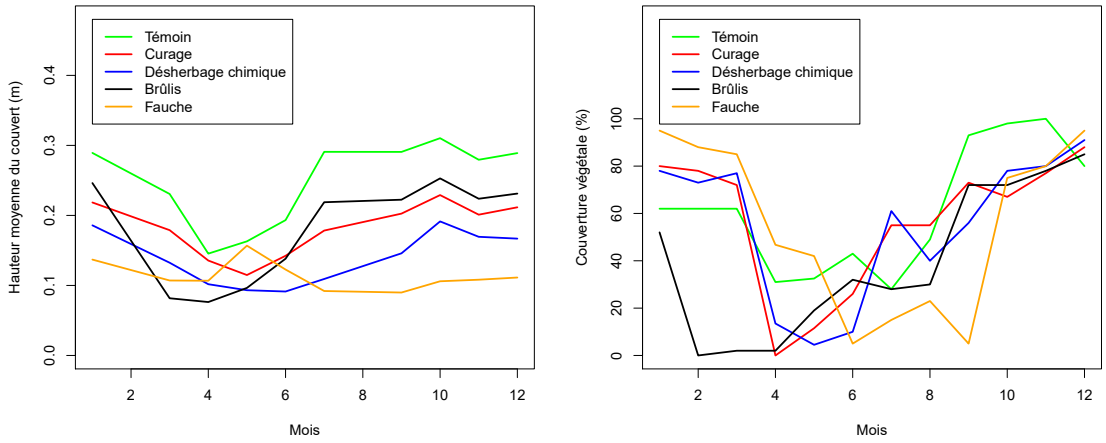



FIGURE 6.7 – Variation de la hauteur du couvert et de sa couverture (%) au cours d'une année et en fonction des pratiques d'entretien.

### 6.4.4 Module anthropique : Influence des pratiques sur le couvert végétal

Les travaux de LEVAVASSEUR et al. (2014) menés sur des agrosystèmes méditerranéens ont permis de caractériser le calendrier des pratiques d'entretien appliqué aux canaux et fossés. Ce calendrier a été adapté pour la mise en place d'expérimentations sur les impacts des pratiques sur les propriétés des fossés dans le cadre des travaux de DOLLINGER et al. (2017). Ce calendrier est rappelé en Chapitre 4 et est repris dans le cadre du présent module de pratiques. Ainsi, dans ce module, le choix d'une pratique par l'usager induit un calendrier, et donc des caractéristiques du couvert végétal associées. Les variations de hauteur sont issues de VINATIER et al. (2018) et les pourcentages de couvert végétal de DOLLINGER et al. (2017). Ils sont présentés en Figure 6.7.

### 6.4.5 Module de végétation : Principes de fonctionnement et paramétrisation

Dans le module de végétation, deux "filtres" (LAVOREL et GARNIER, 2002) permettent de prédire les traits des communautés végétales au niveau du bief : (i) la géomorphologie et (ii) les pratiques d'entretien. Les cinq paramètres de végétation considérés sont la hauteur moyenne du couvert $h_p$, sa densité $Density$, le diamètre moyen des tiges $Diam$, ainsi que deux paramètres de forme des plantes $Z_{seuil}$ et $C_{shape}$. Le principe de fonctionnement de ce module est présenté en Figure 6.8.

Les paragraphes suivants détaillent comment sont obtenus les différents paramètres permettant de décrire la végétation dans le modèle en fonction des deux filtres appliqués. $h_p$ et $Density$ sont directement déterminés en fonction de la pratique, alors que les trois autres paramètres $Diam$, $Z_{seuil}$ et $C_{shape}$ sont fonction de la géomorphologie de la zone et des pratiques.

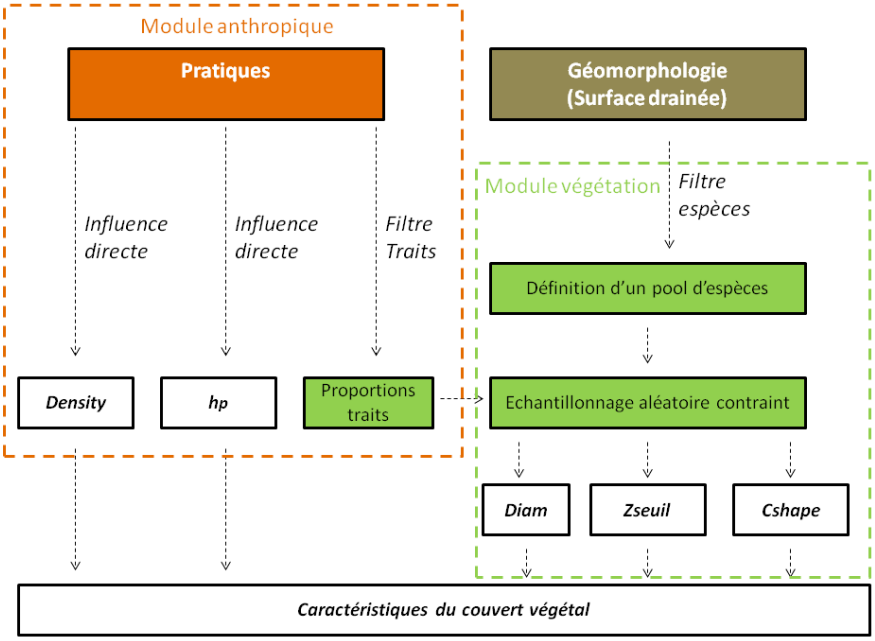



FIGURE 6.8 – Principes de fonctionnement du module de végétation

Comme expliqué précédemment, la hauteur moyenne du couvert végétal $h_p$ en fonction de la pratique et de la saison est issue des travaux associés à cette thèse et publiés dans VINATIER et al. (2018) (voir Annexe A).

La densité $Density$ dans le modèle est définie à partir du taux de recouvrement évalué visuellement dans les travaux de DOLLINGER et al. (2017) en fonction des pratiques d'entretien des fossés. Pour les besoins du modèle, ce taux de recouvrement a dû subir une transformation pour être extrapolé en densité. La relation (6.10) établie empiriquement à partir d'un couvert de graminées de fond de fossé, permet de transformer le pourcentage de couverture végétale en densité équivalente ($R^2 = 0.68$) :

$$Density = 44.77 \times CV \tag{6.10}$$

avec $Density$ en nombre de tiges par $m^2$ et $CV$ la couverture végétale en %.

Le diamètre moyen des tiges $Diam$, ainsi que les paramètres de forme $Z_{seuil}$ et $C_{shape}$, sont eux fonction de la nature de la communauté végétale. Cette communauté végétale est, comme explicité précédemment, à la fois fonction de la géomorphologie de la zone où est situé le bief dans le bassin versant, et également de la pratique choisie. Plus précisément, l'exploitation des données géomorphologiques de la zone permet d'évaluer la surface drainée par bief (chapitre 3). Cette aire permet de définir un pool d'espèces végétales caractéristique de cette zone, sur la base de la théorie des niches (HUTCHINSON, 1957). Deux classes d'espèces ont été choisies pour ce filtre : les espèces hygromorphes et les espèces non-hygromorphes selon les

critères de Julve (1998), grâce à une valeur-seuil de surface drainée définie par les données présentées au Chapitre 3.

Ensuite, à partir du groupe d'espèces sélectionné par la géomorphologie, les données récoltées au Chapitre 4 permettent d'effectuer un deuxième filtre en fonction des traits morphologiques (ici c'est la distribution des feuilles autour de la tige qui est considérée). Le pool d'espèces est alors séparé de nouveau en fonction de son type morphologique. Pour chaque bief, une espèce de chaque type morphologique, et caractéristique de la zone géomorphologique, est tirée aléatoirement. Les deux espèces tirées sont alors considérées comme peuplant le bief, en conservant les proportions de chaque type morphologique en fonction de chaque pratique (Chapitre 4). Le diamètre moyen des tiges $Diam$ est déterminé directement à partir de la nature de ces espèces et de leurs proportions respectives dans le bief, en fonction de données collectées au cours de la thèse.

Une étude de la forme de l'aire frontale de plantes des fossés et canaux a permis de définir une forme simplifiée de leur architecture. Ces paramètres permettent de décrire respectivement la hauteur à laquelle les embranchements de tiges ou de feuilles débutent ($Z_{seuil}$, exprimé en ratio de $h_p$), et un paramètre de forme de la plante décrivant ces embranchements ($C_{shape}$). Ainsi, à une certaine hauteur $z$ au dessus du sol, la largeur frontale d'une plante $Y$ est décrite comme suit :

Pour :

$$z < Z_{seuil} \times h_p,\ Y(z) = Diam \tag{6.11}$$

$$z >= Z_{seuil} \times h_p,\ Y(z) = \left[\log\left(\left((z - (Z_{seuil} \times h_p)) \times C_{shape}\right) + 1\right)/10\right] + Diam \tag{6.12}$$

$$z > h_p,\ Y(z) = 0 \tag{6.13}$$

Une illustration de l'influence des paramètres sur trois typologies de plantes est présentée Figure 6.9 pour une plante de 0.5 m.

Notons que $Zseuil$ et $Cshape$ seront seulement utilisés dans le cadre de travaux d'analyse de sensibilité. Dans les scénarios testés, c'est directement la forme de l'aire frontale des plantes qui est utilisée pour l'estimation des services (voir section 6.7), plutôt qu'une forme simplifiée mobilisant les paramètres $Z_{seuil}$ et $C_{shape}$.

### 6.4.6 Métamodèle réalisé à partir d'un réseau de neurones

La détermination de la solution de l'Equation (6.7) nécessite un calcul itératif. Or, la recherche de cette solution se révèle pénalisante en termes de temps de calcul. Afin d'accélérer ces temps de calcul, un métamodèle a été introduit dans le modèle permettant de fournir une estimation de la valeur de $K_h$ en fonction des caractéristiques du bief ($Lsup$ la hauteur supérieur, $Linf$ la

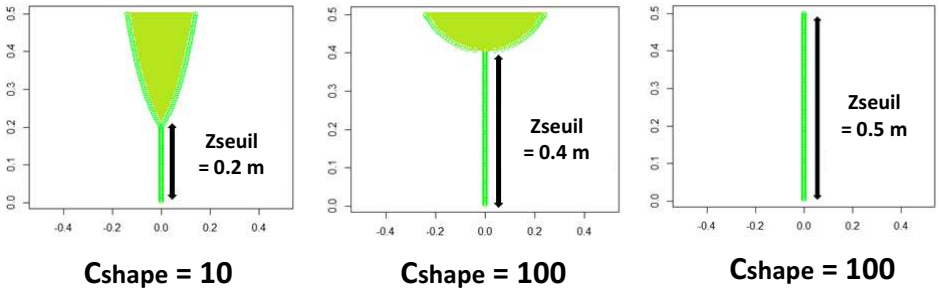



FIGURE 6.9 – Représentation de l'aire frontale liée à l'architecture simplifiée des plantes dans le modèle pour une plante de 0.5 m avec des paramètres $Z_{seuil}$ et $C_{shape}$ prenant différentes valeurs

largeur inférieure, $P$ la hauteur de berge, $i$ la pente), le débit entrant $Qin$, et les caractéristiques de végétation ($hp$, $Density$ et $Diam$). Il a été choisi d'utiliser un réseau de neurones en raison de leur très bonne performance d'apprentissage. La gamme de variabilité des données d'apprentissage couvre la variabilité rencontrée sur les zones d'étude. Le réseau de neurones a été développé à partir de la librairie neuralnet de R (FRITSCH et al., 2016). Il fonctionne avec une performance satisfaisante ($R^2$=0.86 et MSE=3.93), bien qu'une surévaluation des valeurs proches de 0 soit constatée. L'apprentissage a été réalisé sur 3900 simulations et la validation sur 1300 simulations. La validation est présentée dans la Figure 6.10.

## 6.5 Description des indicateurs de services

Nous rappelons que les services éco-hydrauliques étudiés dans le cadre de cette thèse, selon les terminologies utilisées dans le cadre d'EFESE (INRA, 2017), sont :

- Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées (exclusivement canaux),
- Restitution de l'eau bleue (exclusivement fossés),
- Régulation des graines adventices,
- Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion.

Ces quatre types de services ont été délimités de façon un peu différente pour s'adapter aux particularités des services fournis par ces objets particuliers des paysages ruraux méditerranéens (Table 6.1).

Note : Les abbréviations suivantes ont été utilisées dans le tableau : Dis = Disservice ; Ser = Service ; Aug = Augmentation ; Dim = Diminution.

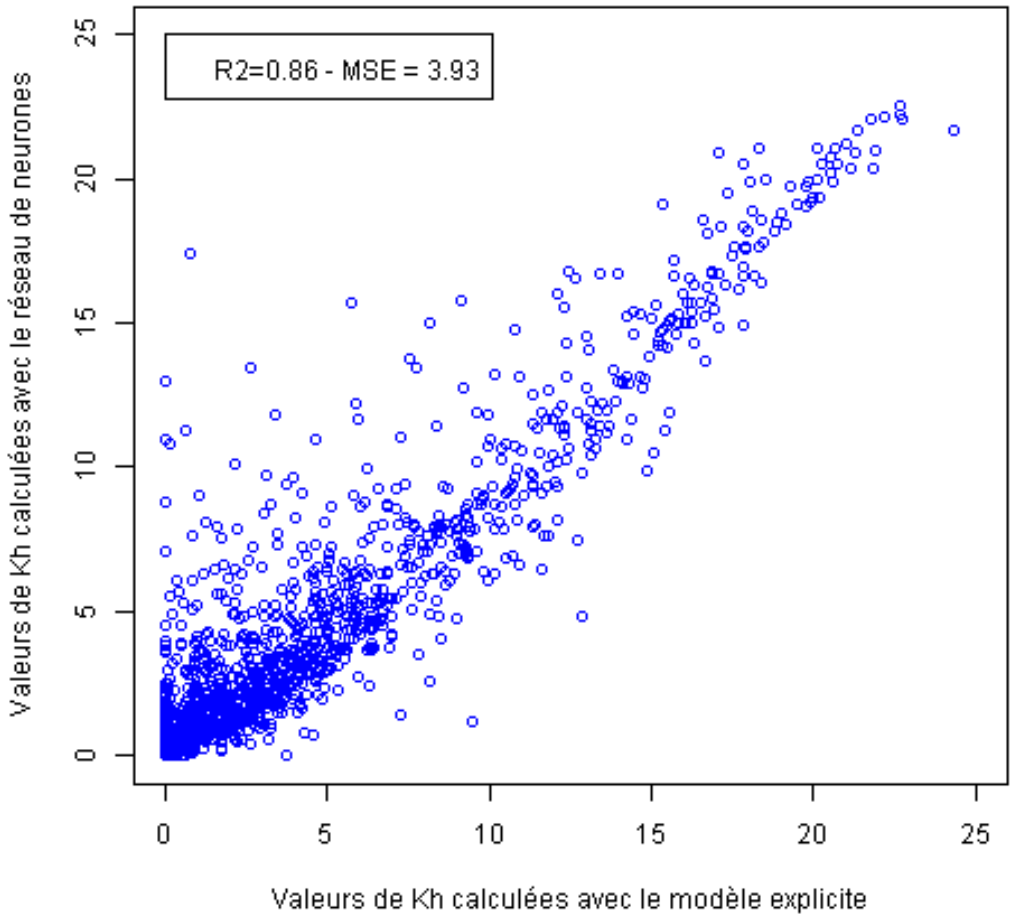



FIGURE 6.10 – Valeurs de $K_h$ prédites par le métamodèle en fonction des valeurs de $K_h$ calculées via le modèle explicite sur le jeu de données de validation (1300 simulations). Notons que le bornage $K_h min$=3 est réalisé après cette étape.

Table 6.1 – Services éco-hydrauliques fournis par les réseaux de fossés et canaux

| **Services des fossés** | **Indicateurs** | **Type** | **Intégration** |
|---|---|---|---|
| Restitution de l'eau bleue | Débordements | Booléen (et continu si vrai) | Vrai = Dis. / Faux = Ser. |
| Contrôle de l'érosion | Taux de rétention du Kentucky | Continu | Aug = Ser. / Dim = Dis. |
| | Taux de rétention de Deletic | Continu | Aug = Ser. / Dim = Dis. |
| Régulation des graines adventices | Vitesse de l'eau | Continu | Aug = Dis. / Dim = Ser. |
| | Couvert végétal à la surface de l'eau | Continu (à seuil) | Aug = Ser. / Dim = Dis. |
| Stabilisation des des berges et du fond | Contrainte de cisaillement | Continu | Aug = Dis. / Dim = Ser. |
| | Taux relatif de détachement | Continu | Aug = Dis. / Dim = Ser. |
| **Services des canaux** | **Indicateurs** | **Type** | **Intégration** |
| Transport de l'eau jusqu'aux plantes cultivées | Débits transportés | Continu | Aug = Ser. / Dim = Dis. |
| Régulation des graines adventices | Vitesse de l'eau | Continu | Aug = Dis. / Dim = Ser. |
| | Couvert végétal à la surface de l'eau | Continu (à seuil) | Aug = Ser. / Dim = Dis. |
| Stabilisation des berges et du fond | Contrainte de cisaillement | Continu | Aug = Dis. / Dim = Ser. |
| | Taux relatif de détachement | Continu | Aug = Dis. / Dim = Ser. |

Il est nécessaire de rappeler que la végétation est en lien plus ou moins fort avec les processus sous-tendant ces différents services, et présente des effets antagonistes sur les services en question, pouvant varier en fonction des conditions hydrauliques et du service considéré. Dans l'optique d'évaluer ces services, des indicateurs inspirés de la littérature ont été définis (Table 6.1). Ces indicateurs sont généralement fonction à la fois des variables hydrauliques, et des traits de la communauté végétale dans le bief. Il est à noter que ces indicateurs sont des proxys plus ou moins distants des processus sous-tendant les services, en fonction du niveau de connaissance sur les processus en question. Les indicateurs sont calculés par bief. Ces indicateurs sont détaillés dans la partie suivante.

### 6.5.1 Services des fossés

***Restitution de l'eau bleue***

**Indicateur. Débordements** : Lors d'épisodes pluvieux importants, des crues débordantes peuvent être observées (Ghesquière, 2008). Dans un réseau de fossés, la restitution de l'eau bleue est susceptible de se faire soit via le réseau à surface libre (et l'eau est transportée jusqu'à son écosystème receveur en aval, parfois via des processus d'infiltration-exfiltration), soit via l'infiltration dans le sol et recharge de la nappe. Dans un souci de généricité, nous avons considéré que ces deux types de restitution représentaient un avantage égal pour la société, qui est le principal bénéficiaire de ce service. C'est pourquoi l'indicateur choisi ne repose pas sur la quantification des volumes infiltrés ou transportés (puisque dans la configuration actuelle du modèle, ce qui est transporté en aval de bassin versant n'est pas infiltré, et ce qui est infiltré n'est pas transporté en aval de bassin versant). Dans cette optique, un réseau présentant des débordements est considéré comme désavantageux par rapport à une situation sans débordement. Premièrement, ces débordements sont susceptibles de causer d'importants dégâts matériels et peuvent être à l'origine d'une érosion du sol des parcelles importantes (Levavasseur, Bailly et Lagacherie, 2016a). Deuxièmement, les eaux débordant des réseaux sont susceptibles de se charger de façon supplémentaire en polluants de toutes sortes issus des activités agricoles, mais également routières. Ces raisons expliquent pourquoi les débordements ont été considérés comme un indicateur négatif du service de restitution de l'eau bleue.

***Contrôle de l'érosion***

La distribution des diamètres des sédiments érodés dans la plupart des zones rurales comprend deux pics : l'un dans la gamme 200-1000 $\mu m$ et l'autre dans la gamme 2-60 $\mu m$ (Barfield, Tollner et Hayes, 1979). Les travaux de Tollner et al. (1977) et Tollner et al. (1976) ont permis de développer une formule mathématique pour la rétention des particules sédimentaires en milieu rural dans les systèmes enherbés (voir Chapitre 1). Cette formule a été développée dans des conditions expérimentales de concentrations en sédiments élevées (de 30 à 100 $g.L^{-1}$) et des diamètres de sédiments entre 27 et 470 $\mu m$. A l'opposé, les travaux de Deletic (2001) et Deletic (2005), plutôt focalisés sur les milieux urbains, ont permis de développer un autre modèle (modèle d'Aberdeen) de rétention des particules en suspension avec des concentrations plutôt faibles (inférieures à 5 $g.L^{-1}$) et des classes sédimentaires fines (inférieures à 180 $\mu m$). Cette dernière formule n'a été développée et testée qu'en régime permanent. Dans les deux cas, les formules ont été développées seulement pour des couverts végétaux émergents. En raison de leur complémentarité, les deux formules sont conservées dans notre étude.

**Indicateur 1. Taux de rétention de particules sédimentaires en présence de végétation (Kentucky)**.

Taux de rétention $T_{rk}$ à partir de l'équation de Tollner et al. (1976) :

$$T_{rk} = exp\left[-1.05 \times 10^{-3}\left(\frac{U_o R_h}{\nu}\right)^{0.82}\left(\frac{V_s Le}{U_o H}\right)^{0.91}\right] \tag{6.14}$$

avec $U_o$ une estimation de la vitesse de l'eau entre les tiges ($L.T^{-1}$), $V_s$ la vitesse de chute donnée par la loi de Stokes (estimée pour un diamètre moyen des particules égal à 470 $\mu m$) ($L.T^{-1}$), $Le$ la longueur du bief ($L$), $\nu$ la viscosité cinématique ($L^2.T^{-1}$).

**Indicateur 2. Taux de rétention de particules sédimentaires en présence de végétation (Deletic)**.

Taux de rétention $T_{rd}$ à partir de l'équation de Deletic (2005) :

$$T_{rd} = \frac{N_f^{0.69}}{N_f^{0.69} + 4.95} \tag{6.15}$$

avec

$$N_f = \frac{LeV_s}{HU_o} \tag{6.16}$$

et $U_o$ une estimation de la vitesse de l'eau entre les tiges ($L.T^{-1}$), $V_s$ la vitesse de chute donnée par la loi de Stokes (estimée pour un diamètre moyen des particules égal à 30 $\mu m$) ($L.T^{-1}$), $Le$ la longueur du bief ($L$).

Notons que ces formules ne sont valables que pour un couvert non-submergé. En cas de couvert submergé, la rétention est considérablement réduite, et il n'existe actuellement pas de formule simple pour l'estimer dans un modèle 1D. Par conséquent, pour estimer cette rétention dans un couvert submergé, nous considérerons un modèle à 2 couches dans lequel la rétention est nulle au dessus du couvert, et calculée telle que présenté ci-dessus dans la couche avec couvert végétal. Une moyenne pondérée du coefficient de rétention en fonction du débit dans les différentes couches est ensuite réalisée.

***Régulation des graines adventices***

Concernant le transport des propagules végétales, la littérature a démontré que 3 types de transport peuvent être coexistants : un transport en surface pour les propagules flottantes, un transport en suspension dans la colonne d'eau, et un transport par charriage sur le lit du fond. Nous avons conclu au Chapitre 5 que seules les graines hydrochores étaient susceptibles de se déplacer de plusieurs centaines de mètres lors d'un événement hydraulique. Ainsi, par hypothèse simplificatrice, nous avons seulement considéré les graines adventices susceptibles de se disperser en flottaison, puisqu'elles étaient susceptibles d'être transportées sur de longues distances via les réseaux (Chapitre 6). Nous avons donc déterminé nos indicateurs à partir de cette hypothèse de propagules adventices flottantes.

**Indicateur 1. Vitesse de l'eau** : Un indicateur utilisé pour le transport de propagules végétales est la vitesse à la surface de l'eau (Soomers et al., 2010). Cet indicateur est représentatif de la distance potentielle pouvant être parcourue par les graines lors d'un événement d'une durée donnée. Il est possible d'établir des relations entre la vitesse moyenne de l'eau et la vitesse de surface (voir Genç, Ardiçlioğlu et Ağıralioğlu (2015) par exemple). Cependant, à l'échelle du réseau, compte tenu de nombreux obstacles dus à la végétation, aux ouvrages hydrauliques,

à la morphologie du fossé (voir Chapitre 5), il est très difficile de déterminer cette vitesse à la surface de l'eau avec précision. C'est pourquoi nous nous contentons ici de la vitesse moyenne comme indicateur de la distance de transport de graines flottantes, puisqu'un calcul très imprécis de la vitesse de surface n'apporterait pas d'information supplémentaire pour la comparaison de scénarios. Cette vitesse moyenne n'a jamais été utilisée comme indicateur de service pour le transport de graines, mais a par contre été utilisée comme indicateur de service dans le transport de pesticides adsorbés sur particules sédimentaires (Lagacherie et al., 2006). La vitesse moyenne est également classiquement utilisée dans la plupart des formulations de transport par advection (Belaud et Litrico, 2015).

**Indicateur 2. Couvert végétal à la surface de l'eau** : Cette couverture végétale à la surface de l'eau est impliquée dans une large mesure dans les phénomènes de rétention liés aux propagules flottantes (Defina et Peruzzo, 2010 ; Peruzzo, Defina et Nepf, 2012 ; Soomers et al., 2010). Plusieurs effets d'interaction peuvent contribuer à cette rétention, notamment l'effet "Cheerios", le piégeage faible (zone de recirculation derrière la plante), et le piégeage "filet" (voir Chapitre 1). Comme suggéré au Chapitre 5, la rétention effective de propagules est probablement associée à des effets de seuil en termes de couverture végétale. Pour cet indicateur, une valeur-seuil de 50 % au dessous de laquelle aucune rétention de propagules n'est effective, a été implémentée (voir chapitre 5). Par ailleurs, ce pourcentage de couverture végétale à la surface de l'eau est une fonction de la densité de plantes, de leur architecture et de la hauteur d'eau.

#### *Stabilisation des berges et du fond*

Deux indicateurs ont été pris en compte pour chercher à évaluer la stabilité des sols de fond de bief : un indicateur permettant de calculer la capacité de l'écoulement à mettre en mouvement des particules, et un indicateur de renforcement mécanique des berges en fonction de propriétés de la végétation.

**Indicateur 1. Contrainte de cisaillement exercée par l'écoulement en présence de végétation** : La contrainte de cisaillement est la contrainte mécanique tangentielle à la face d'un matériau (en l'occurrence le sol du canal ou fossé). Elle est donc homogène à une pression. Cette contrainte de cisaillement $\tau$ est généralement calculée pour évaluer la possibilité de mise en mouvement de particules sédimentaires dans des canaux non-végétalisés pour des matériaux non-cohésifs, mais elle a également été utilisée afin d'estimer l'importance des processus d'érosion et sédimentation dans des zones végétalisées (Larsen, Harvey et Crimaldi, 2009 ; Yang, Kerger et Nepf, 2015). La formule utilisée est la suivante :

$$\tau = \rho \, U_{eff}^2 \tag{6.17}$$

avec $\rho$ la masse volumique de l'eau ($M.L^{-3}$) et $U_{eff}$ la vitesse de friction effective (Yang, Kerger et Nepf, 2015) ($L.T^{-1}$) définie comme suit :

$$U_{eff} = max\left(\sqrt{C_f}U_o,\ 2\sqrt{\nu\frac{U_o}{Diam}}\right) \tag{6.18}$$

avec $C_f$ le coefficient de traînée du fond en l'absence de végétation (-), $\nu$ la viscosité cinématique ($L^2.T^{-1}$) et $U_o$ la vitesse traversant la section mouillée ($L.T^{-1}$), donc corrigée du blocage engendré par la végétation.

**Indicateur 2. Taux relatif de détachement**

Les plantes qui poussent dans les canaux ont un système racinaire leur permettant de stabiliser et de renforcer les sols par limitation de l'érosion hydrique (De Baets et al., 2006 ; Pollen-Bankhead et Simon, 2010 ; Rey et al., 2004). De Baets et al. (2006) et Pollen-Bankhead et Simon (2010) reportent que le volume érodé est décroissant avec la densité de longueur racinaire ($RLD$). Cependant, cette relation n'est pas linéaire (elle prend la forme d'une exponentielle décroissante). De Baets et al. (2006) ont établi qu'à partir de 400 km de racines par m$^{-3}$ de sol, une augmentation du RLD n'avait plus d'effet sur la quantité de sol érodé. La relation utilisée ici pour le calcul du taux relatif de détachement du sol $T_d$ est celle fournie par De Baets et al. (2006) :

$$T_d = \frac{RLD^{-2.22}}{0.000026 + RLD^{-2.22}} \tag{6.19}$$

avec $T_d$ le taux de détachement des particules. Le RLD n'étant pas un paramètre directement mesuré dans le cadre des travaux de thèse, ni généralement fourni dans les bases de données des traits des plantes de type TRY (Kattge et al., 2011) ou LEDA (Kleyer et al., 2008), celui-ci a été estimé par l'intermédiaire d'une relation entre RLD et biomasse sèche au dessus du sol (Mao et al., 2018). Cette biomasse sèche du couvert a été estimée à partir de données terrain sur le nombre de tiges par espèce végétale et de mesures de biomasse sèche par plante (données personnelles). Notons que cet indicateur est donc indépendant des conditions hydrauliques.

### 6.5.2 Services des canaux

***Transport de l'eau jusqu'aux plantes cultivées***

**Indicateur. Débits transportés**. La fonction première d'un canal d'irrigation est de transporter de manière efficiente de l'eau d'un point amont (généralement un réservoir, barrage ou prise d'eau sur un cours d'eau) vers un point aval d'utilisation (parcelle). Le volume apporté à la parcelle est l'intégrale d'un débit transporté pendant une durée d'irrigation donnée. C'est pourquoi les débits transportés sont un bon indicateur de l'efficience du transport.

Dans les régions agricoles à irrigation gravitaire, et en particulier dans la Crau, les volumes infiltrés via le réseau et les parcelles représentent généralement une part significative de la recharge en eau des nappes souterraines (Chapitre 2). C'est pourquoi l'augmentation des volumes infiltrés est ici considérée comme un service, bien que celui-ci soit antagoniste des débits transportés.

***Régulation des graines adventices***
La description de ces indicateurs est identique aux fossés.
***Stabilisation des berges et du fond***
La description de ces indicateurs est identique aux fossés.

## 6.6 Génération d'une note par rapport à une situation-témoin par bief et création d'un indice de service à l'échelle du réseau

L'évaluation des services menée dans cette thèse est basée sur une méthode semi-quantitative ayant pour objectif d'évaluer la performance de scénarios de pratiques par rapport à une situation donnée. Dans le cadre de cette étude, la situation-témoin est la situation pour laquelle les biefs n'auraient pas subi de pratiques pendant une année entière.

Pour chacune des simulations, une fois que le calcul des indicateurs a été réalisé, sa valeur est comparée à celle du témoin. Si l'indicateur du scénario montre une amélioration de plus de 10% (pour les indicateurs non-seuillés, c'est-à-dire tous les indicateurs sauf le débordement), le scénario est considéré comme positif et se voit octroyer la note de 3. Si l'indicateur présente une dégradation de plus de 10% de la valeur de l'indicateur du témoin, le scénario est considéré comme négatif et se voit octroyer la note 1. Enfin, si l'indicateur du scénario varie peu par rapport au témoin et est compris dans la fourchette [-10% ; +10%], le scénario est considéré comme neutre vis-à-vis de l'indicateur en question et se voit octroyer la note 2. Cette fourchette de 10 % a été choisie afin de garantir que la note 3 ou 1 soit choisie si le scénario apporte une modification significative au service dans le bief considéré. Lorsque l'indicateur du témoin et du scénario sont proches de 0 (inférieur à 0.01), la note octroyée est de 2 par défaut.

Table 6.2 – Note octroyée en fonction d'une amélioration ou d'une dégradation du service

| | |
|---|---|
| Note = 1 | Dégradation du service par le scénario testé |
| Note = 2 | Influence neutre du scénario testé sur le service |
| Note = 3 | Amélioration du service par le scénario testé |

Suite à la notation entre 1 et 3 de chacun des indicateurs pour chacun des biefs et à chacun des pas de temps, une moyenne des indicateurs de tous les biefs sur tous les pas de temps est

réalisée, créant ainsi une valeur d'indice par bief. Pour l'indicateur de débordement, un poids plus important est donné aux simulations pour lesquelles des débordements interviennent (car sur l'ensemble des pas de temps, un grand nombre de simulations ne présentent aucun débordement). Ainsi, à la fin de chaque simulation, chaque bief dispose d'un index compris entre 1 et 3 pour chacun des services considérés. La note globale à l'échelle du réseau correspond à la moyenne des biefs.

La représentation spatiale des services proposée est fondée sur ces notes. Pour chacun des biefs, un code couleur est proposé, allant du vert foncé pour une forte amélioration du service (note de 3), à jaune pour un service neutre (note de 2), puis jusqu'au rouge pour une dégradation du service (note de 1).

## 6.7 Exploration numérique et scénarios testés

### 6.7.1 Analyse de sensibilité

Une analyse de sensibilité aux paramètres du couvert végétal du bief (ie $hp$ la hauteur du couvert, $Density$ la densité de tiges, $Diam$ le diamètre moyen des tiges, $Zseuil$ la hauteur du premier embranchement et $Cshape$ le paramètre régissant la forme de la plante au dessus de l'embranchement) a été menée sur un réseau entier. Cette analyse de sensibilité vise à hiérarchiser l'importance des paramètres de plantes vis-à-vis de leur capacité à moduler les services écosystémiques, ces paramètres étant plus ou moins aisément pilotés via les pratiques d'entretien. Pour ce faire, chacun des paramètres de plantes a été fixé dans les gammes de variation présentées en Tableau 6.3, correspondant aux valeurs qui ont été mesurées lors des expériences des chapitres 3 et 4.

TABLE 6.3 – Gammes de variation des différents paramètres du couvert végétal utilisés pour l'analyse de sensibilité

| Paramètre | Description | Valeur | Unité |
|---|---|---|---|
| $hp$ | Hauteur moyenne du couvert | 0.01 - 1.2 | $m$ |
| $Density$ | Densité de tiges (calculée à partir de l'équation 6.10) | 100 - 8000 | $Tiges/m^2$ |
| $Diam$ | Diamètre moyen des tiges | 0.0005 - 0.02 | $m$ |
| $Zseuil$ | Hauteur de la première ramification | 1-99 | % de la hauteur |
| $Cshape$ | Paramètre de forme de la partie ramifiée | 0 - 100 | - |

Les sorties étudiées dans l'analyse de sensibilité sont les sorties intermédiaires continues du modèle (qui correspondent en fait aux indicateurs, sauf pour le débordement pour lequel nous avons préféré $H$ car le débordement n'est pas un indicateur continu). Ce sont donc la hauteur d'eau $H$, $\tau$ (contrainte de cisaillement en présence de couvert herbacé), $V_h$ la vitesse moyenne, $T_{rd}$ le taux de rétention de sédiments de Deletic, $T_{rk}$ le taux de rétention de sédiments de

Kentucky et $V_{egem}$ la couverture végétale à la surface de l'eau. $T_d$ n'a pas été étudié dans l'analyse de sensibilité étant donné qu'il est indépendant des conditions hydrauliques.

N'ayant pas de connaissances a priori sur les lois d'incertitude des paramètres de végétation, nous considérons celles-ci comme uniformes. Le plan d'expérience est basé sur la méthode de l'Hypercube Latin, implémentée à l'aide de la librairie lhs de R (Carnell, 2012). Cette méthode repose sur la séparation de la gamme de variabilité des paramètres en niveaux de même probabilité tels que chaque niveau n'est représenté qu'une seule fois dans le plan d'expérience. Cette méthode permet d'explorer de manière relativement efficace l'espace (l'hyperplan formé par les paramètres). 700 plans d'expérience (avec des paramètres de couvert végétal homogènes pour tous les biefs du bassin versant) ont été réalisés à partir de la méthode de l'Hypercube Latin pour les besoins de l'analyse de sensibilité, pour trois pluies de temps de retour différents.

L'analyse de sensibilité menée est une analyse de sensibilité globale (tous les paramètres varient en même temps), basée sur une analyse de variance. L'influence des paramètres sur les sorties sera évaluée à l'aide d'un indice de sensibilité de premier ordre $S_i$ (indice indiquant les effets principaux, sans interactions avec les autres paramètres), décrit par Sobol' (1993) comme le ratio obtenu à l'aide de l'équation (6.20) :

$$S_{Ui/Y} = \frac{Var[E(Y)|U_i]}{Var(Y)} \tag{6.20}$$

avec $U_i$ le paramètre et $Y$ la sortie étudiés.

### 6.7.2 Scénarios

Les différents scénarios testés sont :

- Des scénarios se différenciant par la pratique d'entretien (fauche, brûlis, désherbage chimique et curage),
- Des scénarios spatialisés basés sur le non-entretien d'une partie des biefs une année sur deux,
- Des scénarios de typologie de couvert végétal homogène pour tester l'effet d'une espèce sur l'ensemble d'un réseau pour l'amélioration d'un service, afin d'identifier des types végétaux intéressants pour les services étudiés. Ces derniers scénarios ont été réalisés dans le cadre de la réflexion sur un possible semis d'espèces dans les biefs afin d'améliorer le niveau de services.

Ces typologies de scénarios sont détaillées dans la Table 6.4.

Pour les deux premiers types de scénarios, les trois pluies de projet créées, pour les 2 saisons de l'année où les pluies sont les plus intenses (automne et printemps) sont simulées. Pour les scénarios comparant les typologies de couvert végétal homogènes, seule la période de printemps est simulée. Pour chacun de ces scénarios, un score total est calculé par service (moyenne des scores obtenus par biefs), permettant ainsi de les classer vis-à-vis du scénario

TABLE 6.4 – Résumé des différents scénarios réalisés dans le cadre de l'évaluation des services éco-hydrauliques fournis par les réseaux de fossés et canaux

| **Type de scénarios** | **Acronyme** | **Description du scénario** |
|---|---|---|
| Scénarios de typologie de pratiques | FA | Fauche sur l'ensemble du réseau |
| | BR | Brûlis sur l'ensemble du réseau |
| | DC | Désherbage chimique sur l'ensemble du réseau |
| | CR | Curage sur l'ensemble du réseau |
| Scénarios spatialisés | AM | Les biefs entretenus (50%) sont situés en amont de bassin versant selon une typologie d'entretien aléatoire |
| | AV | Les biefs entretenus (50%) sont situés en aval de bassin versant selon une typologie d'entretien aléatoire |
| | PFO | Les biefs entretenus (50%) sont situés sur les pentes fortes du bassin versant |
| | PFA | Les biefs entretenus (50%) sont situés sur les pentes faibles du bassin versant |
| | CONF | Les biefs entretenus (50%) sont situés en priorité en aval des confluences (2 biefs se rejoignant) |
| Scénarios couvert végétal homogène | Mentha | Couvert homogène *Mentha aquatica* |
| | Elytrigia | Couvert homogène *Elytrigia juncea* |
| | Plantago | Couvert homogène *Plantago lanceolata* |
| | Diplotaxis | Couvert homogène *Diplotaxis erucoides* |
| | Euphorbia | Couvert homogène *Euphorbia helioscopia L.* |
| | Malva | Couvert homogène *Malva sylvestris* |
| | Picris | Couvert homogène *Picris hieracheioides* |
| | Torilis | Couvert homogène *Torilis arvensis* |

étudié. De plus, des matrices de dissimilarité entre scénarios, permettant de les comparer, sont présentées. Elles permettent d'appréhender plus intuitivement l'effet divergent des différentes typologies de pratiques sur les services considérés. L'indice de dissimilarité $DIS$ utilisé pour le calcul de la matrice est le suivant :

$$DIS_{S,ab} = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^{n} \mid Indice_{i,a} - Indice_{i,b} \mid \tag{6.21}$$

pour un service $S$, deux scénarios comparés $a$ et $b$, et $n$ biefs.

