Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle

Marianne Laslier

▶ **To cite this version:**

Marianne Laslier. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle. Géographie. Université Rennes 2, 2018. Français. NNT : 2018REN20037 . tel-02080672v2

HAL Id: tel-02080672

https://theses.hal.science/tel-02080672v2

Submitted on 24 Apr 2019

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.

THESE / UNIVERSITE RENNES 2
Sous le sceau de l'Université Bretagne Loire
Pour obtenir le titre de
DOCTEURE DE l'Université Bretagne Loire
Mention : Géographie
Ecole doctorale Société Temps Territoire

Présentée par
Marianne Laslier

Préparée à l'Unité Mixte de recherche 6554 CNRS
Université Rennes 2
Littoral Environnement Télédétection et Géomatique

Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle

Thèse soutenue le 26 septembre 2018
devant le jury composé de :

Hervé Piégay
Directeur de recherche CNRS, Lyon / *rapporteur*

Clément Mallet
Chargé de recherche HDR à l'IGN, Paris / *rapporteur*

Marta González del Tánago
Professeure à l'Universidad Politécnica de Madrid / *examinatrice*

Sébastien Gallet
Maître de conférence à l'Université de Bretagne Occidentale, Brest / *examinateur*

Laurence Hubert-Moy
Co-directrice de thèse

Simon Dufour
Directeur de thèse

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Remerciements

Paradoxalement, la partie des remerciements est la première lue par le lecteur, mais la dernière écrite par l'auteur. La boucle est bouclée en somme. Elle donne le privilège de revenir sur cette belle aventure qu'est la thèse, et de remercier toutes les personnes y ayant, de près ou de loin, participé. C'est donc avec beaucoup d'attention et d'émotion que je m'y attèle.

Je tiens tout d'abord à remercier mes deux encadrants de thèse, Laurence Hubert-Moy et Simon Dufour, pour m'avoir proposé ce sujet pluridisciplinaire passionnant, et pour m'avoir accompagnée tout au long de ces quatre années. Merci à vous Laurence pour m'avoir convaincue, en master 2, de faire cette thèse. Merci pour vos remarques toujours pertinentes et votre confiance. Je remercie également très chaleureusement Simon pour sa très forte implication dans ce travail de thèse. Simon, votre enthousiasme communicatif, votre disponibilité, vos remarques et vos idées toujours constructives sont pour beaucoup dans l'aboutissement de ce travail.

Mes remerciements vont suite aux membres du Jury de cette thèse, Hervé Piégay, Clément Mallet, Marta González del Tánago et Sébastien Gallet qui ont accepté d'évaluer ce travail.

Ce travail de thèse fait partie d'un vaste projet pluridisciplinaire financé par l'Agence de l'Eau, que je tiens donc à remercier ici. De plus, je tiens à remercier Stéphane Fraisse, pour son implication dans la gestion et l'animation de ce projet, même quand l'issue de la suppression des barrages était incertaine. J'ai également une pensée pour tous les membres de l'équipe Séripage, anciens et nouveaux, avec qui j'ai eu l'occasion d'échanger : Audrey A, Audrey P, Claudine, Alejandro, Elven, Marion, Ivan, Charlotte, Lily, Isabelle et Julien.

Au cours de ces quatre années, j'ai eu la chance de travailler étroitement avec certaines personnes, que j'aimerais remercier ici. Je remercie tout particulièrement Isabelle Muller, Charlotte Ravot et Ivan Bernez de l'INRA pour le travail commun réalisé sur la recolonisation des berges. Charlotte et Isabelle, j'ai été ravie de travailler avec vous, que ce soit dans la vase sur le terrain ou sur R… J'espère grâce à vous avoir progressé un tant soit peu en botanique ! Je remercie aussi très amicalement Patricia Rodriguez Gonzalez de l'Université de Lisbonne, pour son aide en statistiques et sur l'analyse des traits fonctionnels. Enfin, merci à Thomas Corpetti pour son aide précieuse en stage d'abord, puis en début de thèse, sur matlab et les classifications SVM.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

De même, je tiens à remercier les deux ingénieurs avec qui j'ai pu collaborer pendant la thèse : Enzo Venturini, qui m'a appris toutes les arcanes d'Agisoft, qui a assisté à mon premier décollage drone (interdiction que la vidéo tourne le jour de la soutenance !) et qui m'a tiré de tant de mauvais pas que je ne saurais les compter. Antoine Ba enfin, pour l'aide au traitement des données LiDAR fullwave, ta bonne humeur et ta motivation pour la classification d'arbres. J'espère que tu sauras au moins reconnaitre quelques arbres maintenant… ☺ Un très grand merci également à Jean Nabucet et Alban thomas pour leur aide précieuse sur le terrain et le traitement des données LiDAR et drone. Je remercie tout particulièrement Jean pour sa bonne humeur, ses conseils et ses tuyaux sur le TITAN: on peut dire qu'on en aura bavé tous les deux ! Enfin, merci à Emmanuel Gourraud de la société Geofit Expert pour m'avoir fourni les données LiDAR et avoir répondu à toutes mes questions concernant celles-ci. J'ai eu de plus l'opportunité d'encadrer deux stagiaires, Alexandre Kaleski et Flore Penninchx, que je remercie ici. Merci notamment pour votre aide précieuse sur le terrain et la production d'orthophotos.

Un grand merci également à toutes les personnes m'ayant aidée et emmenée sur le terrain : Julien Denize, Julie Coudreuse, Claude Le Gonidec, Flore Penninchx, Alexandre Kaleski, Charlotte Ravot, Isabelle Muller, Jean Nabucet, Alban Thomas, Thomas Houet, Simon Dufour, Antoine Ba et Enzo Venturini.

Ces quatre années n'auraient pas été aussi agréables sans l'ambiance si particulière et chaleureuse du COSTEL. Un grand merci donc à tous les membres permanents, chercheurs et administratifs, ainsi qu'à tous les doctorants, post-doctorants, stagiaires et invités rencontrés pendant la thèse au détour d'un couloir, à la pause midi ou autour d'un verre. Plus particulièrement, je tiens à remercier Hervé et Sam (meilleurs directeurs de labo !), Damien (rue Saint Elivet en force !), Jean, Alban, Thomas C., Thomas H., Solene, Anne-Julia, Johan et Valérie; mes collègues « de promo » Adeline, Renan, Amit, Perrine et Marion (dernière ligne droite !); les anciens docs et post-doc Pauline, Xavier, Véro, Edwige, Clémence, Antoine L., Antoine B., Sébastien, Solen, Igor (meilleur voisin de bureau) et Julie; les ingés Hélene (je suis sûre que les nuages de beau temps te manquent un peu), Karel, Enzo et Carole ; les p'tits jeunes (courage !) Julien, Arthur, Thibaut et Florent (mes lidaristes préférés), Audrey (merci pour nos (trop) nombreuses conversations), Fanny et Damien (tu reprends le flambeau sur les rivières), et les stagiaires (Charlotte, Angèle, Olivier, Clémence, Elodie, Jeanne, Joseph, et les autres). Votre bonne humeur quotidienne, les nabucettes, le tableau des choses profondes, les licornes et l'échelle de Corpetti ont rendu plus que sympathiques ces quatre années de thèse. Une mention spéciale à Sébastien pour ses conseils en télédétection et

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

phytosociologie, sa bonne humeur toujours communicative, les soirées saint Nectaire à Rennes et les granita à Palerme.

Je ne pouvais pas ne pas dédier un paragraphe à mes tricopines Perrine, Adeline, Solen, et Enzo (bon, tu n'es pas vraiment une « tricopine », mais tu fais partie de la bande chatchat quand même…). Même si nos conversations chatchat et tricot ont dû en exaspérer plus d'un (n'est-ce pas Renan ?), elles ont beaucoup compté pour moi. Merci pour les catsitting, les bonnets rouges, les patates licornes, bref votre amitié ! A très bientôt où que vous soyez, à Toulouse, Zurich ou Paris.

Qu'ils soient d'ici ou d'ailleurs, j'ai une pensée émue pour tous mes amis, pour les bons moments passés ensemble qui ont permis de lâcher la pression et d'oublier, le temps d'une soirée, d'un weekend ou d'une rando, mes rivières : la breizhcoast team à Rennes : Fanny, Maxence, Adrien, Laureen, Claire, Mathieu et Guigui pour votre bonne humeur communicative et votre amitié autour d'un apéro (toujours bien fourni cela va sans dire), d'une danse ou d'un weekend. Vous portez haut la main la réputation d'accueil qu'ont les bretons ! J'ai aussi une énorme pensée pour celles et ceux qui sont là depuis toujours ou presque : Elise bien sûr (je croise les doigts pour ta thèse en Angleterre !), Zina (il faut vraiment que je passe à Berlin un de ces quatre, plus d'excuses maintenant !), Emilie (courage pour la dernière ligne droite !), Sophie (toi au moins tu pourras vraiment lever la main si on demande si il y a un docteur dans l'avion…), Nico et Lou.

Une docteure de plus! Je ne saurais assez remercier ma famille pour ses encouragements et son soutien sans faille. Merci notamment à Papa, Maman et Benoît pour m'avoir communiqué votre soif d'apprendre, pour vos conseils et encouragements à poursuivre dans le monde de la recherche. Mention spéciale à ma maman, qui a eu le courage et qui a pris le temps de relire en quasi intégralité ce manuscrit (ne manquaient que les présents remerciements).

Enfin, à toi qui te reconnaitra. Parce que ton sourire a été bien présent tout au long de ces quatre années, quelle que soit la distance qui nous séparait. L'avenir nous appartient, et c'est bien là l'essentiel.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Sommaire

Remerciements ..... **i**

Sommaire ..... **iv**

INTRODUCTION GENERALE **1**

PREMIERE PARTIE : ETAT DE L'ART **11**

Chapitre 1 : Dynamiques d'évolution des zones riveraines en contexte d'arasement de barrage **13**

Chapitre 2 : Télédétection et suivi de la végétation rivulaire **49**

DEUXIEME PARTIE : SITE D'ETUDE ET DONNEES **69**

Chapitre 3 : Le projet d'arasement de barrage sur la Sélune **71**

Chapitre 4 : Méthodes et données utilisées **87**

TROISIEME PARTIE : DYNAMIQUES DE COLONISATION DES BERGES EXONDEES **117**

Introduction **118**

Chapitre 5 : Suivi intra-annuel de recolonisation des berges exondées par drone **125**

Chapitre 6 : Dynamiques de la phase initiale de colonisation de bancs alluviaux en contexte d'arasement de barrage. **151**

Chapitre 7 : Dynamiques de colonisation interannuelle des zones dénoyées **177**

QUATRIEME PARTIE : CARTOGRAPHIE D'INDICATEURS DE STATUT DES RIPISYLVES **197**

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Introduction.....198

Chapitre 8 : Apport des données LiDAR été et hiver pour la cartographie d'espèces ripariennes. 201

Chapitre 9 : Spatialisation d'indicateurs de l'état des ripisylves : application à l'état initial d'une action de restauration.....219

DISCUSSION ET CONCLUSION GENERALE..... 247

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 261

ANNEXES 295

TABLES ET INDEX 305

Table des matières.....306

Table des illustrations 312

Liste des tableaux.....320

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Introduction générale

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Contexte général

Les milieux aquatiques font partie des milieux les plus touchés par les activités humaines, alors qu'ils produisent une multitude de services pour le bien-être humain (MEA, 2005). C'est pourquoi en France, depuis la loi sur l'eau de 1992, l'eau « fait partie du patrimoine commun de la nation», et la pollution des eaux superficielles constitue un délit. Or, selon un rapport publié en février 2016 par le ministère de l'environnement, en 2013 près de 60% des eaux superficielles françaises n'atteignait pas un bon état écologique (Ministère de l'écologie et du développement durable 2016). A plus large échelle, l'agence européenne de l'environnement souligne que moins de la moitié des eaux européennes remplissent le statut de « bon état écologique » recommandé (EEA, 2015f). A ce titre, les cours d'eau font l'objet de multiples prescriptions législatives et réglementaires qui encouragent ou imposent leur restauration : Directive cadre sur l'eau, Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques, Grenelle de l'environnement, Schéma régional de cohérence écologique… La restauration des cours d'eau est considérée comme une compensation des pressions que les activités humaines font peser sur les écosystèmes, notamment les écosystèmes riverains. Cette compensation doit permettre de limiter le déclin de la biodiversité et des services environnementaux rendus par ces écosystèmes. Elle correspond donc à un enjeu de taille pour les gestionnaires de l'environnement (European Environmental Agency, 2017). Dans ce contexte par exemple, l'objectif 2 du Biodiversity Strategy pour 2020 (EC, 2011a) impose que d'ici à 2020, à l'échelle de l'Union Européenne, les écosystèmes et les services rendus soient maintenus et améliorés en établissant des infrastructures vertes et en restaurant au moins 15% des écosystèmes dégradés.