## 6.8 Conclusion

Ce chapitre présentait la chaîne de modélisation, les relations mathématiques et les indicateurs du modèle développé. Cette chaîne de modélisation permet de comparer des pratiques d'entretien les unes avec les autres, vis-à-vis de leur effet sur les services éco-hydrauliques étudiés. Le chapitre suivant présente l'implémentation de ce modèle sur la zone d'étude et les compromis entre services qui en découlent. Une conclusion sur les possibles améliorations à apporter à ce modèle sera présentée après l'application du chapitre 7.

# Chapitre 7

## Comparaison de scénarios de pratiques d'entretien pour la fourniture de services : Application au réseau de fossés du bassin versant de Roujan

### 7.1 Détermination d'événements-pluvieux type et génération de chroniques de débit parvenant au réseau

Les courbes IDF de référence qui ont été choisies dans le cadre de l'étude sont celles de la station pluviométrique de Fréjorgues (34). Ces courbes sont rappelées en Annexe E à titre indicatif. La formule de Ventura appliquée au bassin versant de Roujan fournit un temps de concentration $t_c$ d'environ 2.5 h (150 min). Constatant qu'il existe une grande incertitude sur la détermination du temps de concentration du bassin versant étudié (ce temps de concentration n'étant par ailleurs qu'un paramètre théorique), une bonne pratique consiste donc à choisir plusieurs durées du pic intense afin de couvrir au mieux les différents configurations de pluie.

Trois pluies de projet de temps de retour 50, 10 et 2 ans ont été créées (Tableau 7.1). La durée totale de la pluie a été choisie à 6 h, couvrant ainsi largement le temps de concentration $t_c$ du bassin versant. Deux durées de l'épisode intense ont été choisies (60 min et 120 min) avec des intensités correspondant à des temps de retour de 100 ans, 10 ans et 2 ans respectivement. Afin de se placer dans les conditions les plus défavorables, le pic d'intensité de la pluie de projet a été placé à 75% de la durée totale de la pluie. Les représentations graphiques des pluies sont fournies en Figure 7.1.

Table 7.1 – Caractéristiques des différentes pluies de projet double-triangle simulées de durée totale 6h (360 min)

| Nom | Temps Retour PI | Durée PI (min) | Intensité PI (mm/h) | Temps Retour DT | Intensité DT (mm/h) |
|---|---|---|---|---|---|
| P50 | 100 ans | 60 | 90.5 | 50 ans | 20 |
| P10 | 10 ans | 120 | 34 | 10 ans | 15 |
| P2 | 2 ans | 120 | 20 | 2 ans | 9 |

PI : Période Intense ; DT : Durée Totale

Les jeux de paramètres utilisés pour les 2 simulateurs OpenFLUID couplés de partage ruissellement-infiltration et de transfert de ruissellement sont rappelés en Annexe F.

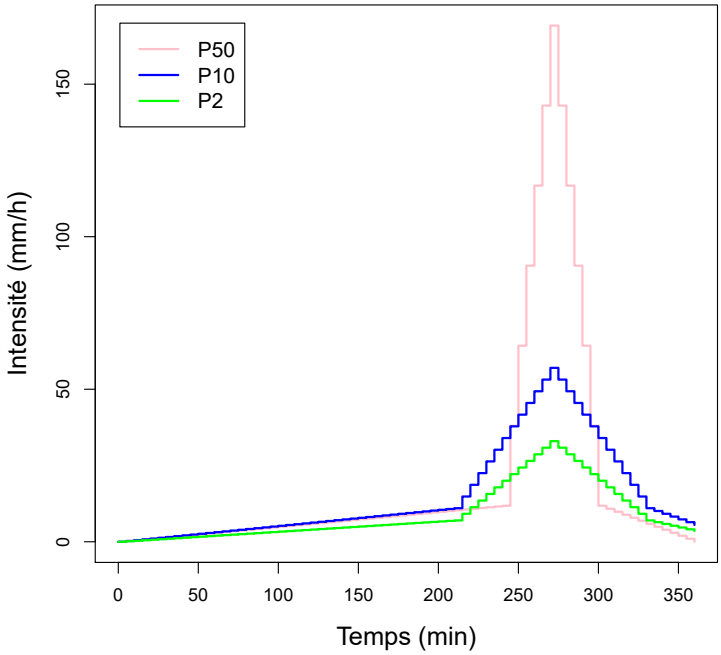



FIGURE 7.1 – Représentation des trois pluies de projet pour lesquelles la durée de pluie intense est égale à 60 min (P50) et 120 min (P10 et P2) pour une durée totale de 6 h (360 min)

Des chroniques issues des simulations du ruissellement entrant dans le réseau pour les pluies de projet P50, P10, et P2, pour un bief donné, sont fournies en Figure 7.2 à titre d'exemple.

## 7.2 Analyse de sensibilité des indicateurs continus de services aux paramètres de végétation

L'objectif de cette analyse de sensibilité était de quantifier l'influence des paramètres de végétation $h_p$, $Diam$, $Density$, $Z_{seuil}$ et $C_{shape}$, sur les sorties intermédiaires du modèle, c'est-à-dire majoritairement les indicateurs à l'origine du calcul des indices de services. Les sorties intermédiaires étudiées sont donc la variable intermédiaire $H$ (la hauteur d'eau), $\tau$ (contrainte de cisaillement), $V_h$ la vitesse moyenne, $T_{rd}$ le taux de rétention de Deletic, $T_{rk}$ le taux de rétention du Kentucky et $Vegem$ la couverture végétale à la surface de l'eau. Ces sorties intermédiaires sont évaluées pour le pas de temps le plus défavorable (correspondant au maximum de débit cumulé parvenant au réseau) pour les pluies P50, P10 et P2.

Les résultats de l'analyse de sensibilité globale sont présentés en Figure 7.3 avec un détail de $H$, $\tau$ et $Vh$ en fonction de $h_p$ en Figure 7.4. Le graphe présentant les résultats de l'analyse de sensibilité pour la pluie P10 n'a pas été présenté car les résultats étaient très similaires à ceux de la pluie P50.

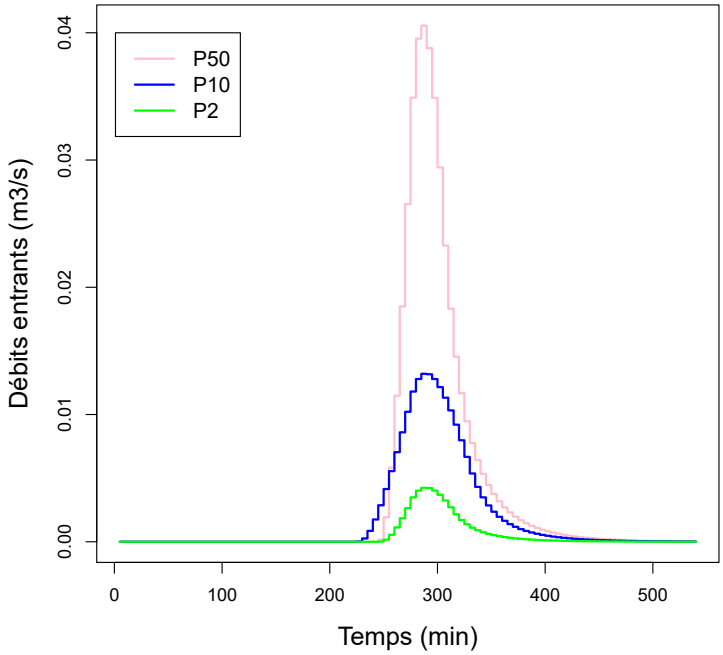



FIGURE 7.2 – Débits entrants dans le bief 113 pour les pluies de projet P50, P10 et P2

Les résultats montrent que le paramètre $h_p$, i.e. la hauteur du couvert végétal, est le paramètre qui a l'influence la plus importante sur $H$ la hauteur d'eau, $\tau$ la contrainte de cisaillement et $V_h$ la vitesse moyenne. Ceci s'explique par l'importance du facteur de blocage $B$ (qui équivaut au rapport $h_p/H$ lorsque toute la largeur du canal ou fossé est occupée par de la végétation) dans la formule d'évaluation du coefficient de rugosité $K_h$ (voir Figure 7.5). $Diam$ et $Density$ ont une importance significative dans le taux de rétention de sédiments $T_{rd}$ et $T_{rk}$, car ces formules de rétention font intervenir la vitesse de l'écoulement dans la section non bloquée par la végétation. $Z_{seuil}$, définissant la hauteur du début de l'embranchement de la plante, a une importance significative sur $Vegem$. Notons que l'importance de $h_p$ sur $Vegem$ diminue avec l'intensité de la pluie au profit de $Density$ et $Diam$. Ceci est logique car en cas de faibles pluies, le couvert végétal est plus souvent émergent. Ces résultats mettent également en évidence la très faible influence de $C_{shape}$ par rapport aux autres paramètres sur les sorties, et notamment par rapport à $Z_{seuil}$ dans l'évaluation de $Vegem$. Ceci illustre l'importance de la hauteur d'embranchement de la plante, plus que la forme, représentée par $C_{shape}$, dans la valeur de couverture végétale à la surface de l'eau.

Cette prépondérance de l'influence de $h_p$ par rapport aux autres paramètres s'explique en partie par le choix de la formule utilisée pour l'estimation de la résistance induite par la végétation (NEPF, 2012b). Cette formule permet de mobiliser directement les traits de végétation mesurés sur le terrain. D'autres formules, telles que celle proposée par VINATIER, BAILLY et BELAUD (2017) présentent la particularité de se baser directement sur la porosité du couvert, mais sont encore difficiles à utiliser dans le cadre d'expériences numériques. Par ailleurs, en

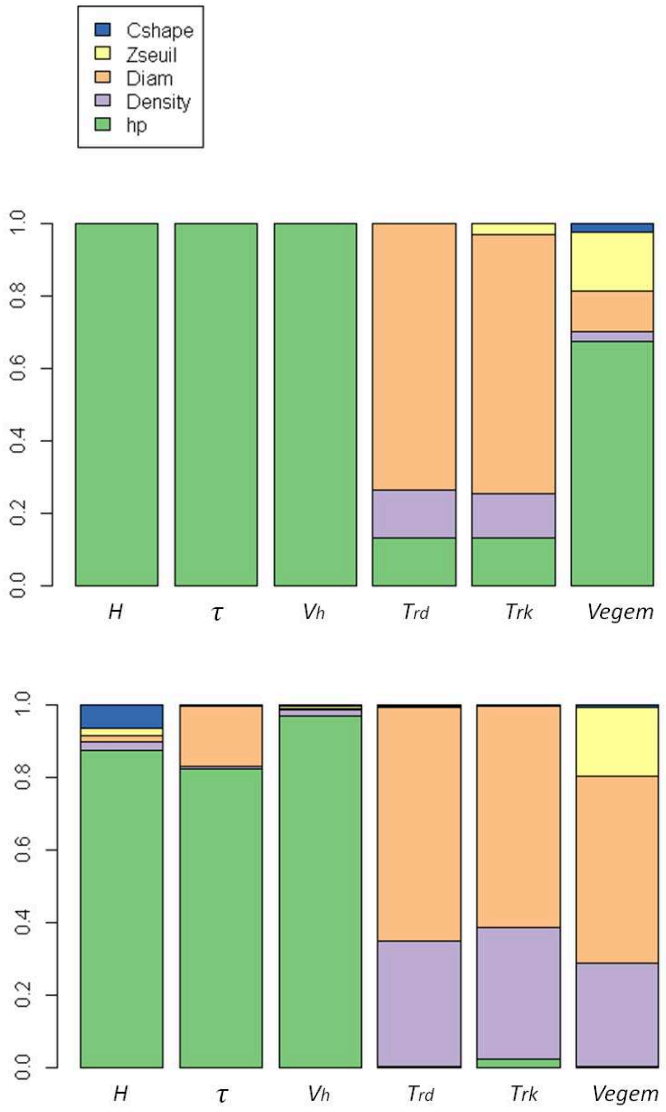



FIGURE 7.3 – Valeurs relatives de l'indice de premier ordre pour chacun des paramètres de végétation en fonction des sorties $H$, $\tau$, $V_h$, $T_{rd}$, $T_{rk}$ et $Vegem$ pour la pluie P50 (en haut) et la pluie P2 (en bas)

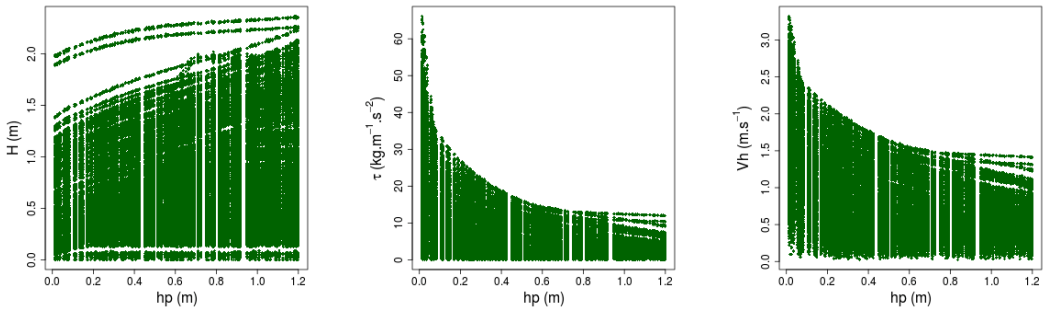



FIGURE 7.4 – Evolution de $H$, $\tau$ et $Vh$ en fonction de $h_p$

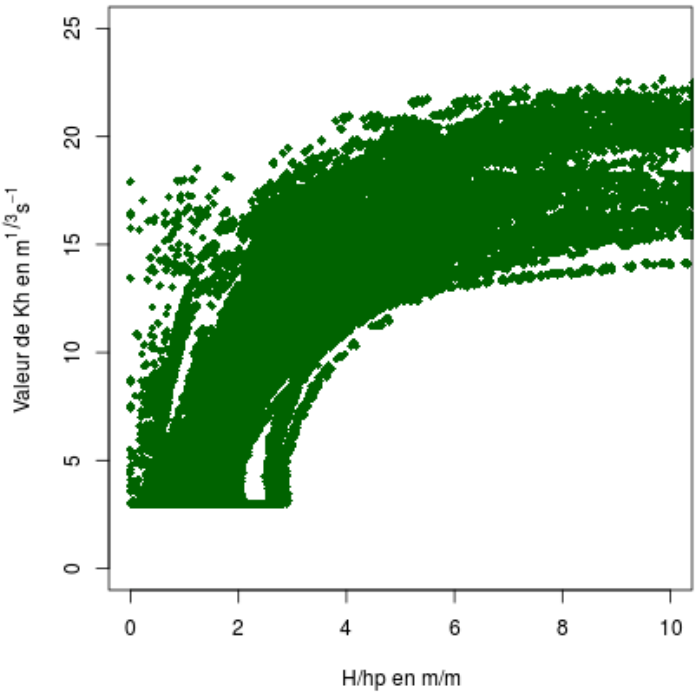



FIGURE 7.5 – Evolution du $K_h$ en fonction de $H/h_p$

l'absence d'études comparant ces différentes formules, il n'est pas démontré que les formules basées sur la porosité soient plus performantes que celles basées directement sur les traits de végétation.

Dans tous les cas, l'importance du paramètre $h_p$ sur le niveau de fourniture des services est prometteuse dans la mesure où cette hauteur est la plus facile à "piloter" dans le cadre de pratiques d'entretien, en comparaison avec les autres traits considérés dans cette étude. De plus, grâce aux travaux de DOLLINGER et al. (2017) et VINATIER et al. (2018) (Annexe A), nous disposons aujourd'hui de données mensuelles sur la dynamique de ce paramètre en fonction des pratiques d'entretien dans des fossés méditerranéens.

## 7.3 Comparaison de l'effet des typologies de pratiques et de scénarios d'entretien sur les services éco-hydrauliques à l'échelle du réseau

### 7.3.1 Exemple préliminaire de l'évolution des services par bief et exemple de visualisation cartographique des services

Un exemple de l'évolution des indicateurs au cours d'un événement de crue, à l'échelle du bief, est fourni à titre indicatif en Figure 7.6.

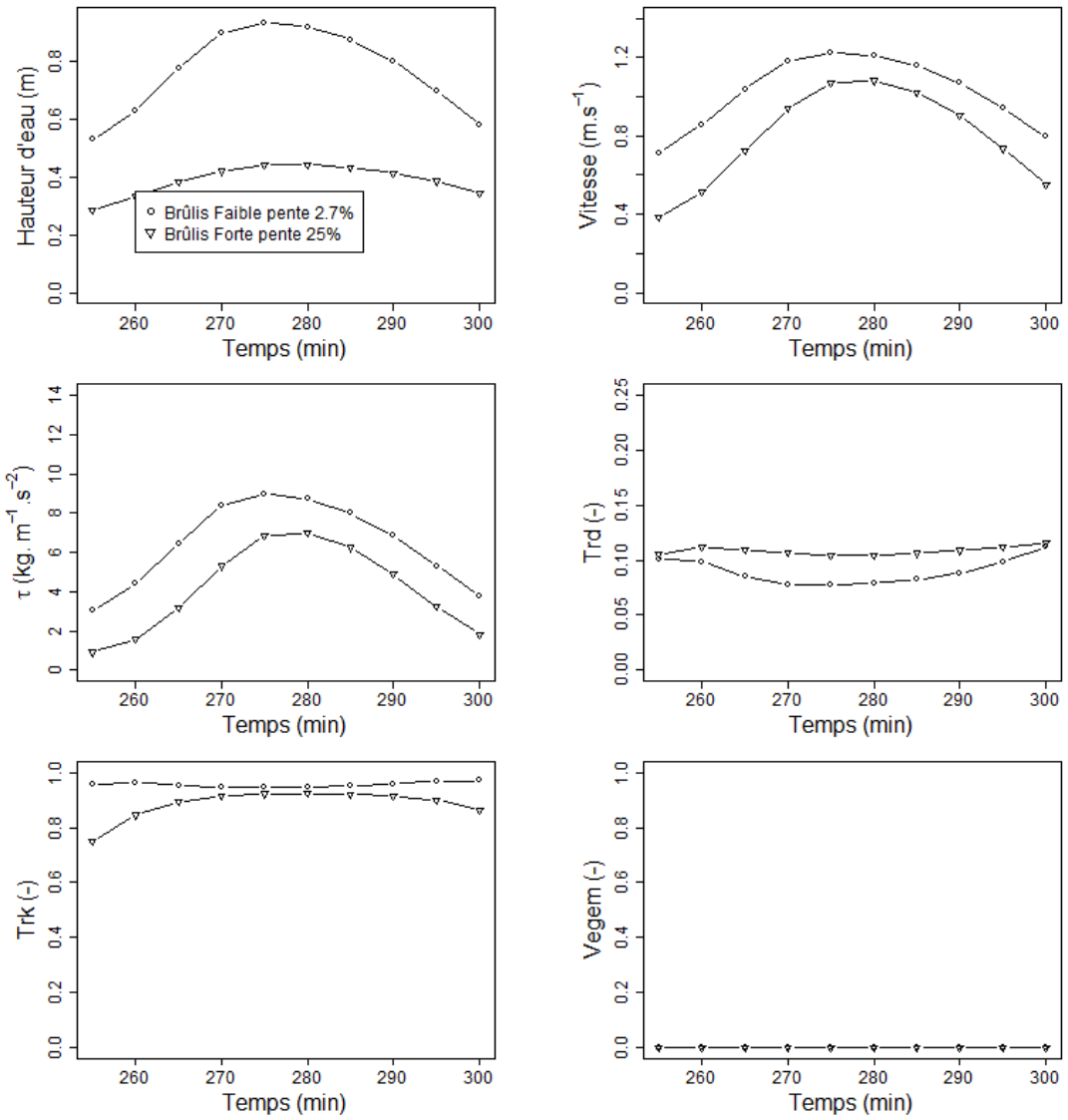



FIGURE 7.6 – Evolution au cours d'un événement de crue (de 260 à 300 min) des indicateurs $H$, $\tau$, $V_h$, $T_{rd}$, $T_{rk}$ et $Vegem$ pour 2 biefs (l'un à forte pente et l'autre faible pente) pour la pratique du brûlis, pour la période d'automne et la pluie P50

Un exemple de visualisation cartographique pour le brûlis, pour la pluie P50, au printemps, est présenté Figure 7.7. Ce type de représentation permet de localiser les lieux où la mise en oeuvre de la pratique constitue un service, un disservice ou ne procure aucun avantage.

### 7.3.2 Comparaison de l'effet des typologies de pratiques sur les services : Dissimilarités et classement selon la saison

La comparaison des différents scénarios d'entretien, dont les spécificités sont présentées au Chapitre 6, a permis d'obtenir les matrices de dissimilarité présentées dans le Tableau 7.2 pour les périodes de printemps et automne, et le classement des scénarios présenté dans le

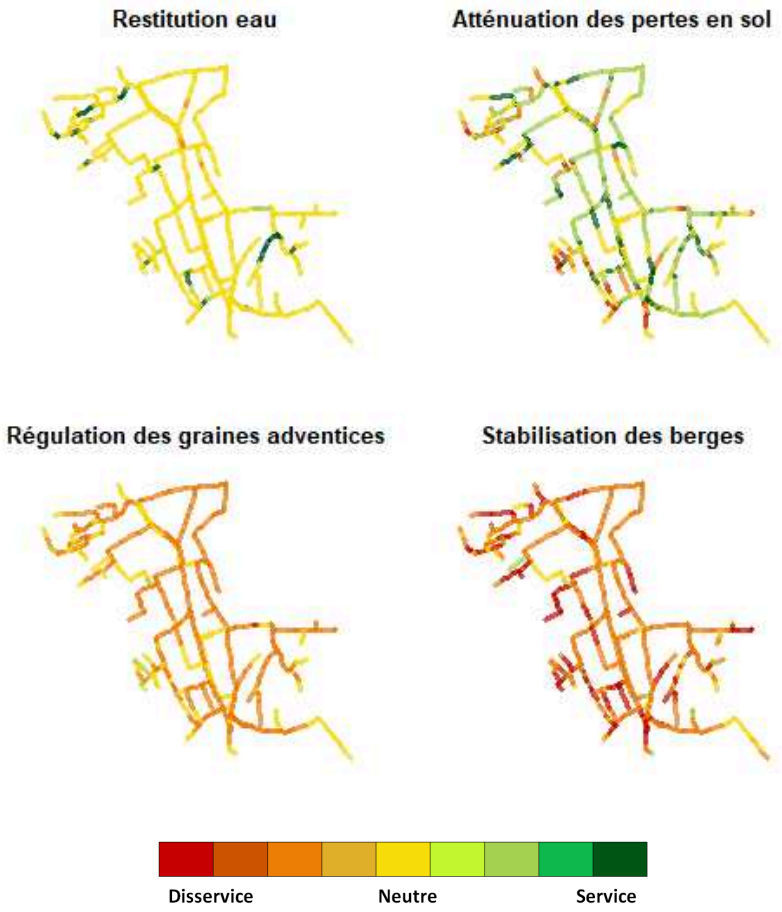



FIGURE 7.7 – Représentation spatiale des services rendus par la végétation des fossés dans le cadre d'un scénario de brûlis, comparé au scénario témoin sans entretien pour la pluie P50 en automne (septembre)

Tableau 7.3 pour la pluie P50. Les classements pour les pluies P10 et P2 sont présentées en Annexe G.

Nous pouvons observer sur le Tableau 7.2 que pour les pluies au printemps, le brûlis est la pratique qui se différencie la plus des autres typologies de pratiques, principalement en raison de son impact négatif sur la stabilisation des berges et l'atténuation des pertes en sol (Tableau 7.3). Au regard des scores totaux, la pratique du brûlis est la plus défavorable pour les services au printemps (Tableau 7.3), puisque selon le calendrier suivi dans le cadre de cette étude, le dernier brûlis a eu lieu au mois de février, laissant une hauteur et densité de couvert faible au mois de mars. Cependant, c'est la pratique qui maximise le transport hydraulique. Les effets des autres pratiques sur les services sont moins différenciés. La fauche présente un bon compromis entre services à cette période de l'année (la dernière fauche ayant eu lieu en septembre).

Pour les pluies à l'automne, la fauche et le brûlis sont les pratiques les plus différenciées. Elles s'opposent en termes de transport hydraulique, et d'atténuation des pertes en sol (Tableau 7.2). En effet, avec la fauche, le transport hydraulique est optimal mais l'atténuation des pertes en sol est très faible, bien que le recouvrement d'un bon niveau de services soit rapide en octobre

TABLE 7.2 – Matrice de dissimilarité pour les différents typologies de pratiques en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P50. Chaque ligne représente la comparaison entre deux scénarios. Plus les scénarios sont différenciés, plus l'indice de dissimilarité est élevé.

| **Saison** | **Scénarios** | **Restitution eau** | **Atténuation pertes en sol** | **Régulation des graines adventices** | **Stabilisation des berges** | **Global (Moyenne des services)** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Printemps (Mars) | BR/DC | 0.03 | 0.90 | 0.03 | 0.21 | 0.29 |
| | BR/FA | 0.02 | 0.93 | 0.02 | 0.24 | 0.30 |
| | BR/CU | 0.03 | 0.85 | 0.03 | 0.27 | 0.29 |
| | DC/FA | 0.02 | 0.09 | 0.02 | 0.18 | 0.08 |
| | DC/CU | 0.00 | 0.11 | 0.02 | 0.17 | 0.07 |
| | FA/CU | 0.02 | 0.12 | 0.02 | 0.18 | 0.09 |
| Automne (Septembre) | BR/DC | 0.08 | 0.20 | 0.07 | 0.14 | 0.12 |
| | BR/FA | 0.10 | 0.63 | 0.09 | 0.13 | 0.24 |
| | BR/CU | 0.08 | 0.22 | 0.07 | 0.16 | 0.13 |
| | DC/FA | 0.03 | 0.67 | 0.03 | 0.07 | 0.20 |
| | DC/CU | 0.00 | 0.14 | 0.02 | 0.11 | 0.07 |
| | FA/CU | 0.02 | 0.67 | 0.03 | 0.13 | 0.21 |

(voir Annexe G). Avec le brûlis, le service de restitution de l'eau est limité comparé aux autres typologies de pratiques (Tableau 7.3). En termes de régulation des graines adventices, le brûlis se différencie bien des autres pratiques, puisque cette typologie est celle qui permet la meilleure rétention au début de l'automne et limite la propagation des graines. Finalement, à cette période de l'année, les deux typologies de pratiques apportant les meilleurs compromis sont le curage et le désherbage chimique (Tableau 7.2).

### 7.3.3 Comparaison de l'effet de scénarios spatialisés sur les services

Ce paragraphe vise à comparer des scénarios spatialisés dans lesquels seuls 50 % des biefs du bassin versant sont entretenus. Au printemps, les scénarios qui consistent à n'entretenir que les pentes faibles (PFA) et l'aval (AV) obtiennent les meilleurs scores (Tableau 7.3). En automne, c'est le scénario PFA qui obtient le meilleur score global avec un bon service de restitution de l'eau, de régulation des graines adventices, et de stabilisation des berges.

### 7.3.4 Comparaison de l'effet des scénarios en fonction de la typologie des pluies

Notons que pour les pluies P2 et P10, dont les résultats sont présentés en Annexe G, les classements sont similaires, mais les dissimilarités entre scénarios concernant le service de restitution de l'eau bleue sont moindres. En effet, avec une pluie de moindre intensité, le nombre de lieux de débordements diminue (Tableau 7.4). En fait, ces fossés ont été dimensionnés de façon à ce que la grande majorité des événements pluvieux ne provoquent

TABLE 7.3 – Classement de l'ensemble des scénarios en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P50. Une note de 2 signifie que le scénario ne prodigue aucun service ou disservice par rapport à la situation-témoin. Une note inférieure à 2 signifie que le scénario produit un disservice par rapport à une situation-témoin, et une note supérieure à 2 signifie que le scénario produit un service par rapport à la situation-témoin. La valeur principale présentée est la moyenne des notes sur l'ensemble des biefs. Les écarts-type sont présentés entre parenthèses.

| **Saison** | **Scénarios** | **Restitution eau** | **Atténuation pertes en sol** | **Régulation des graines adventices** | **Stabilisation des berges** | **Global (Moyenne des services)** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Printemps | BR | 2.10 (0.27) | 1.54 (0.44) | 1.64 (0.19) | 1.41 (0.28) | 1.67 (0.19) |
| Scénarios | DC | 2.07 (0.24) | 2.38 (0.39) | 1.68 (0.19) | 1.62 (0.35) | 1.94 (0.12) |
| typologie | FA | 2.09 (0.26) | 2.43 (0.39) | 1.67 (0.19) | 1.65 (0.34) | 1.96 (0.12) |
| | CU | 2.07 (0.24) | 2.34 (0.39) | 1.66 (0.20) | 1.68 (0.34) | 1.94 (0.13) |
| Scénarios | AV | 2.06 (0.21) | 2.28 (0.41) | 1.80 (0.23) | 1.77 (0.34) | 1.98 (0.11) |
| spatialisés | AM | 2.01 (0.22) | 2.17 (0.42) | 1.84 (0.20) | 1.80 (0.35) | 1.96 (0.14) |
| | PFO | 2.01 (0.23) | 2.20 (0.45) | 1.82 (0.21) | 1.77 (0.36) | 1.95 (0.13) |
| | PFA | 2.06 (0.22) | 2.22 (0.42) | 1.83 (0.23) | 1.80 (0.35) | 1.98 (0.12) |
| | CONF | 2.03 (0.23) | 2.20 (0.42) | 1.81 (0.21) | 1.77 (0.34) | 1.95 (0.12) |
| Automne | BR | 2.06 (0.21) | 2.22 (0.39) | 1.73 (0.20) | 1.54 (0.32) | 1.89 (0.12) |
| Scénarios | DC | 2.13 (0.29) | 2.29 (0.40) | 1.67 (0.19) | 1.49 (0.31) | 1.90 (0.15) |
| typologie | FA | 2.15 (0.31) | 1.68 (0.47) | 1.65 (0.19) | 1.42 (0.28) | 1.72 (0.18) |
| | CU | 2.14 (0.29) | 2.30 (0.40) | 1.67 (0.19) | 1.55 (0.34) | 1.91 (0.14) |
| Scénarios | AV | 2.13 (0.28) | 2.04 (0.49) | 1.80 (0.23) | 1.73 (0.38) | 1.92 (0.17) |
| spatialisés | AM | 2.00 (0.26) | 2.15 (0.40) | 1.82 (0.20) | 1.59 (0.36) | 1.89 (0.17) |
| | PFO | 1.98 (0.29) | 2.04 (0.45) | 1.80 (0.20) | 1.63 (0.37) | 1.86 (0.18) |
| | PFA | 2.12 (0.30) | 2.07 (0.45) | 1.82 (0.22) | 1.75 (0.39) | 1.94 (0.16) |
| | CONF | 2.07 (0.30) | 2.08 (0.46) | 1.80 (0.21) | 1.66 (0.36) | 1.90 (0.16) |

pas de débordement majeur, puisque ceux-ci peuvent avoir des conséquences économiques importantes pour les agriculteurs et pour la société (pertes en sol par érosion des parcelles, dommages matériels, augmentation de la pollution diffuse). De même, la variabilité des scores des autres services est moindre, puisque la fréquence de couvert émergent se fait plus fréquente avec l'augmentation de la fréquence de pluie (et donc la dissimilarité entre caractéristiques des couverts végétaux diminue).

### 7.3.5 Comparaison de l'effet de différents couverts végétaux sur les services

La section suivante présente une comparaison de l'effet sur les services d'un couvert végétal homogène (8 genres de plantes aux aires frontales hétérogènes, comme illustré en Figure 7.8). Les résultats sont présentés dans le Tableau 7.5. Dans cette étude, *Mentha* et *Elytrigia* obtiennent les meilleurs scores globaux. *Plantago* se distingue par son effet positif sur le service de restitution de l'eau et sur l'atténuation des pertes en sol. *Mentha* et *Elytrigia* sont

TABLE 7.4 – Nombre de biefs présentant des débordements dans le témoin (sur au moins l'un des pas de temps) et pour lesquels la pratique a engendré une amélioration de la situation (réduction de la hauteur d'eau de plus de 10 % de la hauteur initiale)

| **Pluie de projet** | **Saison** | **BR** | **DC** | **FA** | **CU** |
|---|---|---|---|---|---|
| P50 | Printemps | 93 | 63 | 78 | 63 |
| | Automne | 53 | 129 | 145 | 131 |
| P10 | Printemps | 26 | 22 | 26 | 22 |
| | Automne | 22 | 33 | 34 | 33 |
| P2 | Printemps | 12 | 12 | 12 | 12 |
| | Automne | 13 | 14 | 14 | 13 |

les plus efficaces pour la régulation des graines adventices et la stabilisation des berges. Notons que cette comparaison entre plantes est limitée par le fait qu'en conditions réelles de couverts mono-spécifiques semés, les densités des plantes ne seraient probablement pas similaires à celles utilisées dans cette étude qui ont été relevées en situation au champ dans des couverts le plus souvent pluri-spécifiques dans lesquels des effets de compétition existent.

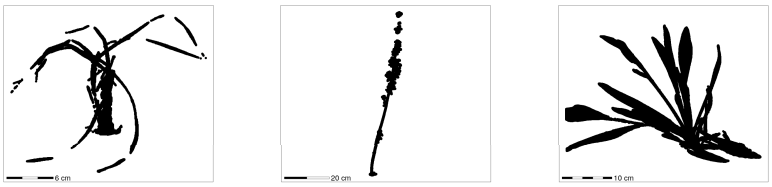



FIGURE 7.8 – Présentation de l'hétérogénéité des aires frontales de 3 plantes étudiées : a) *Elytrigia sp* b) *Mentha sp* c) *Plantago sp*

## 7.4 Discussion

### 7.4.1 Conséquences des scénarios sur les services éco-hydrauliques

Différent scénarios ont été étudiés dans le cadre de cette thèse. Ils ont permis de montrer que la modulation des traits de végétation induits par les pratiques d'entretien au cours d'une année influençait les services. En termes de typologie des pratiques, la fauche est celle qui permet de garder une hauteur de végétation et une densité intermédiaires au moment des épisodes pluvieux les plus intenses, et permet donc le meilleur compromis entre services au printemps. La fauche de fin d'été permet de garder une bonne capacité de transport hydraulique pendant l'automne mais la faible hauteur du couvert végétal explique que les autres services éco-hydrauliques soient dégradés. Cependant, le recouvrement des services est rapide. Le brûlis d'hiver se révèle favorable en termes de transport de l'eau au printemps mais est néfaste concernant la stabilisation des berges et l'atténuation des pertes en sol puisqu'il laisse les sols

Table 7.5 – Classement de l'ensemble des scénarios d'entretien avec un couvert homogène de plantes au printemps pour la pluie P50. Une note de 2 signifie que le scénario ne prodigue aucun service ou disservice par rapport à la situation-témoin. Une note inférieure à 2 signifie que le scénario produit un disservice par rapport à la situation-témoin, et une note supérieure à 2 signifie que le scénario produit un service par rapport à la situation-témoin. Les scénarios en gras sont les scénarios des parties précédentes qui comprennent un mélange de deux espèces.

| **Genre végétal** | **Restitution eau** | **Atténuation pertes en sol** | **Régulation des graines adventices** | **Stabilisation des berges** | **Global (Moyenne des services)** |
|---|---|---|---|---|---|
| Mentha | 1.85 | 1.65 | 2.30 | 1.98 | 1.95 |
| Elytrigia | 1.97 | 1.55 | 2.01 | 1.95 | 1.87 |
| Plantago | 2.11 | 1.81 | 1.64 | 1.39 | 1.74 |
| Diplotaxis | 2.13 | 1.42 | 1.62 | 1.39 | 1.64 |
| Euphorbia | 2.08 | 1.48 | 1.64 | 1.39 | 1.65 |
| Malva | 2.00 | 1.54 | 1.84 | 1.46 | 1.71 |
| Picris | 2.00 | 1.49 | 1.85 | 1.47 | 1.70 |
| Torilis | 2.11 | 1.43 | 1.62 | 1.39 | 1.64 |

avec une très faible densité de plantes au moment de potentielles pluies intenses. De plus, cette pratique à cette période de l'année avait été identifiée par Dollinger (2016) comme favorable à une bonne rétention des herbicides par les cendres laissées dans les fossés après la pratique du brûlis. Cependant, si l'érosion du fond et des berges est maximale, il est envisageable qu'une partie des cendres soit emportée, et ne puisse donc pas jouer son rôle de rétention sur site. Un brûlis un peu plus précoce dans l'hiver (en janvier par exemple) permettrait peut-être que la végétation se soit plus développée au moment des épisodes pluvieux printaniers et limiterait cet inconvénient. Cette interprétation mériterait d'être confirmée par une étude dédiée à la question.

La pratique du désherbage chimique, dans le cadre des résultats de ce modèle, présente une bonne performance de services. En effet, cette pratique permet également de conserver une hauteur et densité de plantes tout au long de l'année. Cette pratique est fréquemment utilisée par les agriculteurs (Levavasseur et al., 2014) dans la mesure où elle est la plus compétitive économiquement et en temps de travail (Alberdi et al., 2015). En revanche, ce résultat doit être mis en regard avec la contamination très significative qu'elle engendre compte tenu des quantités de produits phytosanitaires qui sont utilisées pour ce désherbage (Alberdi et al., 2015). Il existe donc ici un antagonisme entre le service immédiat rendu pour l'agriculteur par cette pratique et le disservice, plus difficile à évaluer mais néanmoins avéré, qu'elle constitue pour la société dans son ensemble.

La fauche apparaît donc comme une typologie de pratique favorable puisqu'elle permet un transport hydraulique optimal tout au long de l'année, avec un recouvrement rapide du couvert végétal à l'automne (les services d'atténuation des pertes en sol, stabilisation des berges et

régulation des graines adventices sont faibles en septembre mais sont rapidement recouvrés en octobre). Ceci dit, les caractéristiques de végétation utilisées pour la paramétrisation du modèle ont été réalisées sur la base de 2 fauches par an. Ainsi, cette pratique, si elle se révèle favorable en termes de services, se révèle coûteuse économiquement et en temps de travail à mettre en oeuvre pour les agriculteurs (Alberdi et al., 2015), surtout dans la mesure où ces fauches sont réalisées à des moments de l'année correspondant à des pics d'activité pour les agriculteurs sur les parcelles (juin et septembre). Si l'on se réfère au chapitre 5, cette pratique serait également celle qui permettrait de conserver la richesse la plus importante, objectif pouvant se révéler intéressant dans le cadre d'une démarche de conservation de la biodiversité.

Un point à relever dans le cadre des travaux menés dans ce modèle est qu'il n'est pas possible de différencier clairement l'effet de la temporalité de mise en oeuvre de la pratique et l'effet de la typologie. En effet, comme montré dans le tableau du Chapitre 5, les pratiques du dispositif expérimental ont été menées en accord avec le calendrier des agriculteurs, et donc pas aux mêmes périodes de l'année pour toutes les pratiques, ce qui en limite la comparabilité en termes de typologie simple (c'est le couple "typologie de pratique/période de mise en oeuvre" qui est plutôt évalué ici).

Notons également que les résultats du modèle ne prennent en considération que les effets court-terme des pratiques (moins d'un an), mais qu'ainsi qu'illustré au chapitre 4, les effets de plus long-terme sur les traits du couvert peuvent influencer les services. Ainsi, bien que le brûlis soit défavorable à court-terme après sa réalisation pour la stabilisation des berges, en revanche à plus long-terme il favorise des traits qui permettent de l'améliorer.

Les scénarios spatialisés permettant de cibler en priorité les biefs susceptibles de présenter des hauteurs d'eau importantes aux confluences, en pente faible ou bien en aval de bassin versant (scénarios AV et PFA) pourraient constituer une piste afin de ne pas entretenir tous les biefs tous les ans, ou bien n'entretenir les biefs non-prioritaires qu'une fois par an. Ainsi, les pentes faibles pourraient faire l'objet de deux fauches par an, alors que les pentes fortes pourraient ne faire l'objet que d'une fauche par an, permettant ainsi de limiter la contrainte de cisaillement appliquée à ces surfaces, puisque celle-ci augmente avec la pente et diminue avec la densité de végétation.

Les genres *Elytrigia* et *Mentha* se sont révélés efficaces dans la régulation des graines adventices et la stabilisation des berges (et dans une moindre mesure dans l'atténuation des pertes en sol). Concernant *Elytrigia*, cette conclusion rejoint celle de Isselin-Nondedeu et Bédécarrats (2007), démontrant que les graminées sont une classe de végétation dont la morphologie est bien adaptée à la mitigation de l'érosion. Notons cependant que ces résultats de simulation ont été obtenus sur la base d'un petit nombre d'aires frontales, recueillies seulement au printemps et ne peuvent pas nécessairement être extrapolées à d'autres saisons. En effet, la morphologie des plantes évolue au cours de l'année, en particulier dans le cas de couverts de thérophytes. Dans tous les cas, il semblerait que la méthodologie permette de tester une grande quantité de plantes différentes, quant à leur effet sur les services étudiés.

### 7.4.2 Synergies et antagonismes entre services

Il est a priori intuitif que le service de restitution de l'eau soit antagoniste des trois autres services éco-hydrauliques considérés puisque le transport hydraulique est optimal en l'absence de végétation. La régulation des graines adventices présente une synergie forte avec le service de stabilisation des berges. Ceci s'explique par le fait que ces deux services sont calculés à partir d'indicateurs mobilisant la vitesse moyenne $V_h$. Cependant, la régulation des graines adventices semble avoir une variabilité moindre que les autres services puisqu'il répond à des effets de seuil (la rétention des graines est effective à partir de 50% de couverture végétale). Notons que les pratiques d'entretien représentent généralement un disservice pour la régulation des graines adventices et la stabilisation des berges puisque la plupart des indices des classements des scénarios de ces deux services sont négatifs. En revanche, les pratiques d'entretien se révèlent toujours positives ou nulles en termes de restitution de l'eau et souvent en termes d'atténuation des pertes en sol. Enfin, concernant l'atténuation des pertes en sol, ce service est le plus difficile à interpréter. En effet, il repose sur des indicateurs développés dans le cadre des bandes enherbées, qui à mon sens prennent mal en compte l'influence des caractéristiques du couvert végétal sur l'hydraulique. Ceci peut s'expliquer par les conditions expérimentales de création de ces formules empiriques. En effet, il semblerait que les gammes de variation de densité de tiges étudiées dans Tollner et al. (1976) et Deletic (2005) ne soient pas assez importantes pour prendre en compte la diversité de densités rencontrées en contexte de fossés et canaux méditerranéens. Ces formules mériteraient d'être éprouvées de nouveau en canal hydraulique et/ou par exploration numérique pour mieux en appréhender le comportement dans une large gamme de conditions.

### 7.4.3 Calcul des indices

Le mode de calcul des indices utilisé dans le cadre de cette thèse, basé sur une moyenne de 1 ou 2 indicateurs pour chacun des services, suivi du calcul d'une note globale, présente l'avantage de fournir une vision synthétique rapide du classement des différents scénarios. Cependant, trois points doivent être mis en lumière :

— La comparaison des scénarios doit à mon sens prendre en compte en tout premier lieu l'influence des pratiques sur le service de restitution de l'eau. Or, le service de restitution de l'eau ne compte que pour 1/4 dans la note globale, bien qu'il soit en réalité celui qui motive les interventions des agriculteurs dans les réseaux. Il pourrait être donc pertinent d'ajouter des coefficients de pondération en fonction de l'importance du service dans une zone donnée.

— Il faut noter que certains services présentent une certaine ambiguïté sur le fait qu'ils sont des services ou des disservices. Dans le cas développé dans le cadre de cette thèse, la rétention des graines est considérée comme un service. Or, dans une logique de restauration des cours d'eau et de conservation de la biodiversité, il est parfois souhaité que les graines se propagent au plus loin via les corridors que constituent les réseaux de fossés (Blomqvist et al., 2006 ; Van Dijk et al., 2014). Dans ce dernier

cas, le service de régulation des graines deviendrait en partie synergique avec celui de transport de l'eau.

— Enfin, la méthode utilisée, semi-quantitative, présente l'avantage de traduire des tendances avec une bonne répartition spatiale et temporelle du service. En revanche, elle présente le désavantage de ne pas faire de différenciation, pour un bief donné, entre une forte et faible amélioration du service (ou respectivement entre une forte ou faible dégradation du service). Ceci correspond à un choix provenant de l'idée que le bénéfice est plus important si le service est bien réparti dans le temps et l'espace que si une forte amélioration du service est enregistrée sur un hotspot. Ce choix est encore une fois lié à la nature des services écosystémiques étudiés.

### 7.4.4 Originalités et axes d'amélioration du modèle BABARR

Le modèle BABARR est une première version d'un outil permettant la comparaison de l'effet de scénarios d'entretien et de couverts végétaux sur les services éco-hydrauliques. Il présente les spécificités suivantes :

— La première originalité de ce modèle réside dans sa structure, permettant un couplage entre processus anthropiques, biotiques et abiotiques. En effet, il permet de considérer de manière explicite les effets des pratiques d'entretien sur les traits de végétation, et d'en appréhender les effets sur les services éco-hydrauliques. Il permet ainsi d'explorer conjointement l'évolution d'un bouquet de services en s'appuyant sur des formalismes biophysiques, et notamment prend en considération les traits du couvert végétal en fonction des pratiques et des saisons, ce qui est finalement rarement le cas dans les études sur les services écosystémiques.

— La deuxième originalité de ce modèle est de pouvoir fournir des indices de services spatialisés à un grain très fin, appréhendables par certains bénéficiaires tels que les agriculteurs ou les gestionnaires, alors qu'en général les cartes de services sont présentées pour des aires géographiques plus étendues, qui ne permettent pas de faire le lien avec les pratiques de gestion.

— La troisième originalité est l'utilisation d'un métamodèle pour opérer le changement d'échelle plante/peuplement afin d'obtenir un paramètre de résistance agrégé à l'échelle d'un bief. En effet, cette méthode permet d'approcher la solution en évitant la résolution de systèmes d'équations au cours de la simulation, permettant de réduire les temps de simulation de manière significative (dans le cadre de la thèse, le métamodèle établi à partir du réseau de neurones permet de réduire le temps de simulation par 8 environ).

Certaines améliorations pourraient être apportées au modèle BABARR :

— **Modélisation des phénomènes physiques**
  — La formule utilisée pour l'estimation de la résistance engendrée par la végétation gagnerait certainement à se fonder sur la porosité du couvert, ce qui permettrait

de prendre en considération de façon plus poussée l'effet de la morphologie des plantes sur l'hydraulique.

  - Notons que ces différentes analyses ont été réalisées sur la base de simulations en régime permanent, et que par conséquent la modélisation des effets amont-aval liés à la propagation de l'onde de crue pourrait être améliorée. En effet, avec des simulations en régime transitoire, l'effet de retardement/aplatissement de l'onde de crue engendré par de fortes rugosités en amont de bassin versant pourrait être pris en compte, ce qui n'est pas possible dans la configuration actuelle du modèle. Cette amélioration rendrait aussi possible une calibration du modèle à l'échelle du bassin versant, ce qui n'est pas possible sur la base des simulations en régime permanent.

- **Traits et propriétés de la végétation**
  - Le modèle ne prend en compte qu'un nombre limité de traits de plantes. Il a été mis en évidence par Kervroëdan et al. (2018) que les traits morphologiques liés aux feuilles des plantes (notamment surface foliaire et densité de feuilles) avaient un effet significatif sur la résistance induite par le couvert végétal et sur les processus qui en dépendent, tels que la limitation de l'érosion. Notons cependant que cette étude basait ses conclusions sur des débits et hauteurs d'eau bien inférieurs à ceux qui peuvent être observés dans les réseaux de canaux et fossés méditerranéens en contexte de crue. En effet, il semble qu'à partir de débits importants, l'effet de la structure des feuilles est moins important en raison des reconfigurations sous l'effet du courant (Temple, 1983).
  - En tout état de cause, ces reconfigurations, en lien avec la vitesse de l'écoulement, ont été signalées comme influençant de manière significative la résistance induite par la végétation (Aberle et Järvelä, 2013). Cet aspect gagnerait à être pris en compte. Cependant, la flexibilité des plantes sous la contrainte d'un écoulement a seulement été mesurée pour un petit nombre de végétaux (et l'aspect couvert n'a pas été étudié) ; cette flexibilité étant par ailleurs sujette à hystérèse en fonction de la crue montante ou descendante (Shields, Coulton et Nepf, 2017).

- **Influence des pratiques sur les propriétés des sols de fond de fossé**
  Cette version de modèle se concentre sur les propriétés des couverts végétaux. Cependant, il a été reporté que les opérations d'entretien (et en particulier le curage) pouvaient modifier significativement d'autres propriétés du bief (Dollinger, 2016 ; Dollinger et al., 2015). Par exemple, dans le cas du curage, la morphologie du bief est redessinée et la capacité hydraulique augmentée. Cet aspect-là n'est pas encore considéré dans le modèle.

### 7.4.5 Application du modèle sur des réseaux de canaux d'irrigation

L'exemple d'application développé dans ce chapitre se concentre sur l'application à un réseau de fossés agricoles. L'utilisation de BABARR sur canaux d'irrigation demanderait une adaptation de la modélisation des écoulements afin de considérer (i) l'influence des conditions de

l'écoulement à l'aval qui ne peut plus être négligée dans le cas de réseaux à faibles pentes (ii) l'influence de structures hydrauliques (type martelières), beaucoup plus nombreuses dans les réseaux de canaux que dans les réseaux de fossés. La mise en oeuvre de cette modélisation pourrait s'appuyer sur le modèle SIC (Baume et al., 2005).

Par ailleurs, comme expliqué au Chapitre 6, les services rendus par les canaux en zone méditerranéenne ne sont pas strictement parallèles à ceux rendus par les réseaux de fossés, et présentent des particularités à prendre en considération (par exemple, pour les canaux primaires et secondaires, les débordements sont un disservice, alors qu'ils sont un service pour les biefs en bout de réseau pour lesquels un débordement est justement souhaité pour irriguer les parcelles). Ceci illustre la difficulté de créer des modèles génériques d'évaluation des services pour une zone donnée et plaide plutôt pour des méthodes "guidées" configurées par l'utilisateur pour évaluer les services d'une zone donnée en fonction de ses spécificités.

# Cinquième partie

# Conclusion générale et perspectives

# Conclusion générale et perspectives

## Eléments de réponse à la problématique : Dans quelle mesure les pratiques d'entretien des canaux et fossés, en termes de typologie, mais également de temporalité et de localisation, modulent les services rendus par la végétation ?

Les travaux menés au cours de cette thèse visaient à caractériser et modéliser des services éco-hydrauliques des canaux et fossés en réponse à des pratiques d'entretien. La démarche s'appuyait sur un modèle original aux formalismes semi-empiriques basé sur les traits du couvert végétal. En premier lieu, la conclusion s'organise autour des éléments de réponse à la problématique, puis propose des perspectives de recherche et de réflexion sur les processus éco-hydrauliques et agro-écologiques abordés dans cette thèse, puis sur les démarches d'évaluation en général.

En résumé, les travaux permettent de conclure les points suivants :

— La distribution spatiale de la végétation dans les réseaux de fossés dans des zones méditerranéennes aux caractéristiques géomorphologiques contrastées répond dans une large mesure à cette géomorphologie. En effet, la géomorphologie locale et du paysage influence les connectivités hydrologiques et sédimentaires au sein d'un bassin versant, et donc les conditions de niche dans lesquelles la végétation se développe. Les distances aux aires naturelles ou aux axes routiers, sont également des facteurs explicatifs de la distribution spatiale des espèces. Ces travaux viennent apporter des connaissances sur les dynamiques spatiales des espèces végétales des IAE en Méditerranée qui se caractérisent dans un grand nombre de zones par des conditions de niche contrastées, ce qui n'est pas forcément le cas dans d'autres types de travaux menés dans des fossés d'Europe du Nord. Sur la base de ces travaux, nous pouvons conclure que la grande variabilité des conditions de niches écologiques rencontrées dans les réseaux de fossés méditerranéens implique que la part explicative des pratiques d'entretien dans la distribution spatiale des espèces est moins marquée que dans des écosystèmes d'Europe du Nord ne différant que peu dans les conditions environnementales de niche (voir travaux de Blomqvist et al. (2003), Chaudron et al. (2016), Milsom et al. (2004) et Twisk, Noordervliet et Keurs (2003)).

— Les pratiques d'entretien influencent à court-terme (moins d'un an) et à moyen-terme (2 ans) les traits morphologiques impliqués dans les processus éco-hydrauliques. Les pratiques les moins perturbantes, telles que la fauche, en réduisant la compétition entre

espèces, favorisent des traits moins défavorables au transport hydraulique et diminuent les processus de rétention sur le moyen-terme. Il existe donc des boucles de rétro-action positives sur la fréquence de mise en oeuvre des pratiques d'entretien lorsque ces pratiques les moins perturbantes sont utilisées. Le caractère significatif sur les services éco-hydrauliques et la reproductibilité de ces boucles de rétroaction doivent encore être confirmées. Comme relevé par Milsom et al. (2004), peu de travaux scientifiques ont été menés sur la réponse des communautés végétales des fossés aux pratiques d'entretien, et d'autant plus dans les agro-éco-systèmes méditerranéens où la réponse des communautés doit être mise également en lien avec les conditions édaphiques particulières des sols (pauvreté en matière organique) en comparaison avec d'autres écosystèmes, et l'intermittence des conditions hydrauliques et hydrologiques.

— Les graines d'adventices flottantes sont susceptibles d'être conduites à des centaines de mètres de leur point de départ lors d'événements hydrauliques courts (environ 1 heure) et d'amplitude moyenne (débits entre 50 et 100 $L.s^{-1}$). La végétation du canal ou du fossé peut constituer un obstacle à leur propagation. Des effets de seuil en lien avec la densité de plantes sont suspectés d'avoir une influence sur la rétention. Les structures hydrauliques, telles que martelières ou ponceaux, sont favorables au dépôt de propagules (recirculations, modification du champ des vitesses,...) et constituent des zones de dépôt plus importantes que les zones végétalisées. Les conditions favorables à cette rétention doivent continuer d'être investiguées. L'expérimentation conduite dans cette thèse vient combler un manque sur le transport de propagules dans les IAE aux conditions d'écoulements "intermédiaires". En effet, à notre connaissance, la majorité des travaux menés sur le transport de propagules et sur la fonction de corridor écologique des IAE en conditions de terrain avaient été seulement menés sur des réseaux d'Europe du Nord (Favre-Bac et al., 2014 ; Soomers et al., 2010 ; Van Dijk et al., 2014), aux conditions géomorphologiques et hydrauliques différentes qu'en Méditerranée. La thèse a également permis de fournir une technique de suivi de propagules dans des cours d'eau intermittents, inspiré des travaux de Tekiela et Barney (2013). Cette technique rend possible la reconstitution de noyaux de dispersion de plusieurs milliers de propagules avec des moyens matériels et humains limités.

— Le paramètre de végétation le plus influent sur la fourniture de services éco-hydrauliques est en premier lieu la hauteur du couvert. Or, ce trait du couvert végétal est celui qui est le plus facilement modulable, et mesurable (voir Vinatier et al. (2018)), par les pratiques d'entretien, même si les dynamiques de croissance sont différentes selon les espèces, les saisons et les contextes géomorphologiques. La fauche, menée en juin et en septembre, permet de conserver une hauteur intermédiaire tout au long de l'année et représente la pratique apportant le meilleur compromis entre typologies de services au printemps. En automne, les autres typologies type curage ou désherbage chimiques présentent le meilleur compromis, bien que le niveau de services rendu par la fauche soit rapidement recouvré. Le brûlis, bien qu'il se révèle intéressant pour la

maximisation du transport hydraulique au printemps, gagnerait peut-être à être pratiqué légèrement plus tôt dans l'année (en fin janvier par exemple), afin de garantir une couverture végétale minimale au moment des épisodes pluvieux de printemps, et limiter ainsi l'érosion des berges et le transport de sédiments, ceux-ci pouvant par ailleurs représenter des vecteurs de produits phytosanitaires au printemps (période à laquelle ceux-ci sont épandus) vers les écosystèmes receveurs. Ces conclusions sont fondées sur l'étude de couples "typologie de pratiques/période de mise en oeuvre" puisque les dispositifs expérimentaux ne permettent pas de différencier les deux.

L'entretien une fois dans l'année de biefs "non-prioritaires", voire un an sur deux, pourrait être une solution à une potentielle augmentation du recours à la fauche, puisque cette pratique peut représenter un coût important pour les agriculteurs (Alberdi et al., 2015). En effet, les biefs "non-prioritaires" sont ceux en amont de bassin versant et à forte pente, moins susceptibles de déborder, et qui gagneraient à conserver une couverture végétale permettant de limiter l'érosion des berges, d'autant plus qu'ils sont les plus susceptibles d'être parcourus par des écoulements aux vitesses importantes (en ce qui concerne les fortes pentes). En termes de végétation, au printemps, il semblerait que les couverts de type *Elytrigia* et *Mentha* soient favorables pour la régulation des graines adventices et la stabilisation des berges.

Le modèle développé dans le cadre de cette thèse vient en premier lieu combler un manque puisqu'aucun modèle générique n'avait été développé pour l'évaluation d'un bouquet de services dans des réseaux d'IAE de type canal ou fossé, la plupart des travaux étant focalisés sur les IAE de type haie (Biggs, Fumetti et Kelly-Quinn, 2016 ; Burel, 1996 ; Cordeau et al., 2012 ; De Meester et al., 2005 ; Girma, Rao et Sithanantham, 2000 ; Le Cœur et al., 2002 ; Pisani Gareau et Shennan, 2010). Seul le service de rétention des produits phytosanitaires avait été évalué plusieurs fois dans des travaux antérieurs (Dages et al., 2016 ; Dollinger, 2016 ; Lagacherie et al., 2006). Rappelons également que la plupart des outils pour l'évaluation des services écosystémiques ont été développés pour l'échelle spatiale du territoire, qui ne peut pas mesurer les services rendus par des infrastructures à l'étendue spatiale si limitée dans les paysages.

Le modèle repose sur des fondements biophysiques, avec une approche de complexité égale entre les déterminants écologiques et physiques des services, ce qui est souvent décrié comme une limite dans les modèles couplant différents composants biotiques et abiotiques (Vinatier et al., 2016).

## Éléments de réflexion sur les services éco-hydrauliques étudiés et perspectives de recherche associées

### Dynamiques temporelles et spatiales de la végétation sous perturbation anthropique dans les IAE

Le Cœur et al. (2002) résument dans leurs travaux les différents facteurs susceptibles d'expliquer la richesse et l'abondance spécifique de la biodiversité végétale des bordures de champs. Si ces différents facteurs sont aujourd'hui identifiés, il n'en demeure pas moins que les dynamiques temporelles et spatiales de la végétation sont encore complexes à comprendre et modéliser. La compréhension de ces dynamiques spatiales et temporelles est souhaitable afin de réintégrer la connaissance des interactions biotiques, et biotiques/abiotiques dans le pilotage des systèmes de production (Tixier-Boichard et Lescourret, 2015). De plus, s'il existe quelques travaux sur l'influence des pratiques d'entretien sur la flore des fossés, aucun d'entre eux à notre connaissance n'étudie spécifiquement l'effet croisé des pratiques et du régime hydrologique/hydraulique (qui sont les deux principaux facteurs de perturbation dans les fossés et canaux méditerranéens), sur la richesse, l'abondance et les dynamiques des espèces dans les fossés ou canaux. Enfin, dans les écosystèmes méditerranéens, la recherche est également rendue plus difficile par la grande biodiversité (Aidoud, 1998) puisque ces écosystèmes abritent entre 10 et 20 % de la diversité floristique mondiale et sa variabilité inter-annuelle est importante. De rares travaux (comme ceux de Bassa et al. (2012)), ainsi que cette thèse, sont des premières initiatives visant à mieux comprendre les dynamiques de cette végétation dans les IAE des écosystèmes ruraux méditerranéens. Cependant, les recherches sur la compréhension des liens précédemment cités est à poursuivre.

### Diversité fonctionnelle de la végétation et processus de transport

Actuellement, la recherche sur les traits des végétaux en écologie, et principalement la recherche sur les "traits d'effet", est centrée sur les impacts biologiques et écologiques des plantes sur l'écosystème, et se concentre beaucoup sur les phénomènes de compétition et facilitation. A l'opposé, l'approche "éco-hydraulique" consiste à considérer la plante comme un objet mécanique, souvent très simplifié, dans le but de décrire avec des équations physiques son interaction avec les processus de transport hydraulique et de particules. L'approche qui a commencé à être développée dans le cadre de cette thèse est une approche à mi-chemin entre les deux, c'est-à-dire considérant la plante et la communauté via les traits morphologiques et mécaniques, mais avec une approche physique simplifiée et empirique, qui est la seule actuellement permettant de pouvoir tester des configurations complexes sur les flux. A ce titre, il me semble que les apports de la diversité fonctionnelle des communauté végétales mériteraient d'être explorés plus en profondeur. En fait, il semblerait qu'un couvert végétal "idéal" soit un couvert associant (i) un couvert dense de faible hauteur, permettant une bonne stabilité des berges en même temps qu'une bonne capacité hydraulique (ii) avec des plantes de

grande hauteur mais en densité faible, susceptible de retenir les graines adventices de surface. L'utilisation du modèle BABARR à l'échelle du bief (pour permettre une représentation plus complexe de la végétation) pourrait permettre de tester l'apport de cette diversité fonctionnelle par exploration numérique.

### Connaissance des processus éco-hydrauliques

La résistance induite par la végétation dans les cours d'eau fait l'objet de nombreux travaux qui se sont développés au cours des dernières années (Shields, Coulton et Nepf, 2017). Malgré de nombreuses études sur le sujet, la communauté scientifique n'a pas encore établi quelles caractéristiques de végétation sont pertinentes à prendre en compte à l'échelle du bief pour caractériser la résistance hydraulique. Dans le cadre de cette thèse, c'est directement les traits de végétation (considérés homogènes à l'échelle du bief) qui ont été utilisés. Certains auteurs (Rubol, Ling et Battiato, 2018 ; Vinatier, Bailly et Belaud, 2017 ; Vinatier et al., 2018) estiment une porosité équivalente pour caractériser les conditions hydrauliques dans un couvert végétal hétérogène. Cependant, la manière dont cette porosité est liée aux conditions hydrauliques et comment elle doit être estimée reste encore un sujet de recherche ouvert. De plus, nous ne savons pas encore vraiment si cet attribut de porosité peut se révéler intéressant pour caractériser l'amplitude des processus de transport de sédiments et de propagules.

D'autre part, certains traits, tels que la flexibilité de la communauté végétale, ont encore été peu étudiés. Cette flexibilité, ainsi que son évolution au cours de l'événement de crue sont mal connus (Dijkstra et Uittenbogaard, 2010 ; Järvelä, 2002 ; Järvelä, 2005 ; Verschoren et al., 2016), d'autant plus que des effets d'hystérèse ont été relevés (Shields, Coulton et Nepf, 2017). Cette flexibilité peut largement affecter l'estimation de la résistance hydraulique induite par la végétation. La plupart des études sur la flexibilité ont été menées en conditions contrôlées avec un couvert homogène (voir de Langre, Gutierrez et Cossé (2012). L'effet d'assemblages de différents types de végétation n'est pas connu sur la flexibilité globale de la communauté. Caractériser dans quelle mesure cette flexibilité à l'échelle du couvert impacte la résistance dans le temps et l'espace pourrait se révéler intéressant. Ceci doit peut-être passer dans une première étape par la considération de modèles biomécaniques comme le suggèrent Marjoribanks, Hardy et Lane (2014).

De plus, comme évoqué dans le chapitre précédent, il semblerait que la résistance hydraulique induite par la végétation soit dépendante du rapport $h_p/H$, lui-même évolutif au cours de l'événement de crue. Celui-ci étant variable dans l'espace et de plus évolutif lors d'une crue, il semblerait que l'approche classique en hydrologie visant à calibrer un coefficient de Strickler pour la durée totale d'un événement (Vidal, 2005) pourrait être améliorée avec la prise en compte de ce rapport, si celui-ci varie sensiblement dans le temps et dans l'espace. La prise en compte de ce point dans l'estimation de la résistance constituerait une avancée importante dans les modèles hydrodynamiques à l'échelle du réseau.

Les propriétés de rétention de la végétation, notamment en ce qui concerne la rétention de sédiments, ont fait l'objet de travaux depuis le début du XXème siècle. Très vite, ce potentiel de

rétention a été mis en évidence, et a été exploité dans de nombreux aménagements, notamment pour les bandes enherbées (Barfield, Tollner et Hayes, 1979 ; Dillaha et al., 1989 ; Hayes, Barfield et Barnhisel, 1979 ; Hayes, Barfield et Barnhisel, 1984 ; Tollner et al., 1977 ; Tollner et al., 1976), et plus récemment dans les fossés pour la caractérisation du pouvoir de rétention des produits phytosanitaires dans les agro-éco-systèmes (Dollinger, 2016 ; Margoum, Malessard et Gouy, 2006 ; Moore, 2004). Certaines relations empiriques entre caractéristiques du couvert végétal et rétention des sédiments, établies à l'échelle locale (longueur de bande de végétation de quelques mètres à maximum une centaine de mètres), déterminées la plupart du temps en conditions de végétation émergente, dont certaines ont été mobilisées dans le cadre de cette thèse, ont été mises en lumière. De plus, il est aujourd'hui encore difficile de concevoir des modèles de transport de sédiments ou de graines pour deux raisons. Premièrement, nous ne savons pas encore calculer avec précision la contrainte de cisaillement au fond en présence de végétation. Or, ce paramètre est généralement celui sur lequel la plupart des modèles de transport sont fondés puisqu'il détermine la mise en mouvement. Pour illustrer cette affirmation, notons que l'approche la plus intuitive consistant à déduire la force de traînée induite par la végétation à la force de cisaillement calculée en canal nu, comme proposé par Larsen, Harvey et Crimaldi (2009) et d'ailleurs testé dans le cadre de cette thèse (résultats non présentés), conduit à des ordres de grandeur très différents pour les deux termes de l'équation lorsque la densité de végétation devient supérieure à quelques dizaines de tiges par $m^2$. Cet écueil possible avait d'ailleurs été souligné par Yang, Kerger et Nepf (2015) en préambule de leurs travaux. Le deuxième point qui empêche le développement de ces modèles de transport est le fait que les motifs de végétation complexifient le champ des vitesses turbulent rendant difficile le paramétrage des modèles de transport (Vollmer et Kleinhans, 2007).

## Éléments de réflexion sur la démarche d'évaluation des services et perspectives de recherche associées

### Incertitudes et complexité

Les considérations développées ci-après sont en lien avec la démarche d'évaluation des services et constituent des éléments de réflexion qui englobent plus largement toutes les démarches d'évaluation environnementale.

La démarche menée repose sur un modèle semi-quantitatif visant à évaluer la potentialité de scénarios d'entretien à fournir des services par rapport à d'autres scénarios. Seul le transport hydraulique est déterministe, bien que les indicateurs soient à base biophysique. Une telle approche est suffisante pour répondre au questionnement général de la thèse. Le principal argument appuyant ce choix était celui de l'incertitude associée à la modélisation des phénomènes complexes. Les sources d'incertitude en modélisation sont nombreuses. Elles proviennent d'abord de la structure de modèle. Par structure, j'entends la structure mathématique, mais également le lot incompressible d'hypothèses faites pour la décomplexification

d'une réalité par nature complexe. Souvent le modélisateur lui-même n'a pas conscience de l'ensemble des hypothèses qui sous-tendent la composition de son modèle. De plus, concernant des processus tels que le transport solide ou le transport hydrochore de propagules végétales en interaction avec la végétation, il n'existe pas à ce jour de modèles mathématiques suffisamment génériques et universels pour les coupler directement à un modèle hydraulique. La deuxième source d'incertitude importante réside dans les données en entrée de modèle, notamment sur la dynamique des traits de végétation dans le temps et l'espace (ce point a été traité partiellement dans la thèse en introduisant une certaine stochasticité des traits de végétation à l'échelle du bassin versant). Plus importante encore est l'incertitude sur les flux de matière (eau, sédiments et propagules) parvenant aux réseaux. Concernant les flux d'eau, ceux-ci ont été simulés via des approches déjà éprouvées dans le cadre de la modélisation du bassin versant de Roujan (Fabre et al., 2010). Concernant les flux de sédiments et de propagules végétales, il n'est pas possible à ce jour de connaître et de modéliser avec précision les quantités entrantes dans les réseaux. Cet exercice serait éventuellement possible pour une classe de sédiments, ou un type de graines, mais ne fournirait qu'une représentation partielle de la réalité. Par conséquent, il n'est pas prouvé que des modèles complexes ajoutent toujours de la plus-value ou de la précision par rapport à des modèles simples (Fulton et al., 2004 ; Lavorel et al., 2017). De plus, complexifier les modèles fait généralement perdre en généricité (Bagstad et al., 2013).

### Echelles et résolutions spatiales et temporelles

La deuxième particularité de ce modèle est de proposer une évaluation des services à une échelle locale (celle du bief), cohérente avec l'échelle de gestion des acteurs de terrain. En effet, la plupart des études centrées sur les services écosystémiques liés à la gestion de l'eau sont des études au moins à la résolution du bassin versant puisqu'elles visent en général à évaluer l'effet de politiques régionales visant à atteindre un bon état des eaux (Grizzetti et al., 2016). Cette possibilité de représentation cartographique et d'identification des biefs susceptibles de fournir des services ou des disservices n'a été à notre connaissance mise en œuvre que par Dages et al. (2016), Lagacherie et al. (2006) et Novoa, Chokmani et Lhissou (2018). En réalité, la "bonne approche" est probablement d'adopter une résolution multi-échelle afin de s'adapter à l'échelle de fourniture et de gestion des services.

Le modèle BABARR, développé dans le cadre de cette thèse, rend possible l'initiation d'une stratégie de gestion de biefs individuels, réfléchie à l'échelle du réseau. En effet, il est relevé dans Rey (2018) qu'en ce qui concerne les dynamiques de végétation et leur pilotage (le « génie végétal »), celui-ci est rarement pensé à l'échelle du paysage, mais plutôt à l'échelle locale. Réfléchir les services à l'échelle du réseau pourrait permettre de s'affranchir de l'entretien régulier de certaines localisations à certains périodes de l'année, ce qui représenterait une économie de travail pour les agriculteurs sur ces surfaces agricoles non dédiées à la production. En tout état de cause, cette gestion intégrée des services à l'échelle du paysage, intégrant

plusieurs échelles spatiales, n'en est qu'à ses prémices, puisqu'elle suppose déjà que les différents trade-offs entre services en fonction de différentes configurations géomorphologiques et biotiques, aient déjà été identifiés à l'échelle du bief.

### Détermination des indicateurs de services

Grizzetti et al. (2016) proposent une liste d'indicateurs pour les services hydrologiques des cours d'eau naturels et anthropisés, sur la base d'un certain nombre d'études de références. L'extrême divergence dans les indicateurs recensés, certains étant des proxys très lointains, peu coûteux à obtenir (ex : présence de plaines inondables), et d'autres des indicateurs directs du service évalué (ex : concentrations en polluants obtenus par modélisation ou par mesures), illustre la diversité des approches choisies pour l'évaluation des services. Cette diversité des approches est à la fois révélatrice du manque de méthodologies communes, comme relevé par Grizzetti et al. (2016), mais surtout (i) de la différence dans les objectifs des auteurs proposant des indicateurs, ainsi que relevé par Gómez-Baggethun et Barton (2013), et (ii) de la typologie de cours d'eau étudiée.

En premier lieu, cette question de l'objectif est à mon avis à mettre en étroit lien avec les questions de résolution spatiale et temporelle. Par exemple, dans cette thèse, puisque l'objectif était de connaître la potentialité des pratiques à fournir des services, il semblait plus pertinent de se porter sur l'échelle spatiale du bief et la saisonnalité des pratiques, puisque ces résolutions correspondent aux échelles de gestion. Un autre objectif aurait peut-être axé mon travail sur des résolutions différentes et donc des indicateurs différents. La recherche devrait à mon sens se focaliser sur la détermination d'indicateurs en lien avec les objectifs de travail, plutôt qu'essayer de trouver des indicateurs communs à tous.

En deuxième lieu, concernant la typologie de cours d'eau étudiée, il a été mis en évidence dans cette thèse (Chapitre 6), que bien que les fossés et canaux présentaient des convergences en termes de morphologie et de fonctions primaires (transport de l'eau), les services rendus (et donc les indicateurs) n'étaient pas forcément homogènes ou rarement interprétables de la même manière. Pour donner un exemple, le "débordement" dans un réseau de fossés, considéré comme un indicateur de disservice, est au contraire un indicateur de service dans les canaux tertiaires bordant les parcelles agricoles d'irrigation gravitaire à la planche (puisqu'il prouve le bon déroulement de l'irrigation). Ceci est un exemple de la non-généricité des indicateurs et des services selon le contexte.

Enfin, il me semble que les indicateurs de services de régulation devraient au moins reposer sur des formalismes biophysiques pour être dynamiques et opérationnels, même si le lien avec le processus étudié n'est pas direct. En effet, la mesure ou la modélisation directe du processus sous-tendant le service n'est pas toujours possible. Cependant, si l'indicateur n'est pas en lien direct avec le service, il me semble que ceux reposant sur des "postulats" ou "lieux communs" sont à utiliser avec précaution. Pour donner un exemple, les postulats de type « diversité fonctionnelle => génération de services » peuvent être mis en défaut. Dans le cadre de cette thèse, il semblerait que pour les services étudiés, les traits de végétation influençant en

premier ordre les services sont des propriétés de hauteur de couvert, et de densité, à l'échelle de la communauté, indépendamment de la nature des plantes. La diversité fonctionnelle n'interviendrait donc qu'en second ordre dans la fourniture de ces services (ce qui ne signifie pas qu'elle n'a pas d'intérêt), mais elle ne serait pas suffisante pour constituer un indicateur en tant que tel. Dans le même ordre d'idée, Erktan et al. (2013) démontrent qu'un couvert végétal homogène est plus efficace qu'un couvert aux traits diversifiés pour la rétention de sédiments en zone montagneuse. En tout état de cause, il semble que la foisonnante littérature sur la manière d'évaluer les services et de les mesurer montre que le chemin à parcourir reste encore long.

### Modélisation intégrée des services des agro-éco-systèmes

La dernière particularité de ce travail de thèse est qu'il ne concerne qu'un type d'IAE présent dans les écosystèmes agricoles, ne dépassant jamais plus de 5 % (données personnelles) de la surface agricole totale. L'étude des compromis entre services écosystémiques devrait dans l'idéal être réalisée conjointement avec les autres composantes de l'agro-éco-sytème, et notamment conjointement avec les surfaces dédiées à la production. Compte tenu de la multiplicité des processus biophysiques sous-tendant le système, il est aujourd'hui évident que seule la modélisation peut servir d'intégrateur de la pluralité des connaissances (Tixier-Boichard et Lescourret, 2015). Cependant, il devient difficile à un seul modélisateur de comprendre et représenter à lui-seul l'ensemble des processus se déroulant dans les paysages. Un travail collaboratif et pluri-disciplinaire est donc aujourd'hui plébiscité. Cette pratique de la pluridisciplinarité, encouragée et nécessaire à mon sens pour l'évolution des sciences environnementales au sens large, est porteuse de richesse en termes de contenu de la production scientifique. Cependant, elle implique de réinventer des manières collaboratives de travailler avec d'autres disciplines. Elle impose aussi de se positionner dans des "co-disciplines", dont les contours sont encore mal définis, impliquant ainsi un positionnement scientifique parfois difficile à définir. La recherche et les chercheurs devraient donc se pencher plus sur les modalités de production, valorisation et d'évolution des savoirs issus de ces co-disciplines. Enfin, ces modélisations intégrées de processus multiples ne pourront continuer à se développer que si elles parviennent à intégrer les connaissances des nombreuses bases de données ayant vu le jour ces dernières années au potentiel relativement intéressant (voir par exemple Kattge et al. (2011) et Kleyer et al. (2008)). Cependant, l'utilisation opérationnelle de ces plateformes nécessite encore un effort de présentation, structuration, homogénéisation et clarification des conditions d'utilisation des données, pour être pleinement mobilisables dans ce type d'initiatives de modélisation.