Parmi les opérations de restauration mises en œuvre par les gestionnaires, la restauration de la continuité des milieux aquatiques contribue à atteindre les objectifs de bon état écologique préconisés par la législation. En effet, une des pressions anthropiques exercées sur les rivières et leurs marges correspond à la construction d'ouvrages en travers (barrages, seuils,…) (Nilsson and Berggren, 2000). Les barrages affectent toutes les composantes des milieux aquatiques : les flux hydriques en modifiant les régimes de crues, en réduisant la vitesse des écoulements à l'amont, ou encore en homogénéisant les écoulements ; les flux sédimentaires, en bloquant leur transport dans la retenue ; les flux

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

biologiques en bloquant par exemple le passage des poissons migrateurs. Dans ce contexte, une des solutions pour restaurer la continuité des rivières consiste à araser les barrages afin de rétablir la continuité et l'état initial du cours d'eau. La suppression des barrages affecte aussi les compartiments terrestres de l'hydrosystème, mais l'effet sur ceux-ci est moins bien connu (Shafroth et al., 2002). Pourtant, la végétation riparienne joue un rôle crucial, à l'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre, en favorisant l'intégrité des systèmes fluviaux (Malanson, 1993; Wasson Jean-Gabriel et al., 2010). Une des conséquences de l'arasement des barrages sur la végétation riparienne est l'exondation des sédiments alluviaux de la retenue, et leur colonisation par la végétation (Auble et al. 2007; Orr et Stanley 2006). Cette recolonisation, initiée par des herbacées pionnières, conduit à la formation d'une ripisylve mature. Celle-ci doit permettre, en plus du rétablissement de la continuité de la ripisylve le long du cours d'eau, de stabiliser des sédiments exondés.

2 Problématique

La dynamique végétale engendrée dans le cadre des projets de restauration, notamment lors de la suppression d'ouvrages, représente un double enjeu. Un enjeu scientifique d'une part, puisque l'arasement d'un barrage correspond à une expérimentation grandeur nature permettant d'étudier le fonctionnement des milieux riverains en réponse à une perturbation (la restauration après arasement). Un enjeu opérationnel d'autre part, à travers l'évaluation par exemple des potentialités de la recolonisation en termes de fixation des sédiments accumulés dans la retenue, d'esthétique paysagère et d'aménagement de la vallée, de biodiversité et de qualité de la future ripisylve. Ces deux types d'enjeux sont intrinsèquement liés : l'enjeu scientifique nourrit l'enjeu opérationnel en permettant une meilleure prédiction de l'évolution de la végétation et en orientant ainsi les opérations de gestion à mettre en œuvre ; l'enjeu opérationnel en orientant les questions scientifiques.

Cependant, si les actions de restauration, et en particulier les arasements de barrages, se multiplient dans le monde, l'évaluation de leur efficacité reste encore en grande partie à réaliser (Melun, 2012). En Europe, aucune étude n'a, à ce jour, permis

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

d'étudier les conséquences à court et long termes d'un arasement de barrage de grande ampleur sur la végétation. Aux Etats-Unis, pays pionnier en matière d'arasement de barrages, peu d'études sont focalisées sur l'analyse de la végétation (Shafroth et al. 2002; Auble et al. 2007; Orr et Stanley 2006). Ceci s'explique essentiellement par les objectifs premiers de ces opérations, qui tiennent essentiellement à la restauration des milieux aquatiques (dynamiques hydrosédimentaires et piscicoles). En outre, la dimension méthodologique à mettre en œuvre pour un suivi de la végétation rivulaire constitue un verrou important. En effet, une évaluation pertinente doit reposer sur des méthodologies adaptées à l'objet et à la thématique. Dans le cas de la restauration des cours d'eau après un arasement de barrage, trois exigences structurent fortement le développement d'outils d'évaluation pertinents et opérationnels :ces outils doivent permettre un suivi (1) régulier et/ou flexible pour évaluer la vitesse de restauration, (2) effectué sur des linéaires importants (plusieurs kilomètres), (3) suffisamment précis spatialement pour caractériser l'état de petits objets tels que la végétation herbacée qui colonise les berges exondées. Le développement d'indicateurs pertinents répondant à ces trois critères est donc primordial pour l'évaluation d'opérations d'arasement de barrages. A ce titre, un troisième type d'enjeu, méthodologique, vient s'ajouter aux deux précédemment évoqués. Il convient de déterminer quels outils seraient les plus pertinents pour répondre aux enjeux scientifiques et opérationnels. A ce titre, de nouvelles données acquises par télédétection semblent présenter un potentiel important car elles répondent *a priori* aux exigences formulées précédemment. La problématique générale de la thèse peut donc être formulée de la façon suivante:

Comment répond la végétation en contexte d'arasement de barrage, et comment peut-on suivre cette réponse ?

3 Objectifs

L'objectif général de la thèse est triple: thématique, puisqu'il vise à comprendre la distribution et le fonctionnement de la ripisylve dans un contexte de restauration; méthodologique, puisqu'il vise à évaluer l'apport de la télédétection pour caractériser des

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

ripisylves; opérationnel car il vise à répondre à des questions précises en matière de gestion: Quels outils ? Quelles potentialités de gestion ?

3.1 Objectifs thématiques

Du point de vue thématique, l'objectif est de caractériser le processus de restauration de la ripisylve. Il s'agit donc à la fois de décrire l'objet d'étude (la ripisylve) et de comprendre son fonctionnement dans un cas de restauration. La particularité du processus de restauration après un arasement de barrage est la création d'une nouvelle ripisylve sur les berges exondées. La description du phénomène de recolonisation apparaît donc comme primordiale pour la compréhension du processus de restauration. Cette description sous-tend plusieurs questions: qu'est-ce qui colonise (espèces, fonctions de ces espèces), où (dimension spatiale), à quelle vitesse (dimension temporelle) ? Par ailleurs, afin d'évaluer le devenir potentiel de la ripisylve après restauration, il est primordial de décrire aussi la ripisylve mature en place avant et pendant la restauration pour un suivi à long terme. Cette description se fait à la fois d'un point de vue spécifique (quelles sont les espèces présentes ?) mais aussi fonctionnel (quels sont les services rendus par la ripisylve ?). Cette analyse est un prérequis pour évaluer l'impact de la restauration sur la qualité du milieu. Par exemple, la reconnexion du milieu peut être évaluée en comparant les espèces recolonisant les berges avec celles déjà en place.

3.2 Objectifs méthodologiques

L'accessibilité récente à de multiples données de télédétection, qu'elles soient aéroportées ou spatiales, offre de nouvelles perspectives. Toutefois, il se révèle difficile, pour un gestionnaire, de savoir quelles sont, parmi ces données, celles qui sont les plus appropriées pour ses besoins. Il s'agit alors d'établir un état des lieux des connaissances actuelles sur l'intérêt que représente l'utilisation des données de télédétection pour l'étude des ripisylves. Parmi toutes les données de télédétection disponibles, l'objectif dans cette thèse est d'évaluer deux types de données aéroportées afin de produire des indicateurs caractérisant la restauration d'une ripisylve après l'arasement d'un barrage : des images drone et des données LiDAR (Laser Dectection and Ranging) permettant d'analyser finement la végétation en deux et trois dimensions, notamment le long des cours d'eau

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

(Carbonneau et Piégay 2012). Plus précisément, l'objectif est d'évaluer les potentialités d'images couleurs (RVB) acquises par drone pour le suivi de la végétation, et des données LiDAR afin de produire des indicateurs de suivi à long terme et large échelle.

Les données aéroportées LiDAR fullwaveform (FWF) représentent à ce jour les données les plus innovantes pour retranscrire la structure 3D des objets, car elles permettent de caractériser la structure interne de la canopée (Fassnacht et al. 2016; Hovi et al. 2016). Ces données permettent un rendu 3D inédit de la structure de la végétation à une échelle métrique ou sub-métrique et, ainsi, de caractériser finement la structure et la qualité des milieux. Si de nombreuses études ont montré l'intérêt de ce type de données en trois dimensions sur différents habitats forestiers (Fassnacht et al. 2016), il existe à ce jour peu d'études qui les utilisent pour étudier les ripisylves (Michez et al. 2013; Riedler et al. 2015; Johansen et al. 2007). L'objectif est donc d'évaluer l'intérêt du lidar full waveform (FWF) pour la caractérisation de ces milieux.

3.3 Objectifs opérationnels

Le premier objectif opérationnel est de fournir des informations quant au potentiel de restauration passive des berges à court terme: stabilisation des sédiments par la végétation, vitesse de colonisation, présence ou absence d'espèces invasives ou exotiques. A long terme, les indicateurs produits par télédétection doivent permettre d'évaluer le succès de la restauration et notamment la reconnexion de l'ancienne retenue avec les parties amont et aval.

Le drone est une plateforme permettant d'acquérir des images 2D et 3D à très haute résolution spatiale (cm) avec une grande flexibilité et à moindre coût (Dufour et al., 2013). Facile d'utilisation, cette technologie semble bien adaptée pour le suivi des opérations de restauration. Le deuxième objectif opérationnel de la thèse est donc d'évaluer l'opérationnalité de la technologie drone, et son intérêt pour le suivi de la végétation riparienne.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

4 Plan de la thèse

La thèse s'articule autour de quatre grandes parties. Après une introduction générale, un état de l'art (partie 1, chapitres 1 et 2) et la description du cadre géographique et des données utilisées (partie 2, chapitre 3 et 4), les deux parties suivantes présentent les travaux réalisés pendant la thèse (parties 3 et 4) (Fig. 1.1 et Tableau 1.1).

La partie 3 vise à étudier la dynamique de recolonisation de bancs exondés au niveau de la retenue du barrage, à deux échelles spatiales (site ou retenue) et temporelles (intra et interannuelle). Dans cette partie, des séries temporelles d'images acquises par un drone sont exploitées pour étudier la vitesse et la répartition spatiale de la recolonisation des berges exondées à une échelle intra-annuelle (chapitre 5). Le croisement des images drones avec des relevés de végétation est effectué afin d'étudier les variations spatio-temporelles des communautés végétales colonisant ces berges. Puis, des modèles biologiques mettant en relation ces relevés terrain avec des variables physiques dérivées de données LiDAR sont construits, afin d'analyser la variation temporelle du contrôle des facteurs physiques sur la recolonisation (chapitre 6). Enfin, une analyse dynamique à échelle interannuelle a été réalisée, afin d'identifier les dynamiques de succession à plus long terme (chapitre 7).

La partie 4 vise à étudier la ripisylve déjà en place en vue d'un suivi à long terme. Des indicateurs caractérisant la ripisylve et pouvant influencer la recolonisation sont dérivés à l'aide de données LiDAR FullWaveForm. Un premier chapitre (chapitre 8) évalue l'intérêt des données FWF pour cartographier les espèces de la ripisylve à l'aide de métriques morphologiques. Un deuxième chapitre (chapitre 9) évalue l'intérêt des données FWF pour identifier les fonctions de la ripisylve à différentes échelles spatiales.

La discussion générale de la thèse revient sur la pertinence des indicateurs dérivés des images drone et des données LiDAR, ainsi que sur les patrons de végétation décrits dans la thèse.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 1: Enjeux méthodologiques, thématiques et opérationnels dans les parties 3 et 4 de la thèse.

	Enjeux		
	Thématique	Méthodologique	Opérationnel
Partie 3	**Fort : Etudier les dynamiques de colonisation des berges exondées**	Faible : le drone RVB est une technologie bien développée	**Fort** : tester l'opérationnalité du drone RVB, tester le potentiel de stabilisation des sédiments
Partie 4	Faible à court terme, avant l'arasement **Fort à long terme dans le cadre d'un suivi**	**Fort : tester les potentialités d'un nouveau capteur : LiDAR FWF**	Faible : le LiDAR FWF reste une technologie à développer

Cette thèse s'appuie sur le programme pluridisciplinaire de suivi de l'impact des opérations d'arasement des barrages hydroélectriques de la Sélune (2014-2018) : Arasement des barrages de la Sélune : Quels changements pour la faune pisciaire, la végétation aquatique et rivulaire, les flux géochimiques et biologiques du cours d'eau ? Ce programme associe 14 équipes scientifiques appartenant notamment à l'INRA Rennes UMR ESE et BAGAP INRA AgroCampusOuest), à l'université Rennes 1(UMR ECOBIO) et à l'université Rennes 2 (UMR LETG Rennes). *Il est financé par l'Agence de l'Eau Seine Normandie.*

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

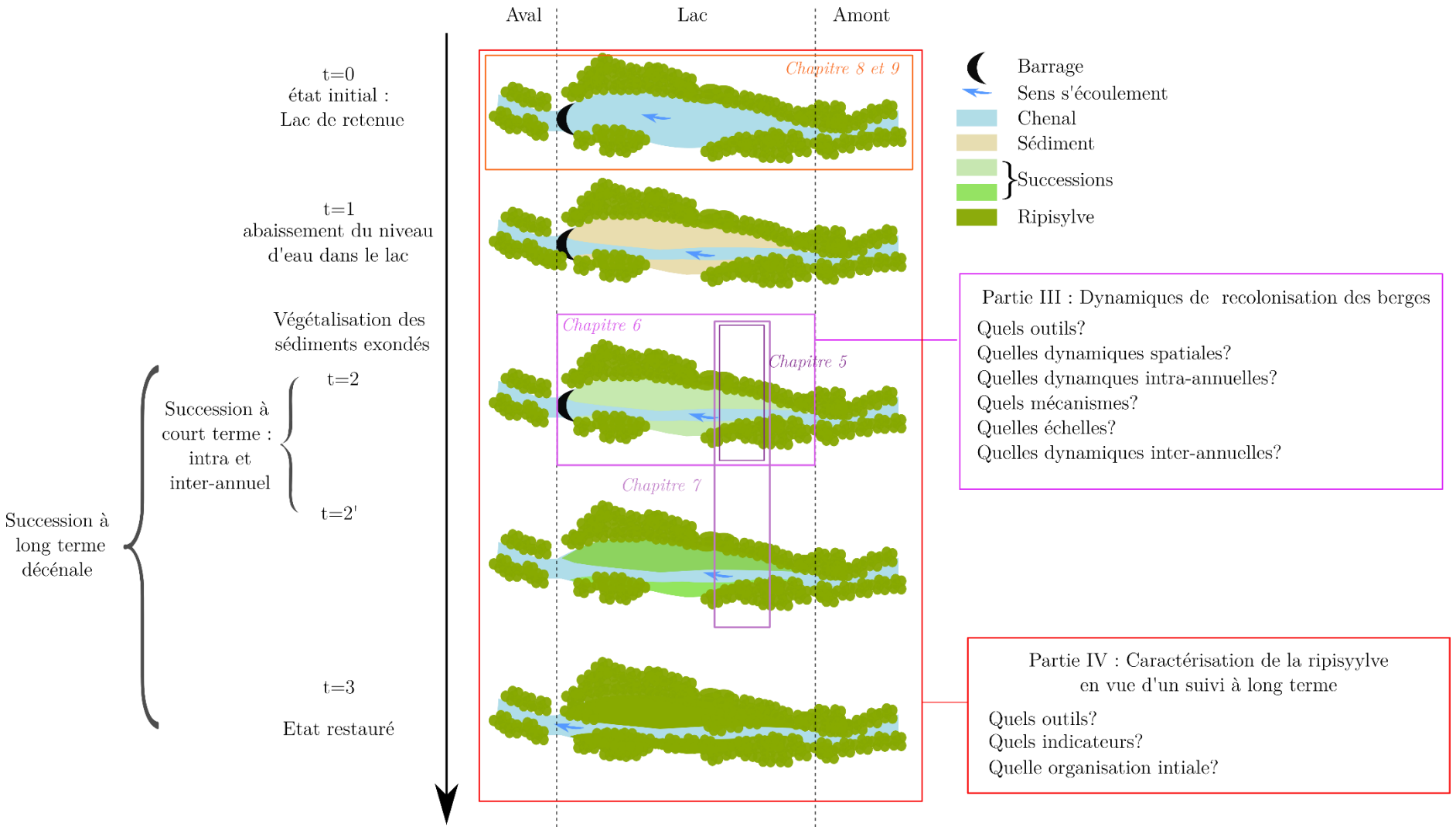


Figure 1 : Schéma général de la thèse

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Première partie : Etat de l'art

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Chapitre 1 : Dynamiques d'évolution des zones riveraines en contexte d'arasement de barrage

1 Introduction....14

2 Fonctionnement écologique des zones riveraines....14

2.1 Définitions....14

2.2 Patrons spatiaux d'organisation de la végétation rivulaire en contexte tempéré...17

2.3 Dynamiques d'évolution des ripisylves en contexte tempéré....21

2.4 Fonctions de la ripisylve....22

3 Impacts des ouvrages en travers sur le fonctionnement des zones riveraines....28

3.1 Impacts sur le chenal et les biocénoses aquatiques....29

3.2 Impacts sur la végétation riveraine....32

4 L'arasement de barrage comme action de restauration écologique : principes généraux et impacts sur la végétation riveraine....34

4.1 La restauration écologique : Définition et concepts....35

4.2 Restauration suite à un arasement de barrage....37

4.3 Méthodes de suivi des actions de restauration....44

5 Conclusion : vers un suivi des milieux rivulaires en contexte d'arasement 46

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Introduction

Ce premier chapitre porte sur le cadre thématique de la thèse, à savoir la réponse des zones riveraines à une opération d'arasement de barrage. Après avoir défini la notion de zone riveraine, et afin de mieux comprendre les enjeux relatifs au suivi des zones riveraines en contexte d'arasement, leur fonctionnement écologique sera abordé, ainsi que les pressions exercées sur ces milieux, avec un focus sur les pressions exercées par les ouvrages en travers des cours d'eau. Dans un second temps, la notion de restauration écologique sera définie, suivie d'un focus sur les actions d'arasement de barrage. Enfin, la nécessité d'évaluer les actions de restauration et de définir des outils méthodologiques adaptés pour cela sera discutée.

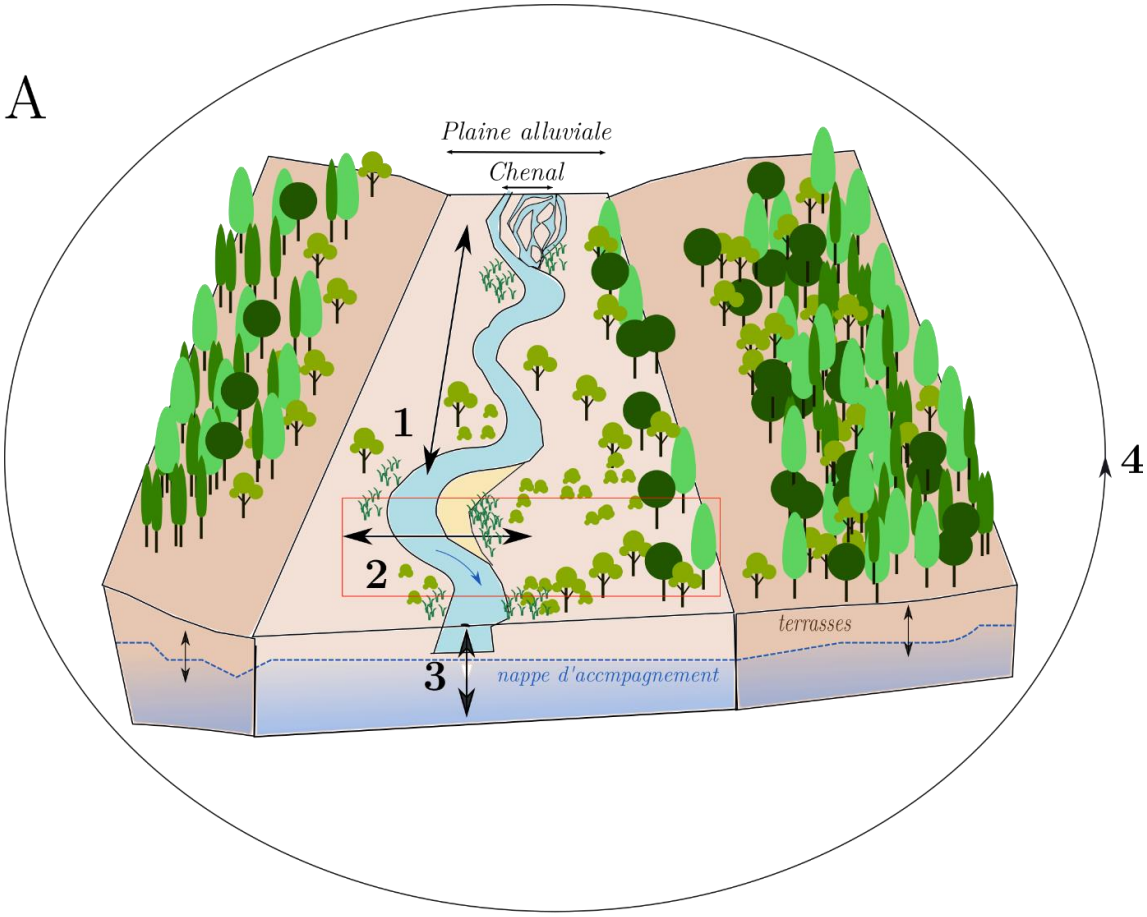
2 Fonctionnement écologique des zones riveraines

2.1 Définitions

2.1.1 Définition de la zone riveraine

D'après la définition du Larousse, le terme « riverain » correspond à l'affirmation « qui habite près d'une rivière ». Ainsi, la zone riveraine englobe tous les objets présents autour d'un cours d'eau, et plus précisément ceux qui sont liés à celui-ci par des flux bidirectionnels d'énergie et de matière. Les zones riveraines sont donc soumises à une influence forte du milieu aquatique et font partie intégrante de l'hydrosystème fluvial (Fig. 1-1 A). En effet, l'hydrosystème fluvial peut être défini comme un ensemble d'écosystèmes reliés entre eux par des flux de matière et d'énergie dont le principal vecteur est l'eau, et qui circulent dans un espace à quatre dimensions par rapport au cours d'eau (longitudinal, latéral, vertical et temporel) (Amoros and Petts, 1993). Au sein même d'un hydrosystème, à une échelle donnée, différents écosystèmes peuvent être interconnectés selon différents niveaux hiérarchiques (Fig. 1-1 B).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018



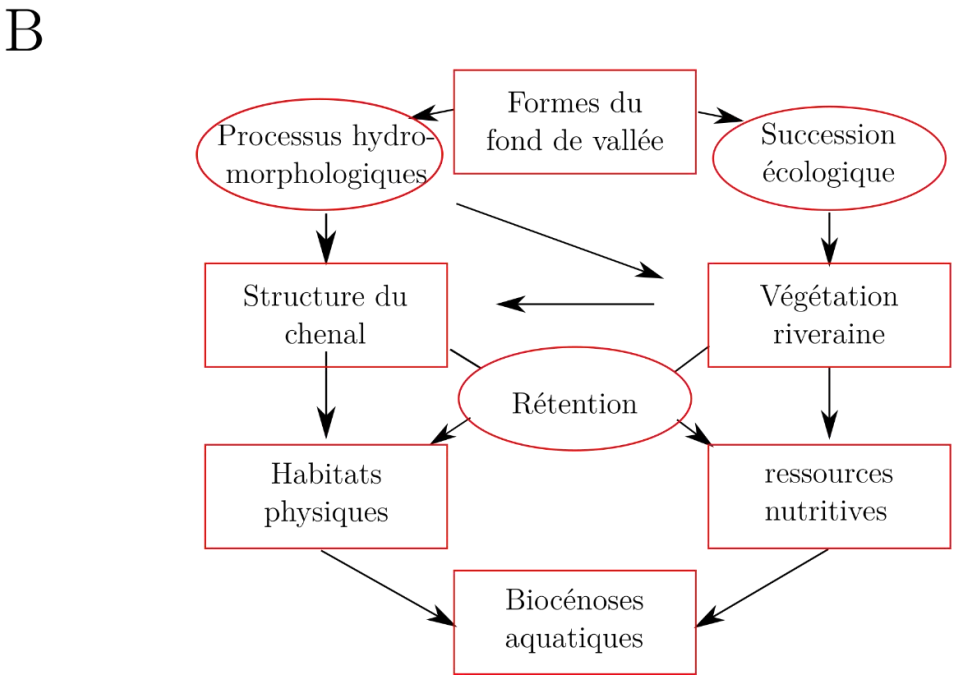


Figure 1-1 : A) Exemple de représentation de l'hydrosystème fluvial et de ses flux: 1 : flux longitudinaux, 2 flux latéraux, 3 flux verticaux et 4 flux temporels. B) Interactions hiérarchiques des éléments d'un écosystème au sein de l'hydrosystème (Gregory et al., 1991).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.1.2 La végétation riveraine : un compartiment essentiel de l'hydrosystème fluvial

Les formations végétales arborées situées en bord de cours d'eau sont appelées ripisylve, végétation riparienne, forêt rivulaire, forêt alluviale, ou forêt d'inondations selon les sources. Ces termes, parfois confus, définissent un même objet selon une double référence (Dufour and Piégay, 2006; Piégay et al., 2003) :

- la nature boisée de cette formation (sylve, végétation, forêt…) et
- la localisation spatiale de cette formation en bord de cours d'eau (rive, riparien, rivulaire, alluvial, inondation).