# Bibliographie


Abbott, D. E. et S. J. Kline (1962). « Experimental Investigation of Subsonic Turbulent Flow Over Single and Double Backward Facing Steps ». *Journal of Basic Engineering* 84.3, p. 317-325. doi : 10.1115/1.3657313.

Aberle, J. et J. Järvelä (2013). « Flow resistance of emergent rigid and flexible floodplain vegetation ». *Journal of Hydraulic Research* 51.1, p. 33-45. doi : 10.1080/00221686.2012.754795.

Abt, S., W. Clary et C. Thornton (1994). « Sediment Deposition and Entrapment in Vegetated Streambeds ». *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 120 - Issue 6, p. 1098-1110. doi : https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1994)120:6(1098).

Adamiade, C. V. (2004). « Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant ». Thèse de doctorat. Paris, France : Université Paris 6.

AGRESTE (2016). *Statistique Agricole Annuelle*.

Aidoud, A. (1998). « Fonctionnement des écosystèmes méditerranéens ». *Conférence du réseau MESOE (Méditerranée Enseignement Secondaire Observation et Environnement)*, 50p.

Alberdi, P, J Richard, J. Bailly, G Belaud et A Biarnès (2015). « Pratiques d'entretien des canaux d'irrigation et fossés de colature dans la Crau ». *Revue Eau et Agriculture*.

Alignier, A., B. Ricci, L. Biju-Duval et S. Petit (2013). « Identifying the relevant spatial and temporal scales in plant species occurrence models : The case of arable weeds in landscape mosaic of crops ». *Ecological Complexity* 15, p. 17-25. doi : 10.1016/j.ecocom.2013.01.007.

Altieri, M. A. (1995). *Agroecology : The Science Of Sustainable Agriculture*. 2nd Revised edition. London, UK : Westview Press Inc.

Anderson, M. J. (2001). « A new method for non-parametric multivariate analysis of variance ». *Austral Ecology* 26.1, p. 32-46. doi : 10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x.

Andersson, E., C. Nilsson et M. E. Johansson (2000). « Plant dispersal in boreal rivers and its relation to the diversity of riparian flora ». *Journal of Biogeography* 27.5, p. 1095-1106. doi : 10.1046/j.1365-2699.2000.00481.x.

Andújar, D., D. Ruiz, n. Ribeiro, C. Fernández-Quintanilla et J. Dorado (2011). « Spatial Distribution Patterns of Johnsongrass (Sorghum halepense) in Corn Fields in Spain ». *Weed Science* 59.1, p. 82-89. doi : 10.1614/WS-D-10-00114.1.

Andújar, D., V. Rueda-Ayala, M. Jackenkroll, J. Dorado, R. Gerhards et C. Fernández-Quintanilla (2013). « The Nature of Sorghum Halepense (L.) Pers. Spatial Distribution

Patterns in Tomato Cropping Fields ». *Gesunde Pflanzen* 65.3, p. 85-91. DOI : 10.1007/s10343-013-0301-x.

ANDRIEUX, P. (1981). « Etude des sols du Domaine du Merle - Méthodes et premiers résultats. » Mémoire d'ingénieur. Montpellier, France : Ecole Nationale Agronomique de Montpellier.

APEL (2015). *Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des marais du Nord, Guide des bonnes pratiques pour l'entretien et la conception des fossés municipaux, Québec*.

ARMITAGE, P. D., K. SZOSZKIEWICZ, J. H. BLACKBURN et I. NESBITT (2003). « Ditch communities : a major contributor to floodplain biodiversity ». *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems* 13.2, p. 165-185. DOI : 10.1002/aqc.549.

ARNOLD, R. L. B., C. M. GHERSA, R. A. SANCHEZ et A. E. G. FERNANDEZ (1988). « The Role of Fluctuating Temperatures in the Germination and Establishment of Sorghum halepense (L.) Pers. Regulation of Germination Under Leaf Canopies ». *Functional Ecology* 2.3, p. 311. DOI : 10.2307/2389403.

ASPE, C., A. GILLES et M. JACQUÉ (2016). « Irrigation canals as tools for climate change adaptation and fish biodiversity management in Southern France ». *Regional Environmental Change* 16.7, p. 1975-1984. DOI : 10.1007/s10113-014-0695-8.

BADDELEY, A., E. RUBAK et R. TURNER (2015). *Spatial Point Patterns : Methodology and Applications with R*. London : Chapman et Hall/CRC Press.

BAGSTAD, K., F. VILLA, G. JOHNSON et B. VOIGT (2011). *ARIES - Artificial Intelligence for Ecossytem Services : A Guide to Models and Data, Version 1.0 Beta.* The ARIES consortium. Bilbao, Spain.

BAGSTAD, K., D. SEMMENS, S. WAAGE et R. WINTHROP (2013). « A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation ». *Ecosystem Services* 5, p. 27-39. DOI : 10.1016/j.ecoser.2013.07.004.

BAILLY, J. S., P. LAGACHERIE, C. MILLIER, C. PUECH et P. KOSUTH (2008). « Agrarian landscapes linear features detection from LiDAR : application to artificial drainage networks ». *International Journal of Remote Sensing* 29.12, p. 3489-3508. DOI : 10.1080/01431160701469057.

BAILLY, J.-S., F. VINATIER, G. BELAUD et D. COMBEMALE (2015). « Vegetation patch effects on flow resistance at channel scale ». *E-proceedings of the 36th IAHR World Congress*. IAHR. The Hague, Netherlands, p. 1-5.

BALANDIER, P., A. MARQUIER, E. CASELLA, A. KIEWITT, L. COLL, L. WEHRLEN et R. HARMER (2013). « Architecture, cover and light interception by bramble (Rubus fruticosus) : a common understorey weed in temperate forests ». *Forestry : An International Journal of Forest Research* 86.1, p. 39-46. DOI : 10.1093/forestry/cps066.

BALBI, S., A. del PRADO, P. GALLEJONES, C. P. GEEVAN, G. PARDO, E. PÉREZ-MIÑANA, R. MANRIQUE, C. HERNANDEZ-SANTIAGO et F. VILLA (2015). « Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems ». *Environmental Modelling & Software* 72, p. 314-326. DOI : 10.1016/j.envsoft.2014.12.017.

BALMFORD, A. et al. (2002). « Economic Reasons for Conserving Wild Nature ». *Science* 297.5583, p. 950-953. DOI : 10.1126/science.1073947.

Baptist, M. J., V. Babovic, J. R. Uthurburu, M. Keijzer, R. E. Uittenbogaard, A. Mynett et A. Verwey (2007). « On inducing equations for vegetation resistance ». *Journal of Hydraulic Research* 45.4, p. 435-450. doi : 10.1080/00221686.2007.9521778.

Barfield, B. J., E. W. Tollner et J. C. Hayes (1979). « Filtration of Sediment by Simulated Vegetation I. Steady-State Flow with Homogeneous Sediment ». *Transactions of the ASAE* 22.3, p. 0540-0545. doi : 10.13031/2013.35057.

Barkman, J. J. (1988). « New systems of plant growth forms and phenological plant types. » *Plant form and vegetation structure*. The Hague : SPB Academic Publishing, p. 9-44.

Bassa, M., L. Chamorro, L. José-María, J. M. Blanco-Moreno et F. X. Sans (2012). « Factors affecting plant species richness in field boundaries in the Mediterranean region ». *Biodiversity and Conservation* 21.4, p. 1101-1114. doi : 10.1007/s10531-012-0245-y.

Baume, J., P. Malaterre, G. Belaud et B. Le Guennec (2005). « SIC : A 1D hydrodynamic model for river and irrigation canal modeling and regulation ». *Métodos numéricos en Recursos Hidricos* 7, p. 1-81.

Belaud, G. et X. Litrico (2015). « Transport of Water versus Particular Transport in Open-Channel Networks ». *Transport of Water versus Transport over Water : Exploring the Dynamic Interplay of Transport and Water*. Sous la dir. de C. Ocampo-Martinez et R. R. Negenborn. Operations Research/Computer Science Interfaces Series. Cham : Springer International Publishing, p. 95-110. doi : 10.1007/978-3-319-16133-4_6.

Belaud, G. (2000). « Modélisation des processus de sédimentation en canal d'irrigation : application à la gestion et la conception des réseaux ». Thèse de doctorat. Université Lyon 1.

Belcher, S. E., N. Jerram et J. C. R. Hunt (2003). « Adjustment of a turbulent boundary layer to a canopy of roughness elements ». *Journal of Fluid Mechanics* 488, p. 369-398. doi : 10.1017/S0022112003005019.

Beltman, B., T. V. D. Broek et P. Vergeer (2005). « The limited success of peat pond restoration ». *Landschap* 4, p. 173-179.

Beltrando, G. (2015). « La plaine de la Crau (ouest de la Provence), un territoire aux enjeux socio-économiques et écologiques en mutation ». *Cybergeo*. doi : 10.4000/cybergeo.27356.

Bemis, S. P., S. Micklethwaite, D. Turner, M. R. James, S. Akciz, S. T. Thiele et H. A. Bangash (2014). « Ground-based and UAV-Based photogrammetry : A multi-scale, high-resolution mapping tool for structural geology and paleoseismology ». *Journal of Structural Geology* 69, p. 163-178. doi : 10.1016/J.JSG.2014.10.007.

Bennett, E. M., G. D. Peterson et L. J. Gordon (2009). « Understanding relationships among multiple ecosystem services ». *Ecology Letters* 12.12, p. 1394-1404. doi : 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x.

Bennett, E. R., M. T. Moore, C. M. Cooper, S. Smith, F. D. Shields, K. G. Drouillard et R. Schulz (2005). « Vegetated agricultural drainage ditches for the mitigation of pyrethroid-associated runoff ». *Environmental toxicology and chemistry / SETAC* 24.9, p. 2121-2127.

Bennett, S. J. et A. Simon (2004). *Riparian vegetation and fluvial geomorphology*. American Geophysical Union, p. 282.

Berger, J.-F. (2000). « Les fossés bordiers historiques et l'histoire agraire rhodanienne ». *Études rurales* 153-154, p. 59-90.

Bertoldi, W., A. Siviglia, S. Tettamanti, M. Toffolon, D. Vetsch et S. Francalanci (2014). « Modeling vegetation controls on fluvial morphological trajectories ». *Geophysical Research Letters* 41.20, p. 7167-7175. doi : 10.1002/2014GL061666.

Bühlera, v. A., F. Cavaillé et M. Gambino (2006). « Le jeune chercheur et l'interdisciplinarité en sciences sociales ». *Natures Sciences Sociétés* 14.4, p. 392-398.

Biggs, J., S. v. Fumetti et M. Kelly-Quinn (2016). « The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services : implications for policy makers ». *Hydrobiologia*, p. 1-37. doi : 10.1007/s10750-016-3007-0.

Birkhofer, K. et al. (2015). « Ecosystem services—current challenges and opportunities for ecological research ». *Frontiers in Ecology and Evolution* 2. doi : 10.3389/fevo.2014.00087.

Bivand, R., T. Keitt et B. Rowlingson (2016). *rgdal : Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library*.

Bivand, R. et N. Lewin-Koh (2016). *maptools : Tools for Reading and Handling Spatial Objects*.

Bivand, R. et C. Rundel (2016). *rgeos : Interface to Geometry Engine - Open Source (GEOS)*.

Blomqvist, M. M., P. Vos, P. G. L. Klinkhamer et W. J ter Keurs (2003). « Declining plant species richness of grassland ditch banks—a problem of colonisation or extinction ? » *Biological Conservation* 109.3, p. 391-406. doi : 10.1016/S0006-3207(02)00165-9.

Blomqvist, M. M., W. L. M. Tamis, J. P. Bakker et E. van der Meijden (2006). « Seed and (micro)site limitation in ditch banks : Germination, establishment and survival under different management regimes ». *Journal for Nature Conservation* 14.1, p. 16-33. doi : 10.1016/j.jnc.2005.08.003.

Blomqvist, M. M., W. L. Tamis et G. R. de Snoo (2009). « No improvement of plant biodiversity in ditch banks after a decade of agri-environment schemes ». *Basic and Applied Ecology* 10.4, p. 368-378. doi : 10.1016/j.baae.2008.08.007.

Boedeltje, G., J. P. Bakker et G. N. J. ter Heerdt (2003). « Potential role of propagule banks in the development of aquatic vegetation in backwaters along navigation canals ». *Aquatic Botany* 77.1, p. 53-69. doi : 10.1016/S0304-3770(03)00078-0.

Boedeltje, G., J. P. Bakker, A. T. Brinke, J. M. V. Groenendael et M. Soesbergen (2004). « Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds : the flood pulse concept supported ». *Journal of Ecology* 92.5, p. 786-796. doi : 10.1111/j.0022-0477.2004.00906.x.

Bolker, B. M. et S. W. Pacala (1999). « Spatial Moment Equations for Plant Competition : Understanding Spatial Strategies and the Advantages of Short Dispersal ». *The American Naturalist* 153.6, p. 575-602. doi : 10.1086/303199.

Boothroyd, R. (2017). « Flow-vegetation interactions at the plant-scale : The importance of volumetric canopy morphology on ow eld dynamics ». Thèse de doctorat. Durham, UK : Durham University.

Breiman, L., J. Friedman, R. Olshen et C. Stone (1984). *Classification and regression trees*. Monterey, California, USA : Wadsworth et Brooks.

Brenning A. (2008). « Statistical geocomputing combining R and SAGA : The example of landslide susceptibility analysis with generalized additive models ». *In J. Boehner, T. Blaschke and L. Montanarella (eds.), SAGA - Seconds Out (= Hamburger Beitraege zur Physischen Geographie und Landschaftsoekologie, vol. 19).* P. 23-32.

Broek, T. v. d., R. v. Diggelen et R. Bobbink (2005). « Variation in seed buoyancy of species in wetland ecosystems with different flooding dynamics ». *Journal of Vegetation Science* 16.5, p. 579-586. doi : 10.1111/j.1654-1103.2005.tb02399.x.

Brown, G. L. et A. Roshko (1974). « On density effects and large structure in turbulent mixing layers ». *Journal of Fluid Mechanics* 64.4, p. 775-816. doi : 10.1017/S002211207400190X.

Buchanan, B. P., K. Falbo, R. L. Schneider, Z. M. Easton et M. T. Walter (2013). « Hydrological impact of roadside ditches in an agricultural watershed in Central New York : implications for non-point source pollutant transport ». *Hydrological Processes* 27.17, p. 2422-2437. doi : 10.1002/hyp.9305.

Bullock, J. M., K. Shea et O. Skarpaas (2006). « Measuring plant dispersal : an introduction to field methods and experimental design ». *Plant Ecology* 186.2, p. 217-234. doi : 10.1007/s11258-006-9124-5.

Burel, F. (1996). « Hedgerows and Their Role in Agricultural Landscapes ». *Critical Reviews in Plant Sciences* 15.2, p. 169-190. doi : 10.1080/07352689.1996.10393185.

Burkhard, B., R. de Groot, R. Costanza, R. Seppelt, S. E. Jorgensen et M. Potschin (2012). « Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services ». *Ecological Indicators*. doi : 10.1016/j.ecolind.2012.03.008.

Busari, A. O. et C. W. Li (2015). « A hydraulic roughness model for submerged flexible vegetation with uncertainty estimation ». *Journal of Hydro-environment Research*. Special Issue on Environmental Hydraulics 9.2, p. 268-280. doi : 10.1016/j.jher.2014.06.005.

Cain, M. L., B. G. Milligan et A. E. Strand (2000). « Long-distance seed dispersal in plant populations ». *American Journal of Botany* 87.9, p. 1217-1227.

Carluer, N. et G. D. Marsily (2004). « Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed : implications for fast flow components, water quality and landscape management ». *Journal of Hydrology* 285.1–4, p. 76-95. doi : 10.1016/j.jhydrol.2003.08.008.

Carnell, R. (2012). « lhs : Latin Hypercube Samples. »

Carrivick, J., M. Smith et D. Quincey (2016). *Structure from motion in the geosciences*. Oxford, UK : Wiley-Blackwell, p. 208.

Carthey, A. J. R., K. A. Fryirs, T. J. Ralph, H. Bu et M. R. Leishman (2016). « How seed traits predict floating times : a biophysical process model for hydrochorous seed transport behaviour in fluvial systems ». *Freshwater Biology* 61.1, p. 19-31. doi : 10.1111/fwb.12672.

Casado, M., R. Gonzalez, T. Kriechbaumer, A. Veal, M. R. Casado, R. B. Gonzalez, T. Kriechbaumer et A. Veal (2015). « Automated Identification of River Hydromorphological Features Using UAV High Resolution Aerial Imagery ». *Sensors* 15.11, p. 27969-27989. doi : 10.3390/s151127969.

Castaldelli, G., E. Soana, E. Racchetti, F. Vincenzi, E. A. Fano et M. Bartoli (2015). « Vegetated canals mitigate nitrogen surplus in agricultural watersheds ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 212, p. 253-262. doi : 10.1016/j.agee.2015.07.009.

Castillo, C., M. R. James, M. D. Redel-Macías, R. Pérez et J. A. Gómez (2015). « SF3M software : 3-D photo-reconstruction for non-expert users and its application to a gully network ». *Soil* 1.2, p. 583-594. doi : 10.5194/soil-1-583-2015.

CEREMA (2014). *Procédures d'autorisation et de déclaration des projets d'aménagement au titre du code de l'environnement rubrique 2.1.5.0 : rejets d'eaux pluviales. Conditions pluviométriques locales.*

Chambert, S. et C. S. James (2009). « Sorting of seeds by hydrochory ». *River Research and Applications* 25.1, p. 48-61. doi : 10.1002/rra.1093.

Chandler, J. H. et S. J. Buckley (2016). « Structure from motion ( SFM ) photogrammetry vs terrestrial laser scanning ». *Geoscience Handbook 2016 : AGI Data Sheets*, p. 0-4.

Chapman, J. A., B. N. Wilson et J. S. Gulliver (2015). « Drag force parameters of rigid and flexible vegetal elements ». *Water Resources Research* 51.5, p. 3292-3302. doi : 10.1002/2014WR015436.

Chase, J. M. et M. A. Leibold (2003). *Ecological Niches : Linking Classical and Contemporary Approaches*. Chicago, USA : University of Chicago Press.

Chaudron, C., B. Chauvel et F. Isselin-Nondedeu (2016). « Effects of late mowing on plant species richness and seed rain in road verges and adjacent arable fields ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, p. 218-226. doi : 10.1016/j.agee.2016.03.047.

Chaudron, C., R. Perronne, S. Bonthoux et F. Di Pietro (2016). « Influence of management practices on plant assemblages of road-field boundaries in an agricultural landscape ». *Applied Vegetation Science* 19.4, p. 644-654. doi : 10.1111/avsc.12244.

Cheng, N.-S. (2011). « Representative roughness height of submerged vegetation ». *Water Resources Research* 47.8, W08517. doi : 10.1029/2011WR010590.

Chow, V. T. (1959). *Open-channel hydraulics*. OCLC : 4010975. New York : McGraw-Hill.

Clarke, S. J. (2015). « Conserving freshwater biodiversity : The value, status and management of high quality ditch systems ». *Journal for Nature Conservation* 24, p. 93-100. doi : 10.1016/j.jnc.2014.10.003.

Cohen, J. (1960). « A Coefficient of Agreement for Nominal Scales ». *Educational and Psychological Measurement* 20.1, p. 37-46. doi : 10.1177/001316446002000104.

Collins, S., A. Knapp, J. Briggs, J. Blair et E. Steinauer (1998). « Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie ». *Science (New York, N.Y.)* 280.5364, p. 745-747.

Connell, J. H. (1978). « Diversity in tropical rain forests and coral reefs ». *Science (New York, N.Y.)* 199.4335, p. 1302-1310. doi : 10.1126/science.199.4335.1302.

Cordeau, S., S. Petit, X. Reboud et B. Chauvel (2012). « The impact of sown grass strips on the spatial distribution of weed species in adjacent boundaries and arable fields ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 155, p. 35-40. doi : 10.1016/j.agee.2012.03.022.

Cornwell, W. K. et al. (2008). « Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide ». *Ecology Letters* 11.10, p. 1065-1071. doi : 10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x.

Costanza, R. et al. (1997). « The value of the world's ecosystem services and natural capital ». *Nature* 387.6630, p. 253-260. doi : 10.1038/387253a0.

Cotton, J. A., G. Wharton, J. A. B. Bass, C. M. Heppell et R. S. Wotton (2006). « The effects of seasonal changes to in-stream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment ». *Geomorphology*. Linking Geomorphology and Ecology 77.3, p. 320-334. doi : 10.1016/j.geomorph.2006.01.010.

Coulouma, G., J. Barthes et J. Robbez Masson (2008). *Carte des sols de la basse vallée de la Peyne*. LISAH, INRA.

Cousens, R., J. Wallinga et M. Shaw (2004). « Are the Spatial Patterns of Weeds Scale-Invariant ? » *Oikos* 107.2, p. 251-264.

Cowan, W. (1956). « Estimating hydraulic roughness coefficients ». *Agricultural Engineering* 37.7, p. 473-475.

Crabit, A., F. Colin, J. S. Bailly, H. Ayroles et F. Garnier (2011). « Soft water level sensors for characterizing the hydrological behaviour of agricultural catchments ». *Sensors* 11.5, p. 4656-4673. doi : 10.3390/s110504656.

Crossman, N. D. et al. (2013). « A blueprint for mapping and modelling ecosystem services ». *Ecosystem Services*. Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services 4, p. 4-14. doi : 10.1016/j.ecoser.2013.02.001.

Csardi, G. et T. Nepusz (2006). « The igraph software package for complex network research ». *InterJournal* Complex Systems, p. 1695.

Cunliffe, A. M., R. E. Brazier et K. Anderson (2016). « Ultra-fine grain landscape-scale quantification of dryland vegetation structure with drone-acquired structure-from-motion photogrammetry ». *Remote Sensing of Environment* 183, p. 129-143. doi : 10.1016/j.rse.2016.05.019.

Cunnings, A. (2013). « Modelling riparian recruitment dynamics : dispersal and germination of riparian tree seeds ». Thèse de doctorat. Calgary, Canada : University of Calgary.

Curran, J. C. et W. C. Hession (2013). « Vegetative impacts on hydraulics and sediment processes across the fluvial system ». *Journal of Hydrology* 505, p. 364-376. doi : 10.1016/j.jhydrol.2013.10.013.

Dages, C., M. Voltz et P. Ackerer (2008). « Parameterization and evaluation of a three-dimensional modelling approach to water table recharge from seepage losses in a ditch ». *Journal of Hydrology* 348.3–4, p. 350-362. doi : 10.1016/j.jhydrol.2007.10.004.

Dages, C., M. Voltz, A. Bsaibes, L. Prévot, O. Huttel, X. Louchart, F. Garnier et S. Negro (2009). « Estimating the role of a ditch network in groundwater recharge in a

Mediterranean catchment using a water balance approach ». *Journal of Hydrology* 375.3-4, p. 498-512. DOI : 10.1016/j.jhydrol.2009.07.002.

DAGES, C., J.-S. BAILLY, J. DOLLINGER, P. LAGACHERIE et M. VOLTZ (2016). *Méthodologie de diagnostic et de gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides*. Contrat. Onema ; Inra.

DAILY, G. C. et P. A. MATSON (2008). « Ecosystem services : From theory to implementation ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105.28, p. 9455-9456. DOI : 10.1073/pnas.0804960105.

DALE, V. H. et S. POLASKY (2007). « Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services ». *Ecological Economics* 64.2, p. 286-296. DOI : 10.1016/j.ecolecon.2007.05.009.

DAVID, C., A. WEZEL, S. BELLON, T. DORE et E. MALEZIEUX (2012). « Agroécologie ». *Les Mots de l'Agronomie*.

DAVID, M., S. FOLLAIN, R. CIAMPALINI, Y. LE BISSONNAIS, A. COUTURIER et C. WALTER (2014). « Simulation of medium-term soil redistributions for different land use and landscape design scenarios within a vineyard landscape in Mediterranean France ». *Geomorphology* 214, p. 10-21. DOI : 10.1016/j.geomorph.2014.03.016.

DAVIES, B., J. BIGGS, P. WILLIAMS, M. WHITFIELD, P. NICOLET, D. SEAR, S. BRAY et S. MAUND (2008). « Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125.1-4, p. 1-8. DOI : 10.1016/j.agee.2007.10.006.

DE BAETS, S., J. POESEN, G. GYSSELS et A. KNAPEN (2006). « Effects of grass roots on the erodibility of topsoils during concentrated flow ». *Geomorphology* 76.1–2, p. 54-67. DOI : 10.1016/j.geomorph.2005.10.002.

DE MEESTER, L., S. DECLERCK, R. STOKS, G. LOUETTE, F. VAN DE MEUTTER, T. DE BIE, E. MICHELS et L. BRENDONCK (2005). « Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology ». *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems* 15.6, p. 715-725. DOI : 10.1002/aqc.748.

DEFINA, A. et P. PERUZZO (2010). « Floating particle trapping and diffusion in vegetated open channel flow ». *Water Resources Research* 46.11, W11525. DOI : 10.1029/2010WR009353.

DELETIC, A. (2001). « Modelling of water and sediment transport over grassed areas ». *Journal of Hydrology* 248, p. 168-182. DOI : 10.1016/S0022-1694(01)00403-6.

– (2005). « Sediment transport in urban runoff over grassed areas ». *Journal of Hydrology* 301.1–4, p. 108-122. DOI : 10.1016/j.jhydrol.2004.06.023.

DESBORDES, M et P RAOUS (1976). « Un exemple de l'intérêt des études de sensibilité des modèles hydrologiques ». La Houille Blanche 1, p. 37-43.

DGFAR (2008). *Direction générale de la forêt et des affaires rurales, Circulaire 2008 « mesures agroenvironnementales »*.

DIAZ, S., A. J. SYMSTAD, F. STUART CHAPIN, D. A. WARDLE et L. F. HUENNEKE (2003). « Functional diversity revealed by removal experiments ». *Trends in Ecology & Evolution* 18.3, p. 140-146. DOI : 10.1016/S0169-5347(03)00007-7.

Díaz-Varela, R. A., R. de la Rosa, L. León et P. J. Zarco-Tejada (2015). « High-resolution airborne UAV imagery to assess olive tree crown parameters using 3D photo reconstruction : Application in breeding trials ». *Remote Sensing* 7.4, p. 4213-4232. doi : 10.3390/rs70404213.

Dietrich, J. T. (2016). « Riverscape mapping with helicopter-based Structure-from-Motion photogrammetry ». *Geomorphology* 252, p. 144-157. doi : 10.1016/J.GEOMORPH.2015.05.008.

Dijk, W. F. A. van, A. P. Schaffers, L. Leewis, F. Berendse et G. R. de Snoo (2013). « Temporal effects of agri-environment schemes on ditch bank plant species ». *Basic and Applied Ecology* 14.4, p. 289-297. doi : 10.1016/j.baae.2013.04.001.

Dijkstra, J. T. et R. E. Uittenbogaard (2010). « Modeling the interaction between flow and highly flexible aquatic vegetation ». *Water Resources Research* 46.12, n/a-n/a. doi : 10.1029/2010WR009246.

Dillaha, T., R. Reneau, S. Mostaghimi et D. Lee (1989). « Vegetative Filter Strips for Agricultural Nonpoint Source Pollution Control ». *Transactions of the ASAE* 32.2, p. 0513-0519. doi : 10.13031/2013.31033.

Dollinger, J. (2016). « Analyse et modélisation des transferts et de la rétention de pesticides dans les fossés agricoles infiltrants en lien avec les stratégies d'entretien ». Thèse de doct. Montpellier, France : Montpellier SupAgro.

Dollinger, J., C. Dagès, J.-S. Bailly, P. Lagacherie et M. Voltz (2015). « Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review ». *Agronomy for Sustainable Development* 35.3, p. 999-1020. doi : 10.1007/s13593-015-0301-6.

Dollinger, J., C. Dagès, S. Negro, J.-S. Bailly et M. Voltz (2016). « Variability of glyphosate and diuron sorption capacities of ditch beds determined using new indicator-based methods ». *Science of The Total Environment* 573, p. 716-726. doi : 10.1016/j.scitotenv.2016.08.168.

Dollinger, J., F. Vinatier, M. Voltz, C. Dagès et J.-S. Bailly (2017). « Impact of maintenance operations on the seasonal evolution of ditch properties and functions ». *Agricultural Water Management* 193, p. 191-204. doi : 10.1016/j.agwat.2017.08.013.

Doncker, L. D., P. Troch, R. Verhoeven, K. Bal, P. Meire et J. Quintelier (2009). « Determination of the Manning roughness coefficient influenced by vegetation in the river Aa and Biebrza river ». *Environmental Fluid Mechanics* 9.5, p. 549-567. doi : 10.1007/s10652-009-9149-0.

Dormann, C. F. et al. (2007). « Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data : a review ». *Ecography* 30.5, p. 609-628. doi : 10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x.

Duan, R. Y., X. Q. Kong, M. Y. Huang, W. Y. Fan et Z. G. Wang (2014). « The Predictive Performance and Stability of Six Species Distribution Models ». *PLoS ONE* 9.11, e112764. doi : 10.1371/journal.pone.0112764.

Dunaway, D., S. R. Swanson, J. Wendel et W. Clary (1994). « The effect of herbaceous plant communities and soil textures on particle erosion of alluvial streambanks ». *Geomorphology* 9.1, p. 47-56. doi : 10.1016/0169-555X(94)90030-2.

Duru, M. et al. (2015). « How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services : a review ». *Agronomy for Sustainable Development* 35.4, p. 1259-1281. doi : 10.1007/s13593-015-0306-1.

Easson, G. (2002). « The Effects of Riparian Vegetation on Bank Stability ». *Environmental and Engineering Geoscience* 8.4, p. 247-260. doi : 10.2113/8.4.247.

EFESE (2017). *EFESE - Cadre conceptuel*. Service de l'Economie, de l'évaluation, et de l'intégration du développement durable.

Ehrlich, P. R. et H. A. Mooney (1983). « Extinction, Substitution, and Ecosystem Services ». *BioScience* 33.4, p. 248-254. doi : 10.2307/1309037.

Elith, J. et J. Franklin (2017). « Species Distribution Modeling ». *Reference Module in Life Sciences*. Elsevier.

Elith, J. et al. (2006). « Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data ». *Ecography* 29.2, p. 129-151. doi : 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.

Eltner, A., A. Kaiser, C. Castillo, G. Rock, F. Neugirg et A. Abellán (2016). « Image-based surface reconstruction in geomorphometry-merits, limits and developments ». *Earth Surface Dynamics* 4.2, p. 359-389. doi : 10.5194/esurf-4-359-2016.

Erktan, A., L. Cécillon, E. Roose, N. Frascaria-Lacoste et F. Rey (2013). « Morphological diversity of plant barriers does not increase sediment retention in eroded marly gullies under ecological restoration ». *Plant and Soil* 370.1/2, p. 653-669.

Fabre, J. et X. Louchart (2010). *OpenFLUID : un exemple de plate-forme de modélisation et de simulation des paysages cultivés - Applications avec le modèle MHYDAS*.

Fabre, J., X. Louchart, R. Moussa, C. Dages, F. Colin, M. Rabotin, D. Raclot, P. Lagacherie et V. M (2010). « OpenFLUID : a software environment for modelling fluxes in landscapes ». *LANDMOD2010*.

Fathi-Maghadam, M. et N. Kouwen (1997). « Nonrigid, Nonsubmerged, Vegetative Roughness on Floodplains ». *Journal of Hydraulic Engineering* 123, Issue 1, p. 51-57. doi : https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1997)123:1(51).

Favre-Bac, L., C. Mony, A. Ernoult, F. Burel et J.-F. Arnaud (2016). « Ditch network sustains functional connectivity and influences patterns of gene flow in an intensive agricultural landscape ». *Heredity* 116.2, p. 200-212. doi : 10.1038/hdy.2015.90.

Favre-Bac, L., A. Ernoult, C. Mony, Y. Rantier, J. Nabucet et F. Burel (2014). « Connectivity and propagule sources composition drive ditch plant metacommunity structure ». *Acta Oecologica* 61, p. 57-64. doi : 10.1016/j.actao.2014.10.006.

Favre-Bac, L., C. Mony, F. Burel, G. Seimandi-Corda et A. Ernoult (2017). « Connectivity drives the functional diversity of plant dispersal traits in agricultural landscapes : the example of ditch metacommunities ». *Landscape Ecology* 32.10, p. 2029-2040. doi : 10.1007/s10980-017-0564-1.

Feurer, D., O. Planchon, M. A. El Maaoui, A. Ben Slimane, M. R. Boussema, M. Pierrot-Deseilligny et D. Raclot (2018). « Using kites for 3-D mapping of gullies at decimetre-resolution over several square kilometres : a case study on the Kamech catchment,

Tunisia ». *Natural Hazards and Earth System Sciences* 18.6, p. 1567-1582. DOI : 10.5194/nhess-18-1567-2018.

FINNIGAN, J. (2000). « Turbulence in Plant Canopies ». *Annual Review of Fluid Mechanics* 32.1, p. 519-571. DOI : 10.1146/annurev.fluid.32.1.519.

FIRBANK, L. G., S. PETIT, S. SMART, A. BLAIN et R. J. FULLER (2008). « Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity : a British perspective ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B : Biological Sciences* 363.1492, p. 777-787. DOI : 10.1098/rstb.2007.2183.

FLEUVE HÉRAULT, S. d'Aménagement et de Gestion des Eaux du (2005). *Gestion qualitative de l'eau et des milieux aquatiques. Etat des lieux.* Rapp. tech.

FOLEY, J. A. et al. (2005). « Global Consequences of Land Use ». *Science* 309.5734, p. 570-574. DOI : 10.1126/science.1111772.

FORMAN, R. T. et J. BAUDRY (1984). « Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology ». *Environmental Management* 8.6, p. 495-510. DOI : 10.1007/BF01871575.

FRIEDLI, M., N. KIRCHGESSNER, C. GRIEDER, F. LIEBISCH, M. MANNALE et A. WALTER (2016). « Terrestrial 3D laser scanning to track the increase in canopy height of both monocot and dicot crop species under field conditions ». *Plant Methods* 12.1, p. 9. DOI : 10.1186/s13007-016-0109-7.

FRITSCH, S., F. GUENTHER, M. SULING et S. MUELLER (2016). « neuralnet ».

FÜRST, C., P. OPDAM, L. INOSTROZA et S. LUQUE (2014). « Evaluating the role of ecosystem services in participatory land use planning : proposing a balanced score card ». *Landscape Ecology* 29.8, p. 1435-1446. DOI : 10.1007/s10980-014-0052-9.

FULTON, E. A., J. S. PARSLOW, A. D. M. SMITH et C. R. JOHNSON (2004). « Biogeochemical marine ecosystem models II : the effect of physiological detail on model performance ». *Ecological Modelling* 173.4, p. 371-406. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2003.09.024.

GABA, S., B. CHAUVEL, F. DESSAINT, V. BRETAGNOLLE et S. PETIT (2010). « Weed species richness in winter wheat increases with landscape heterogeneity ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138.3–4, p. 318-323. DOI : 10.1016/j.agee.2010.06.005.

GABRIEL, D., C. THIES et T. TSCHARNTKE (2005). « Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity ». *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7.2, p. 85-93. DOI : 10.1016/j.ppees.2005.04.001.

GALLANT, J. C. et T. I. DOWLING (2003). « A multiresolution index of valley bottom flatness for mapping depositional areas ». *Water Resources Research* 39.12. DOI : 10.1029/2002WR001426.

GAMBI, M. C., A. R. M. NOWELL et P. A. JUMARS (1990). « Flume observations on flow dynamics in Zostera marina (eelgrass) beds ». *Marine Ecology Progress Series* 61, p. 159-169.

GENÇ, O., M. ARDIÇLIOĞLU et N. AĞIRALIOĞLU (2015). « Calculation of mean velocity and discharge using water surface velocity in small streams ». *Flow Measurement and Instrumentation* 41, p. 115-120. DOI : 10.1016/j.flowmeasinst.2014.10.013.

GHAZAW, Y. M. (2011). « Design and analysis of a canal section for minimum water loss ». *Alexandria Engineering Journal* 50.4, p. 337-344. DOI : 10.1016/j.aej.2011.12.002.

Ghersa, C. M., M. A. Martinez-Ghersa, E. H. Satorre, M. L. Van Esso et G. Chichotky (1993). « Seed dispersal, distribution and recruitment of seedlings of Sorghum halepense (L.) Pers. » *Weed Research* 33.1, p. 79-88. doi : 10.1111/j.1365-3180.1993.tb01920.x.

Ghesquière, J. (2008). « Intégration des mécanismes de débordement dans la modélisation hydrologique spatialisée des crues en milieu agricole ». Thèse de doct. Montpellier : Montpellier SupAgro.

Ghestem, M., R. C. Sidle et A. Stokes (2011). « The Influence of Plant Root Systems on Subsurface Flow : Implications for Slope Stability ». *BioScience* 61.11, p. 869-879. doi : 10.1525/bio.2011.61.11.6.

Gillan, J. K., J. W. Karl, M. Duniway et A. Elaksher (2014a). « Modeling vegetation heights from high resolution stereo aerial photography : an application for broad-scale rangeland monitoring ». *Journal of Environmental Management* 144, p. 226-235. doi : 10.1016/j.jenvman.2014.05.028.

– (2014b). « Modeling vegetation heights from high resolution stereo aerial photography : An application for broad-scale rangeland monitoring ». *Journal of Environmental Management* 144, p. 226-235. doi : 10.1016/j.jenvman.2014.05.028.

Girardeau-Montaut, D. (2014). *CloudCompare : 3D Point Cloud and Mesh Processing Software. Open Source Project.*

Girma, H., M. R. Rao et S. Sithanantham (2000). « Insect pests and beneficial arthropods population under different hedgerow intercropping systems in semiarid Kenya ». *Agroforestry Systems* 50.3, p. 279-292. doi : 10.1023/A:1006447813882.

Gómez-Baggethun, E. et D. N. Barton (2013). « Classifying and valuing ecosystem services for urban planning ». *Ecological Economics*. Sustainable Urbanisation : A resilient future 86, p. 235-245. doi : 10.1016/j.ecolecon.2012.08.019.