La pluralité des appellations reflète bien la complexité de ces unités, ainsi que la difficulté de les définir et de les localiser. On pourra observer par exemple, sur un même cours d'eau, à la fois une forêt alluviale s'établissant sur des dépôts alluvionnaires, des alignements d'arbres en milieu anthropisé, et une forêt de versant plongeant directement dans le cours d'eau (Fig. 1-2 A, B et C). Ces boisements présentent cependant des caractéristiques communes, dues à leur proximité et à leurs échanges réguliers avec les autres compartiments du milieu aquatique comme le chenal ou la nappe phréatique (Fig. 1-1 B ; Amoros and Petts, 1993; Pautou et al., 2003). Dans le cadre de cette étude, le terme ripisylve sera utilisé préférentiellement pour décrire ces types d'habitat boisé, et les termes forêt riveraine et forêt alluviale seront considérés comme des synonymes. Le terme végétation rivulaire sera plus généralement employé pour décrire tous les stades de successions végétales, allant des stades herbacés pionniers aux stades ligneux matures.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

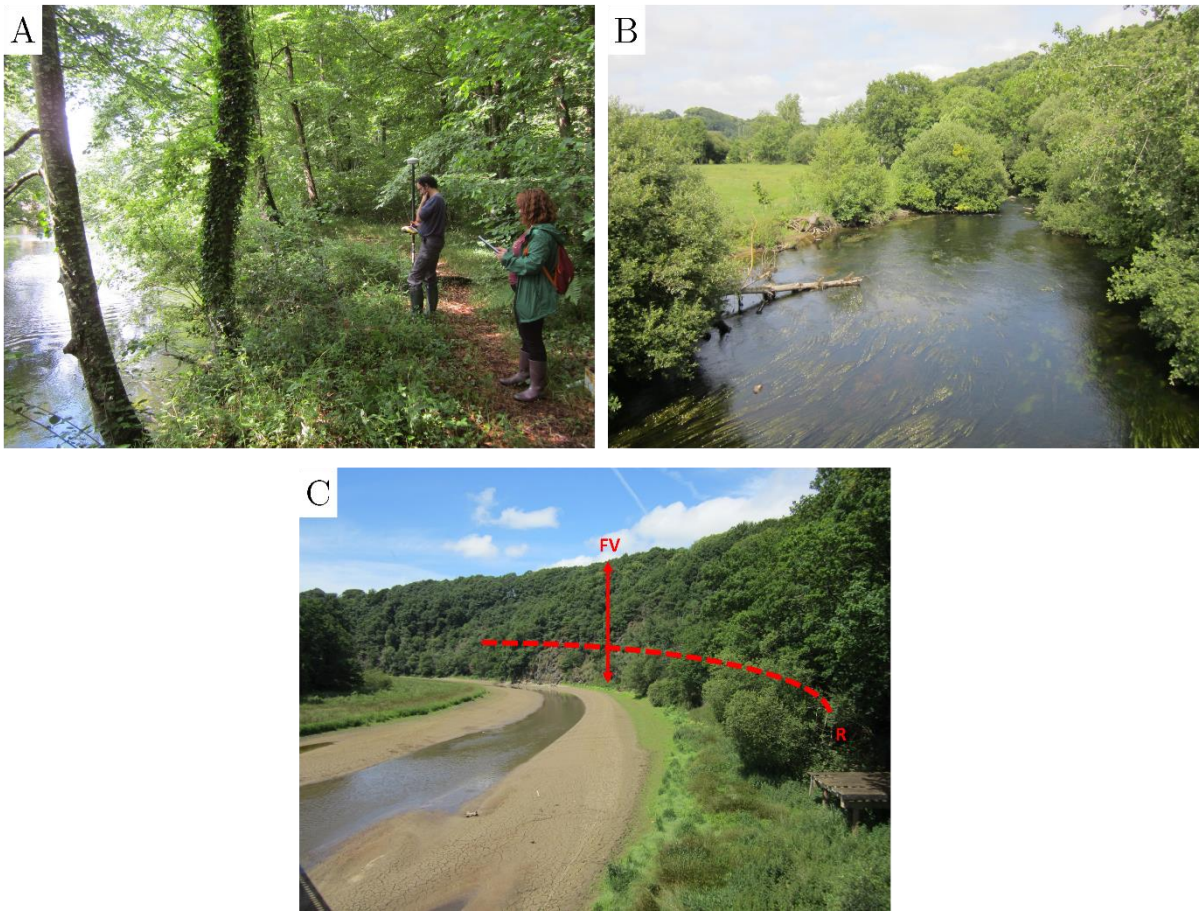


Figure 1-2: Trois types de végétation riparienne observés sur un même cours d'eau normand: A) forêt alluviale, B) alignement d'arbres, C) forêt de versant. Dans la photographie C, FV correspond à l'étendue de la forêt de versant, et R correspond à la limite de la zone riveraine, c'est-à-dire la portion de la forêt de versant pouvant influencer le cours d'eau.

2.2 Patrons spatiaux d'organisation de la végétation rivulaire en contexte tempéré

2.2.1 Différentes échelles d'analyse

Les hydrosystèmes sont organisés selon différentes échelles spatiales emboîtées (Naiman et al., 2005) : bassin versant, secteur fonctionnel (un méandre), unité (banc) et sous-unité (tête de banc, queue de banc,..). Le bassin versant, qui représente la plus large échelle d'analyse, comprend un cours d'eau et tous ses affluents depuis sa source jusqu'à son exutoire. Les secteurs fonctionnels représentent des unités spatiales comportant des dynamiques hydrogéomorphologiques homogènes : courant, granulométrie, etc…. Au sein d'un secteur fonctionnel, plusieurs formes fluviales (par exemple un banc) au fonctionnement propre peuvent être observées. Enfin, plusieurs sous-ensembles peuvent être isolés au sein d'une même forme fluviale (par exemple la tête et la queue d'un banc

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

alluvial). A chaque échelle spatiale, différents patrons d'organisation de la végétation peuvent être observés. Ils sont majoritairement reliés à des paramètres climatiques, hydrologiques et géomorphologiques. Les sections suivantes s'intéressent aux facteurs de contrôle de ces patrons aux différentes échelles.

2.2.2 Variables de contrôle à large échelle

A l'échelle du biome, le contexte climatique joue un rôle prépondérant dans l'organisation spatiale de la végétation. Le type de végétation ne sera donc pas le même en contexte tempéré, sec, ou humide. Au sein d'un bassin versant, un gradient longitudinal et altitudinal, défini en hydrologie par les rangs de Strahler (Strahler, 1957), sert de facteur de contrôle de la végétation : les petits cours d'eau en amont présentent généralement des dynamiques hydro-géomorphologiques différentes des cours d'eau plus en aval (Fig. 1-3). Différents secteurs fonctionnels, ou styles fluviaux sont donc distingués selon ce gradient longitudinal en fonction de facteurs géologiques (type et granulométrie du substrat) et hydrologiques (énergie).

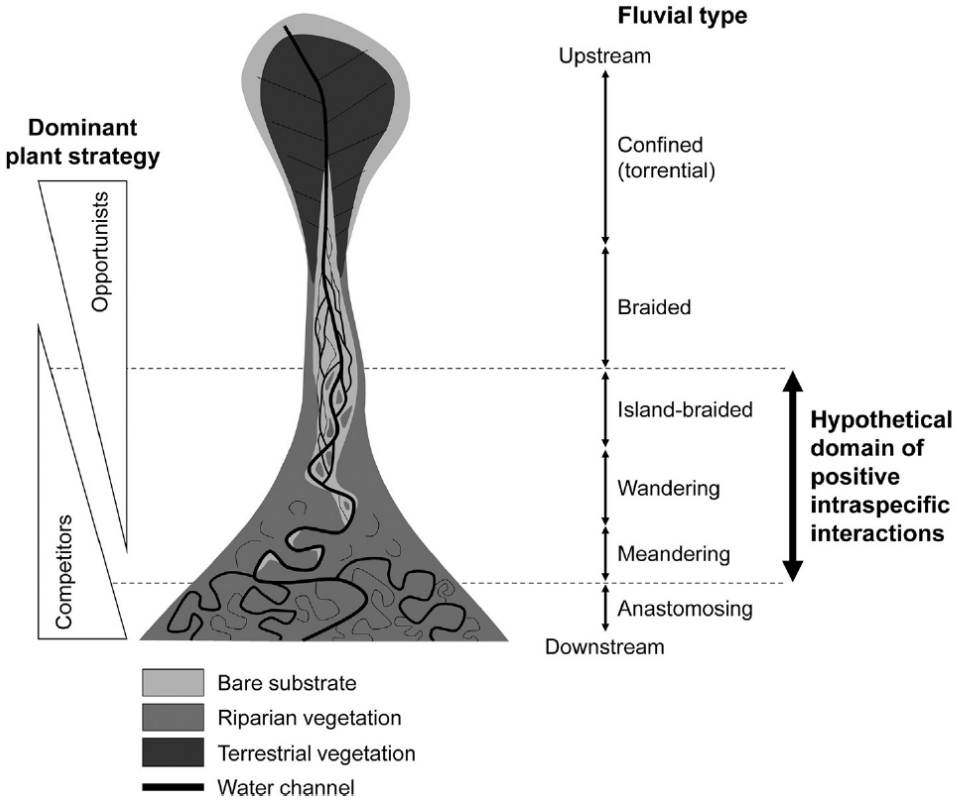


Figure 1-3 : Organisation des styles fluviaux et des communautés ripariennes associées à l'échelle du bassin versant (Corenblit et al., 2018).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.2.3 Gradient d'inondation à l'échelle du secteur fonctionnel.

2.2.3.1 Gradient topographique, hydrologique et pédologique

Dans les années 1980, les patrons spatiaux de la végétation riparienne ont été décrits à l'échelle d'un secteur fonctionnel selon trois principaux gradients latéraux : topographique, hydrologique et pédologique (Carbiener, 1983; Hupp and Osterkamp, 1985; Pautou, 1984; Pautou and Décamps, 1985, fig. 1-4). La distribution latérale de la végétation est décrite comme un gradient allant d'une végétation herbacée plus hygrophile, proche latéralement et verticalement du cours d'eau, à une végétation ligneuse plus âgée, située à des niveaux topographiques plus élevés et éloignés du cours d'eau (Gregory et al., 1991).

Schématiquement, la disposition topographique autour d'un cours d'eau comporte des zones basses proches du chenal et des zones hautes plus éloignées. Lorsque l'altitude augmente, la fréquence et l'intensité des perturbations liées aux inondations diminuent (Pautou et al 1985a). Les zones basses et proches du cours d'eau seront plus souvent inondées et par conséquent plus humides que les zones éloignées et en hauteur. Rot et al (2000) ont pu ainsi classer la végétation riparienne en quatre classes selon la hauteur par rapport à la ligne d'eau du chenal. Enfin, le gradient pédologique est contrôlé par les apports d'alluvions par le cours d'eau, l'action de l'eau et les organismes vivants. La nature des sols est contrôlée en partie par le degré d'interaction avec le cours d'eau, et plus les sols seront éloignés du chenal, plus la texture des sols sera fine avec une forte teneur en matière organique (Nakamura et al., 1997; Pautou et al., 1996).

Les trois gradients cités précédemment ont été reliés au degré d'inondation qui peut constituer des perturbations de la zone rivulaire. Ces perturbations sont caractérisées par leur intensité, leur fréquence et leur étendue. Par exemple, Tabacchi et al., (1998) a montré que des régimes de perturbations trop intenses induisent un blocage de la succession au stade pionnier, tandis que des perturbations peu intenses induisent une diminution des relations entre le cours d'eau et la végétation qui s'établit à un état métastable forestier. Ces résultats permettent d'expliquer la présence de végétation plus jeune près du cours d'eau, et plus âgée loin du cours d'eau(Shafroth et al., 2016).

2.2.3.2 Le degré de perturbation affecte la composition des communautés végétales

Plus récemment, Bornette et al., (2008) ont montré que la structure de la végétation rivulaire est dépendante de composantes en trois dimensions (Fig 1-3): le degré d'intensité de la perturbation (a), le degré d'érosion lié à la position spatiale par rapport au cours d'eau(position latérale et pente) et par conséquent à la portion potentiellement

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

impactée par la perturbation (b), et enfin la fréquence de perturbation (c). Les stratégies fonctionnelles des espèces s'adapteront alors à ce système de perturbations : Un système à forte énergie, avec des perturbations de forte intensité et forte fréquence aura ainsi tendance à favoriser des espèces tolérantes à la perturbation. Cela correspond à des espèces rudérales de petites tailles, à cycle de vie court et ayant une haute fréquence de floraison (Stratégie R de Grime (Grime, 1988)). Ces espèces, qui produisent un grand nombre de graines de petites tailles, souvent dispersées par le vent, sont susceptibles de persister dans une banque de graines durant de longues périodes et par conséquent de survivre à des perturbations importantes.

A contrario, un système à plus faible énergie et moins perturbé aura tendance à favoriser des espèces plus compétitrices (Bornette et al., 2008). Dans ces systèmes, l'inondation influencera différemment les communautés, et les processus autogéniques domineront, comme la compétition et la résistance à l'herbivorie (Elger et al., 2004; Weiher and Keddy, 1995). La majorité des études se concentrant sur des systèmes naturels à fort degré de perturbations comme par exemple le Rhône (Dufour et al., 2007), la Tagliamento (Bertoldi et al., 2011b), l'Allier (Garófano-Gómez et al., 2017), le Tech (Corenblit et al., 2010), l'Ain (Piégay, 1995), la Loire (Wintenberger, 2015) ou la Sacramento (Stella et al., 2011). Les patrons d'organisation de la végétation rivulaire en contexte de faible énergie et faible degré de perturbation restent relativement peu connus, excepté dans certaines plaines côtières (Hupp, 2000; Hupp and Osterkamp, 1996).

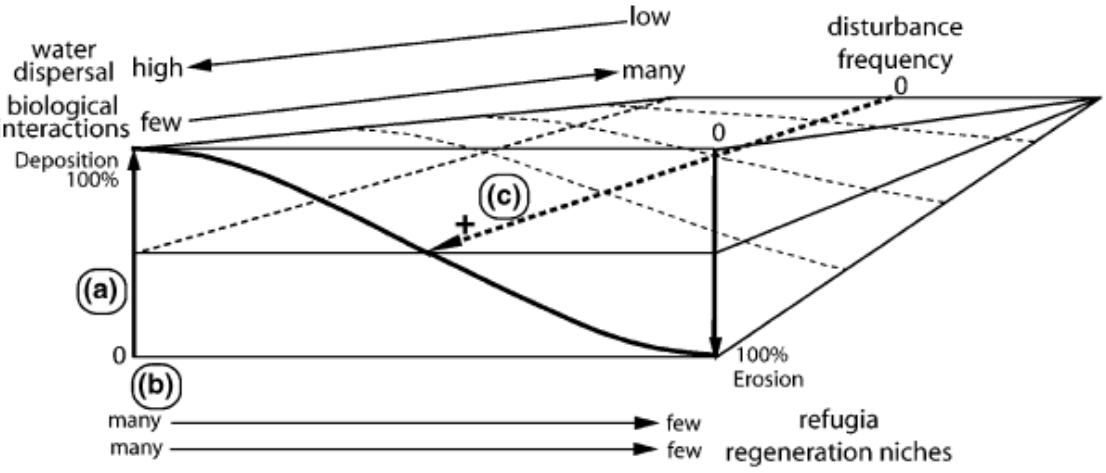


Figure 1-4: Processus de contrôle des communautés végétales, et différentes stratégies de vie, a) gradient de déposition/érosion des sédiments. b) type de granulométrie du banc. c) la fréquence d'inondation. Bornette et al (2008).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.2.4 Variables de contrôle au sein d'une forme fluviale

Au sein même d'une forme fluviale (banc, méandre,…), les trois dimensions évoquées précédemment (topographie, hydrologie, pédologie) peuvent varier et affecter la composition de la végétation riparienne, mais pas nécessairement sous forme de gradient. Par exemple, des variations de la microtopographie peuvent significativement influencer la composition, la richesse ou la physionomie de la végétation rivulaire (Hodges, 1997; Moeslund et al., 2013; Simmons et al., 2012; Vivian-Smith, 1997). C'est ce qu'a observé Vivian-Smith (1997) en montrant que des variations en milieu expérimental de 1 à 3 cm modifiaient significativement la composition et la richesse spécifique de communautés ripariennes. La microtopographie pourrait modifier significativement les régimes de perturbations et ainsi affecter la densité et l'implantation de ligneux, modifiant la composition et la diversité des espèces de sous-bois (Dufour et al., 2007; Dufour and Piégay, 2010; Wolfert, 2001).

Concernant la pédologie, les conditions d'accumulation et de dépôts sédimentaires peuvent fortement varier localement, notamment dans les systèmes à forte énergie (Steiger J. et al., 2005). Par exemple, la vitesse d'écoulement est modifiée par la morphologie du chenal, conduisant à des dépôts plus importants à l'amont qu'à l'aval d'un banc d'alluvions (Hortobágyi et al., 2017c).

2.3 Dynamiques d'évolution des ripisylves en contexte tempéré

Les précédentes sections ont montré l'importance des régimes de perturbation dans la répartition spatiale de la végétation riparienne. Cependant, la diversité de la mosaïque végétale observée dans les ripisylves s'explique aussi par la variabilité temporelle de ces régimes de perturbation qui, selon leur durée et leur intensité, induisent la destruction totale ou partielle des bancs de végétation déjà existants ainsi que la remobilisation et le déplacement de sédiments à même d'être recolonisés. Par ailleurs, la végétation rivulaire exerce une rétroaction sur les régimes hydrogéomorphologiques, en stabilisant les sédiments déjà en place ou en modifiant les écoulements (Corenblit et al., 2007), et donc influencent les dynamiques de successions végétales. Par exemple, un substrat stabilisé par des racines sera moins sujet à l'érosion, ce qui permettra aux espèces colonisant ce substrat de se maintenir dans le temps.

Les successions végétales et leurs patrons spatiaux sont donc largement dictés par des processus hydrogéomorphologiques (Corenblit et al., 2007; Steiger J. et al., 2005; Tabacchi Eric et al., 2002). Tabacchi et al. (1998) décrit ainsi des dynamiques de

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

végétation contrôlées par un système de perturbation : après une perturbation -le plus souvent une crue-, des sédiments peuvent être laissés à nu soit par arrachement de la végétation présente auparavant, soit par le déplacement et le dépôt de sédiments ailleurs. Ces dépôts peuvent être colonisés ou recolonisés par une végétation pionnière de type herbacée. Sans perturbation majeure, la végétation herbacée laisse la place à une végétation pionnière ligneuse (type *Salix*) qui à son tour laisse sa place à une végétation ligneuse mature, appelée Climax en écologie (Pautou et al., 1985).

D'un point de vue dynamique, Corenblit et al. (2007) proposent une approche synthétique des travaux menés dans les dernières décennies sur les systèmes fluviaux. Ils décrivent différentes phases de succession végétale en fonction de leur degré d'interaction avec les processus hydrogéomorphologiques. Ils distinguent quatre phases de succession végétale de durée et d'importance variables.

- La première phase, appelée phase géomorphologique, se passe pendant et immédiatement après la perturbation. Elle consiste en la dispersion des sédiments et graines.
- Durant la deuxième phase, appelée phase pionnière, un recrutement rapide de végétation pionnière, issue généralement de la banque de graine, se produit. Cette deuxième phase, qui dure généralement de quelques jours à quelques mois, est largement dominée par des processus allogéniques.
- La troisième phase, appelée phase biogéomorphologique, fait suite à la phase géomorphologique. Cette phase est caractérisée par le développement de la végétation et son interaction avec les processus géomorphologiques : fixation des sédiments déposés, régulation des flux, etc… (voir section 2-4, Fonctionnalités de la ripisylve). Elle est à la fois dominée par des processus allogéniques et des processus biologiques, et peut durer de quelques mois à quelques années. Elle peut être séparée en deux sous-phases de succession, la première dominée par des herbacées et la deuxième par des arbustes (Corenblit et al., 2010).
- Enfin la dernière phase, appelée phase écologique, correspond à un état de climax de la végétation dans lequel les processus allogéniques sont absents, et les processus biologiques tels que la compétition sont majoritaires.

2.4 Fonctions de la ripisylve

La position et la diversité de l'organisation spatiotemporelle de la végétation, exposées précédemment, font des ripisylves des zones extrêmement riches en biodiversité

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

qui produisent une multitude de fonctions écologiques et de services pour le bien-être humain (Naiman et al., 2010) résumés dans le tableau 1-1.

Table 1-1 : Principales fonctions exercées par les ripisylves, et leurs services écosystémiques associés. Modifié d'après Naiman (2005)

Fonction	Effet de la fonction	Service écosystémique rendu	Type de service **(MEA, 2005)**
Stockage des eaux de surface	Ecrêtement des crues	Réduit les dommages causés par les crues	Régulation
Régulation des échanges avec la nappe	Maintien un niveau d'eau suffisant dans le sol	Améliore la qualité des habitats en régulant la quantité d'eau disponible	Soutien
Régulation des transports sédimentaires	Contribue à a géomorphologie fluviale	Aide à la prédiction des dynamiques fluviales et à leur meilleure gestion	Régulation
Production de carbone organique	Produit de l'énergie permettant le maintien des chaînes trophiques	Maintien des chaînes trophiques	Soutien
Hots spots de biodiversité	Source de biodiversité	Contribue à la biocomplexité	Socioculturel
Régule cycle de certains nutriments	Interception des nutriments et filtrage des polluants	Filtrage des polluants, amélioration de la qualité de l'eau	Soutien, régulation
Stockage de carbone dans le sol	Stockage de carbone dans le sol	Régulation du changement climatique	Régulation
Maintien de la végétation en bord de rivière	Régule la température de l'eau	Maintien de bonnes conditions pour les poissons	Socioculturel, approvisionnement
Habitats pour les espèces terrestres	Favorise les déplacements d'espèces terrestres, notamment migratrices	Nature, fonction récréative	socioculturel
Habitats pour les espèces aquatiques	Habitats pour les poissons, corridor pour les espèces migratrices	Production de nourriture (poissons) et activité récréative (pêche)	Socioculturel, approvisionnement

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.4.1 Fonctions hydrauliques

2.4.1.1 Cycle de l'eau

La végétation riparienne, comme tous les couverts végétaux, joue un rôle de régulation des processus hydrologiques (Tabacchi et al., 2000). La régulation peut être due à des phénomènes physiques relatifs à la structure des ligneux, ou à des phénomènes physiologiques relatifs à leurs propriétés biologiques. Les feuilles et les troncs des arbres recueillent par exemple l'eau de pluie, permettant de réguler le ruissellement. Les racines augmentent la porosité du sol, améliorant l'infiltration d'eau dans le sol et l'alimentation de la nappe sous-jacente. L'accumulation de litière au sol améliore l'infiltration et freine le ruissellement, en partie responsable de l'érosion des sols (Fig. 1-3). La végétation joue de plus un rôle épurateur, ce qui permet de réalimenter les nappes phréatiques en eau non polluée (Lowrance and Vellidis, 1995).

2.4.1.2 Régulation des crues

Le premier service écosystémique rendu par les ripisylves correspond à la régulation des crues (Tabbacchi et al., 2000). En effet, les crues font partie des aléas les plus meurtriers et leur régulation est un enjeu majeur pour la population. Qu'elle soit herbacée ou boisée, la végétation rivulaire joue un rôle de régulation des écoulements. Les troncs des arbres des forêts riveraines peuvent par exemple agir comme une résistance aux écoulements lors des crues les plus fortes (Fig. 1-3, Corenblit et al., 2007). La taille et le nombre de troncs, la hauteur des arbres, l'espèce ainsi que l'âge des peuplements sont autant de facteurs de contrôle de la fonction régulatrice des crues des zones ripariennes (Antonarakis et al., 2008b; Darby Stephen E. and Thorne Colin R., 1996; Hupp, 1992; Piégay et al., 2003; Tabacchi et al., 2000). En outre, la stratification des ripisylves accentue la résistance aux écoulements (Darby Stephen E. and Thorne Colin R., 1996; Kouwen, 2000; Tabacchi et al., 2000). Les débris et troncs morts au sol permettent de ralentir les écoulements en cas de crue (Tabacchi et al., 2000). De la même façon, la végétation rivulaire pionnière herbacée que l'on peut retrouver dans la bande active agit comme une résistance aux écoulements (Kouwen, 2000).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

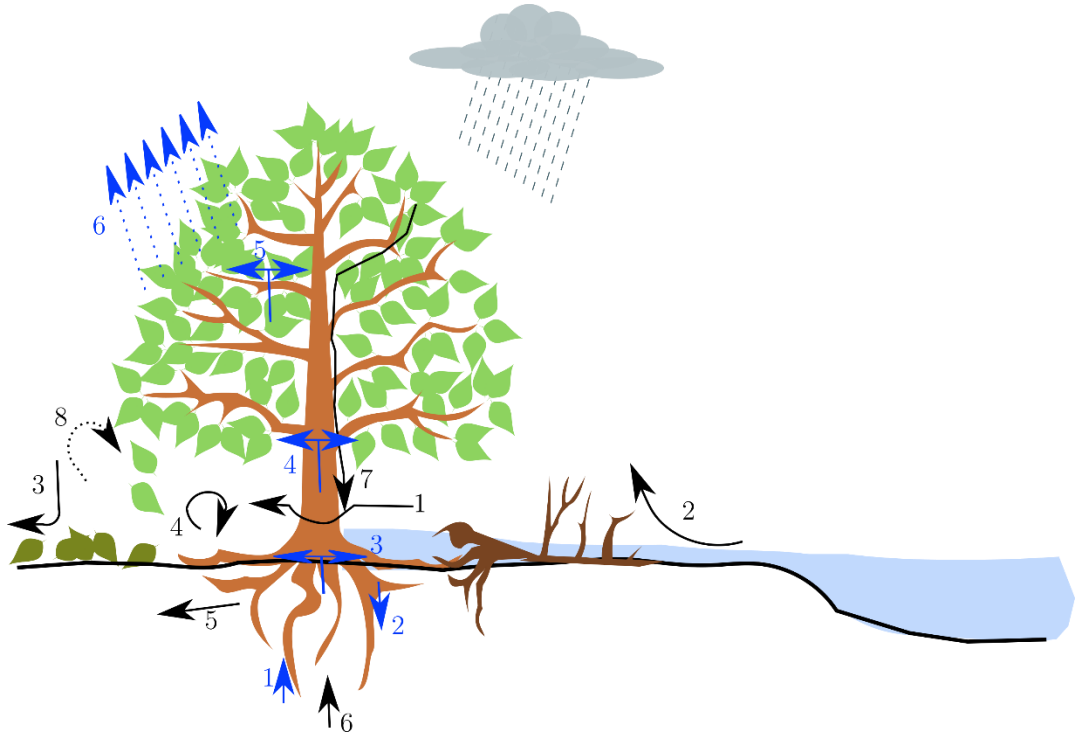


Figure 1-5: Principaux effets physiologiques et physiques de la végétation riparienne sur le cycle de l'eau. En bleu : effets physiologiques de la végétation sur le cycle de l'eau : 1. remontée par capillarité, 2. redistribution de l'eau, stockage dans les grosses racines, 3. Remontée de l'eau dans le tronc, 4. stockage dans le tronc, 5. stockage dans les branches, 6. Evapotranspiration. En noir : effet physiques de la végétation sur le cycle de l'eau : 1. résistance à l'inondation par le tronc, 2. résistance à l'inondation par les embâcles, 3. modification de l'infiltration par la litière, 4. turbulences accrues par les racines, 5. Augmentation de la porosité du sol par les racines, 6. Augmentation de la capillarité par les racines fines, 7. Ruissèlement par les branches et les feuilles, 8. Condensation et interception de l'eau par les feuilles. D'après Tabacchi et al. (2000).