Gonzalez-Redin, J., S. Luque, L. Poggio, R. Smith et A. Gimona (2016). « Spatial Bayesian belief networks as a planning decision tool for mapping ecosystem services trade-offs on forested landscapes ». *Environmental Research*. The Provision of Ecosystem Services in Response to Global Change 144, Part B, p. 15-26. doi : 10.1016/j.envres.2015.11.009.

Graham, M. H. (2003). « Confronting multicollinearity in ecological multiple regression ». *Ecology* 84.11, p. 2809-2815. doi : 10.1890/02-3114.

Green, J. C. (2005a). « Comparison of blockage factors in modelling the resistance of channels containing submerged macrophytes ». *River Research and Applications* 21.6, p. 671-686. doi : 10.1002/rra.854.

– (2005b). « Modelling flow resistance in vegetated streams : review and development of new theory ». *Hydrological Processes* 19.6, p. 1245-1259. doi : 10.1002/hyp.5564.

Greene, D. et C. Calogeropoulos (2002). « Dispersal of seeds by animals and wind. » *Dispersal ecology*. Blackwell Press. Oxford, UK : In J. Bullock, R. Kenward, & R. Hails, p. 3-23.

Greet, J., R. D. Cousens et J. A. Webb (2012). « Flow regulation affects temporal patterns of riverine plant seed dispersal : potential implications for plant recruitment ». *Freshwater Biology* 57.12, p. 2568-2579. doi : 10.1111/fwb.12028.

– (2013). « Flow regulation is associated with riverine soil seed bank composition within an agricultural landscape : potential implications for restoration ». *Journal of Vegetation Science* 24.1, p. 157-167. doi : 10.1111/j.1654-1103.2012.01445.x.

Greet, J., J. A. Webb et B. J. Downes (2011). « Flow variability maintains the structure and composition of in-channel riparian vegetation ». *Freshwater Biology* 56.12, p. 2514-2528. doi : 10.1111/j.1365-2427.2011.02676.x.

Grizzetti, B., D. Lanzanova, C. Liquete, A. Reynaud et A. C. Cardoso (2016). « Assessing water ecosystem services for water resource management ». *Environmental Science & Policy* 61, p. 194-203. doi : 10.1016/j.envsci.2016.04.008.

Groot, R. S. de, R. Alkemade, L. Braat, L. Hein et L. Willemen (2010). « Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making ». *Ecological Complexity*. Ecosystem Services – Bridging Ecology, Economy and Social Sciences 7.3, p. 260-272. doi : 10.1016/j.ecocom.2009.10.006.

Groves, J. H., D. G. Williams, P. Caley, R. H. Norris et G. Caitcheon (2009). « Modelling of floating seed dispersal in a fluvial environment ». *River Research and Applications* 25.5, p. 582-592. doi : 10.1002/rra.1229.

Guisan, A. et W. Thuiller (2005). « Predicting species distribution : offering more than simple habitat models ». *Ecology Letters* 8.9, p. 993-1009. doi : 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.

Guisan, A. et N. E. Zimmermann (2000). « Predictive habitat distribution models in ecology ». *Ecological Modelling* 135.2, p. 147-186. doi : 10.1016/S0304-3800(00)00354-9.

Gumiere, S. J., Y. Le Bissonnais, D. Raclot et B. Cheviron (2011). « Vegetated filter effects on sedimentological connectivity of agricultural catchments in erosion modelling : a review ». *Earth Surface Processes and Landforms* 36.1, p. 3-19. doi : 10.1002/esp.2042.

Gumiere, S. et D. Raclot (2011). « MHYDAS-Erosion : A distributed single-storm water erosion model for agricultural catchments ». *Hydrological Processes* 25.11, p. 1717-1728. doi : 10.1002/hyp.7931.

Gurnell, A. M. (2007). « Analogies between mineral sediment and vegetative particle dynamics in fluvial systems ». *Geomorphology*. 36th Binghamton Geomorphology SymposiumGeomorphology and Ecosystems 89.1–2, p. 9-22. doi : 10.1016/j.geomorph.2006.07.012.

Gustafson, E. J. et B. R. Sturtevant (2013). « Modeling forest mortality caused by drought stress : implications for climate change ». *Ecosystems. 16 : 60-74.* 16, p. 60-74. doi : 10.1007/s10021-012-9596-1.

Gyssels, G., J. Poesen, E. Bochet et Y. Li (2005). « Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water : a review ». *Progress in Physical Geography* 29.2, p. 189-217. doi : 10.1191/0309133305pp443ra.

Hampe, A. (2004). « Extensive hydrochory uncouples spatiotemporal patterns of seedfall and seedling recruitment in a 'bird-dispersed' riparian tree ». *Journal of Ecology* 92.5, p. 797-807. doi : 10.1111/j.0022-0477.2004.00918.x.

Hayami, S (1951). « On the propagation of flood wave ». *Disaster Prev. Res. Inst. Bull.* 1, p. 1-16.

Hayes, J. C., B. J. Barfield et R. I. Barnhisel (1979). « Filtration of Sediment by Simulated Vegetation II. Unsteady Flow with Non-Homogeneous Sediment ». *Transactions of the ASAE* 22.5, p. 1063-1067. doi : 10.13031/2013.35156.

– (1984). « Performance of Grass Filters Under Laboratory and Field Conditions ». *Transactions of the ASAE* 27.5, p. 1321-1331. doi : 10.13031/2013.32966.

Herzon, I. et J. Helenius (2008). « Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning ». *Biological Conservation* 141.5, p. 1171-1183. doi : 10.1016/j.biocon.2008.03.005.

Hijmans, R. J. (2012a). *raster : Geographic analysis and modeling with raster data*. R package version 2.0-12.

Hijmans, R. J. (2012b). « Cross-validation of species distribution models : removing spatial sorting bias and calibration with a null model ». *Ecology* 93.3, p. 679-688.

Hijmans, R. J., S. Phillips, J. Leathwick et J. Elith (2016). *dismo : Species Distribution Modeling*.

Hirzel, A. H. et G. Le Lay (2008). « Habitat suitability modelling and niche theory ». *Journal of Applied Ecology* 45.5, p. 1372-1381. doi : 10.1111/j.1365-2664.2008.01524.x.

Holm, L. G., D. L. Plucknett, J. V. Pancho et J. P. Herberger (1977). *The World's Worst Weeds : Distribution and Biology*. The University Press of Hawaii, Honolulu Cloth, 1st. - APPLEDORE BOOKS, ABAA.

Holt, J. S. (1995). « Plant Responses to Light : A Potential Tool for Weed Management ». *Weed Science* 43.3, p. 474-482.

Holvoet, K. M. A., P. Seuntjens et P. A. Vanrolleghem (2007). « Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale ». *Ecological Modelling*. Recent Developments in Hydrological Modelling towards Sustainable Catchment Management 209.1, p. 53-64. doi : 10.1016/j.ecolmodel.2007.07.030.

Hothorn, T., F. Bretz et P. Westfall (2008). « Simultaneous Inference in General Parametric Models ». *Biometrical Journal* 50.3, p. 346-363.

Hutchinson, G. E. (1957). « Concluding Remarks ». *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22.0, p. 415-427. doi : 10.1101/SQB.1957.022.01.039.

Ide, J., Y. Shinohara, N. Higashi, H. Komatsu, K. Kuramoto et K. Otsuki (2010). « A preliminary investigation of surface runoff and soil properties in a moso-bamboo (Phyllostachys pubescens) forest in western Japan ». *Hydrological Research Letters* 4, p. 80-84. doi : 10.3178/hrl.4.80.

INAO (2013). *Cahier des Charges de l'Appellation d'Origine "Foin de Crau"*. Rapp. tech. Montreuil-sous-Bois, France : Institut national de l'origine et de la qualité, p. 16.

INRA (2017). *Les services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles : Une contribution au programme EFESE. Résumé de l'étude réalisée par l'INRA*.

Isselin-Nondedeu, F. et A. Bédécarrats (2007). « Influence of alpine plants growing on steep slopes on sediment trapping and transport by runoff ». *CATENA*. Soil Water Erosion in Rural Areas 71.2, p. 330-339. doi : 10.1016/j.catena.2007.02.001.

James, C. S., A. L. Birkhead, A. A. Jordanova et J. J. O'Sullivan (2004). « Flow resistance of emergent vegetation ». *Journal of Hydraulic Research* 42.4, p. 390-398. doi : 10.1080/00221686.2004.9728404.

James, L. A., M. E. Hodgson, S. Ghoshal et M. M. Latiolais (2012). « Geomorphic change detection using historic maps and DEM differencing : The temporal dimension of geospatial analysis ». *Geomorphology*. Geospatial Technologies and Geomorphological Mapping Proceedings of the 41st Annual Binghamton Geomorphology Symposium 137.1, p. 181-198. doi : 10.1016/j.geomorph.2010.10.039.

James, M. R. et S. Robson (2012). « Straightforward reconstruction of 3D surfaces and topography with a camera : Accuracy and geoscience application ». *Journal of Geophysical Research : Earth Surface* 117.F3, p. 1-17. doi : 10.1029/2011JF002289.

Jansson, R., U. Zinko, D. M. Merritt et C. Nilsson (2005). « Hydrochory increases riparian plant species richness : a comparison between a free-flowing and a regulated river ». *Journal of Ecology* 93.6, p. 1094-1103. doi : 10.1111/j.1365-2745.2005.01057.x.

Jarnevich, C. S., T. J. Stohlgren, S. Kumar, J. T. Morisette et T. R. Holcombe (2015). « Caveats for correlative species distribution modeling ». *Ecological Informatics* 29, p. 6-15. doi : 10.1016/j.ecoinf.2015.06.007.

Javernick, L., J. Brasington et B. Caruso (2014). « Modeling the topography of shallow braided rivers using Structure-from-Motion photogrammetry ». *Geomorphology* 213, p. 166-182. doi : 10.1016/j.geomorph.2014.01.006.

Javernick, L., D. M. Hicks, R. Measures, B. Caruso et J. Brasington (2016). « Numerical Modelling of Braided Rivers with Structure-from-Motion-Derived Terrain Models ». *River Research and Applications* 32.5, p. 1071-1081. doi : 10.1002/rra.2918.

Jayet, H. (2001). « Econométrie et données spatiales - Une introduction à la pratique ». *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales (CESR)* 58-59.

Jerri, A. (1977). « The Shannon sampling theorem—Its various extensions and applications : A tutorial review ». *Proceedings of the IEEE* 65.11, p. 1565-1596. doi : 10.1109/PROC.1977.10771.

Johansson, M. E. et C. Nilsson (1993). « Hydrochory, Population Dynamics and Distribution of the Clonal Aquatic Plant Ranunculus Lingua ». *Journal of Ecology* 81.1, p. 81-91. doi : 10.2307/2261226.

Johansson, M. E., C. Nilsson et E. Nilsson (1996). « Do rivers function as corridors for plant dispersal ? » *Journal of Vegetation Science* 7.4, p. 593-598. doi : 10.2307/3236309.

Järvelä, J. (2002). « Flow resistance of flexible and stiff vegetation : a flume study with natural plants ». *Journal of Hydrology* 269.1–2, p. 44-54. doi : 10.1016/S0022-1694(02)00193-2.

– (2004). « Determination of flow resistance caused by non-submerged woody vegetation ». *International Journal of River Basin Management* 2.1, p. 61-70. doi : 10.1080/15715124.2004.9635222.

– (2005). « Effect of submerged flexible vegetation on flow structure and resistance ». *Journal of Hydrology* 307.1–4, p. 233-241. DOI : 10.1016/j.jhydrol.2004.10.013.

JULVE, P. (1998). *Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. Version : 31/08/2007.*

KAISER, A., F. NEUGIRG, G. ROCK, C. MÜLLER, F. HAAS, J. RIES et J. SCHMIDT (2014). « Small-scale surface reconstruction and volume calculation of soil erosion in complex moroccan Gully morphology using structure from motion ». *Remote Sensing* 6.8, p. 7050-7080. DOI : 10.3390/rs6087050.

KAREIVA, P., H. TALLIS, T. H. RICKETTS, G. C. DAILY et S. POLASKY, éd. (2011). *Natural Capital : Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford, New York : Oxford University Press.

KATTGE, J. et al. (2011). « TRY – a global database of plant traits ». *Global Change Biology* 17.9, p. 2905-2935. DOI : 10.1111/j.1365-2486.2011.02451.x.

KATWIJK, M. M. van, A. R. BOS, D. C. R. HERMUS et W. SUYKERBUYK (2010). « Sediment modification by seagrass beds : Muddification and sandification induced by plant cover and environmental conditions ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 89.2, p. 175-181. DOI : 10.1016/j.ecss.2010.06.008.

KEANE, R. E., D. MCKENZIE, D. A. FALK, E. A. H. SMITHWICK, C. MILLER et L.-K. B. KELLOGG (2015). « Representing climate, disturbance, and vegetation interactions in landscape models ». *Ecological Modelling* 309–310, p. 33-47. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2015.04.009.

KEMP, P. S. et C. KATOPODIS (2016). « Introducing the Journal of Ecohydraulics : fundamental and applied research on the road to transdisciplinarity ». *Journal of Ecohydraulics* 1.1-2, p. 1-4. DOI : 10.1080/24705357.2016.1259139.

KERVROËDAN, L., R. ARMAND, M. SAUNIER, J.-F. OUVRY et M.-P. FAUCON (2018). « Plant functional trait effects on runoff to design herbaceous hedges for soil erosion control ». *Ecological Engineering* 118, p. 143-151. DOI : 10.1016/j.ecoleng.2018.04.024.

KIRPICH, Z. (1940). « Time of concentration of small agricultural watersheds ». *Civil Engineering* 10.6, p. 362.

KLEIJN, D., F. BERENDSE, R. SMIT et N. GILISSEN (2001). « Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes ». *Nature* 413.6857, p. 723-725. DOI : 10.1038/35099540.

KLEYER, M. et al. (2008). « The LEDA Traitbase : a database of life-history traits of the Northwest European flora ». *Journal of Ecology* 96.6, p. 1266-1274. DOI : 10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x.

KONSOER, K. M., B. L. RHOADS, E. J. LANGENDOEN, J. L. BEST, M. E. URSIC, J. D. ABAD et M. H. GARCIA (2016). « Spatial variability in bank resistance to erosion on a large meandering, mixed bedrock-alluvial river ». *Geomorphology*. The Natural and Human Structuring of Rivers and other Geomorphic Systems : A Special Issue in Honor of William L. Graf 252, p. 80-97. DOI : 10.1016/j.geomorph.2015.08.002.

KOSCHKE, L., C. FÜRST, S. FRANK et F. MAKESCHIN (2012). « A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support

landscape planning ». *Ecological Indicators*. Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services 21, p. 54-66. DOI : 10.1016/j.ecolind.2011.12.010.

KOTHYARI, U. C., H. HASHIMOTO et K. HAYASHI (2009). « Effect of tall vegetation on sediment transport by channel flows ». *Journal of Hydraulic Research* 47.6, p. 700-710. DOI : 10.3826/jhr.2009.3317.

KOUWEN, N., T. E. UNNY et H. M. HILL (1969). « Flow Retardance in Vegetated Channels ». *Journal of the Irrigation and Drainage Division* 95.2, p. 329-344.

KOUWEN, N. et T. E. UNNY (1973). « Flexible Roughness in Open Channels ». *Journal of the Hydraulics Division* 99.5, p. 713-728.

KRAMER, J. et J. WEAVER (1936). « Relative Efficiency of Roots and Tops of Plants in Protecting . the Soil from Erosion ». *Papers of John E. Weaver (1884-1956), BULLETIN 12 University of Nebraska* 1-95.

KRAUS, K. et P. WALDHA-USL (1997). *Manuel de photogrammétrie : principes et procédés fondamentaux*. Cachan, France : Hermès, p. 407.

KRAUSE, S., J. JACOBS et A. BRONSTERT (2007). « Modelling the impacts of land-use and drainage density on the water balance of a lowland–floodplain landscape in northeast Germany ». *Ecological Modelling* 200.3-4, p. 475-492. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2006.08.015.

KREMEN, C. (2005). « Managing ecosystem services : what do we need to know about their ecology ? » *Ecology Letters* 8.5, p. 468-479. DOI : 10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x.

KREMEN, C. et A. MILES (2012). « Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems : Benefits, Externalities, and Trade-Offs ». *Ecology and Society* 17.4. DOI : 10.5751/ES-05035-170440.

KRÖGER, R. (2010). « Landscape hydrogeomorphic conditions determine structure and species composition of an ephemeral floodplain wetland ». *Acta Ecologica Sinica* 30.5, p. 280-287. DOI : 10.1016/j.chnaes.2010.08.001.

LAGACHERIE, P., O. DIOT, N. DOMANGE, V. GOUY, C. FLOURE, C. KAO, R. MOUSSA, J. M. ROBBEZ-MASSON et V. SZLEPER (2006). « An indicator approach for describing the spatial variability of artificial stream networks with regard to herbicide pollution in cultivated watersheds ». *Ecological Indicators* 6, p. 265-279. DOI : http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.02.003.

LAGACHERIE, P., M. RABOTIN, F. COLIN, R. MOUSSA et M. VOLTZ (2010). « Geo-MHYDAS : A landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas ». *Computers & Geosciences* 36.8, p. 1021-1032. DOI : 10.1016/j.cageo.2009.12.005.

LAMBRECHTS, T., S. FRANÇOIS, S. LUTTS, R. MUÑOZ-CARPENA et C. L. BIELDERS (2014). « Impact of plant growth and morphology and of sediment concentration on sediment retention efficiency of vegetative filter strips : Flume experiments and VFSMOD modeling ». *Journal of Hydrology* 511, p. 800-810. DOI : 10.1016/j.jhydrol.2014.02.030.

LANCASTER, L. T., G. MORRISON et R. N. FITT (2017). « Life history trade-offs, the intensity of competition, and coexistence in novel and evolving communities under climate

change ». *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences* 372.1712, p. 20160046. DOI : 10.1098/rstb.2016.0046.

LANGRE, E. de, A. GUTIERREZ et J. COSSÉ (2012). « On the scaling of drag reduction by reconfiguration in plants ». *Comptes Rendus Mécanique*. Biomimetic flow control 340.1, p. 35-40. DOI : 10.1016/j.crme.2011.11.005.

LARSEN, L. G., J. W. HARVEY et J. P. CRIMALDI (2009). « Predicting bed shear stress and its role in sediment dynamics and restoration potential of the Everglades and other vegetated flow systems ». *Ecological Engineering* 35.12, p. 1773-1785. DOI : 10.1016/j.ecoleng.2009.09.002.

LAVOREL, S. et E. GARNIER (2002). « Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits : revisiting the Holy Grail ». *Functional Ecology* 16.5, p. 545-556. DOI : 10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x.

LAVOREL, S. et al. (2017). « Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches ». *Ecological Indicators* 74, p. 241-260. DOI : 10.1016/j.ecolind.2016.11.015.

LE CLEC'H, S, S DUFOUR, J OSZWALD, M GRIMALDI et N JÉGOU (2014). *Political ecology des services écosystémiques : Chapitre 8. Spatialiser des services écosystémiques, un enjeu méthodologique et plus encore*. T. 21. EcoPolis. France.

LE CŒUR, D., J. BAUDRY, F. BUREL et C. THENAIL (2002). « Why and how we should study field boundary biodiversity in an agrarian landscape context ». *Agriculture, Ecosystems & Environment*. The Ecology of Field Margins in European Farming Systems 89.1–2, p. 23-40. DOI : 10.1016/S0167-8809(01)00316-4.

LECCE, S. A., P. P. PEASE, P. A. GARES et J. WANG (2006). « Seasonal controls on sediment delivery in a small coastal plain watershed, North Carolina, USA ». *Geomorphology* 73.3-4, p. 246-260. DOI : 10.1016/j.geomorph.2005.05.017.

LECOMTE, V. (1999). « Transferts de produits phytosanitaires par le ruisellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant. Modélisation spatiale ». Thèse de doctorat. ENGREF.

LEFCHECK, J. S. (2016). « piecewiseSEM : Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics ». *Methods in Ecology and Evolution* 7.5, p. 573-579. DOI : 10.1111/2041-210X.12512.

LELE, S., O. SPRINGATE-BAGINSKI, R. LAKERVELD, D. DEB et P. DASH (2013). « Ecosystem Services : Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives ». *Conservation and Society* 11.4, p. 343. DOI : 10.4103/0972-4923.125752.

LELIÈVRE, F., S. SALA, F. RUGET et F. VOLAIRE (2011). *Evolution du climat du Sud de la France 1950-2009, Projet CLIMFOUREL PSDR-3, Régions L-R, M-P, R-A. Série Les Focus PSDR3*.

LENG, X., C. MUSTERS et G. R. de SNOO (2011). « Spatiotemporal variation of plant diversity on ditch banks under different management regimes ». *Basic and Applied Ecology* 12.1, p. 38-46. DOI : 10.1016/j.baae.2010.10.005.

LEONARD, J et P ANDRIEUX (1998). « Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France ». *CATENA* 32.3–4, p. 209-223. DOI : 10.1016/S0341-8162(98)00049-6.

Leonard, L. A. et M. E. Luther (1995). « Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies ». *Limnology and Oceanography* 40.8, p. 1474-1484. doi : 10.4319/lo.1995.40.8.1474.

Levavasseur, F., J. S. Bailly et P. Lagacherie (2016b). « Are ditch networks optimised for mitigating rill erosion in cultivated Mediterranean landscapes ? A numerical experiment ». *Land Use Policy*. doi : 10.1016/j.landusepol.2015.08.033.

– (2016a). « Are ditch networks optimised for mitigating rill erosion in cultivated Mediterranean landscapes ? A numerical experiment ». *Land Use Policy* 50, p. 441-448. doi : 10.1016/j.landusepol.2015.08.033.

Levavasseur, F., J. S. Bailly, P. Lagacherie, F. Colin et M. Rabotin (2012). « Simulating the effects of spatial configurations of agricultural ditch drainage networks on surface runoff from agricultural catchments ». *Hydrological Processes* 26.22, p. 3393-3404. doi : 10.1002/hyp.8422.

Levavasseur, F., A. Biarnès, J. S. Bailly et P. Lagacherie (2014). « Time-varying impacts of different management regimes on vegetation cover in agricultural ditches ». *Agricultural Water Management* 140, p. 14-19. doi : 10.1016/j.agwat.2014.03.012.

Levavasseur, F., P. Lagacherie, J. S. Bailly, A. Biarnès et F. Colin (2015). « Spatial modeling of man-made drainage density of agricultural landscapes ». *Journal of Land Use Science* 10.3, p. 256-276. doi : 10.1080/1747423X.2014.884644.

Levavasseur, F. (2012). « Structure du paysage et fonctionnement hydrologique : application aux réseaux de fossés en zone viticole méditerranéenne ». Thèse de doctorat. Montpellier, France : Montpellier SupAgro.

Levin, S. A. (1992). « The Problem of Pattern and Scale in Ecology : The Robert H. MacArthur Award Lecture ». *Ecology* 73.6, p. 1943-1967. doi : 10.2307/1941447.

Levine, J. M. et D. J. Murrell (2003). « The Community-Level Consequences of Seed Dispersal Patterns ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34.1, p. 549-574. doi : 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132400.

Li, R.-M. et H. W. Shen (1973). « Effect of Tall Vegetations on Flow and Sediment ». *Journal of the Hydraulics Division* 99.5, p. 793-814.

Li, S. S. et R. G. Millar (2011). « A two-dimensional morphodynamic model of gravel-bed river with floodplain vegetation ». *Earth Surface Processes and Landforms* 36.2, p. 190-202. doi : 10.1002/esp.2033.

Li, X. et Y. Wang (2013). « Applying various algorithms for species distribution modelling ». *Integrative Zoology* 8.2, p. 124-135. doi : 10.1111/1749-4877.12000.

Li, Y., X. Zhu et J. Tian (1991). « Effectiveness of plant roots to increase the anti-scourability of soil on the Loess Plateau ». *Chinese Science Bulletin* 36, p. 2077-2082.

Lichstein, J. W., T. R. Simons, S. A. Shriner et K. E. Franzreb (2002). « Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology ». *Ecological Monographs* 72.3, p. 445-463. doi : 10.1890/0012-9615(2002)072[0445:SAAAMI]2.0.CO;2.

Lippe, M. von der et I. Kowarik (2012). « Interactions between propagule pressure and seed traits shape human-mediated seed dispersal along roads ». *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14.2, p. 123-130. doi : 10.1016/j.ppees.2011.09.006.

Liu, C., M. White et G. Newell (2011). « Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data ». *Ecography* 34.2, p. 232-243. doi : 10.1111/j.1600-0587.2010.06354.x.

López, F. et M. García (1998). « open-channel flow through simulated vegetation : Suspended sediment transport modeling ». *Water Resources Research* 34.9, p. 2341-2352. doi : 10.1029/98WR01922.

López-Pomares, A., G. M. López-Iborra et C. Martín-Cantarino (2015). « Irrigation canals in a semi-arid agricultural landscape surrounded by wetlands : Their role as a habitat for birds during the breeding season ». *Journal of Arid Environments* 118, p. 28-36. doi : 10.1016/j.jaridenv.2015.02.021.

Luhar, M. et H. M. Nepf (2011a). « Flow-induced reconfiguration of buoyant and flexible aquatic vegetation ». *Limnology and Oceanography* 56.6. WOS :000299349700004, p. 2003-2017. doi : 10.4319/lo.2011.56.6.2003.

– (2011b). « Flow-induced reconfiguration of buoyant and flexible aquatic vegetation ». *Limnology and Oceanography* 56.6, p. 2003-2017. doi : 10.4319/lo.2011.56.6.2003.

– (2013). « From the blade scale to the reach scale : A characterization of aquatic vegetative drag ». *Advances in Water Resources*. 35th Year Anniversary Issue 51, p. 305-316. doi : 10.1016/j.advwatres.2012.02.002.

Luhar, M., J. Rominger et H. Nepf (2008). « Interaction between flow, transport and vegetation spatial structure ». *Environmental Fluid Mechanics* 8.5, p. 423. doi : 10.1007/s10652-008-9080-9.

Luzuriaga, A. L., A. M. Sánchez, F. T. Maestre et A. Escudero (2012). « Assemblage of a Semi-Arid Annual Plant Community : Abiotic and Biotic Filters Act Hierarchically ». *PLoS ONE* 7.7, e41270. doi : 10.1371/journal.pone.0041270.

Mace, G. M., K. Norris et A. H. Fitter (2012). « Biodiversity and ecosystem services : a multilayered relationship ». *Trends in Ecology & Evolution* 27.1, p. 19-26. doi : 10.1016/j.tree.2011.08.006.

Maheu-Giroux, M. et S. De Blois (2007). « Landscape ecology of Phragmites australis invasion in networks of linear wetlands ». *Landscape Ecology* 22.2, p. 285-301. doi : 10.1007/s10980-006-9024-z.

Maidment DR (1996). *GIS and hydrological modelling : an assessment of progress. Third International Conference on GIS and Environmental Modelling, Santa Fe, NM.*

Malambo, L. et al. (2018). « Multitemporal field-based plant height estimation using 3D point clouds generated from small unmanned aerial systems high-resolution imagery ». *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 64, p. 31-42. doi : 10.1016/j.jag.2017.08.014.

Malaterre, P.-O. (1995). « Regulation of irrigation canals ». *Irrigation and Drainage Systems* 9.4, p. 297-327. doi : 10.1007/BF00881619.

Mamo, M. et G. D. Bubenzer (2001). « Detachment rate, soil erodibility, and soil strength as influenced by living plant roots. Part II : Field study ». *Transactions of the ASAE* 44.5. doi : 10.13031/2013.6446.

Manhoudt, A. G. E., A. J. Visser et G. R. de Snoo (2007). « Management regimes and farming practices enhancing plant species richness on ditch banks ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119.3–4, p. 353-358. doi : 10.1016/j.agee.2006.08.004.

Manolaki, P. et E. Papastergiadou (2016). « Environmental Factors Influencing Macrophytes Assemblages in a Middle-Sized Mediterranean Stream ». *River Research and Applications* 32.4, p. 639-651. doi : 10.1002/rra.2878.

Mao, W., A. J. Felton, Y. Ma, T. Zhang, Z. Sun, X. Zhao et M. D. Smith (2018). « Relationships between aboveground and belowground trait responses of a dominant plant species to alterations in watertable depth ». *Land Degradation & Development* 29.11, p. 4015-4024. doi : 10.1002/ldr.3159.

Margoum, C., C. Malessard et V. Gouy (2006). « Investigation of various physicochemical and environmental parameter influence on pesticide sorption to ditch bed substratum by means of experimental design ». *Chemosphere* 63.11, p. 1835-1841. doi : 10.1016/j.chemosphere.2005.10.032.

Marjoribanks, T. I., R. J. Hardy et S. N. Lane (2014). « The hydraulic description of vegetated river channels : the weaknesses of existing formulations and emerging alternatives ». *Wiley Interdisciplinary Reviews : Water* 1.6, p. 549-560. doi : 10.1002/wat2.1044.

Markwith, S. H. et D. S. Leigh (2008). « Subaqueous hydrochory : open-channel hydraulic modelling of non-buoyant seed movement ». *Freshwater Biology* 53.11, p. 2274-2286. doi : 10.1111/j.1365-2427.2008.02054.x.

Marnotte, P., A. Carrara, E. Dominati et F. Girardot (2006). *Plantes des rizières de Camargue*. Guide pratique. CIRAD / CFR / Parc naturel régional de Camargue.

Martínez-Harms, M. J. et P. Balvanera (2012). « Methods for mapping ecosystem service supply : a review ». *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8.1-2, p. 17-25. doi : 10.1080/21513732.2012.663792.

Mc Whorter, C. (1989). « History, biology, and control of johnsongrass ». *Reviews of weed science (USA)*.

McKenzie, D. et A. H. Perera (2015). « Modeling wildfire regimes in forest landscapes : abstracting a complex reality ». *Simulation modeling of forest landscape disturbances*, p. 73-92.

MEA (2005). *Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being : synthesis*. Rapp. tech. Washington DC, USA.

Meineri, E., O. Skarpaas et V. Vandvik (2012). « Modeling alpine plant distributions at the landscape scale : Do biotic interactions matter ? » *Ecological Modelling* 231, p. 1-10. doi : 10.1016/j.ecolmodel.2012.01.021.

Merritt, D. M. et E. E. Wohl (2002). « Processes Governing Hydrochory along Rivers : Hydraulics, Hydrology, and Dispersal Phenology ». *Ecological Applications* 12.4, p. 1071-1087. doi : 10.2307/3061037.

– (2006). « Plant dispersal along rivers fragmented by dams ». *River Research and Applications* 22.1, p. 1-26. doi : 10.1002/rra.890.

Merritt, D. M., M. L. Scott, N. Leroy Poff, G. T. Auble et D. A. Lytle (2010). « Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation : riparian

vegetation-flow response guilds ». *Freshwater Biology* 55.1, p. 206-225. DOI : 10.1111/j.1365-2427.2009.02206.x.

MERRITT, W. S., R. A. LETCHER et A. J. JAKEMAN (2003). « A review of erosion and sediment transport models ». *Environmental Modelling & Software*. The Modelling of Hydrologic Systems 18.8–9, p. 761-799. DOI : 10.1016/S1364-8152(03)00078-1.

MEYER, B. C. et R. GRABAUM (2008). « MULBO : Model framework for multicriteria landscape assessment and optimisation. A support system for spatial land use decisions ». *Landscape Research* 33.2, p. 155-179. DOI : 10.1080/01426390801907428.

MILSOM, T., A. SHERWOOD, S. ROSE, S. TOWN et S. RUNHAM (2004). « Dynamics and management of plant communities in ditches bordering arable fenland in eastern England ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103.1, p. 85-99. DOI : 10.1016/j.agee.2003.10.012.

MINSHALL, G. W., K. W. CUMMINS, R. C. PETERSEN, C. E. CUSHING, D. A. BRUNS, J. R. SEDELL et R. L. VANNOTE (1985). « Developments in Stream Ecosystem Theory ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42.5, p. 1045-1055. DOI : 10.1139/f85-130.

MOLÉNAT, J. et al. (2018). « OMERE : A Long-Term Observatory of Soil and Water Resources, in Interaction with Agricultural and Land Management in Mediterranean Hilly Catchments ». *Vadose Zone Journal* 17.1. DOI : 10.2136/vzj2018.04.0086.

MOORE, K. A. (2004). « Influence of Seagrasses on Water Quality in Shallow Regions of the Lower Chesapeake Bay ». *Journal of Coastal Research*, p. 162-178. DOI : 10.2112/SI45-162.1.

MOORE, M. T., R. KRÖGER, M. A. LOCKE, R. F. CULLUM, R. W. STEINRIEDE, S. TESTA, R. E. LIZOTTE, C. T. BRYANT et C. M. COOPER (2010). « Nutrient mitigation capacity in Mississippi Delta, USA drainage ditches ». *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)* 158.1, p. 175-184. DOI : 10.1016/j.envpol.2009.07.024.

MORAN, P. A. P. (1950). « Notes on Continuous Stochastic Phenomena ». *Biometrika* 37.1/2, p. 17-23. DOI : 10.2307/2332142.

MOREL-SEYTOUX, H. J. (1978). « Derivation of equations for variable rainfall infiltration ». *Water Resources Research* 14.4, p. 561-568. DOI : 10.1029/WR014i004p00561.

MORESMAU, M. (2013). « Flore des fossés en région viticole méditerranéenne : Etude des facteurs de distribution spatio-temporelle ». Mém. de mast. Angers, France : Ecole supérieure d'Agriculture d'Angers.

MORI, A. S., T. FURUKAWA et T. SASAKI (2013). « Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change ». *Biological Reviews* 88.2, p. 349-364. DOI : 10.1111/brv.12004.

MOUSSA (2000). *Hydrological modelling of a farmed mediterranean catchment*.

MOUSSA, R. (1996). « Analytical Hayami solution for the diffusive wave flood routing problem with lateral inflow ». *Hydrological Processes* 10.9, p. 1209-1227. DOI : 10.1002/(SICI)1099-1085(199609)10:9<1209::AID-HYP380>3.0.CO;2-2.

MOUSSA, R., M. VOLTZ et P. ANDRIEUX (2002). « Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events ». *Hydrological Processes* 16.2, p. 393-412. DOI : 10.1002/hyp.333.

Méral, P. et D. Pesche, éd. (2016). *Les services écosystémiques : repenser les relations nature et société*. Nature et Société. Versailles : Quae.

Mérot, A. (2007). « Analyse et modélisation du fonctionnement biophysique et décisionnel d'un système prairial irrigué : application aux prairies plurispécifiques de Crau en vue de l'élaboration d'un outil d'aide à la décision ». Thèse de doctorat. Montpellier, France : École nationale supérieure agronomique de Montpellier.

Munoz-Carpena, R., J. E. Parsons et J. W. Gilliam (1999). « Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips ». *Journal of hydrology* 214, p. 111-129. doi : 10.1016/S0022-1694(98)00272-8.

Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R. E. Green, B. Lehner, T. R. Malcolm et T. H. Ricketts (2008). « Global mapping of ecosystem services and conservation priorities ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105.28, p. 9495-9500. doi : 10.1073/pnas.0707823105.

Nashta, C. F. et P. R. J. Garde (1988). « Subcritical flow in rigid-bed open channel expansions ». *Journal of Hydraulic Research* 26.1, p. 49-65. doi : 10.1080/00221688809499234.

Nathan, R., G. G. Katul, G. Bohrer, A. Kuparinen, M. B. Soons, S. E. Thompson, A. Trakhtenbrot et H. S. Horn (2011). « Mechanistic models of seed dispersal by wind ». *Theoretical Ecology* 4.2, p. 113-132. doi : 10.1007/s12080-011-0115-3.

Needelman, B. A., D. E. Ruppert et R. E. Vaughan (2007). « The role of ditch soil formation and redox biogeochemistry in mitigating nutrient and pollutant losses from agriculture ». *Journal of Soil and Water Conservation* 62.4, p. 207-215.

Nelder, J. A. et R. W. M. Wedderburn (1972). « Generalized Linear Models ». *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)* 135.3, p. 370. doi : 10.2307/2344614.

Nepf, H. M. et E. R. Vivoni (2000). « Flow structure in depth-limited, vegetated flow ». *Journal of Geophysical Research : Oceans* 105.C12, p. 28547-28557. doi : 10.1029/2000JC900145.

Nepf, H. M. (2011). « Flow and Transport in Regions with Aquatic Vegetation ». *Annual Review of Fluid Mechanics* 44.1, p. 123-142. doi : 10.1146/annurev-fluid-120710-101048.

– (2012a). « Flow and Transport in Regions with Aquatic Vegetation ». *Annual Review of Fluid Mechanics* 44.1, p. 123-142. doi : 10.1146/annurev-fluid-120710-101048.

– (2012b). « Hydrodynamics of vegetated channels ». *Journal of Hydraulic Research* 50.3, p. 262-279. doi : 10.1080/00221686.2012.696559.

Nepf, H. M., B. Ghisalberti, B. White et E. Murphy (2007). « Retention time and dispersion associated with sub-merged aquatic canopies ». *Water Resources Research* 43.4, p. 1-10.

Nicholls, C. I., M. Parrella et M. A. Altieri (2001). « The effects of a vegetational corridor on the abundance and dispersal of insect biodiversity within a northern California organic vineyard ». *Landscape Ecology* 16.2, p. 133-146. doi : 10.1023/A:1011128222867. arXiv : 0005074v1 [arXiv:astro-ph].

Nikora, V., S. Larned, N. Nikora, K. Debnath, G. Cooper et M. Reid (2008). « Hydraulic Resistance due to Aquatic Vegetation in Small Streams : Field Study ». *Journal of Hydraulic*

*Engineering* 134.9, p. 1326-1332. DOI : 10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:9(1326).

NILSSON, C., M. GARDFJELL et G. GRELSSON (1991). « Importance of hydrochory in structuring plant communities along rivers ». *Canadian Journal of Botany* 69.12, p. 2631-2633. DOI : 10.1139/b91-328.

NILSSON, C., A. EKBLAD, M. DYNESIUS, S. BACKE, M. GARDFJELL, B. CARLBERG, S. HELLQVIIST et R. JANSSON (1994). « A Comparison of Species Richness and Traits of Riparian Plants between a Main River Channel and Its Tributaries ». *The Journal of Ecology* 82.2, p. 281. DOI : 10.2307/2261296.

NILSSON, C., J. E. PIZZUTO, G. E. MOGLEN, M. A. PALMER, E. H. STANLEY, N. E. BOCKSTAEL et L. C. THOMPSON (2003). « Ecological Forecasting and the Urbanization of Stream Ecosystems : Challenges for Economists, Hydrologists, Geomorphologists, and Ecologists ». *Ecosystems* 6.7, p. 659-674. DOI : 10.1007/s10021-002-0217-2.

NILSSON, C., R. L. BROWN, R. JANSSON et D. M. MERRITT (2010). « The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation ». *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 85.4, p. 837-858. DOI : 10.1111/j.1469-185X.2010.00129.x.

NORTON, L., S. GREENE, P. SCHOLEFIELD et M. DUNBAR (2016). « The importance of scale in the development of ecosystem service indicators ? » *Ecological Indicators* 61, p. 130-140. DOI : 10.1016/j.ecolind.2015.08.051.

NOVOA, J., K. CHOKMANI et R. LHISSOU (2018). « A novel index for assessment of riparian strip efficiency in agricultural landscapes using high spatial resolution satellite imagery ». *Science of The Total Environment* 644, p. 1439-1451. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2018.07.069.

O'CALLAGHAN, J. F. et D. M. MARK (1984). « The extraction of drainage networks from digital elevation data ». *Computer Vision, Graphics, and Image Processing* 28.3, p. 323-344. DOI : 10.1016/S0734-189X(84)80011-0.

O'DONNELL, J., K. FRYIRS et M. R. LEISHMAN (2015). « Can the sedimentological and morphological structure of rivers be used to predict characteristics of riparian seed banks ? » *Geomorphology* 245, p. 183-192. DOI : 10.1016/j.geomorph.2015.05.030.

OPERSTEIN, V. et S. FRYDMAN (2000). « The influence of vegetation on soil strength ». *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Ground Improvement* 4.2, p. 81-89. DOI : 10.1680/grim.2000.4.2.81.

ORTIZ, A. C., A. ASHTON et H. NEPF (2013). « Mean and turbulent velocity fields near rigid and flexible plants and the implications for deposition ». *Journal of Geophysical Research : Earth Surface* 118.4, p. 2585-2599. DOI : 10.1002/2013JF002858.

PANDEYA, B., W. BUYTAERT, Z. ZULKAFLI, T. KARPOUZOGLOU, F. MAO et D. M. HANNAH (2016). « A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions ». *Ecosystem Services*. Integrated valuation of ecosystem services : challenges and solutions 22, p. 250-259. DOI : 10.1016/j.ecoser.2016.10.015.

PARE, N (2011). « Pollution de l'eau par les pesticides en milieu viticole languedocien ». {PhD} {Thesis}. Montpellier : Montpellier SupAgro, Ecole doctorale SIBAGHE.

Paroissien, J.-B., P. Lagacherie et Y. Le Bissonnais (2010). « A regional-scale study of multi-decennial erosion of vineyard fields using vine-stock unearthing–burying measurements ». *CATENA* 82.3, p. 159-168. doi : 10.1016/j.catena.2010.06.002.

Paulus, S., J. Behmann, A. K. Mahlein, L. Plümer et H. Kuhlmann (2014). « Low-cost 3D systems : Suitable tools for plant phenotyping ». *Sensors (Switzerland)* 14.2, p. 3001-3018. doi : 10.3390/s140203001.

Pebesma, E. J. et R. S. Bivand (2005). « Classes and methods for spatial data in R ». *R News* 5.2, p. 9-13.

Peruzzo, P., A. Defina et H. Nepf (2012). « Capillary trapping of buoyant particles within regions of emergent vegetation ». *Water Resources Research* 48.7. doi : 10.1029/2012WR011944.

Peterson, A. T., M. Papeş et J. Soberón (2008). « Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling ». *Ecological Modelling* 213.1, p. 63-72. doi : 10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008.

Petit, S., A. Boursault, M. L. Guilloux, N. Munier-Jolain et X. Reboud (2011). « Weeds in agricultural landscapes. A review ». *Agronomy for Sustainable Development* 31.2, p. 309-317. doi : 10.1051/agro/2010020.

Pierce, S., R. Kröger et R. Pezeshki (2012). « Managing Artificially Drained Low-Gradient Agricultural Headwaters for Enhanced Ecosystem Functions ». *Biology* 1.3, p. 794-856. doi : 10.3390/biology1030794.

Pisani Gareau, T. et C. Shennan (2010). « Can Hedgerows Attract Beneficial Insects and Improve Pest Control ? A Study of Hedgerows on Central Coast Farms ». *Research Brief : The Center for AgroEcology and Sustainable Food Systems, University of California, Santa-Cruz, USA* 13.

Pollen, N. et A. Simon (2005). « Estimating the mechanical effects of riparian vegetation on stream bank stability using a fiber bundle model ». *Water Resources Research* 41.7, W07025. doi : 10.1029/2004WR003801.

Pollen-Bankhead, N. et A. Simon (2009). « Enhanced application of root-reinforcement algorithms for bank-stability modeling ». *Earth Surface Processes and Landforms* 34.4, p. 471-480. doi : 10.1002/esp.1690.

– (2010). « Hydrologic and hydraulic effects of riparian root networks on streambank stability : Is mechanical root-reinforcement the whole story ? » *Geomorphology* 116.3-4, p. 353-362. doi : 10.1016/j.geomorph.2009.11.013.

Portnoy, S. et M. F. Willson (1993). « Seed dispersal curves : Behavior of the tail of the distribution ». *Evolutionary Ecology* 7.1, p. 25-44. doi : 10.1007/BF01237733.

Potschin, M. B. et R. H. Haines-Young (2011). « Ecosystem services , Ecosystem services : Exploring a geographical perspective , Exploring a geographical perspective ». *Progress in Physical Geography : Earth and Environment* 35.5, p. 575-594. doi : 10.1177/0309133311423172.

QGIS Development Team (2016). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

R Development Core Team (2018). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. ISBN 3-900051-07-0. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

Ramos, M. et J Porta (1997). « Analysis of design criteria for vineyard terraces in the Mediterranean area of north east Spain ». *Soil Technology* 10, p. 155-166.

Rau, A.-L., H. von Wehrden et D. J. Abson (2018). « Temporal Dynamics of Ecosystem Services ». *Ecological Economics* 151, p. 122-130. doi : 10.1016/j.ecolecon.2018.05.009.

Raunkiaer, C. (1934). *Life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford, UK : Clarendon Press.

Reubens, B., J. Poesen, F. Danjon, G. Geudens et B. Muys (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* 21.4, p. 385-402. doi : 10.1007/s00468-007-0132-4.

Rey, F. (2018). *Restaurer les milieux et prévenir les inondations grâce au génie végétal*. 1ère édition. Matière à débattre et décider. Librairie Quae : des livres au coeur des sciences.

Rey, F., J.-L. Ballais, A. Marre et G. Rovéra (2004). « Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface ». *Comptes Rendus Geoscience* 336.11, p. 991-998. doi : 10.1016/j.crte.2004.03.012.

Ribeiro, J. P. et P. Diggle (2001). « geoR : a package for geostatistical analysis ». *R-NEWS* 1.2, p. 15-18.

Riis, T. (2008). « Dispersal and colonisation of plants in lowland streams : success rates and bottlenecks ». *Hydrobiologia* 596.1, p. 341-351. doi : 10.1007/s10750-007-9107-0.

Riis, T. et K. Sand-Jensen (2006). « Dispersal of plant fragments in small streams ». *Freshwater Biology* 51.2, p. 274-286. doi : 10.1111/j.1365-2427.2005.01496.x.

Rivaes, R., P. M. Rodríguez-González, A. Albuquerque, A. N. Pinheiro, G. Egger et M. T. Ferreira (2013). « Riparian vegetation responses to altered flow regimes driven by climate change in Mediterranean rivers ». *Ecohydrology* 6.3, p. 413-424. doi : 10.1002/eco.1287.

Roman Villafane, S. (2018). « Modélisation spatio-temporelle des flux d'eau à l'échelle d'un périmètre irrigué par gravité ». Mém. de mast. Montpellier, France : AgroParisTech, Montpellier SupAgro, Université de Montpellier.

Roose, E et M Sabir (2002). « Stratégies traditionnelles de conservation de l'eau et des sols dans le bassin méditerranéen : classification en vue d'un usage renouvellé ». *Bulletin - Réseau Erosion*, p. 33-44.

Rose, J. C., A. Kicherer, M. Wieland, L. Klingbeil, R. Töpfer et H. Kuhlmann (2016). « Towards automated large-scale 3D phenotyping of vineyards under field conditions ». *Sensors (Switzerland)* 16.12, p. 2136. doi : 10.3390/s16122136.

Rubol, S., B. Ling et I. Battiato (2018). « Universal scaling-law for flow resistance over canopies with complex morphology ». *Scientific Reports* 8.1, p. 4430. doi : 10.1038/s41598-018-22346-1.

Sabbatini, M., K. Murphy et J. Irigoyen (1998). « Vegetation–environment relationships in irrigation channel systems of southern Argentina ». *Aquatic Botany* 60.2, p. 119-133. doi : 10.1016/S0304-3770(97)00086-7.

Saco, P. M., G. R. Willgoose et G. R. Hancock (2007). « Eco-geomorphology of banded vegetation patterns in arid and semi-arid regions ». *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 11.6, p. 1717-1730.

Sala, M. et A. Calvo (1990). *Response of four different Mediterranean vegetation types to runoff and erosion.* Barcelona, Spain : Thornes, J.B., p. 347-362.

San Martín, C., D. Andújar, C. Fernández-Quintanilla et J. Dorado (2016). « Spatio-temporal dynamics of Sorghum halepense in poplar short-rotation coppice under several vegetation management systems ». *Forest Ecology and Management* 379, p. 37-49. doi : 10.1016/j.foreco.2016.08.001.

Schippers, P. et W. Joenje (2002). « Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93.1, p. 351-365. doi : 10.1016/S0167-8809(01)00339-5.

Schlather, M. et al. (2017). *RandomFields : Simulation and Analysis of Random Fields*.

Schneider, C. A., W. S. Rasband et K. W. Eliceiri (2012). « NIH Image to ImageJ : 25 years of image analysis ». *Nature Methods* 9.7, p. 671-675. doi : 10.1038/nmeth.2089.

Schneider, R. L. et R. R. Sharitz (1988). « Hydrochory and Regeneration in A Bald Cypress-Water Tupelo Swamp Forest ». *Ecology* 69.4, p. 1055-1063. doi : 10.2307/1941261.

Seppelt, R., C. F. Dormann, F. V. Eppink, S. Lautenbach et S. Schmidt (2011). « A quantitative review of ecosystem service studies : approaches, shortcomings and the road ahead ». *Journal of Applied Ecology* 48.3, p. 630-636. doi : 10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x.

Shaw, R. F., P. J. Johnson, D. W. Macdonald et R. E. Feber (2015). « Enhancing the Biodiversity of Ditches in Intensively Managed UK Farmland ». *PLOS ONE* 10.10, e0138306. doi : 10.1371/journal.pone.0138306.

Shields, F., K. Coulton et H. Nepf (2017). « Representation of Vegetation in Two-Dimensional Hydrodynamic Models ». *Journal of Hydraulic Engineering* 143.8, p. 02517002. doi : 10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001320.

Simon, A., A. Curini, S. E. Darby et E. J. Langendoen (2000). « Bank and near-bank processes in an incised channel ». *Geomorphology* 35.3, p. 193-217. doi : 10.1016/S0169-555X(00)00036-2.

Singh, H. P., D. R. Batish et R. K. Kohli (2006). *Handbook of Sustainable Weed Management*. Boca Raton, USA : CRC Press.

Skoglund, S. J. (1990). « Seed dispersing agents in two regularly flooded river sites ». *Canadian Journal of Botany* 68.4, p. 754-760. doi : 10.1139/b90-100.

Smith, D. et E. A. Pappas (2007). « Effect of ditch dredging on the fate of nutrients in deep drainage ditches of the Midwestern United States ». *Journal of soil and water conservation*.

Smith, M. W., J. L. Carrivick et D. J. Quincey (2015). « Structure from motion photogrammetry in physical geography ». *Progress in Physical Geography* 40.2, p. 247-275. doi : 10.1177/0309133315615805.

Soberón, J. (2007). « Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species ». *Ecology Letters* 10.12, p. 1115-1123. doi : 10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x.

Sobol', I. (1993). « Sensitivity analysis for non-linear mathematical model. » 1.4, p. 407-414.

Solari, L., M. Van Oorschot, B. Belletti, D. Hendriks, M. Rinaldi et A. Vargas-Luna (2016). « Advances on Modelling Riparian Vegetation-Hydromorphology Interactions ». *River Research and Applications* 32.2, p. 164-178. doi : 10.1002/rra.2910.

Solymos, P. et Z. Zawadzki (2016). *pbapply : Adding Progress Bar to '*apply' Functions*.

Soomers, H., D. N. Winkel, Y. Du et M. J. Wassen (2010). « The dispersal and deposition of hydrochorous plant seeds in drainage ditches ». *Freshwater Biology* 55.10, p. 2032-2046. doi : 10.1111/j.1365-2427.2010.02460.x.

Soomers, H., D. Karssenberg, M. B. Soons, P. A. Verweij, J. T. A. Verhoeven et M. J. Wassen (2012). « Wind and Water Dispersal of Wetland Plants Across Fragmented Landscapes ». *Ecosystems* 16.3, p. 434-451. doi : 10.1007/s10021-012-9619-y.

Stürck, J., A. Poortinga et P. H. Verburg (2014). « Mapping ecosystem services : The supply and demand of flood regulation services in Europe ». *Ecological Indicators* 38, p. 198-211. doi : 10.1016/j.ecolind.2013.11.010.

Strickler, A. (1923). *Contributions to the question of a velocity formula and roughness data for streams, channels and closed pipelines*.

Strien, A. J. van, T van der Burg, W. J. Rip et R. C. W. Strucker (1991). « Effects of Mechanical Ditch Management on the Vegetation of Ditch Banks in Dutch Peat Areas ». *The Journal of Applied Ecology* 28.2, p. 501. doi : 10.2307/2404564.

STU (1986). *Guide de construction et d'utilisation des pluies de projet*. Rapp. tech. Service Technique de l'Urbanisme, 64p.

Swamee, P. K., G. C. Mishra et B. R. Chahar (2000). « Design of Minimum Seepage Loss Canal Sections ». *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 126.1, p. 28-32. doi : 10.1061/(ASCE)0733-9437(2000)126:1(28).

Swets, J. (1988). « Measuring the accuracy of diagnostic systems ». *Science* 240.4857, p. 1285-1293. doi : 10.1126/science.3287615.

SYMCRAU (2014). *Synthèse du diagnostic et des enjeux de la nappe de Crau*. Rapp. tech.

Syrbe, R.-U. et U. Walz (2012). « Spatial indicators for the assessment of ecosystem services : Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics ». *Ecological Indicators*. Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services 21, p. 80-88. doi : 10.1016/j.ecolind.2012.02.013.

Tanino, Y. et H. M. Nepf (2008). « Laboratory investigation of mean drag in a random array of rigid, emergent cylinders ». *Journal of Hydraulic Engineering* 134.1, p. 34-41. doi : 10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:1(34).

Tarolli, P., G. Sofia, S. Calligaro, M. Prosdocimi, F. Preti et G. D. Fontana (2015). « Vineyards in Terraced Landscapes : New Opportunities from Lidar Data ». *Land Degradation & Development* 26.1, p. 92-102. doi : 10.1002/ldr.2311.

Tekiela, D. R. et J. N. Barney (2013). « Quantifying Microstegium vimineum Seed Movement by Non-Riparian Water Dispersal Using an Ultraviolet-Marking Based Recapture Method ». *PLoS ONE* 8.9, e63811. doi : 10.1371/journal.pone.0063811.

Temple, D. (1983). « Design of Grass-Lined Open Channels ». *Transactions of the ASAE* 26.4, p. 1064-1069. doi : 10.13031/2013.34078.

Therneau, T. et B. Atkinson (2014). « rpart : Recursive partitioning and regression trees, R package ».

Thomas, R. E. et al. (2014). « Physical modelling of water, fauna and flora : knowledge gaps, avenues for future research and infrastructural needs ». *Journal of Hydraulic Research* 52.3, p. 311-325. doi : 10.1080/00221686.2013.876453.

Thomas, V. G. et P. G. Kevan (1993). « Basic principles of agroecology and sustainable agriculture ». *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 6.1, p. 1-19. doi : 10.1007/BF01965612.

Tilman, D. (1999). « Global environmental impacts of agricultural expansion : The need for sustainable and efficient practices ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96.11, p. 5995-6000. doi : 10.1073/pnas.96.11.5995.

Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D'Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W. H. Schlesinger, D. Simberloff et D. Swackhamer (2001). « Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change ». *Science* 292.5515, p. 281-284. doi : 10.1126/science.1057544.

Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor et S. Polasky (2002). « Agricultural sustainability and intensive production practices ». *Nature* 418, p. 671-677. doi : 10.1038/nature01014.

Tixier-Boichard, M. et F. Lescourret (2015). « Mieux utiliser la biodiversité pour réussir la transition agro-écologique : une synthèse de l'atelier 'Utiliser la biodiversité'. » *Innovations Agronomiques* 43, p. 41-50.

Tollner, E. W., B. J. Barfield, C. Vachirakornwatana et C. T. Haan (1977). « Sediment Deposition Patterns in Simulated Grass Filters ». *Transactions of the ASAE* 20.5, p. 0940-0944. doi : 10.13031/2013.35679.

Tollner, E., B. Barfield, C. Haan et T. Kao (1976). « Suspended Sediment Filtration Capacity of Simulated Vegetation ». *Transactions of the ASAE* 19.4, p. 0678-0682. doi : 10.13031/2013.36095.

Troy, A. et M. A. Wilson (2006). « Mapping ecosystem services : Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer ». *Ecological Economics*. Environmental Benefits Transfer : Methods, Applications and New Directions 60.2, p. 435-449. doi : 10.1016/j.ecolecon.2006.04.007.

Tsiafouli, M. A. et al. (2015). « Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe ». *Global Change Biology* 21.2, p. 973-985. doi : 10.1111/gcb.12752.

Turchin, P. (1998). *Quantitative analysis of movement : measuring and modeling population redistribution in animals and plants*. Beresta Books.

Twisk, W, M. A. W. Noordervliet et W. J. ter Keurs (2003). « The nature value of the ditch vegetation in peat areas in relation to farm management ». *Aquatic Ecology* 37.2, p. 191-209. doi : 10.1023/A:1023944028022.

Valladares, F., C. C. Bastias, O. Godoy, E. Granda et A. Escudero (2015). « Species coexistence in a changing world ». *Frontiers in Plant Science* 6. doi : 10.3389/fpls.2015.00866.

Van Dijk, W. F. A., J. Van Ruijven, F. Berendse et G. R. De Snoo (2014). « The effectiveness of ditch banks as dispersal corridor for plants in agricultural landscapes depends on species' dispersal traits ». *Biological Conservation* 171, p. 91-98. doi : 10.1016/j.biocon.2014.01.006.

Vargas-Luna, A., A. Crosato et W. S. Uijttewaal (2014). « Effects of vegetation on flow and sediment transport : comparative analyses and validation of predicting models ». *Earth Surface Processes and Landforms* 40.2, p. 157-176. doi : 10.1002/esp.3633.

Vella, D. et L. Mahadevan (2005). « The "Cheerios effect" ». *American Journal of Physics* 73.9, p. 817-825. doi : 10.1119/1.1898523.

Verhoeven, G. J. (2009). « Providing an archaeological bird's-eye view - An overall picture of ground-based means to execute low-altitude aerial photography (LAAP) in archaeology ». *Archaeological Prospection* 16.4, p. 233-249. doi : 10.1002/arp.354.

Verschoren, V., D. Meire, J. Schoelynck, K. Buis, K. D. Bal, P. Troch, P. Meire et S. Temmerman (2016). « Resistance and reconfiguration of natural flexible submerged vegetation in hydrodynamic river modelling ». *Environmental Fluid Mechanics* 16.1, p. 245-265. doi : 10.1007/s10652-015-9432-1.

Vidal, J.-P. (2005). « Assistance au calage de modèles numériques en hydraulique fluviale – Apports de l'intelligence artificielle ». Thèse de doctorat. Toulouse, France : Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT.

Villa, F., K. Bagstad, G. Johnson et B. Voigt (2011). « Scientific instruments for climate change adaptation : estimating and optimizing the efficiency of ecosystem service provision ». *Economía Agraria y Recursos Naturales - Agricultural and Resource Economics* 11.1, p. 83-98. doi : 10.7201/earn.2011.01.04.

Vinatier, F., J.-S. Bailly et G. Belaud (2017). « From 3D grassy vegetation point cloud to hydraulic resistance : Application to close-range estimation of Manning coefficients for intermittent open channels ». *Ecohydrology* 10.8, e1885. doi : 10.1002/eco.1885.

Vinatier, F. et A. G. Arnaiz (2018). « Using high-resolution multitemporal imagery to highlight severe land management changes in Mediterranean vineyards ». *Applied Geography* 90, p. 115-122. doi : 10.1016/j.apgeog.2017.12.003.

Vinatier, F., P. Lagacherie, M. Voltz, S. Petit, C. Lavigne, Y. Brunet et F. Lescourret (2016). « An Unified Framework to Integrate Biotic, Abiotic Processes and Human Activities in Spatially Explicit Models of Agricultural Landscapes ». *Agroecology and Land Use Systems*, p. 6. doi : 10.3389/fenvs.2016.00006.

Vinatier, F., J. Dollinger, G. Rudi, D. Feurer, G. Belaud et J.-S. Bailly (2018). « The Use of Photogrammetry to Construct Time Series of Vegetation Permeability to Water and Seed Transport in Agricultural Waterways ». *Remote Sensing* 10.12, p. 2050. doi : 10.3390/rs10122050.

Vogel, S. (1996). *Life in Moving Fluids : The Physical Biology of Flow*. Princeton, USA : Princeton University Press.

Vollmer, S. et M. G. Kleinhans (2007). « Predicting incipient motion, including the effect of turbulent pressure fluctuations in the bed ». *Water Resources Research* 43.5. doi : 10.1029/2006WR004919.

Voltz, M, P Andrieux, R Bouzigues, R Moussa, O Ribolzi, W Trambouze et V Vallès (1996). « Main hydrological processes in a farmed catchment of the mediterranean area ». Strasbourg (France) : CNRS, ULP ;Centre d'Etudes et de Recherches Eco-Géographiques, p. 159-160.

Wallace, K. J. (2007). « Classification of ecosystem services : Problems and solutions ». *Biological Conservation* 139.3, p. 235-246. doi : 10.1016/j.biocon.2007.07.015.

Warwick, S. I. et L. D. Black (1983). « The Biology of Canadian weeds. 61. Sorghum halepense L. Pers. » *Canadian Journal of Plant Science* 63.4, p. 997-1014. doi : 10.4141/cjps83-125.

West, A. M., S. Kumar, C. S. Brown, T. J. Stohlgren et J. Bromberg (2016). « Field validation of an invasive species Maxent model ». *Ecological Informatics* 36, p. 126-134. doi : 10.1016/j.ecoinf.2016.11.001.

Westoby, M., D. S. Falster, A. T. Moles, P. A. Vesk et I. J. Wright (2002). « Plant Ecological Strategies : Some Leading Dimensions of Variation Between Species ». *Annual Review of Ecology and Systematics* 33.1, p. 125-159. doi : 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150452.

Whittaker, P., C. Wilson, J. Aberle, H. P. Rauch et P. Xavier (2013). « A drag force model to incorporate the reconfiguration of full-scale riparian trees under hydrodynamic loading ». *Journal of Hydraulic Research* 51.5, p. 569-580. doi : 10.1080/00221686.2013.822936.

Wisz, M. S., R. J. Hijmans, J. Li, A. T. Peterson, C. H. Graham, A. Guisan et NCEAS Predicting Species Distributions Working Group† (2008). « Effects of sample size on the performance of species distribution models ». *Diversity and Distributions* 14.5, p. 763-773. doi : 10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x.

Wolff, A., N. Gondran et C. Brodhag (2017). « Les outils d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques recommandés aux entreprises : compromis entre crédibilité, pertinence et légitimité ». *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie* Vol. 8, n°1. doi : 10.4000/developpementdurable.11649.

Woodget, A. S., P. E. Carbonneau, F. Visser et I. P. Maddock (2015). « Quantifying submerged fluvial topography using hyperspatial resolution UAS imagery and structure from motion photogrammetry ». *Earth Surface Processes and Landforms* 40.1, p. 47-64. doi : 10.1002/esp.3613. arXiv : NIHMS150003.

Wu, T. H., W. P. McKinnell III et D. N. Swanston (1979). « Strength of tree roots and landslides on Prince of Wales Island, Alaska ». *Canadian Geotechnical Journal* 16.1, p. 19-33. doi : 10.1139/t79-003.

Xiang, Y., S. Gubian, B. Suomela et J. Hoeng (2013). « Generalized Simulated Annealing for Efficient Global Optimization : the GenSA Package for R. » *The R Journal Volume 5/1, June 2013*.

Yang, J. Q., F. Kerger et H. M. Nepf (2015). « Estimation of the bed shear stress in vegetated and bare channels with smooth beds ». *Water Resources Research* 51.5, p. 3647-3663. doi : 10.1002/2014WR016042.

Yang, W. et S.-U. Choi (2010). « A two-layer approach for depth-limited open-channel flows with submerged vegetation ». *Journal of Hydraulic Research* 48.4, p. 466-475. doi : 10.1080/00221686.2010.491649.

Zhang, G., K. Tang, Z. Ren et X. Zhang (2013). « Impact of Grass Root Mass Density on Soil Detachment Capacity by Concentrated Flow on Steep Slopes ». *Transactions of the ASABE*, p. 927-934. doi : 10.13031/trans.56.9566.

Zhang, W., T. H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney et S. M. Swinton (2007). « Ecosystem services and dis-services to agriculture ». *Ecological Economics*. Special Section - Ecosystem Services and Agriculture 64.2, p. 253-260. doi : 10.1016/j.ecolecon.2007.02.024.

Zong, L. et H. Nepf (2011). « Spatial distribution of deposition within a patch of vegetation ». *Water Resources Research* 47.3. doi : 10.1029/2010WR009516.

# Liste des publications

## Liste des publications acceptées

Vinatier, F., Dollinger, J., Rudi, G., Feurer, D., Belaud, G., Bailly, J.-S. (2018). The Use of Photogrammetry to Construct Time Series of Vegetation Permeability to Water and Seed Transport in Agricultural Waterways. Remote Sensing, 10(12), 2050. https://doi.org/10.3390/rs10122050

Rudi, G., Bailly, J.-S., Belaud, G., Vinatier, F. (2018). Characterization of the long-distance dispersal of Johnsongrass (Sorghum halepense) in a vegetated irrigation channel. River Research and Applications, 34(9), 1219-1228. https://doi.org/10.1002/rra.3356

Rudi G., Bailly J.-S., Vinatier F. (2018). Using geomorphological variables to predict the spatial distribution of plant species in agricultural drainage networks. PLoS ONE 13(1) : e0191397. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191397

## Liste des publications soumises

Rudi, G., Bailly, J.-S., Caraglio Y., Dollinger J., Vinatier, F. (2019). Influence of maintenance operations on plant traits interacting with ecohydraulic processes in an agricultural ditch. In : Applied Vegetation Science

## Conférences internationales

Vinatier F., Rudi G., Bailly J.-S., Belaud G. (2018). Digital image analysis for studying ecohydraulic processes in open channels. 5th IAHR Europe congress, Jun 2018, Trento, Italy. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01816131

Rudi G., Bailly J.-S., Vinatier F. (2017). Geomorphological variables to predict the spatial distribution of plant species in agricultural ditches. HydroEco 2017 - Ecohydrology on the Edge : ecology, hydrology, human interactions in a changing world - 6 th International Multidisciplinary Conference on Hydrology and Ecology, Jun 2018, Birmingham, United Kingdom. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01680048

## Autres présentations et colloques

Rudi G. (2018). La biodiversité végétale, un levier pour l'optimisation des services écosystémiques des fossés agricoles ? (Poster). Journée des doctorants IM2E, Mar 2018, Montpellier, France.

Rudi G., Bailly J.-S., Belaud G., Bruchou C., Dagès C., et al. (2017). Exploration par simulation de processus abiotiques en interaction avec la végétation dans les fossés agricoles à l'échelle du paysage. Colloque Payote 2017 "Modélisation de paysages agricoles pour l'analyse et la simulation de processus", Oct 2017, Paris, France. `https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01680011`

Rudi G. (2016). Canaux et fossés agricoles au carrefour des processus hydrologiques, écologiques et anthropiques : modélisation des services écosystémiques (Poster). Journée des doctorants IM2E, Mar 2016, Montpellier, France.

# Sixième partie

# Annexes

# Annexe A

## Article de recherche : The Use of Photogrammetry to Construct Time Series of Vegetation Permeability to Water and Seed Transport in Agricultural Waterways

**Authors** : Fabrice Vinatier [1,], Jeanne Dollinger [2], Gabrielle Rudi [1,3], Denis Feurer [1], Gilles Belaud [3] and Jean-Stéphane Bailly [1,4]

[1] LISAH, Univ Montpellier, INRA, IRD, Montpellier SupAgro, 34060 Montpellier, France
[2] Ecosys, INRA - AgroParisTech, 78850 Thiverval-Grignon, France
[3] G-Eau, Univ Montpellier, AgroParisTech, CIRAD, IRD, IRSTEA, Montpellier SupAgro, 34060 Montpellier, France
[4] AgroParisTech, 75005 Paris, France

## A.1 Introduction

Terrestrial vegetation plays a central role in agricultural channels by providing regulating services (Dollinger et al., 2015 ; Herzon et Helenius, 2008 ; Pierce, Kröger et Pezeshki, 2012), such as pollutant mitigation (Dollinger et al., 2015), sediment retention, or bank stabilization (Curran et Hession, 2013). It also provides habitats for diverse species, including invertebrates, amphibians, birds and mammals (Forman et Baudry, 1984 ; Herzon et Helenius, 2008 ; Nicholls, Parrella et Altieri, 2001), and contribute to floodplain diversity (Armitage et al., 2003 ; Davies et al., 2008) by producing seeds carried across the channel network through hydrochory (Johansson, Nilsson et Nilsson, 1996 ; Nilsson et al., 2010). However, terrestrial vegetation also provides disservices to agriculture, especially because it reduces the hydraulic conveyance capacity of channels (Järvelä, 2004 ; Nepf, 2012b) or causes channel occlusion by sediment trapping (Lecce et al., 2006). Because of these effects, considered as adverse by farmers, channels are frequently managed to remove the vegetation cover (Dollinger et al., 2015) by mowing, dredging, chemical weeding, and burning (Levavasseur et al., 2014). According to the maintenance schedule and depending on cropping practices, vegetation cover significantly varies throughout the year. Recently, it

has been demonstrated that vegetation cover exhibited great variations after being managed by farmers, with direct consequences on water conveyance capacities (Dollinger et al., 2017). The agricultural channels are mainly used for channelizing overland flow, and the water level is highly dynamic throughout the year and depends on the frequency of rainfall or irrigation events (Malaterre, 1995 ; Sabbatini, Murphy et Irigoyen, 1998). The dynamics of vegetation cover, exhibiting variations according to management practices and seasonal growth, together with water level fluctuations across the year, needs to be understood to implement an effective management schedule to optimize the positive and negative impacts of vegetation on channels.

Finding a vegetation property that can be linked to the flow of water or other elements carried in waterways has been the aim of numerous studies (see review from (Nepf, 2012b)). In general, authors estimated that vegetation creates an obstacle to water flow, and they calculated the friction induced by this obstruction. To quantify this obstruction, vegetation is considered as a porous medium to water, sediment or particle flows (Rubol, Ling et Battiato, 2018). The porosity of the vegetation inside a channel is calculated by aggregating the vegetation over the wetted flume section to estimate the proportion of the channel occupied by vegetation (Green, 2005b) or only at the water surface in a channel section for the particular case of floating seeds (Defina et Peruzzo, 2010). The porosity is sometimes denoted as a “blockage factor” (Green, 2005a) to illustrate the cross-sectional area occupied by vegetation. Vegetation porosity depends on various factors such as the heterogeneity in plant positioning in the cross-section or the branching complexity or individual thickness of the vegetation (Green, 2005b). Moreover, the distribution of plants in a channel is highly variable, and several measures at different cross-sections are needed for an accurate assessment of plant cover (Green, 2005b). Hence, close-range remote sensing technologies are good candidates for the required fine-scale monitoring of these heterogeneities, providing that the resolution of the imagery is fine enough to distinguish vegetation configuration in waterways (Rubol, Ling et Battiato, 2018).

Multi-temporal remote sensing analysis of vegetation porosity requires (i) a robust and repeatable procedure, (ii) a material insensitive to windy and rainy conditions, (iii) a method adapted to both the sharp relief of channels and the vegetation cover, and (iv) an automated processing chain able to handle a large amount of data issued from multi-temporal surveys. Two categories of methods co-exist : the methods using a terrestrial laser scanner (TLS) (Boothroyd, 2017 ; Friedli et al., 2016 ; Vinatier, Bailly et Belaud, 2017) and those using a camera (Rose et al., 2016 ; Verhoeven, 2009). The first method consists in acquiring a 3D point cloud by measuring the distance between a sensor and a target based on the elapsed time between the emission and return of photons. The second method consists in taking images from multiple points of view and reconstructing the 3D point cloud of the scene using structure-from-motion combined with multiview-stereophotogrammetry (SfM-MVS). In both cases, 3D information is gathered and aggregated at various scales to monitor vegetation height, biomass, or architecture (Paulus et al., 2014).

However, these methods significantly differ on the technology involved and on the manner

to obtain 3D data. If both are now almost fully automated, these methods have contrasted advantages and limits pointed out, amongst others, by Boothroyd (2017) et Chandler et Buckley (2016). Currently, TLS has several advantages : 3D point clouds are a direct output, punctual laser-beam-based measurement usually provides better penetration through canopies than correlation-based SfM-MVS measurement and the acquisition rate may exceed hundred of thousands points by second. Even if technology is expected to change shortly, the main drawback is still its cost and manoeuvrability, the latter being affected by the significant weights of state-of-the-art devices. On the other hand, recent advances in digital photography and the development of fully automated SfM-MVS photogrammetry brought this technique to the forefront of 3D data acquisition. The main advantage of the SfM-MVS is its accessibility, both in terms of cost and handling. Moreover, consumer-grade cameras now provide increasing resolved sensors, and consequently point density achievable by SfM-MVS is comparable with point density obtained with TLS. With single-lens reflex imagery and appropriate acquisition and processing protocols, precision and accuracy of SfM-MVS 3D information is of the order of magnitude of the pixel (James et Robson, 2012). Then, lightweight cameras can be operated in a wide range of situations and with various platforms, from the hand to aircraft, including poles and masts (Verhoeven, 2009), making it suitable to the widest range of weather and field conditions. Finally, due to its intrinsic need of multi-view geometry, SfM-MVS enables a greater amount of viewpoints than multi-station TLS. Meanwhile, local lack of texture in areas of homogeneous colour may prevent one for obtaining 3D information out of SfM-MVS processing. Even with this possible and non negligible drawback, SfM-MVS constitutes a cost-effective alternative to the "gold standard" TLS (Chandler et Buckley, 2016). It is now used in geosciences (see, for instance, reviews of Carrivick, Smith et Quincey (2016), Eltner et al. (2016) et Smith, Carrivick et Quincey (2015)).

The SfM-MVS method has been applied to vegetation cover to study cultivated plants in the field (Díaz-Varela et al., 2015 ; Malambo et al., 2018) or vegetation structure in drylands (Cunliffe, Brazier et Anderson, 2016 ; Gillan et al., 2014b). Shifting to sharp surfaces characterizing waterways, the method has been used mainly to studying gully erosion (Castillo et al., 2015 ; Feurer et al., 2018 ; Kaiser et al., 2014) and the topography of river beds (Dietrich, 2016 ; Javernick, Brasington et Caruso, 2014 ; Javernick et al., 2016 ; Woodget et al., 2015) or classifying river bed vegetation (Casado et al., 2015). To the best of our knowledge, the SfM-MVS technique has never been applied to study multi-temporal dynamics of vegetation cover inside a channel, despite the major importance of such dynamics in affecting flows of water and other elements in agricultural landscapes.

The objective of our study is to test the potential of the SfM-MVS technique to quantify the porosity of vegetation inside bed channels across time and water levels. To that end, time series of vegetation porosities were constructed to estimate flow resistance and seed retention as an application of the method. We carried out this research on a real agricultural channel in a Mediterranean landscape monitored from April 2015 to July 2017 in which a succession of management practices has been applied.

## A.2 Material and Methods

### A.2.1 Study Site

The study was performed on a channel in a vineyard area located in southern France (43.48N, 3.34W). The climate is Mediterranean with scarce but heavy rainfall events generating intermittent flooding of the channel. The precipitation ranges from 600 to 800 mm per year, with a dry period from April to October and heavy rainfall in autumn and spring. The mean annual temperature is 14 °C (Levavasseur et al., 2012).

The channel is part of a man-made network consisting of agricultural and roadside channels used to regulate excess overland water fluxes (Dollinger et al., 2015). This channel has a 120-m length and a 3.3 ‰bottom slope. Its cross-sections have a trapezoidal shape with a 60-cm depth, 60-cm bottom width and 160-cm top width.

An exhaustive characterization of channel species in April 2015 revealed an important diversity of plants with a richness similar to that observed in other channels located in the same geomorphological context. The channel vegetation was mainly composed of Asteraceae and Poaceae species, with the latter being primarily located on the banks of the channel.

The water level inside the channel after rainfall events was monitored with a capacity sensor with centimetric precision (Crabit et al., 2011). Rainfall, temperature, wind velocity, and global radiation were measured by a meteorological station located 1.5 km from the study site.

### A.2.2 Experimental Design and Maintenance Practices

The experimental design has been described in detail in Dollinger et al. (2017). In brief, five treatments were applied from upstream to downstream in 4-m-long quadrats separated by 2-m-long unmanaged buffers : (1) non-managed (control), (2) dredged, (3) mowed, (4) burned, and (5) chemically weeded (Figure A.1). Each block was replicated four times according to a factorial design.

Dredging was performed using a straight spade to remove a 10-cm layer of dredged material from both the bottom and the sides of the channel. The channel was mowed using a brush cutter. Burning was performed by adding a fine layer of hay to help establish the fire. Finally, chemical weeding was implemented by a hand sprayer with glyphosate.