2.4.2 Fonctions morpho-sédimentaires

La végétation riparienne assure aussi un rôle de contrôle des formes sédimentaires. En effet, les racines permettent de fixer les sédiments, qui seront donc moins mobilisés lors de crues (Corenblit et al., 2007). Les phénomènes de dépôt et d'érosion des sédiments sont largement contrôlés par la présence de la végétation riparienne. Par ailleurs, l'atténuation des flux d'eau par la végétation agit aussi sur les dépôts sédimentaires : en ralentissant les flux d'eau, la présence de végétation permet de limiter le transport sédimentaire par l'eau (figure 1-4).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

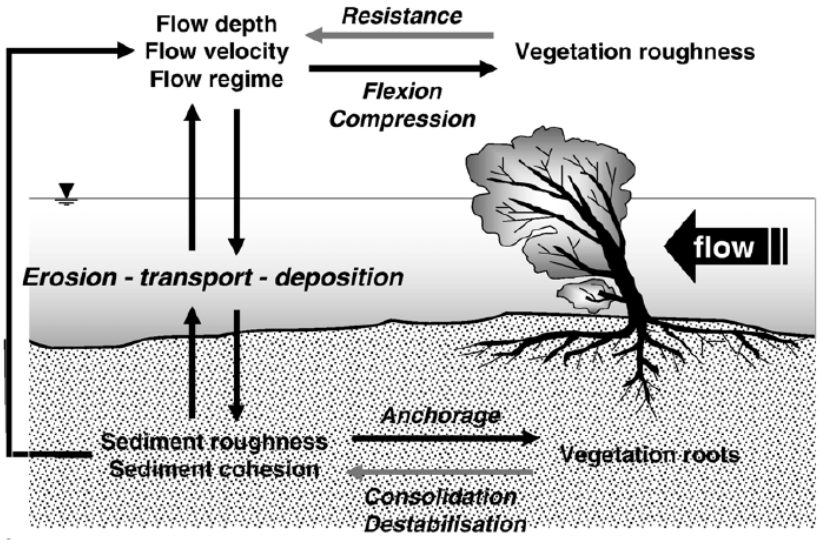


Figure 1-6 : Relatons entre végétation riparienne, écoulements et sédiments (Corenblit et al., 2007)

Par ailleurs, la végétation pionnière herbacée est aussi impliquée dans le phénomène de stabilisation : En recolonisant rapidement sur de grandes couvertures spatiales, la végétation pionnière permet de stabiliser les sédiments nouvellement déposés, et de favoriser ainsi l'installation d'une végétation pérenne de type ligneuse (Tabacchi et al., 2000 ; Corenblit et al., 2007).

De ce fait, la végétation apparait comme un facteur prépondérant de contrôle de la morphologie des cours d'eau. Tal et al. (2004) ont ainsi démontré selon trois approches différentes (terrain, expérimentation en laboratoire et modélisation), qu'à paramètres géomorphologiques équivalents (débit et charge sédimentaire) l'établissement de la végétation sur une rivière en tresse conduisait à une diminution des secteurs en tresse au profit de secteurs à méandre ou à chenal unique, une diminution de la largeur du chenal et une diminution de la mobilité du chenal.

2.4.3 Biodiversité

Les fonctions liées à la préservation de la biodiversité fournies par la végétation riparienne sont nombreuses. De par leur structure particulière, ces habitats font partie des habitats les plus riches en biodiversité végétale et animale (Naiman et al., 2010). De plus, ils abritent un grand nombre d'espèces protégées et d'intérêt patrimonial.

2.4.3.1 Richesse intrinsèque

La première cause de la grande richesse spécifique des ripisylves est intrinsèque : elle s'explique d'une part par la variabilité spatiale et temporelle des conditions des milieux évoquée dans la section précédente, et d'autre part par la position particulière

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

de ces zones qui sont à l'interface entre les milieux aquatiques et terrestres (Naiman et al., 2005). La variabilité des conditions environnementales conduit à un effet « mosaïque » des zones rivulaires, chaque élément de la mosaïque abritant des espèces différentes. La position des zones ripariennes à l'interface entre milieu aquatique et terrestre permet à celles-ci d'abriter à la fois des espèces aquatiques et des espèces terrestres.

2.4.3.2 Connectivité

Au sein d'une mosaïque paysagère, les forêts ripariennes assurent un rôle particulier dans la connexion des éléments paysagers entre eux : Celles-ci forment des corridors le long des rivières, et favorisent la connexion latérale entre le cours d'eau et la vallée (Naiman et al., 1988). Ces zones ripariennes sont donc fondamentales dans le schéma d'organisation des trames vertes et bleues (EEA 2016), puisqu'elles assurent le lien entre les trames vertes (ce sont des forêts en lien avec les écosystèmes environnant) et les trames bleues (elles bordent des cours d'eau).

Une connexion longitudinale est par ailleurs assurée par les cordons de forêts rivulaires en permettant de propager des flux d'organismes (Tabacchi et al., 1990). D'une part, la végétation rivulaire sert d'habitat pour de nombreuses espèces animales. Elles font donc office de nœuds et de puits d'énergie dans ce cas. D'autre part, les forêts rivulaires servent aussi de corridors de déplacement pour de nombreuses espèces animales et végétales (Tabacchi et al., 1990): de nombreux oiseaux utilisent en effet les forêts rivulaires comme corridors migratoires, permettant ainsi à la fois leur déplacement et la dispersion d'espèces végétales dans le paysage (Tabacchi et al., 1998). Ainsi, les ripisylves occupent trois types de rôle dans le paysage: un rôle de contrôle des flux, un rôle de puits, et un rôle de source de matières et d'énergie pour les systèmes adjacents (Tabacchi et al., 1998).

2.4.3.3 Habitats aquatiques

Les précédentes sections ont démontré le lien très fort existant entre la végétation rivulaire et le cours d'eau. Ce lien est d'autant plus important que la végétation rivulaire fait office d'habitat pour de nombreuses espèces aquatiques animales et végétales, et que son contrôle sur les propriétés physiques du cours d'eau impacte la disponibilité en habitats pour les espèces aquatiques (Dosskey Michael G. et al., 2010).

D'une part, les arbres bordant le cours d'eau apportent de l'ombrage à celui-ci, conduisant à une régulation de la quantité de lumière disponible ainsi qu'à une diminution de la température de l'eau de surface (Dosskey Michael G. et al., 2010). Cette

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

régulation de la température des eaux de surface est primordiale pour la survie et la reproduction de certains poissons, qui ont besoin d'eaux fraîches pour survivre (Barton et al., 1985; Beschta et al., 1987 n.d.). Par ailleurs, elle limite la prolifération de blooms algaux en été (Davies-Colley et al., 2009), l'occurrence de ceux-ci pouvant conduire à des situations d'anoxie et être néfaste pour la qualité de l'eau et la survie des populations aquatiques (Hutchins et al., 2010).

D'autre part, la végétation rivulaire permet l'apport de matériel biologique dans le cours d'eau : Les embâcles permettent de créer des zones d'habitats favorables pour certaines espèces animales (Crook and Robertson, 1999);, tandis que les feuilles et branches tombées permettent un apport de nutriments pour ces mêmes populations (Barton et al., 1985; Beschta et al., n.d.; Shirvell, 1990). Aussi, que ce soit d'un point de vue structurel ou biologique, la présence de ripisylves impacte clairement la qualité des habitats aquatiques (Hutchins et al., 2010).

2.4.4 Fonctions culturelles

Une autre fonction des forêts rivulaires est directement liée aux activités humaines puisque ces milieux sont de par leur nature des milieux fortement utilisés pour des activités récréatives. L'interface entre le milieu forestier et le milieu aquatique en font en effet des milieux de choix pour toutes sortes d'activités de nature, comme la pêche par exemple. La forte biodiversité observée dans ces milieux en fait des milieux de choix pour les activités naturalistes d'observation de la nature.

3 Impacts des ouvrages en travers sur le fonctionnement des zones riveraines

La végétation rivulaire est l'un des écosystèmes les plus modifiés par les activités humaines. Ces activités causent deux types d'impacts. Certaines activités comme la mise en culture ou l'urbanisation modifient directement l'occupation du sol et donc la végétation rivulaire. Ainsi, en Europe 90% des surfaces de ripisylve ont aujourd'hui disparu ou ne sont plus fonctionnelles. Cette dégradation est imputée aux mesures de protection des inondations, et au développement des surfaces urbaines et agricoles (UE 2015). D'autres activités telles que l'endiguement, le pompage d'eau ou la régulation des débits d'eau peuvent perturber le fonctionnement de l'hydrosystème et impacter indirectement la végétation.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Parmi les nombreuses pressions anthropiques exercées sur les rivières, l'une des plus emblématiques est celle des ouvrages en travers, qui bloquent littéralement le cours naturel du cours d'eau. Un ouvrage en travers est décrit par Melun (2012) comme « tout élément anthropique établi au sein du lit mineur et joignant de manière plus ou moins complète les deux berges d'un cours d'eau (structure transversale à l'écoulement) ». En 2001, l'ONEMA comptait ainsi plus de 62000 ouvrages en France (base ROE1 de l'ONEMA, 2011) répartis en trois grands types selon leur forme, leur mobilité et leur dimension : Les épis, les seuils en rivière et enfin les barrages. Dans cette partie, nous nous intéresserons uniquement aux impacts des plus gros ouvrages en travers sur les hydrosystèmes, à savoir les grands barrages.

Durant la première moitié du XXème siècle et ce jusque dans les années 70, les barrages sont perçus comme des ouvrages étant à la pointe de la technologie, et leur potentiel impact sur les écosystèmes est très peu étudié. Il faut attendre les années 80 et le risque de rupture des ouvrages vieillissants pour que des études viennent démontrer l'impact hydrologique, géomorphologique et écologique des barrages sur les hydrosystèmes (Baxter, 1977; Galay, 1983; Williams and Wolman, 1984). Depuis, de nombreuses études ont analysé les effets des ouvrages en travers sur les hydrosystèmes, et plus particulièrement sur les dynamiques hydrogéomorphologiques (Petts, 1980; Petts and Gurnell, 2005; Rollet et al., 2014; Williams and Wolman, 1984).

3.1 Impacts sur le chenal et les biocénoses aquatiques

3.1.1 Impacts hydrologiques

L'impact le plus direct causé par les ouvrages en travers concerne la modification des régimes hydrologiques. Schématiquement, l'objectif des barrages est de réduire les crues et/ou d'utiliser l'énergie du cours d'eau pour des usages humains : production d'énergie électrique dans le cas des barrages hydroélectriques ou production d'énergie mécanique pour les moulins à eaux. Le premier impact à l'amont du barrage correspond donc à la surélévation de la ligne d'eau et à la formation d'un lac de retenue (Malavoi and Salgues, 2011). La présence du barrage et la formation du lac dissocient la rivière en deux sous-systèmes distincts dont il convient d'analyser les impacts séparément : un sous-système amont composé du lac de retenue et de la zone d'influence du barrage, et un sous-système aval qui subit de manière plus indirecte l'influence du barrage (Melun, 2012).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

La formation du lac diminue la vitesse des écoulements dans le sous-système amont et par là-même augmente les temps de séjour de l'eau dans la retenue, qui peut atteindre plusieurs années pour certains grands barrages (Baxter, 1977; Kelly, 2001). Cela conduit à une diminution de la variabilité des faciès d'écoulement (mouilles, radiers plats courants) vers un faciès de mouille unique (Melun, 2012). A l'aval, la vitesse des écoulements peut être légèrement augmentée à la sortie de l'ouvrage (Melun, 2012) et, de manière générale, les évènements hydrologiques sont lissés. Les crues sont écrêtées, la fréquence des débits minimums a tendance à augmenter en même temps que la variabilité saisonnière dans le cas des grands ouvrages hydroélectriques (Melun, 2012).

Les nouvelles conditions hydrologiques dans les deux sous-systèmes entraînent des modifications piézométriques : Un nouvel équilibre s'établit entre le niveau d'eau dans la retenue et le niveau de la nappe d'accompagnement : Ainsi, la nappe se trouve surélevée et « penchée » en direction du barrage. A l'aval, l'incision prononcée du lit s'accompagne d'un enfoncement et d'une réduction de la capacité de remplissage de la nappe d'accompagnement (Melun, 2012).