### A.2.3 Applying the Ultra-Fine SfM-MVS Approach at the Study Site

The study was performed between April 2015 and July 2017 for a total of 35 surveys. Surveys were conducted monthly, except when maintenance practices were performed on some of the channel sections. In these cases, two surveys were made : on the day prior to and on the day after the maintenance practice. At the end of the study, the channel was completely burned to

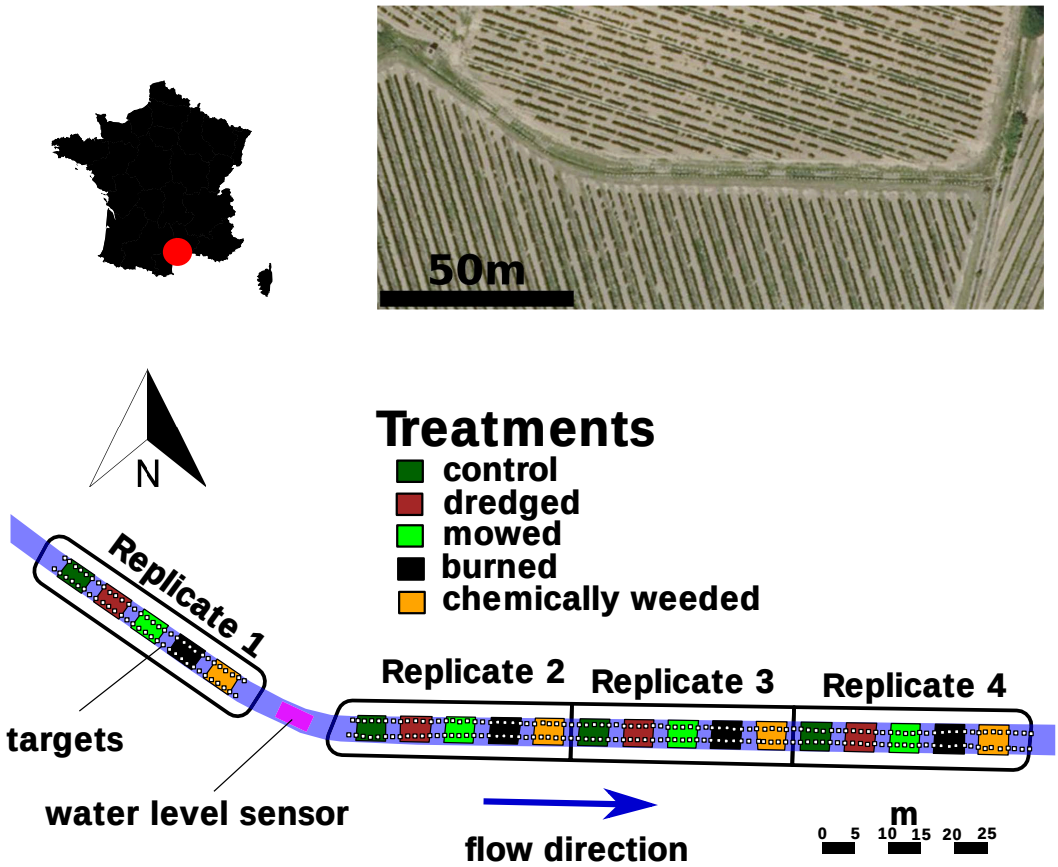



FIGURE A.1 – Location of the study site and sequence of maintenance practices. Positions of the control points are represented by white squares. Colored polygons represented the areas of each maintenance practice.

produce the digital terrain model (DTM) of the zone, i.e., the equivalent of the digital surface model (DSM) without vegetation cover.

In our study, the reproducibility of the procedure was analyzed by choosing a sufficient number of ground control points (GCPs) to ensure image alignment for a given survey and to help align all the surveys in the same spatial reference system (JAMES et al., 2012). GCPs consisted of vertical stakes with a 50-cm length buried 30 cm into the ground and topped with horizontal targets. The targets were rigid plastic squares with 10-cm edges coded in 16 bits, allowing approximately 2000 unique combinations of numbers. The planimetric and vertical positions of each target's center were measured at the beginning of the study using a differential global positioning system (DGPS) at a 1-cm accuracy in the RGF93 system (EPSG :2154). The GCPs were regularly placed along both sides of the channel, 1 m from each other. This spacing between GCPs was selected to allow at least three targets to be included in a given image to help alignment using the SfM-MVS approach (JAMES et ROBSON, 2012 ; KRAUS et WALDHA-USL, 1997). The GCPs were kept in place throughout the study period.

During the entire procedure, the camera was fixed on a 250-cm pole operated in continuous shooting mode using a Phottix© remote (Hong-Kong, China). Our protocol presents much similarities with the one used by CASTILLO et al. (2015) (Figure A.3a), with the difference that

we only used one single camera, which supposedly allows for better lens calibration conditions. We chose a time-lapse interval between images and operator walking speed ensuring a 90% overlap between successive images. Image data were acquired using a Nikon D3200 camera (Melville, New York, USA) with a fixed 28-mm AF Nikkor objective to obtain a resolution of ground pixels below 1 mm and a ground footprint of approximately 4 $m^2$. The objective was set to infinity, and the camera was set in bulk mode to limit blurry images.

Because the approach was designed for high vegetation cover in a sharp channel, we considered both vertical and oblique perspectives to cope with occlusion effects due to complex canopies (Cunliffe, Brazier et Anderson, 2016). Both oblique and vertical imagery were acquired with the equipment described above and with a targeted 90% overlap. Oblique images were simply acquired by tilting the pole to the desired angle. Each channel section of approximately 30 m was surveyed in seven passages, with three passages acquired at the nadir of the two sides and the bottom of the channel and four passages converging towards the top of each bank (around −30° and 30° from the nadir, Figure A.2). The three nadir image sets served as connectors of the four convergent image sets. Lower numbers of passages with different orientations were tested, with the undesirable consequence of a lower number of aligned images (data not shown). The survey was carried out around midday to limit hill shading and lasted for approximately one hour. Between 3500 and 4000 images were taken for each data acquisition survey, with an intensity of 30 images·$m^{-1}$.

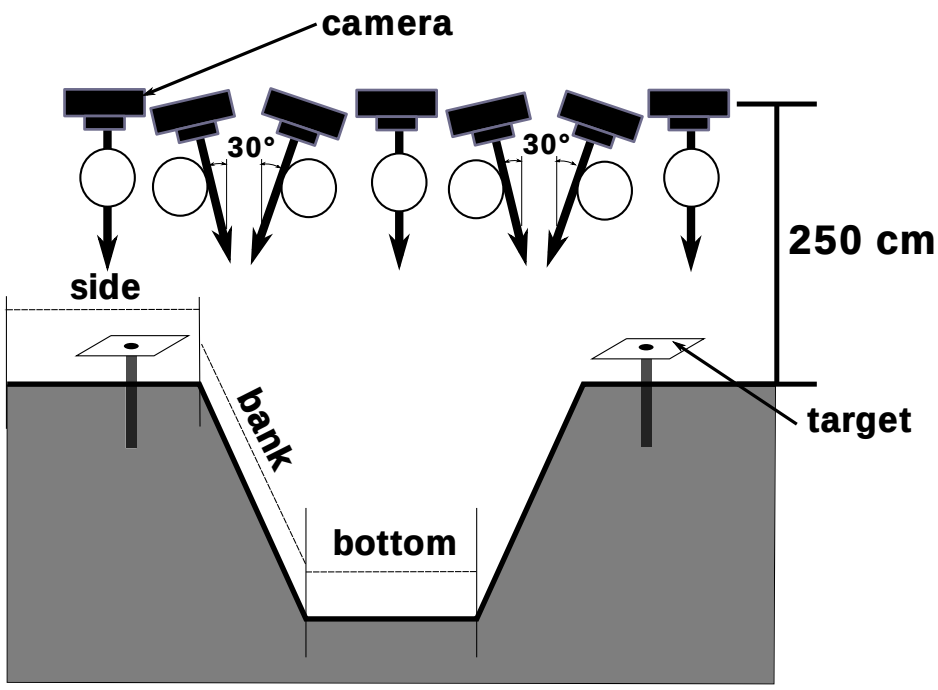



Figure A.2 – Order of passages and orientation of the pole during SfM-MVS acquisition. The numbers from 1 to 7 in the upper part of the image stand for the order of passages of the cameras. Angles of the oblique imagery for the passages 2–3 and 6–7 are indicated, the passages 1, 4, 5 being realized in nadir.

### A.2.4 SfM-MVS Processing Chain for Generating the DTM, DSM and Orthophotos

Each set of images was processed for SfM-MVS modelling using Photoscan Pro© (v 1.2.6) (Agisoft LLC, St. Petersburg, Russia), given its efficiency compared to other software (Cunliffe, Brazier et Anderson, 2016). With Photoscan Pro©, targets were automatically recognized in the images (Figure A.3). Sparse cloud processing was undertaken using the highest quality settings. After optimization of the sparse cloud, the dense cloud was reconstructed using medium and aggressive parameters to accelerate the processing time. Then, the dense cloud was meshed with the highest level, i.e., a number of vertexes corresponding to the number of points in the dense cloud. The complete parameter set used for the analysis is presented in Table A.1. Analyses were performed on a high-performance computer (Intel© Xeon©, 40 cores, 128 GB RAM, NVIDIA Quadro K4200, Santa Clara, CA, USA), and each set of images took approximately 30 h to be fully processed. The final product of the SfM-MVS processing chain was a DSM at 1-cm resolution, a value that allows for reasonable computing time while keeping a proper representation of the canopy relatively to its spatial variability (more details given in the next section). The DSM from the last survey obtained after the complete burning of the channel was assimilated into a DTM given the absence of a vegetation cover.

Table A.1 – Parameters used in PhotoScan Pro©.

| Processing Step | Property | Value |
|---|---|---|
| Alignment | Accuracy | Highest |
| | Pair preselection | Generic |
| | Key point limit | 200,000 |
| | Tie point limit | 100,000 |
| | Adaptive camera model fitting | Yes |
| Optimization | Lens parameters | f,b1,b2,cex,cy k1,k2,k3,k4,p1,p2 |
| | Marker accuracy (pix) | 0.1 |
| | Marker accuracy (m) | 0.01 |
| | Tie point accuracy (pix) | 0.1 |
| Dense cloud | Quality | Medium |
| | Depth filtering | Aggressive |
| Mesh | Surface type | Custom |
| | Interpolation | Disabled |
| | Quality | Medium |
| | Depth filtering | Moderate |
| DEM | Pixel size (m) | 0.01 |

The quality of the DSM was assessed by calculating the root mean square error (RMSE, in pixels) of the image alignment parameters to check the internal coherence of the image block-estimated geometries. The mean absolute error (MAE) between target simulated and observed positions was also calculated using a k-fold cross-validation procedure with k = 4. Within this procedure, a quarter of the positions were used for a validation test, and the remaining three quarters were used to fit the point cloud using solid transformation, i.e., with only rotation and translation of the cloud. The procedure was repeated four times until all targets were included in the training and testing datasets. Then, the four sets of results were

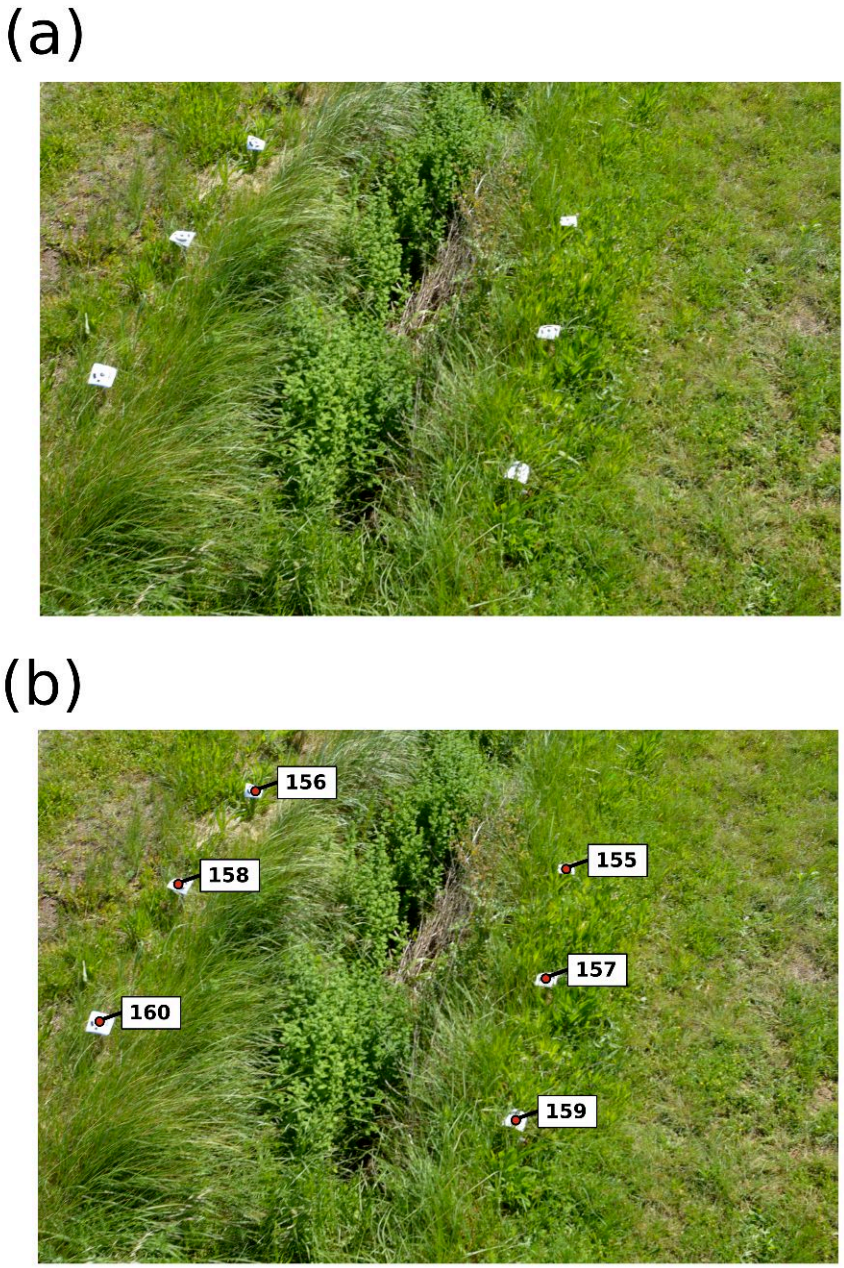



FIGURE A.3 – Illustration of automatic recognition of the targets on a picture using Photoscan Pro©. (**a**) original image ; (**b**) image with recognized targets (boxes linked to a red dot).

averaged to produce a single estimate per survey. Quality indicators of the DSM (RMSE, MAE) were related to meteorological data using Pearson product-moment correlation.

### A.2.5 Estimation of Indicator of Porosity

To obtain the vegetation point clouds, the DSMs and the DTMs were transformed into point clouds and cropped according to the limit of each quadrat. Each cropped DSM was shifted and toggled considering the slope of the channel to be perpendicular to the cross-section. We applied the same procedure to the DTM. Then, we filled the volume below each DSM

with regularly sampled points to simulate the vegetation cover below the canopy (Figure A.4). The periodicity of canopy height variation having been estimated at approximately 5 cm through a 2D fast-fourier transform, the point spacing was fixed to 1 cm, a value which gives a reasonable security margin relatively to the theoretical requested value given by the Shannon sampling theorem (Jerri, 1977) without a significant increase in computing time.

The mean vegetation height was calculated by substracting the DSM from the DTM and averaging the difference over the entire quadrat. Quality indicators of the DSM (RMSE, MAE) were related to vegetation height using Pearson product-moment correlation. Temporal effect of treatment on vegetation height was estimated using a one-way ANOVA applied on each date with treatment as explaining variable of vegetation height, the latter being normally distributed (Shapiro–Wilk test >0.05 for all dates). Difference among means were analyzed with Tukey's honestly significant difference (HSD) test on the ANOVA model.

To calculate the indicators of porosity, we followed the approach of Vinatier, Bailly et Belaud (2017) by projecting the vegetation clouds in the direction of flow from each quadrat on the channel section to obtain an unique indicator of porosity for each quadrat. The projection of the cloud consisted of a raster with values ranging between 0 and 1 (Figure A.4). We kept the best relationship found in Vinatier, Bailly et Belaud (2017) by filling the raster values below the canopy of the raster (Figure A.4). The values of the raster that were strictly positive were transformed to 1 (Figure A.4). The corresponding raster, averaged over the whole section, is referred to as $PORO_{section}$ (Figure A.4). This raster ranges from 0 (absence of porosity) to 1 (total porosity).
In the same way, we calculated another parameter to link seed retention to emergent vegetation. We started from the binarized and filled raster corresponding to the projection of the vegetation cloud, and we then sliced it around the water surface as an indicator of the seed retention due to obstacles provided by protruding vegetation. We based our assumption on the work done by Peruzzo, Defina et Nepf (2012) on floating particle trapping, where the authors assumed that the particle trapping probability is linked to the spacing between adjacent plants. This indicator, $PORO_{surface}$, corresponded to the raster slice averaged over the width of the water surface. Similarly to $PORO_{section}$, $PORO_{surface}$ ranges from 0 (absence of porosity) to 1 (total porosity) (Figure A.4).

We virtually filled each quadrat with water from the bottom (DTM) to the highest virtual water level corresponding to the overflow limit (Figure A.4). For each filling level, we considered the polygon depicting the vertical section of the channel, and we calculated, for each combination of water level × time and for each treatment, the indicators of porosity $PORO_{section}$ and $PORO_{surface}$. Temporal effect of treatment on porosities were estimated using a one-way ANOVA applied on each date with treatment as explaining variable of porosities, the latter being normally distributed (Shapiro-Wilk test > 0.05). Difference among means were analyzed with Tukey's HSD test. Difference between $PORO_{section}$ and $PORO_{surface}$ was tested using a Generalized Linear Model (GLM) with binomial distribution. Values of the indicators were averaged over the four replicates.

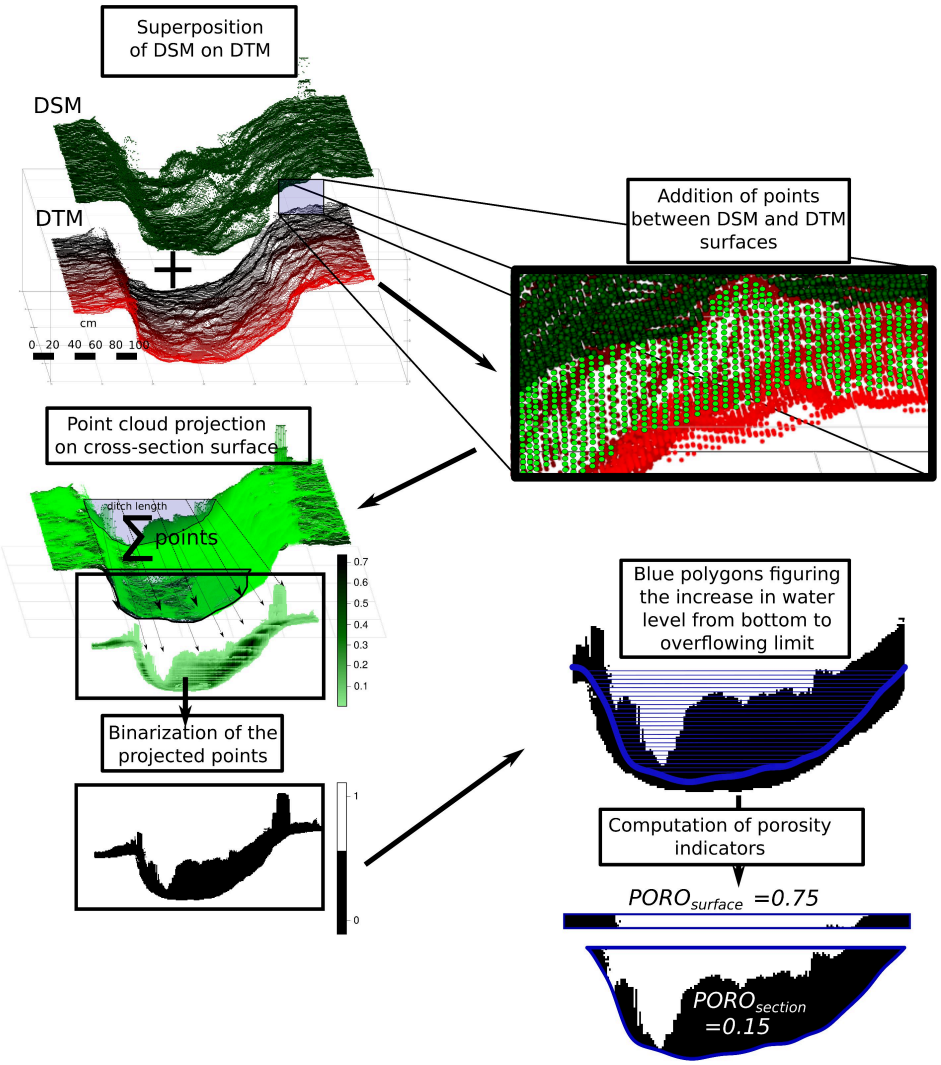



FIGURE A.4 – Illustration of the post-processing procedure of the DSM on a sub-sample of the zone corresponding to a control quadrat

### A.2.6 Manipulation of Time Series

Considering the high volume of data produced (i.e., approximately 150,000 images were taken and processed), post-processing algorithms were specifically designed for reproducibility of the treatments. Target detection, image alignment, point cloud, DSM generation and cross-validation procedures were automated using the Python scripting console provided in Photoscan Pro©. Point cloud post-processing, i.e., cropping and shifting, was performed using CloudCompare (GIRARDEAU-MONTAUT, 2014) called recursively for each quadrat by R software (3.5.1, Vienna, Austria) (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018). Point clouds were manipulated using R software with a specific package called *data.table* used for high-speed calculation performed on large datasets. Statistical analyses were conducted using R software (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018).

## A.3 Results

### A.3.1 Quality of DSM and DTM Reconstructions

Choosing a high intensity level helped improve alignment accuracy for all surveys, with the alignment proportion always reaching nearly 100 %. The RMSE was approximately $1 \pm 0.5$ pixels. The MAE was $0.05 \pm 0.03$ m on average for all surveys. Moreover, the evolution of vegetation height during the period was related to neither the RMSE nor the MAE (Pearson product-moment correlation $< 0.6$), suggesting that the vegetation cover outside the zone disturbed by management practices, remaining rather constant in terms of configuration and development between surveys, was the main factor affecting the RMSE and MAE. This permanent cover partially masked some of the ground control points for oblique view acquisition.

Wind velocities averaged 22 $km{\cdot}h^{-1}$ over the surveys, with peaks at 40 $km{\cdot}h^{-1}$ for three surveys. Two surveys were carried out under rainy conditions. The global radiation averaged 217 $joules{\cdot}cm^{-2}$ during the surveys, with two surveys performed under low-illumination conditions, i.e., global radiation under 50 $joules{\cdot}cm^{-2}$. The RMSE and MAE were not related to wind velocity, global radiation or rainfall over the survey duration (Pearson product-moment correlation $< 0.6$).

### A.3.2 Evolution of the Porosity Indicators

Regarding the evolution of water level fluctuations during the study period, the channel experienced eight major flooding events, with the water level peaking from 10 to 60 cm. The channel bottom was lastingly submerged during two periods : in spring 2015 and 2017. We observed an exceptionally dry period in spring 2016 with consequences for vegetation height in all treatments.

Figure A.5 illustrates the yearly evolution of vegetation height across practices. Logically, the height of vegetation cover was higher for the control than for the other management practices ($p < 0.05$ in all cases, Tukey's HSD), with fluctuations in height related to seasons. The evolution of vegetation cover for the other treatments was more associated with the timing of maintenance than with seasonal effects. The control treatment exhibited a diminution of vegetation height just after the major flow event that occurred in December 2016. The vegetation of the dredged section required only one year to recover to the same height observed in the control ($p < 0.05$ before April 2016 then $p > 0.05$ after April 2016, Tukey's HSD) . According to the maintenance schedule, the vegetation height in the burned and mowed sections exhibited non-phased variations, with a reduction in vegetation cover in winter for the burned treatment and in summer for the mowed treatment, in comparison to the control ($p < 0.05$, Tukey's HSD). Finally, the chemically weeded treatment tended to limit variations in the vegetation height, always under the control ($p < 0.05$ for 30% of the dates, Tukey's HSD),

with the dead vegetation from the treatment being progressively replaced by new stands in spring.

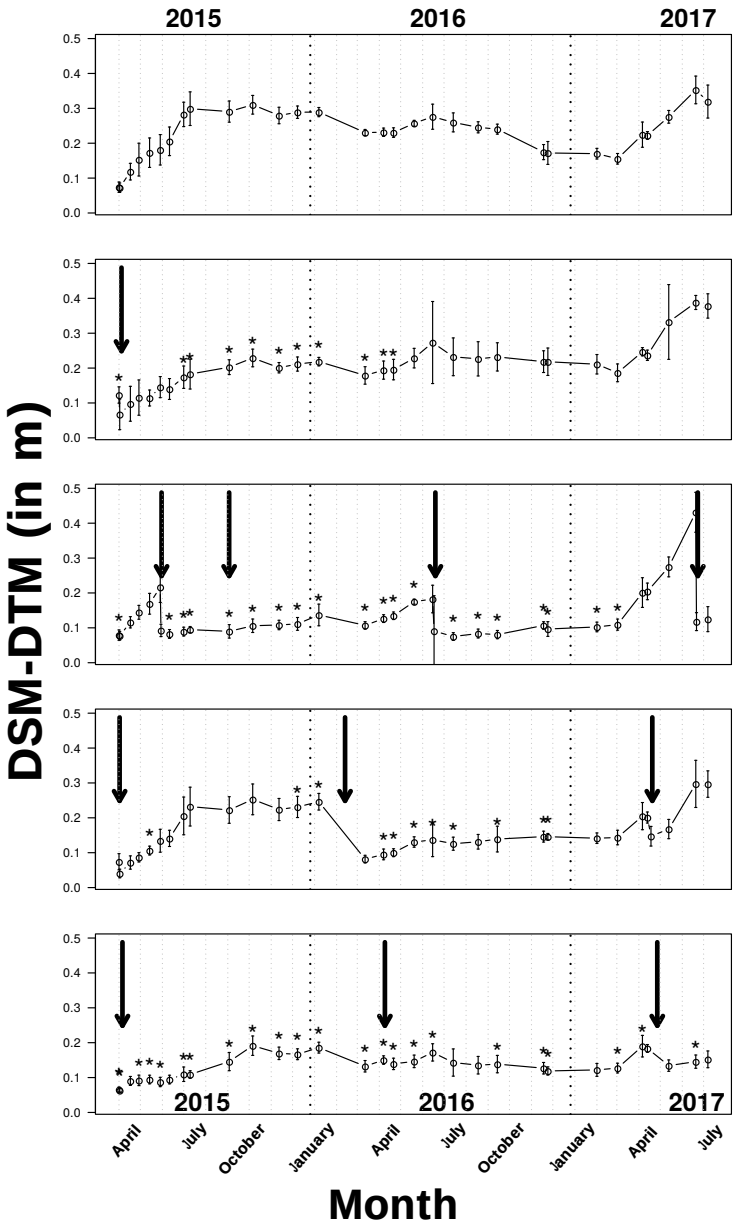



FIGURE A.5 – Evolution of the mean difference between the DSM and the DTM across different treatments presented from top to bottom : control, dredged, mowed, burned, and chemically weeded. The dots correspond to the value averaged over the four replicates, and the vertical lines, to the standard deviation. Black arrows indicate the timing of the practice. The star symbol * indicated that treatment was significantly different from control at $p < 0.05$ (based on Tukey's HSD).

Figure A.6 presents examples of DTM and DSM point clouds during the growing season. At the scale of a quadrat, we distinguished heterogeneity in vegetation height along the cross-section of the channel. The two sides of the channel presented a stable vegetation height across the surveys and the treatments (Figure A.2). The bottom and bank parts of the channel contained an important and homogeneous vegetation cover in the chemically weeded and

control treatments, with the depth of the cover exceeding the depth of the channel for the latter treatment. In contrast to the mowed and burned treatments, which exhibited high variations in cover during the surveys, the control and chemically weeded treatments exhibited cover that remained stable during the study period. The vegetation cover grew preferentially on the banks of the dredged channel, with a lower growth rate during the study period in these treatments than in the mowed and burned treatments.

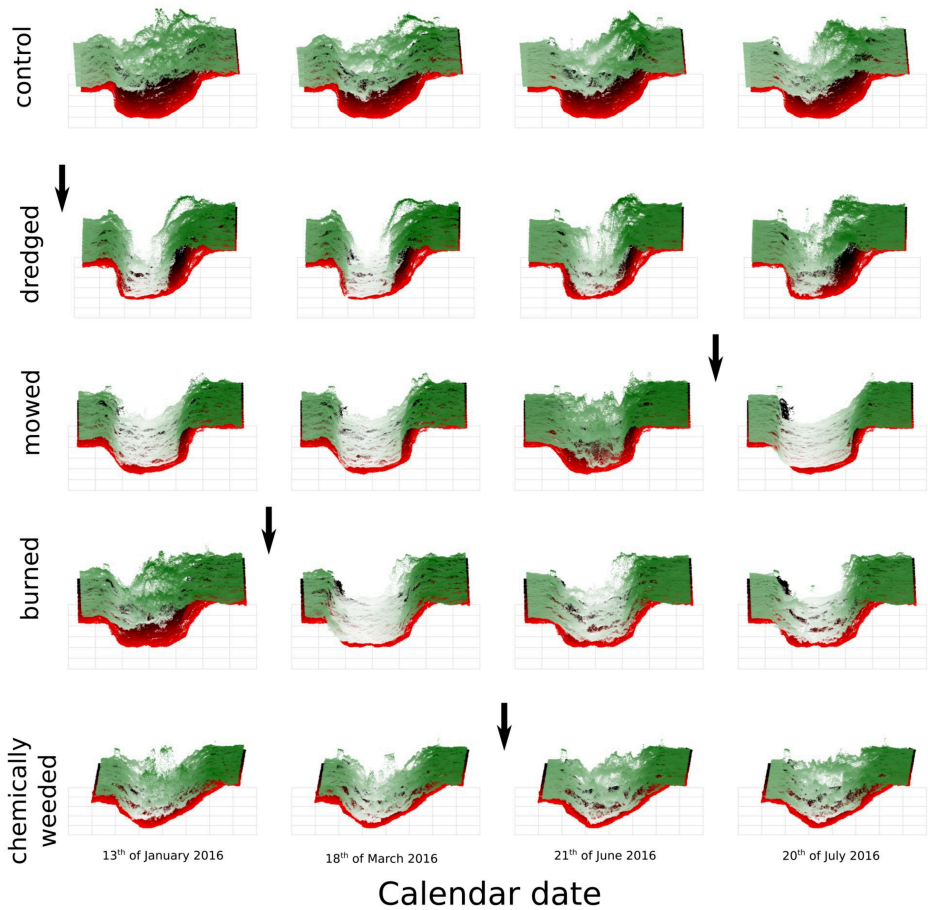



FIGURE A.6 – Time series of the point clouds showing the DTM (in black and red) and the DSM (in white and green) at a 1-cm resolution for four representative surveys in 2016 across different treatments presented in rows from top to bottom : control, dredged, mowed, burned, and chemically weeded. Black arrows indicate the timing of the practice.

Figure A.7 presents the contour plots of the indicators of porosities ($PORO_{section}$ in Figure A.7a and $PORO_{surface}$ in Figure A.7b), with time on the abscissa and the virtual water level on the ordinate, for each treatment. Regarding the timing of the eight major flow events, only the mowed treatment was phased with the peak flow, leading to the highest porosities. The $PORO_{surface}$ indicator was high for the major flow events occurring in autumn 2016, i.e., when the virtual water level was above 50 cm, but only for the mowed and chemically weeded treatments, suggesting a higher temporal efficiency of these treatments in comparison to the others.

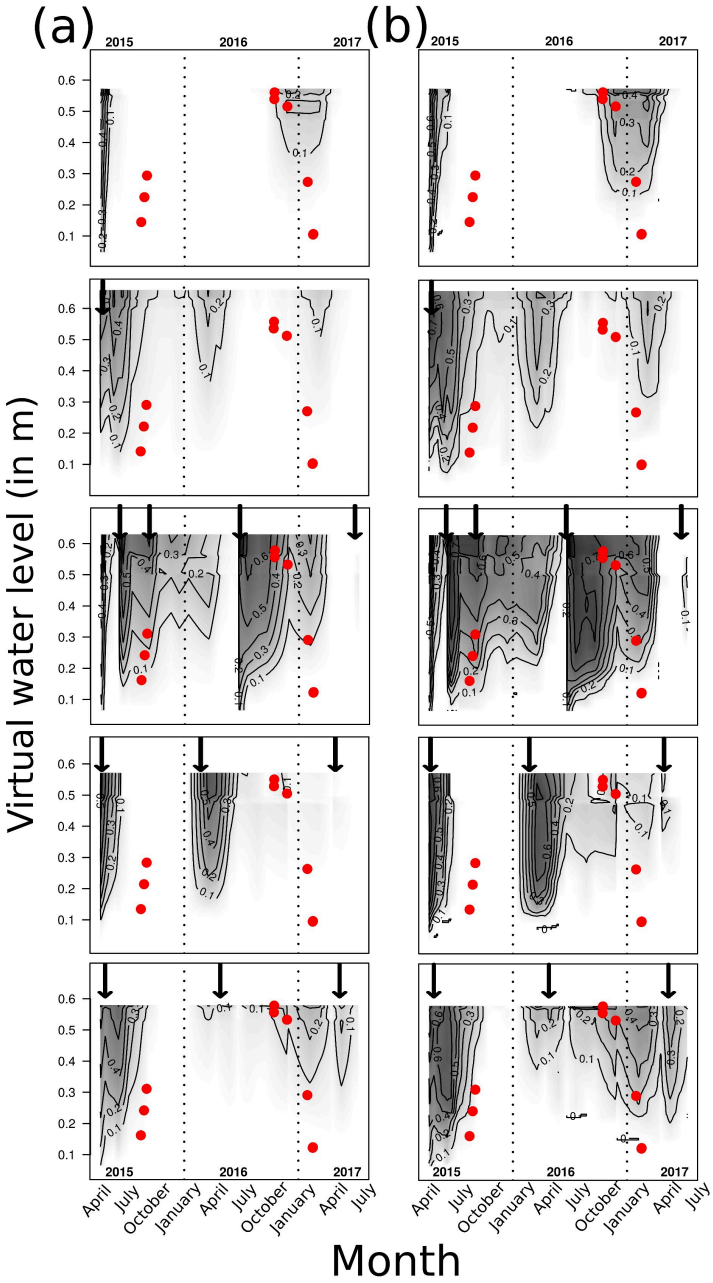



FIGURE A.7 – Dynamics of the vegetation indicators across different treatments presented in columns from left to right : control, dredged, mowed, burned, and chemically weeded. (**a**,**b**) from top to bottom, contour plots of the porosity indicators $PORO_{section}$ and $PORO_{surface}$ against virtual water level on the ordinate and time on the abscissa. Values of porosities are between 0 (non-porous) and 1 (totally porous). Contour lines are drawn on the plots to better represent the variation in the indicators. The red dots represent the peaks of water levels for the main flow events during the study period. Vertical dashed lines delimit years. Black arrows indicate the timing of the practice.

.

According to Figure A.8, the $PORO_{section}$ and $PORO_{surface}$ at the highest virtual water level reached a peak of between 0.7 and 0.8 for the mowed and burned treatments. The porosity at the surface, $PORO_{surface}$, presented significantly higher values than that for $PORO_{section}$

(binomial GLM, $p < 0.001$). Among the treatments, the control treatment showed the lowest $PORO_{section}$ and $PORO_{surface}$ values, i.e., the lowest permeability to water flow and seeds, during the study period, in comparison to the other treatments ($p < 0.05$, Tukey's HSD). The mowing helped maintain a low vegetation cover throughout the year and, consequently, high porosity for the highest virtual water level in comparison to the control ($p < 0.05$, Tukey's HSD). Porosities reached the control level three months on average after applying the treatment for all treatments ($p < 0.05$, Tukey's HSD) ; then, no significant differences were measured between treatment and control.

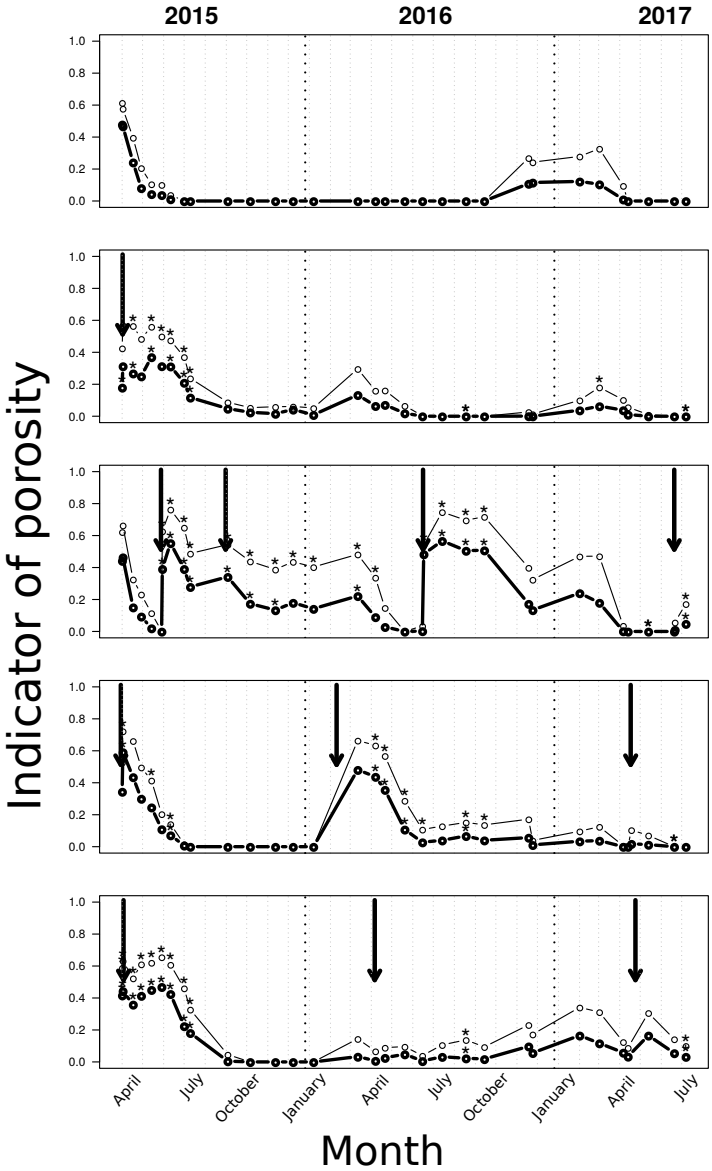



FIGURE A.8 – Evolution of the two indicators $PORO_{section}$ (thick line) and $PORO_{surface}$ (fine line) against time and across different treatments presented from top to bottom : control, dredged, mowed, burned, and chemically weeded. The dots correspond to the value averaged over the four replicates, and the standard deviations were not represented for readability. The two indicators were estimated for a virtual water level of 0.5 m. Black arrows indicate the timing of the practice. The star symbol * indicated that treatment was significantly different from control at $p < 0.05$ (based on Tukey's HSD).

## A.4 Discussion

The elaboration of a diachronic series of DSMs at ultra-fine resolution required an automated processing chain to handle the large amount of data generated by the surveys. The need for process automation has already been expressed by Eltner et al. (2016) for future development of the SfM-MVS approach and was diagnosed by Boothroyd (2017) as an disadvantage to actual repeatability. Through Python scripting and batch processing, Photoscan Pro © software allowed for accessing a full range of automated post-processing options, unlike other software such as Photosynth (2.0, University of Washington, WA, USA) and 123D Catch (3.0, Autodesk, San Rafael, CA, USA) (Smith, Carrivick et Quincey, 2015), making multi-temporal applications of the SfM-MVS approach over long time periods possible. Furthermore, R software is particularly interesting for its ability to recursively call the full set of software dedicated to point cloud post-processing and large dataset handling. To the best of our knowledge, this is the first time that R software was tested in an automated processing chain for SfM-MVS post-processing.

The SfM-MVS technique used in this study provides access to vegetation characteristics with a higher accuracy than that of other manual surveys (Dollinger et al., 2017) but requires preparation of the survey area. The two indicators of porosities could not be measured visually in the field because they are based on fine monitoring of vegetation cover and channel topography. The channel should be accessible by foot, bordered by a high density of ground control markers, and not exceed several hundreds of metres. In comparison to unmanned aerial vehicle (UAVs) used for image acquisition, the use of a pole enabled the surveys to be performed under windy conditions with low illumination and significant rainfall amounts. The same conditions would be prohibitive for wind-sensitive UAVs (Verhoeven, 2009). The absence of correlations of the RMSE and MAE with the climatic conditions confirms the robustness of the method for performing surveys under various climatic conditions.

The survey intensity considered in our approach is within the range of frequencies used in other SfM-MVS studies focusing on gully erosion (between 4.4 and 64.3 images$\cdot$m$^{-1}$, cf Castillo et al. (2015)). A survey duration of one hour exceeds the maximal limit of 30 min proposed by Bemis et al. (2014) to limit shadow changes and the associated flawed image matching, but, in our case, the linear progression of the observer along the channel resulted in a lower actual time difference between overlapping images. This is supported by the fact that we almost reached 100% matching for all surveys. It is also interesting to note that, contrarily to what is often admitted (e.g., by Chandler et Buckley (2016)), the use of a rigorous survey protocol led to acquisition times that would probably be comparable or even better than acquisition times with multi-station TLS. In addition, the geometry of agricultural waterways—a steep incision in the relatively flat surrounding cultivated areas—would require either a significant number of stations for TLS or the use of low-altitude airborne laser scanning.

Choosing a robust remote sensing method to obtain complete coverage of a vegetated channel necessitated a high survey intensity with a medium alignment quality and an average error larger than those for other studies on relatively flat surfaces with limited vegetation (Cunliffe,

Brazier et Anderson, 2016 ; Díaz-Varela et al., 2015 ; Malambo et al., 2018). Specifically, the absolute error calculated from ground control points was slightly higher than that for studies on gully erosion (on the basis of average errors between 0.03 and 0.07 m gathered in Castillo et al. (2015)). Because these studies focused on ground measures, the proportion of vegetation was considerably lower than that in our study and could explain this difference in error. Based on the MAE, our approach obtained better results than that used in olive tree plantations in Díaz-Varela et al. (2015) (0.46 m) and dryland trees in Cunliffe, Brazier et Anderson (2016) (0.07 m), but poorer results than that used in maize and sorghum in Malambo et al. (2018) (0.03 m). We could not compare our results to those from the study of Gillan et al. (2014b) because they compared only vegetation properties determined with an SfM-MVS method without ground control points.

The porosities could be underestimated because they were based on vegetation clouds under dry conditions, while water flows induced spatial plant reconfiguration that is known to limit resistance factors (Whittaker et al., 2013). Filling the areas below the vegetation canopy should lead to an underestimation of the porosities, depending on the vertical heterogeneity in the plant architecture. However, this effect could be counterbalanced by the presence of small plants below the canopy. For example, the decrease in vegetation height occurring in December 2016 suggests a washing out of the dead vegetation (Bennett et Simon, 2004 ; Dollinger et al., 2017) and a probable reconfiguration of vegetation due to the flow (Luhar et Nepf, 2011b). It is worth mentioning that the vegetation height estimated with our method showed lower error (0.1 m) across treatments and surveys than that in the study of Dollinger et al. (2017) (0.2 m), confirming the robustness of the SfM-MVS surveys for vegetation monitoring.

Applying all management practices greatly decreased the water resistance but with a recovery time sometimes too quick to have an impact during flow periods. Dredging, initially used to remove sediment layers, could negatively impact the seed bank inside the channel. It may also remove superficial roots, increasing the effective shear stress at the bottom of the channel (Zhang et al., 2013). However, the recovery of vegetation one year after dredging suggests that a maintenance interval for this practice of five years (Levavasseur et al., 2014) is insufficient to have a mid-term impact on vegetation cover. This result is particularly true for burning out of step with the rainy period. Considering the major flow events during the period, it appears that mowing and burning have opposite effects on vegetation porosity at the surface, with the first contributing to seed dispersal and the other enhancing seed retention. Mowing the vegetation seemed to be the only treatment able to maintain a high porosity at the surface during the major flow events, regardless of the water level. Mowing, by increasing the amount of dead vegetation inside the channel, could also reduce the effective shear stress (Gyssels et al., 2005). This practice also increases species richness throughout the landscape via the dispersal of floating seeds of riparian plant species (Jansson et al., 2005). Inversely, from the perspective of capturing the maximal amount of weed seeds, burning the vegetation in winter seems to be adequate. This practice helps limit the spread of weeds in agricultural landscapes.

## A.5 Conclusions

The application of frequent monitoring of vegetation growth according to agricultural practices has never been studied in agricultural waterways, despite the critical positions of these waterways at the interface between agricultural plots. Frequent monitoring of the vegetation cover in agricultural waterways is necessary because the waterways experience high variations throughout the year due to the schedule of management practices, the intermittency of water flow depending on rainfall events, and the seasonality of vegetation regrowth. Combining time series of vegetation characteristics is the only way to estimate the critical period for maximizing the efficiency of agricultural practices because, as highlighted by this study, several practices are out of phase with the flow periods.

The use of the SfM-MVS approach has proven its value in their particular conditions. Combined with an automated processing chain for dense cloud construction and post-processing, it paves the way to a systematic processing of time series of vegetation monitoring. This study also highlighted recommendations in using the SfM-MVS approach at a very high resolution over dense time series. To increase the robustness of the surveys, the areas must be densely covered by ground control points, and the intensity of image capture during surveys must be high to facilitate image matching and co-registration of multi-temporal digital surface models. Future research should be oriented towards new methodologies capable of limiting the cumbersome implementation of remote sensing projects in the field.

# Annexe B

## Traits de végétation collectés en fossé ou canal méditerranéen

Les abbréviations suivantes ont été utilisées dans le tableau :

- SR : "Semi-Rosettes" ou "Rosettes" , REG : Feuilles régulièrement distribuées autour de la tige
- Hemi : Hemicryptophyte, Thero : Therophyte, Geo : Geophyte, Chamae : Chamaephyte, Phane : Phanerophyte
- Dicot : Dicotyledon, Monocot : Monocotyledon, NAA : Not an Angiosperm (Non Monocot nor Dicot)

Table B.1 – Liste d'espèces végétales relevées en Avril 2015 et Avril 2017 dans le fossé d'Alignan-du-Vent (34). Certaines des espèces ont seulement été relevées en 2015 ou 2017. Les classes de densités ont été déterminées à partir de mesures au champ. Elles représentent le nombre de tiges d'une espèce donnée dans chacun des patches identifiés de l'espèce en question. Les hauteurs sont issues de données de terrain et ont été validées avec les données Tela Botanica (Tela Botanica, <https ://www.tela-botanica.org>, licence CC BY-SA 4.0). La distribution des feuilles autour de la tige et le type de Raunkiaer (Raunkiaer, 1934) sont issus de la base de données LEDA (Kleyer et al., 2008).

| Species | Family | Density (nb stems/$m^2$) *Field data* | Potential height (mm) *Field data* | Leaf distribution around the stem *LEDA TraitBase* | Plant growth form - Raunkiaer (1934) *LEDA TraitBase* | Mono or Dicotyledons |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Anagallis arvensis | Primulaceae | 0-30 | 0-50 | REG | Thero | Dicot |
| Avena sterilis | Poaceae | 30-210 | >80 | SR | Thero | Monocot |
| Borago officinalis | Boraginaceae | 0-30 | 50-80 | SR | Thero | Dicot |
| Bromus diandrus | Poaceae | >210 | 0-50 | SR | Hemi | Monocot |
| Calendula officinalis | Asteraceae | 30-210 | 50-80 | SR | Thero | Dicot |
| Cardamine hirsuta | Brassicaceae | 0-30 | 0-50 | SR | Thero | Dicot |
| Carduus pycnocephalus | Asteraceae | 0-30 | >80 | SR | Thero | Dicot |
| Cirsium vulgare | Asteraceae | 0-30 | >80 | SR | Hemi | Dicot |
| Convolvulus arvensis | Convolvulaceae | 30-210 | >80 | REG | Hemi | Dicot |
| Conyza canadensis | Asteraceae | 0-30 | >80 | SR | Thero | Dicot |
| Crepis capillaris | Asteraceae | 30-210 | 50-80 | SR | Hemi | Dicot |
| Crepis sancta | Asteraceae | 0-30 | 0-50 | SR | Hemi | Dicot |
| Daucus carota | Apiaceae | 0-30 | >80 | SR | Hemi | Dicot |
| Diplotaxis erucoides | Brassicaceae | 30-210 | 0-50 | SR | Thero | Dicot |
| Diplotaxis tenuifolia | Brassicaceae | 30-210 | 50-80 | REG | Hemi | Dicot |
| Dipsacus fullonum | Dipsacaceae | 30-210 | >80 | SR | Hemi | Dicot |
| Elytrigia repens | Poaceae | >210 | >80 | REG | Geo | Monocot |
| Equisetum ramosissimum | Equisetaceae | >210 | 50-80 | REG | Geo | NAA |
| Erodium malacoides | Geraniaceae | >210 | 0-50 | SR | Thero | Dicot |
| Euphorbia helioscopa | Euphorbiaceae | 0-30 | 0-50 | REG | Thero | Dicot |
| Fumaria officinalis | Papaveraceae | >210 | 0-50 | SR | Thero | Dicot |
| Galium aparine | Rubiaceae | 30-210 | >80 | REG | Thero | Dicot |
| Galium mollugo | Rubiaceae | >210 | >80 | REG | Hemi | Dicot |
| Galium verum | Rubiaceae | >210 | 50-80 | REG | Hemi | Dicot |
| Geranium molle | Rubiaceae | 0-30 | 0-50 | SR | Thero | Dicot |
| Hordeum murinum | Poaceae | >210 | 50-80 | SR | Thero | Monocot |
| Knautia arvensis | Dipsacaceae | 0-30 | 50-80 | SR | Hemi | Dicot |

| Species | Family | Density (nb stems/$m^2$) *Field data* | Potential height (mm) *Field data* | Leaf distribution around the stem *LEDA TraitBase* | Plant growth form - Raunkiaer (1934) *LEDA TraitBase* | Mono or Dicotyledons |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Lactuca serriola | Asteraceae | 0-30 | >80 | SR | Hemi | Dicot |
| Lamium amplexicaule | Lamiaceae | 0-30 | 0-50 | REG | Thero | Dicot |
| Lamium purpureum | Lamiaceae | 30-210 | 0-50 | REG | Hemi | Dicot |
| Lathyrus cicera | Fabaceae | 0-30 | 50-80 | REG | Hemi | Dicot |
| Lolium multiflorum | Poaceae | >210 | SR | Hemi | Monocot | |
| Lythrum hyssopifolia | Lythraceae | 30-210 | 0-50 | REG | Thero | Dicot |
| Lythrum salicaria | Lythraceae | >210 | >80 | REG | Hemi | Dicot |
| Malva sylvestris | Malvaceae | 0-30 | 0-50 | SR | Hemi | Dicot |
| Mentha suaveolens | Lamiaceae | 30-210 | 50-80 | REG | Hemi | Dicot |
| Mercurialis annua | Euphorbiaceae | 30-210 | 0-50 | REG | Thero | Dicot |
| Picris echioides | Asteraceae | 30-210 | >80 | SR | Hemi | Dicot |
| Picris hieracioides | Asteraceae | 30-210 | >80 | SR | Hemi | Dicot |
| Plantago lanceolata | Plantaginaceae | 30-210 | 50-80 | SR | Hemi | Dicot |
| Potentilla reptans | Rosaceae | >210 | 0-50 | SR | Hemi | Dicot |
| Rubus fruticosus | Rosaceae | 30-210 | >80 | REG | Phane | Dicot |
| Rumex crispus | Polygonaceae | 0-30 | >80 | SR | Hemi | Dicot |
| Senecio vulgaris | Asteraceae | 30-210 | 0-50 | REG | Hemi | Dicot |
| Setaria viridis | Poaceae | 30-210 | >80 | REG | Thero | Monocot |
| Silene latifolia | Caryophyllaceae | 0-30 | >80 | SR | Thero | Dicot |
| Sonchus asper | Asteraceae | 0-30 | 0-50 | SR | Thero | Dicot |
| Sonchus oleraceus | Asteraceae | 0-30 | 50-80 | SR | Hemi | Dicot |
| Stellaria media | Caryophyllaceae | 0-30 | 0-50 | REG | Chamae | Dicot |
| Taraxacum officinale | Asteraceae | 30-210 | 0-50 | SR | Hemi | Dicot |
| Torilis arvensis | Apiaceae | 30-210 | 0-50 | SR | Thero | Dicot |
| Trifolium dubium | Fabaceae | 0-30 | 0-50 | REG | Thero | Dicot |
| Trifolium pratense | Fabaceae | 30-210 | 0-50 | SR | Hemi | Dicot |
| Valerianella locusta | Valerianaceae | 30-210 | 0-50 | SR | Thero | Dicot |
| Veronica beccabunga | Plantaginaceae | 30-210 | 50-80 | REG | Hemi | Dicot |
| Veronica persica | Plantaginaceae | >210 | 0-50 | REG | Thero | Dicot |
| Vicia lutea | Fabaceae | 0-30 | 0-50 | REG | Thero | Dicot |
| Vicia sativa | Fabaceae | 0-30 | 50-80 | REG | Thero | Dicot |

# Annexe C

## Durées de flottaison des graines de *Sorghum halepense* et effets de la poudre UVXPBR sur la flottaison

### C.1 Dataset of seed buoyancy for *Sorghum halepense*.

Details of the buoyancy values estimated according to the protocol from Boedeltje, Bakker et Heerdt (2003) : According to this protocol, we placed ten samples of 50 seeds in polyethylene cylindrical pots filled with tap water. The pots were then shaked for 5 s and the number of floating seeds counted immediately, then every 4 min during the first hour, every 30 min during the four following hours, and daily for two weeks. We determined the $t_{50}$, $t_{90}$, and tmax periods after which 50%, 90%, and all of the seeds had sunk, respectively. Results are presented below.

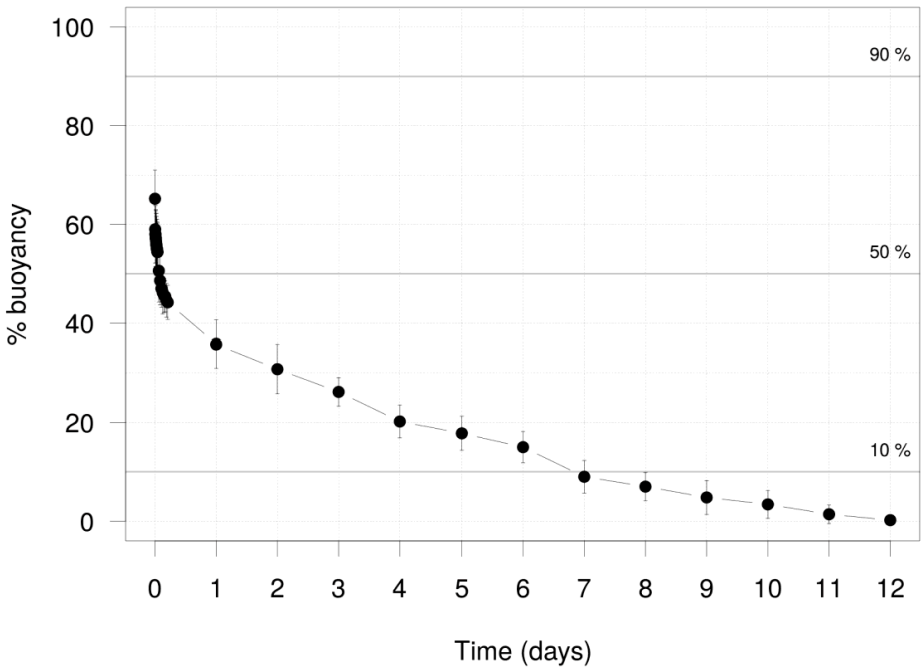



Figure C.1 – Dynamics of buoyancy of *Sorghum halepense* at daily scale. The horizontal bars indicated the thresholds for 10%, 50%, and 90% of buoyancy. For each point, vertical lines represent the standard error calculated on 10 replicates.

Table C.1 – Mean percentage of floating seeds of *Sorghum halepense* at different time steps

| Time (min) | Mean percentage of floating seeds | Standard error on percentages |
|---|---|---|
| 0 | 65.20 | 5.83 |
| 4 | 59.00 | 5.44 |
| 8 | 58.00 | 5.81 |
| 12 | 58.00 | 5.81 |
| 16 | 57.20 | 5.75 |
| 20 | 57.20 | 5.75 |
| 24 | 56.60 | 6.19 |
| 28 | 56.00 | 6.25 |
| 32 | 56.00 | 6.25 |
| 36 | 55.60 | 6.02 |
| 40 | 55.20 | 6.41 |
| 44 | 55.00 | 6.06 |
| 48 | 55.00 | 6.06 |
| 52 | 54.60 | 5.97 |
| 56 | 54.40 | 5.87 |
| 60 | 54.40 | 5.87 |
| 90 | 50.60 | 6.33 |
| 120 | 48.60 | 4.90 |
| 150 | 47.00 | 3.80 |
| 180 | 46.20 | 4.37 |
| 210 | 45.60 | 3.50 |
| 240 | 45.40 | 3.13 |
| 270 | 44.60 | 3.41 |
| 300 | 44.20 | 3.46 |
| 1440 | 35.80 | 4.85 |
| 2880 | 30.80 | 5.01 |
| 4320 | 26.20 | 2.90 |
| 5760 | 20.20 | 3.33 |
| 7200 | 17.80 | 3.46 |
| 8640 | 15.00 | 3.16 |
| 10080 | 9.00 | 3.30 |
| 11520 | 7.00 | 2.87 |
| 12960 | 4.80 | 3.43 |
| 14400 | 3.40 | 2.84 |
| 15840 | 1.40 | 1.90 |
| 17280 | 0.20 | 0.63 |

## C.2 Test of the effect of the UVXPBR powder on seed buoyancy.

We tested whether the UV powder had a significant effect on the buoyancy or sinking of *S. halepense* following the protocol described by Tekiela et Barney (2013). We used one seed sample marked with UVXPBR powder and one control sample with no powder that were separated in two modalities differentiated by a previous soaking of 30 min for the first

modality and of 12 h for the second modality. Each sample type was separated into 10 groups of 20 seeds in glass jars filled with tap water. We counted the number of floating seeds at t=20 min, 60 min, 120 min, 180 min, 240 min, 1680 min, and 3120 min. After each counting, we shook the glass jars. We conducted a Tukey's multiple comparison test ($\alpha$=0.01) using the R multcomp package (Hothorn, Bretz et Westfall, 2008) at each time-step. The differences between the marked and unmarked seeds were non-significant at each time-step for the first and second modalities. UVXPBR therefore had no significant effect on buoyancy.

# Annexe D

## Illustration of CART trees on factors explaining dispersal kernel of seeds of *Sorghum halepense*

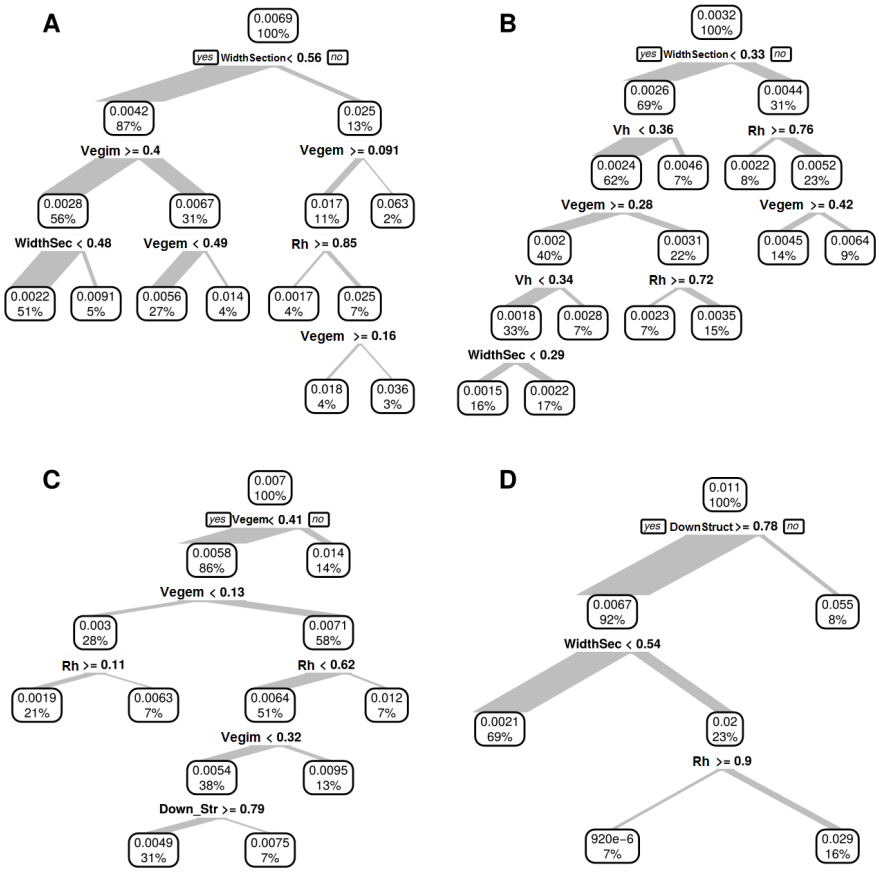



FIGURE D.1 – Each tree is represented using rpart.plot package (THERNEAU et ATKINSON, 2014) with, for each rounded box and from top-down, the mean proportion of deposited seeds and the percentage of splitted values for each branch of the tree, the latter value being also represented by branch width. At each node of the tree is indicated the threshold of the explaining factor selected for splitting and the test, with always the left branch corresponding to the true value of the test. From left to right and from top-down figurate a tree for the whole channel (A), and then for each subset of the channel (B) 0 – 80 m, (C) 80 – 160 m and (D) 160 – 240 m.

# Annexe E

## Courbes Intensité-Durée-Fréquence (IDF)

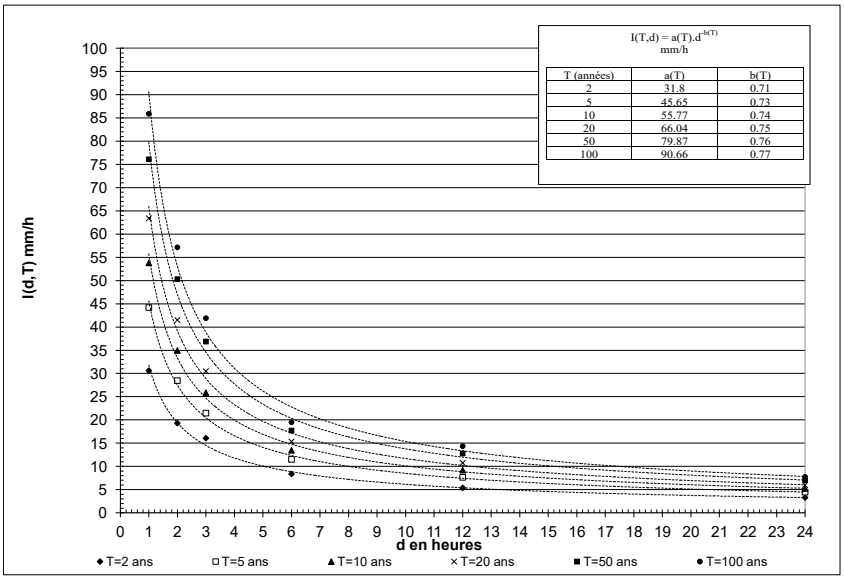



FIGURE E.1 – Courbes IDF de la station météorologique de Fréjorgues (34)

# Annexe F

## Paramétrisation des simulateurs OpenFLUID utilisés pour la simulation des débits entrant dans le réseau de fossés

TABLE F.1 – Valeurs des attributs utilisés pour la paramétrisation du simulateur Morel-Seytoux dans la plateforme OpenFLUID

| Symbole | Description | Valeur | Unité | Référence |
|---|---|---|---|---|
| $\theta_{res}$ | Residual soil water content | 0.02 | $m^3/m^3$ | Chahinian et al. 2006a |
| $\theta_{sat}$ | Saturated soil water content | 0.36 | $m^3/m^3$ | Chahinian et al. 2006a |
| $\theta_{ini}$ | Initial soil surface water content | 0.29 | $m^3/m^3$ | Chahinian et al. 2006a (Moyenne annuelle) |
| $\beta_{MS}$ | Viscous correction parameter | 1.3 | - | Morel-Seytoux 1978 |
| $K_{sat}$ | Saturated hydraulic conductivity | $4.3.10^{-6}$ pour parcelles viticoles (moyenne annuelle) et $8.3.10^{-6}$ pour les autres occupations du sol | $m/s$ | Leonard and Andrieux 1998 ; Chahinian et al. 2006a ; Chahinian et al. 2006b ; Gumiere et al. 2011 |
| $H_c$ | Capillary suction height | 0.15 | $m$ | Rawls and Brakensiek 1989 |

TABLE F.2 – Valeurs des attributs utilisés pour la paramétrisation du simulateur Hayami dans la plateforme OpenFLUID

| **Symbole** | **Description** | **Valeur** | **Unité** | **Référence** |
|---|---|---|---|---|
| $n$ | Manning roughness coefficient of the SU | 0.035 | $s/m^{-1/3}$ | `www.fsl.orst.edu/geowater/FX3/help/8_Hydraulic_Reference/Mannings_n_Tables.htm` |

# Annexe G

## Matrices de dissimilarité entre typologies de pratiques et classements des scénarios (Supplément)

Table G.1 – Matrice de dissimilarité pour les différents typologies de pratiques en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P10. Chaque ligne représente la comparaison entre deux scénarios. Plus les scénarios sont différenciés, plus l'indice de dissimilarité est élevé.

| **Saison** | **Scénarios** | **Restitution eau** | **Atténuation pertes en sol** | **Régulation des graines adventices** | **Stabilisation des berges** | **Global (Moyenne des services)** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Printemps | BR/DC | 0.01 | 0.70 | 0.09 | 0.24 | 0.26 |
| | BR/FA | 0.00 | 0.74 | 0.07 | 0.25 | 0.27 |
| | BR/CU | 0.01 | 0.68 | 0.07 | 0.26 | 0.25 |
| | DC/FA | 0.01 | 0.14 | 0.06 | 0.17 | 0.09 |
| | DC/CU | 0.00 | 0.12 | 0.05 | 0.18 | 0.09 |
| | FA/CU | 0.01 | 0.14 | 0.05 | 0.18 | 0.09 |
| Automne | BR/DC | 0.02 | 0.22 | 0.13 | 0.16 | 0.13 |
| | BR/FA | 0.02 | 0.49 | 0.19 | 0.18 | 0.22 |
| | BR/CU | 0.02 | 0.25 | 0.15 | 0.19 | 0.15 |
| | DC/FA | 0.00 | 0.50 | 0.09 | 0.08 | 0.17 |
| | DC/CU | 0.00 | 0.14 | 0.06 | 0.13 | 0.08 |
| | FA/CU | 0.00 | 0.49 | 0.07 | 0.14 | 0.18 |

Table G.2 – Classement de l'ensemble des scénarios d'entretien en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P10. Une note de 2 signifie que le scénario ne prodigue aucun service ou disservice par rapport à la situation-témoin. Une note inférieure à 2 signifie que le scénario produit un disservice par rapport à une situation-témoin, et une note supérieure à 2 signifie que le scénario produit un service par rapport à la situation-témoin.

| **Saison** | **Scénarios** | **Restitution eau** | **Atténuation pertes en sol** | **Régulation des graines adventices** | **Stabilisation des berges** | **Global (Moyenne des services)** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Printemps | BR | 2.03 (0.17) | 1.74 (0.53) | 1.65 (0.20) | 1.42 (0.28) | 1.71 (0.19) |
| | DC | 2.03 (0.15) | 2.15 (0.52) | 1.73 (0.23) | 1.66 (0.34) | 1.89 (0.14) |
| | FA | 2.03 (0.17) | 2.22 (0.52) | 1.71 (0.22) | 1.67 (0.35) | 1.91 (0.14) |
| | CU | 2.03 (0.15) | 2.16 (0.51) | 1.71 (0.22) | 1.68 (0.35) | 1.89 (0.15) |
| | AV | 2.02 (0.14) | 2.18 (0.50) | 1.83 (0.25) | 1.78 (0.36) | 1.95 (0.13) |
| | AM | 2.00 (0.10) | 2.01 (0.44) | 1.93 (0.22) | 1.81 (0.33) | 1.94 (0.16) |
| | PFO | 2.00 (0.11) | 2.01 (0.44) | 1.88 (0.20) | 1.80 (0.34) | 1.92 (0.15) |
| | PFA | 2.02 (0.14) | 2.19 (0.46) | 1.85 (0.25) | 1.82 (0.36) | 1.97 (0.14) |
| | CONF | 2.02 (0.14) | 2.11 (0.46) | 1.86 (0.22) | 1.79 (0.35) | 1.94 (0.13) |
| Automne | BR | 2.02 (0.13) | 2.03 (0.46) | 1.84 (0.26) | 1.60 (0.33) | 1.87 (0.14) |
| | DC | 2.04 (0.19) | 2.12 (0.50) | 1.73 (0.23) | 1.50 (0.31) | 1.85 (0.16) |
| | FA | 2.04 (0.19) | 1.85 (0.50) | 1.65 (0.20) | 1.42 (0.28) | 1.74 (0.18) |
| | CU | 2.04 (0.19) | 2.14 (0.48) | 1.70 (0.23) | 1.56 (0.32) | 1.86 (0.16) |
| | AV | 2.04 (0.17) | 2.01 (0.50) | 1.82 (0.26) | 1.74 (0.37) | 1.90 (0.17) |
| | AM | 2.00 (0.13) | 2.01 (0.42) | 1.90 (0.24) | 1.64 (0.37) | 1.89 (0.17) |
| | PFO | 2.00 (0.14) | 2.01 (0.43) | 1.83 (0.22) | 1.66 (0.37) | 1.87 (0.17) |
| | PFA | 2.03 (0.17) | 2.06 (0.46) | 1.84 (0.24) | 1.74 (0.37) | 1.92 (0.17) |
| | CONF | 2.02 (0.16) | 2.04 (0.46) | 1.82 (0.23) | 1.67 (0.37) | 1.89 (0.18) |
| | AL | 2.02 (0.16) | 2.04 (0.46) | 1.82 (0.23) | 1.67 (0.37) | 1.89 (0.18) |

TABLE G.3 – Matrice de dissimilarité pour les différents typologies de pratiques en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P2. Chaque ligne représente la comparaison entre deux scénarios. Plus les scénarios sont différenciés, plus l'indice de dissimilarité est élevé.

| **Saison** | **Scénarios** | **Restitution eau** | **Atténuation pertes en sol** | **Régulation des graines adventices** | **Stabilisation des berges** | **Global (Moyenne des services)** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Printemps | BR/DC | 0.00 | 0.32 | 0.09 | 0.22 | 0.16 |
| | BR/FA | 0.00 | 0.33 | 0.09 | 0.25 | 0.17 |
| | BR/CU | 0.00 | 0.31 | 0.09 | 0.28 | 0.17 |
| | DC/FA | 0.00 | 0.06 | 0.04 | 0.19 | 0.07 |
| | DC/CU | 0.00 | 0.07 | 0.05 | 0.17 | 0.07 |
| | FA/CU | 0.00 | 0.07 | 0.05 | 0.19 | 0.08 |
| Automne | BR/DC | 0.00 | 0.10 | 0.07 | 0.18 | 0.09 |
| | BR/FA | 0.00 | 0.26 | 0.13 | 0.19 | 0.15 |
| | BR/CU | 0.00 | 0.13 | 0.10 | 0.21 | 0.11 |
| | DC/FA | 0.00 | 0.25 | 0.08 | 0.08 | 0.10 |
| | DC/CU | 0.00 | 0.08 | 0.05 | 0.12 | 0.06 |
| | FA/CU | 0.00 | 0.25 | 0.08 | 0.12 | 0.12 |

Table G.4 – Classement de l'ensemble des scénarios d'entretien en mars (printemps) et en septembre (automne) pour la pluie P2. Une note de 2 signifie que le scénario ne prodigue aucun service ou disservice par rapport à la situation-témoin. Une note inférieure à 2 signifie que le scénario produit un disservice par rapport à une situation-témoin, et une note supérieure à 2 signifie que le scénario produit un service par rapport à la situation-témoin.

| **Saison** | **Scénarios** | **Restitution eau** | **Atténuation pertes en sol** | **Régulation des graines adventices** | **Stabilisation des berges** | **Global (Moyenne des services)** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Printemps | BR | 2.01 (0.10) | 2.08 (0.33) | 1.83 (0.17) | 1.60 (0.26) | 1.88 (0.11) |
| | DC | 2.01 (0.10) | 1.98 (0.28) | 1.91 (0.17) | 1.82 (0.32) | 1.93 (0.12) |
| | FA | 2.01 (0.10) | 1.99 (0.28) | 1.90 (0.16) | 1.84 (0.33) | 1.94 (0.12) |
| | CU | 2.01 (0.10) | 2.00 (0.28) | 1.88 (0.19) | 1.87 (0.33) | 1.94 (0.12) |
| | AV | 2.01 (0.09) | 2.01 (0.27) | 1.93 (0.17) | 1.88 (0.31) | 1.96 (0.11) |
| | AM | 2.00 (0.06) | 1.94 (0.25) | 2.02 (0.15) | 2.00 (0.33) | 1.99 (0.11) |
| | PFO | 2.00 (0.07) | 1.97 (0.25) | 1.98 (0.13) | 1.94 (0.29) | 1.97 (0.11) |
| | PFA | 2.01 (0.08) | 2.03 (0.27) | 1.94 (0.17) | 1.90 (0.31) | 1.97 (0.11) |
| | CONF | 2.00 (0.08) | 1.99 (0.26) | 1.96 (0.15) | 1.92 (0.31) | 1.97 (0.11) |
| Automne | BR | 2.01 (0.10) | 1.97 (0.27) | 1.96 (0.15) | 1.79 (0.32) | 1.93 (0.11) |
| | DC | 2.02 (0.11) | 2.02 (0.25) | 1.90 (0.16) | 1.68 (0.29) | 1.90 (0.11) |
| | FA | 2.02 (0.11) | 2.09 (0.30) | 1.83 (0.17) | 1.60 (0.26) | 1.89 (0.11) |
| | CU | 2.02 (0.11) | 2.01 (0.25) | 1.89 (0.18) | 1.72 (0.30) | 1.91 (0.11) |
| | AV | 2.01 (0.10) | 2.03 (0.27) | 1.92 (0.17) | 1.84 (0.33) | 1.95 (0.11) |
| | AM | 2.00 (0.06) | 1.98 (0.26) | 2.01 (0.17) | 1.84 (0.37) | 1.96 (0.12) |
| | PFO | 2.01 (0.07) | 2.01 (0.25) | 1.97 (0.15) | 1.82 (0.33) | 1.95 (0.11) |
| | PFA | 2.01 (0.09) | 2.03 (0.25) | 1.92 (0.17) | 1.83 (0.33) | 1.95 (0.11) |
| | CONF | 2.00 (0.09) | 2.00 (0.24) | 1.95 (0.16) | 1.84 (0.33) | 1.95 (0.12) |

TABLE G.5 – Classement de l'ensemble des scénarios d'entretien en octobre (automne) pour la pluie P50. Une note de 2 signifie que le scénario ne prodigue aucun service ou disservice par rapport à la situation-témoin. Une note inférieure à 2 signifie que le scénario produit un disservice par rapport à une situation-témoin, et une note supérieure à 2 signifie que le scénario produit un service par rapport à la situation-témoin.

| **Saison** | **Scénarios** | **Restitution eau** | **Atténuation pertes en sol** | **Régulation des graines adventices** | **Stabilisation des berges** | **Global (Moyenne des services)** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Octobre | BR | 2.04 (0.19) | 2.17 (0.38) | 1.76 (0.20) | 1.56 (0.31) | 1.88 (0.12) |
| | DC | 2.12 (0.29) | 2.27 (0.39) | 1.71 (0.19) | 1.53 (0.33) | 1.91 (0.14) |
| | FA | 2.16 (0.32) | 2.39 (0.40) | 1.67 (0.19) | 1.48 (0.31) | 1.93 (0.14) |
| | CU | 2.12 (0.29) | 2.22 (0.39) | 1.69 (0.20) | 1.50 (0.30) | 1.88 (0.14) |
| | AV | 2.11 (0.27) | 2.22 (0.40) | 1.81 (0.23) | 1.74 (0.37) | 1.97 (0.13) |
| | AM | 2.01 (0.25) | 2.21 (0.36) | 1.85 (0.20) | 1.64 (0.36) | 1.93 (0.15) |
| | PFO | 2.00 (0.26) | 2.14 (0.41) | 1.82 (0.20) | 1.66 (0.37) | 1.90 (0.15) |
| | PFA | 2.10 (0.28) | 2.17 (0.40) | 1.83 (0.21) | 1.76 (0.38) | 1.97 (0.13) |
| | CONF | 2.04 (0.28) | 2.17 (0.40) | 1.82 (0.21) | 1.68 (0.37) | 1.93 (0.15) |