3.1.2 Impacts morpho-sédimentaires

De même qu'une accumulation d'eau se fait dans la retenue du barrage, le piégeage sédimentaire est une des conséquences de l'implantation des ouvrages en travers. Ce piégeage, pouvant atteindre jusqu'à 99% pour les plus grandes retenues (Petkovšek, 2017; Toniolo Horacio et al., 2007; Williams and Wolman, 1984) concerne à la fois le transport par charriage et le transport en suspension (Kondolf, 1997; Petts, 1980) : Les éléments charriés sont bloqués par le barrage tandis que la diminution de la vitesse d'écoulement favorise le dépôt des particules en suspension. Cette sur-sédimentation peut conduire à un colmatage progressif de la retenue par les sédiments fins pouvant entraîner 1) une diminution de sa capacité de stockage (Palmieri et al., 2001) et 2) une accumulation de polluants dans la retenue (Audry et al., 2004). La diminution des débits liquides et le phénomène de sédimentation conduisent de plus à une stabilisation des berges et une diminution des phénomènes d'érosion en amont et dans la retenue (Melun, 2012). Par ailleurs, le phénomène de sédimentation s'accompagne d'un gradient granulométrique selon lequel les éléments les plus grossiers sont déposés « en premier » à l'amont de la retenue et les éléments plus fins plus à l'aval (Leopold and Bull, 1979; Sear, 1995). Cette sur-sédimentation à l'amont des ouvrages entraîne naturellement un fort déficit sédimentaire à l'aval de ceux-ci, accompagné d'une incision du chenal.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

3.1.3 Impacts sur la qualité physico-chimique du milieu

La diminution des écoulements conduit à une augmentation de la température de l'eau avec, pour les grandes retenues, une stratification thermique (type lacs) particulièrement durant la période estivale. Cette stratification a pour conséquences des modifications chimiques et une dégradation de la qualité de l'eau. La diminution des concentrations en oxygène entraîne un phénomène de réduction (oxydo-réduction) et un relargage des éléments stockés dans les sédiments. Les éventuels polluants stockés dans les sédiments fins seront donc relargués dans le milieu. De plus, les retenues se comportent comme des «pièges à nutriments», responsables d'un phénomène d'eutrophisation caractérisé par des blooms d'algues et la prolifération de macrophytes et de cyanobactéries, dégradant la qualité de l'eau (Taoufik and Dafir, 2002) en particulier dans les bassins versants agricoles où les intrants peuvent s'accumuler dans la retenue.

3.1.4 Écologiques

La contrainte structurelle des ouvrages en travers qui bloquent le passage de l'eau et des sédiments a bien évidemment un impact sur les biocénoses aquatiques (Souchon and Nicolas, 2011). De plus, les modifications hydrogéomorphologiques observées impactent ces mêmes biocénoses. Ainsi, il existe globalement trois grands types d'impacts des ouvrages en travers sur les biocénoses aquatiques.

- Connectivité

La présence de l'ouvrage en travers agit comme un obstacle à la connectivité longitudinale, bloquant le déplacement des populations et conduisant à une diminution globale de la biodiversité aquatique et à une modification de la répartition spatiale des espèces (Bernez et al., 2004; Martignac, 2016; Shafroth et al., 2016). Les populations migratrices sont particulièrement touchées et on estime ainsi que 99% des peuplements de saumon atlantique de Nouvelle Angleterre ont disparu en raison de la présence d'ouvrages en travers (AR 1999).

- Homogénéisation et glissement vers des faciès d'écoulements lentiques

Le passage de faciès lotiques à des faciès plus lentiques à l'amont du barrage conduit à un glissement depuis des populations d'eau vive vers des populations d'eau calme tant pour la faune que la flore (Melun, 2012). En outre, la diminution de la variabilité des faciès d'écoulement entraîne la diminution de la variabilité des habitats disponibles, avec un impact direct sur la biodiversité affectant tous les niveaux

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

trophiques. Power et al., (1996) ont ainsi observé un lien direct entre la longueur de la chaîne trophique et le degré d'artificialisation du régime d'écoulement (la présence de barrages correspond à un régime artificialisé). De surcroît, Gayraud et al., (2002) ont montré une réduction de l'abondance de 10 à 95% des peuplements de macro-invertébrés benthiques suite à la mise en place d'un ouvrage en travers.

- Variations de la qualité du milieu (température, nutriments,….)

Les modifications des caractéristiques physico-chimiques de l'eau ont bien évidemment un impact sur les populations qui y habitent : Ainsi, l'accroissement de la charge en nutriments et le phénomène d'eutrophisation (Meybeck, 2003) ont un effet majeur sur la composition spécifique des biocénoses aquatiques.

De même, la majeure partie des espèces aquatiques sont thermosensibles, et sont donc directement affectées par la modification des régimes thermiques dans la retenue. La majorité des poissons ont besoin d'eau fraîche pour vivre (Ward and Stanford, 1979) , de même que certains macro-invertébrés (Bredenhand and Samways, 2009; Fraley, 1979; Lessard and Hayes, 2003; Vinson, 2001).

Enfin, la formation du lac de retenue et l'élargissement du lit mineur diminuent l'ombrage du cours d'eau, pouvant favoriser le développement d'algues et de certains macrophytes (Bunn and Arthington, 2002). De surcroît, la désoxygénation, l'eutrophisation ou la concentration élevée de polluants dans l'eau à l'amont du barrage ont pour conséquence une diminution de la richesse spécifique qui est directement liée à la dégradation de la qualité du milieu (Meybeck, 2003).

3.2 Impacts sur la végétation riveraine

Contrairement aux études sur les impacts hydrogéomorphologiques des barrages sur les rivières ou la faune aquatique, relativement peu d'études se concentrent sur l'effet des barrages sur la végétation riparienne (Nilsson and Berggren, 2000; Shafroth et al., 2016; Tullos et al., 2016). Pourtant, la végétation riparienne est largement impactée par la présence d'ouvrages en travers, que ce soit à l'amont ou à l'aval, et dans toute la plaine alluviale (Nilsson and Berggren, 2000).

3.2.1 Connectivité longitudinale

La connectivité longitudinale ainsi que la dispersion des espèces végétales sont largement impactées par la présence d'un ouvrage. En effet, alors qu'une partie des propagules d'espèces aquatiques sont disséminées par hydrochorie, le blocage des flux

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

d'eau dans la retenue conduit nécessairement à un blocage de ces propagules et à une diminution de la connectivité (Merritt David M. et al., 2010; Nilsson and Berggren, 2000). Merritt David M. and Wohl Ellen E., (2005) ont montré une réduction allant jusqu'à 94% de la concentration en propagules des eaux à l'aval de barrages du Colorado. A l'amont du barrage, les propagules sont piégées avec les sédiments fins, limitant aussi leur développement (Nilsson 2000). Cette réduction de graines conduit à une réduction de la diversité spécifique tant à l'amont qu'à l'aval des barrages (Brown and Chenoweth, 2008; Nilsson and Berggren, 2000), ainsi qu'à une discontinuité des communautés végétales dans toute la plaine alluviale. Ainsi, Shafroth et al (2016) ont montré une différentiation de la composition spécifique des forêts rivulaires à l'amont et à l'aval des deux grands barrages de l'Elwha River aux Etats-Unis, et ceci pour tous les stades de succession.

3.2.2 Homogénéisation de la mosaïque paysagère

L'homogénéisation des faciès d'écoulements vers un faciès de milieu lentique a des conséquences sur les biocénoses végétales. La formation du lac de retenue réduit par exemple la zone de marnage, limitant la mise en place d'un gradient classique de distribution d'espèces jusque dans la plaine alluviale (Fig. 1-6). Dans le cas de grands barrages, la formation du lac peut aller jusqu'à inonder entièrement la plaine alluviale et les peuplements végétaux qui s'y trouvent (Nilsson and Berggren, 2000).

A l'aval, l'incision du lit mineur associée à la régulation des flux d'eau conduit à une déconnexion partielle ou totale du cours d'eau avec sa plaine alluviale et à une réduction de la zone de fluctuations du niveau d'eau. S'en suivent des peuplements plus âgés, moins diversifiés et plus terrestres. La réduction des crues en fréquence et en intensité conduit en effet à un ralentissement de la régénération, ainsi qu'à un vieillissement et une homogénéisation des peuplements (Azami et al., 2004; González et al., 2010; Johnson and Waller, 2012; Johnson, 1998; Kloehn et al., 2008; Merritt and Cooper, 2000; Miller et al., 1995; Shafroth et al., 2016). Shafroth et al (2016) ont par exemple trouvé des peuplements plus vieux directement à l'aval de la succession des deux barrages de l'Elwha River, reliés à des dynamiques hydrosédimentaires plus faibles qu'à l'amont des deux barrages. Ils ont de plus noté que l'âge des peuplements ripariens dans la zone aval des barrages diminuait avec la distance aux barrages. Par ailleurs, l'incision du lit, accompagnée de la réduction des crues, conduit à un phénomène de terrestrialisation des communautés (Shafroth et al., 2016).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

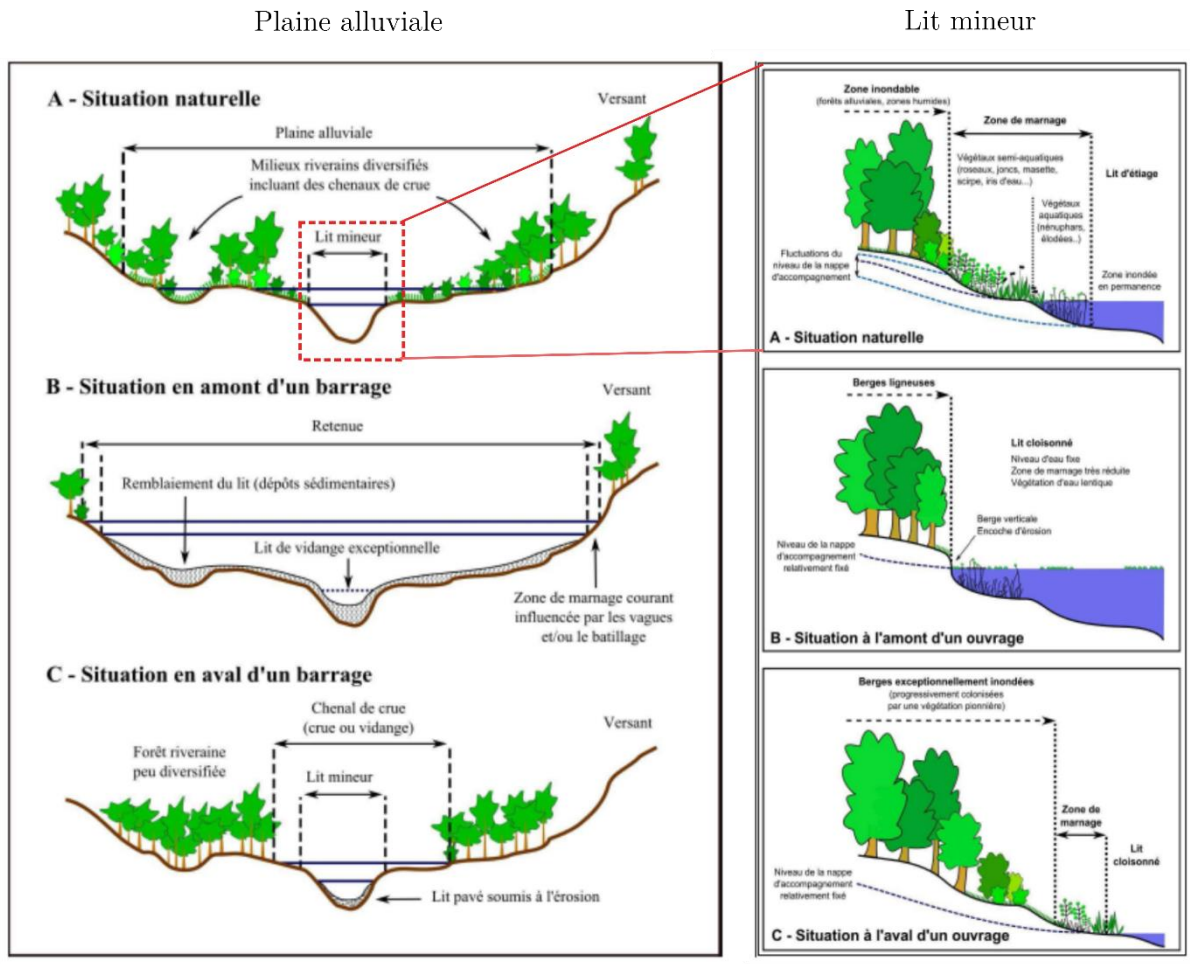


Figure 1-7 : Schéma théorique du comportement de la végétation dans la plaine alluviale et dans le lit mineur en situation naturelle (A), à l'amont (B) et à l'aval (C) d'un barrage. D'après Melun (2012).

4 L'arasement de barrage comme action de restauration écologique : principes généraux et impacts sur la végétation riveraine

La mise en évidence des impacts écologiques des ouvrages en travers, combinée à d'autres éléments socio-économiques, tels que la rentabilité et la sécurité, constitue un argument mis en avant pour demander l'aménagement ou la suppression d'un certain nombre d'entre eux. Dans ce cadre, il s'agit d'une forme de restauration écologique.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

4.1 La restauration écologique : Définition et concepts

4.1.1 Définition

La restauration écologique est le processus qui assiste le rétablissement d'un écosystème ayant été dégradé, endommagé ou détruit (Society for Ecological Restoration 2004). Généralement, c'est un processus considéré comme une compensation des pressions que les activités humaines font peser sur les écosystèmes. Cette compensation, qui doit permettre de limiter le déclin de la biodiversité et des services écosystémiques correspond donc à un enjeu majeur pour les gestionnaires de l'environnement (EEA 2016).

4.1.2 Vers un « état de référence »

Lors d'une action de restauration, la question d'un retour vers un état initial, dit de « référence » est primordiale. Ainsi, dans le cas de la restauration d'une œuvre picturale il s'agira de retrouver l'état initial du tableau tel que l'a réalisé l'artiste. Dans un autre contexte, cela peut correspondre à la guérison d'un individu, passant d'un état « malade » à état « normal ». Cela présuppose l'idée d'un système perturbé sorti d'un état de référence stable vers un autre état stable perturbé. La restauration consiste alors à réaliser la « perturbation inverse » permettant de retrouver cet état stable initial (figure 1-8). Dans cette optique, la restauration se caractérise par le temps de réponse du système, ou temps de relaxation et à la résilience du système, c'est-à-dire sa capacité à encaisser la perturbation et à retrouver un état d'équilibre.

Il convient d'admettre cependant que la situation se complique dans le cas de systèmes complexes et mouvants comme peuvent l'être les écosystèmes riverains. En effet comment définir clairement un état « de référence » pour un objet changeant ? Si les premiers travaux concernant la restauration présupposaient un état « naturel » avant perturbation humaine, les travaux suivants ont montré que même si l'état « naturel » de référence était bien défini, son retour était quasiment impossible (Clewell and Aronson, 2013). Par exemple, comment prétendre retrouver un état initial (avant barrage) quand l'usage des sols et les pratiques environnantes ont elles-mêmes évolué ? De plus en plus, la restauration vise plutôt à restaurer partiellement l'écosystème de référence (Fig. 1.8) et ses fonctionnalités ou ses propriétés particulières. Dans ce cas, on parlera de réhabilitation (Aronson et al., 1993; Clewell and Aronson, 2013). Quand l'écosystème de référence n'est pas définissable ou trop compliqué à atteindre, il est possible de cibler un écosystème (ou ses propriétés) indépendamment de son état antérieur. On parlera alors de récupération, d'atténuation, de création ou de réaffectation (Fig. 1.8). Par exemple,

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

la récupération et l'atténuation sont utilisées dans le cadre industriel pour répondre à des objectifs particuliers comme la stabilisation par végétalisation, ou à compenser des milieux détruits en en créant de nouveaux (cas de la compensation écologique). La création et la réaffectation quant à elles visent à transformer des écosystèmes déjà existants afin de leur attribuer de nouvelles fonctions (Society for Ecological Restoration 2004). Dans la suite de la thèse, la notion de restauration sera envisagée dans sa définition la plus large, c'est-à-dire tous types de restauration compris.

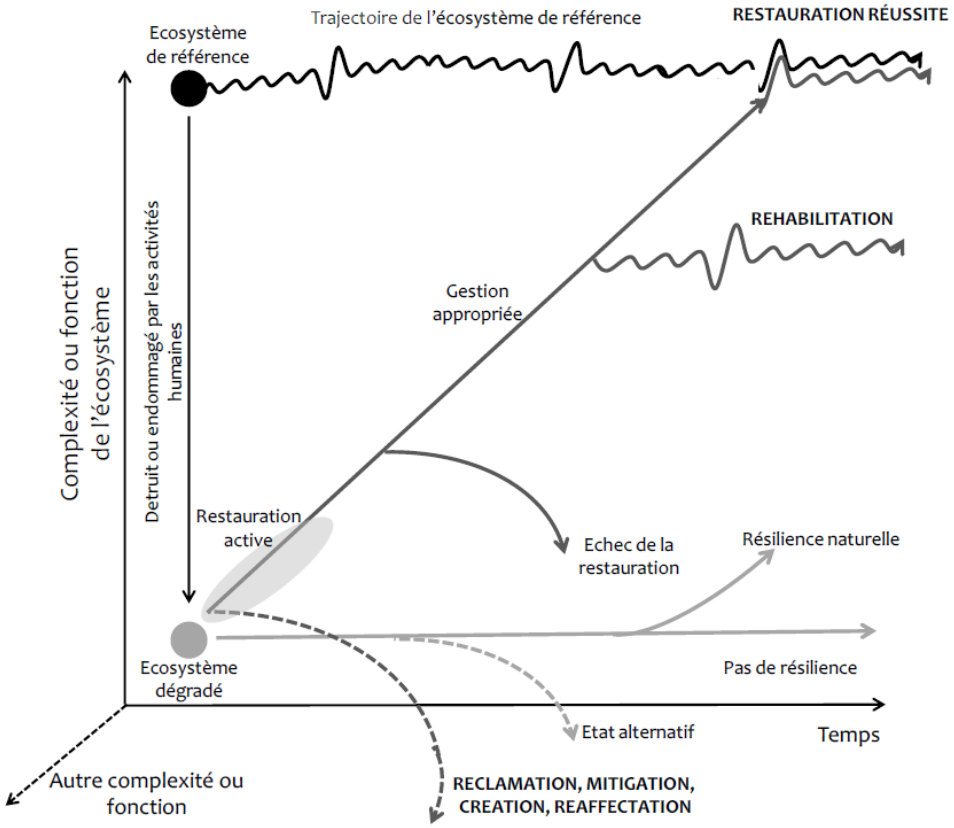


Figure 1-8 : Différents types de restauration écologiques (Muller, 2013)..

Au-delà de l'objectif de restauration, deux grands types d'actions peuvent être mise en œuvre en fonction du degré d'intervention visé. On parlera en effet de restauration « passive » en l'absence d'intervention quand c'est la résilience naturelle du système qui domine le processus de restauration (enfrichement, reforestation suite à une déprise agricole,…), et de restauration active quand c'est l'action humaine qui domine (plantation, réintroduction, …). A ce titre, le cas de la restauration par arasement de barrage est particulier car il relève de la restauration active à court terme (il faut démanteler l'ouvrage) et peut relever de la restauration active ou passive à long terme selon les modalités techniques choisies.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

4.2 Restauration suite à un arasement de barrage

4.2.1 Principes généraux de la suppression d'ouvrages

Le principe général de la suppression d'un ouvrage est assez intuitif: en démantelant l'ouvrage, la contrainte exercée par celui-ci sur le cours d'eau sera annulée. Cependant, cette opération d'ingénierie ne peut se faire sans la vidange du barrage avant le démantèlement, et la gestion plus ou moins prononcée après le démantèlement. Ces trois étapes dépendront principalement du contexte sociogéographique de l'opération : une attention particulière devra ainsi être apportée à la vidange du barrage quand celui-ci s'insère dans un bassin versant peuplé, pour éviter les phénomènes d'inondation à l'aval. De même, si les sédiments accumulés dans la retenue s'avèrent être pollués, une attention particulière sur la gestion de ces sédiments devra être portée, avant le démantèlement ou après.

4.2.2 Situation générale des arasements de barrages dans le monde

Depuis les années 1980, en parallèle des premières études concernant le potentiel impact négatif des barrages sur les hydrosystèmes, les opérations d'arasement de barrages se sont multipliées (Bowman, 2002; Feld et al., 2011; O'Connor et al., 2015). Le premier et plus gros foyer d'opération de ce type se situe en Amérique du Nord, qui compte 1180 opérations d'arasement depuis le début du 20ème siècle (Foley et al., (2017) ; Fig. 1-9). Si le nombre d'arasements est resté globalement constant jusqu'à la fin des années 80, il a explosé à partir des années 1990. En 1998, le nombre d'opérations d'arasement a même dépassé le nombre de constructions aux états Unis (Melun, 2012).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

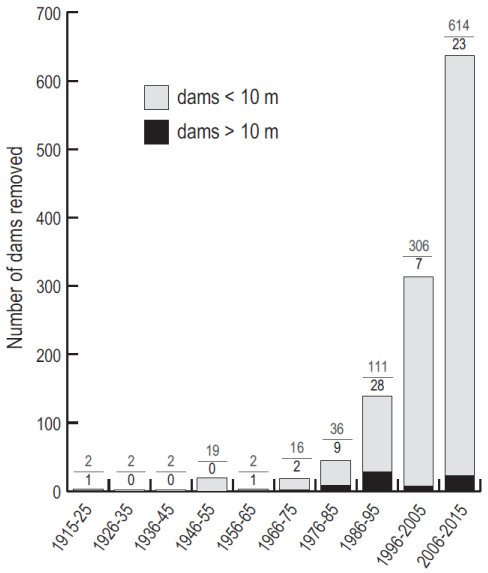


Figure 1-9 : Nombre d'opérations d'arasement de barrages sur la période 1900-2015 aux USA, en fonction de leur taille (supérieure ou inférieure à 10m). (Foley et al., 2017).

Dans le reste du monde, le deuxième foyer se situe en Europe où des opérations d'arasement ont été recensées au Danemark (Birnie-Gauvin et al., 2017; Pedersen et al., 2007), en France (Derville et al., 2001; Germaine and Lespez, 2017), en Allemagne (AYBOGA, 2008; Weyand et al., 2005), en Angleterre (Rickard, 2003), en Espagne (Brufao, 2008; Leaniz, 2008; Tánago et al., 2012), en Autriche (Poeppl et al., 2015), en Pologne (Tszydel and Kruk, 2015), et en Suède (Lejon et al., 2012, 2009). Les autres foyers d'opérations de ce type se situent en Australie et en Asie (Im et al., 2011). Cependant, le nombre d'opérations de ce type n'est pas comparable aux Etats-Unis. En France par exemple, on dénombre seulement 26 opérations de suppression ou modification d'ouvrages (DDTM 50, 2012) entre 1980 et 2012.

Enfin, il convient de noter que les opérations d'arasement de barrages se concentrent dans les régions développées. De manière générale, le nombre de constructions ou de projets de construction de barrages dans le monde a considérablement augmenté dans les dernières décennies, et devrait doubler d'ici 2020 (Zarfl et al., 2015). Cette augmentation des projets de construction de barrages se concentre essentiellement dans les pays émergents et en développement en Asie du Sud Est, Amérique du Sud ou Afrique. On trouve d'autres foyers de projets de construction dans la région des Balkans, en Anatolie et dans le Caucase (Zarfl et al, 2015). La construction de barrages, dans certains pays africains par exemple, est mise en avant comme un moyen permettant un accès à l'électricité au plus grand nombre, alors que l'impact sur les populations locales (expropriation, délocalisation,…) est peu pris en compte. En outre, Zarfl et al (2015) pointent du doigt que les projets actuels de construction de barrages se concentrent dans des régions à la biodiversité extrêmement vulnérable comme les bassins du Congo, du Mékong ou de l'Amazone. Ces auteurs soulèvent l'efficacité toute relative des barrages à

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

produire de l'énergie électrique, au vu des impacts négatifs sociaux et environnementaux qu'ils entraînent.

4.2.3 Conséquences générales de l'arasement sur les hydrosystèmes

Les conséquences théoriques d'un arasement sur les débits liquides et solides sont assez bien documentées (Doyle et al., 2005; Stanley and Doyle, 2003). Néanmoins, il convient de noter que la plupart des opérations d'arasement n'ont pas comporté de suivi écologique, et nombre d'études déplorent le manque de connaissances sur les conséquences écologiques des arasements (Bednarek, 2001; Tullos et al., 2016). Tullos et al (2016) déplorent de plus le manque de retour d'expérience sur la gestion pendant et après l'arasement : Des problématiques telles que la gestion et la stabilisation des sédiments largués par la retenue après l'arasement ou la recolonisation des barges par des espèces envahissantes ne sont que très peu abordées dans la littérature (Tullos et al., 2016).

On peut distinguer deux phases d'évolution après l'arasement: une première phase « de perturbation » à court terme correspondant à la vidange du lac de retenue, et une phase de « stabilisation » à moyen et long terme correspondant au retour à l'état initial du système (Melun, 2012 ; Fig 1-10).

4.2.3.1 Phase de vidange

La phase de vidange a pour effet un abaissement rapide du niveau d'eau dans le lac de retenue et par conséquent une élévation du niveau et du débit d'eau à l'aval du barrage. Cette phase s'accompagne du relargage des sédiments fins piégés dans la retenue à l'aval de l'ouvrage, entraînant une augmentation de la turbidité des eaux (Doeg and Koehn, 1994; Gibson et al., 2011; Stanley and Doyle, 2003; Warrick et al., 2012). Cette phase de vidange s'accompagne d'une diminution de la qualité de l'eau, notamment due à la turbidité, qui peut avoir des conséquences néfastes sur les biocénoses aquatiques (Foley et al., 2015).

4.2.3.2 Phase de stabilisation

A moyen terme, les débits se stabilisent entre l'amont et l'aval, et les sédiments les plus grossiers sont peu à peu restitués à l'aval jusqu'à retrouver les dynamiques sédimentaires initiales (Bednarek, 2001; Cheng, 2005; Doyle et al., 2005). Progressivement, le chenal incise dans les sédiments accumulés dans la retenue pour recréer des conditions « naturelles ». À mesure que les conditions d'écoulement et les dynamiques sédimentaires sont stabilisées, les biocénoses aquatiques peuvent se

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

réimplanter. Ainsi, on peut observer une recolonisation progressive des populations de poissons migrateurs 10 ans après l'arasement du barrage de Maisons-rouges, dans le bassin de la Vienne (EPTV 2009).

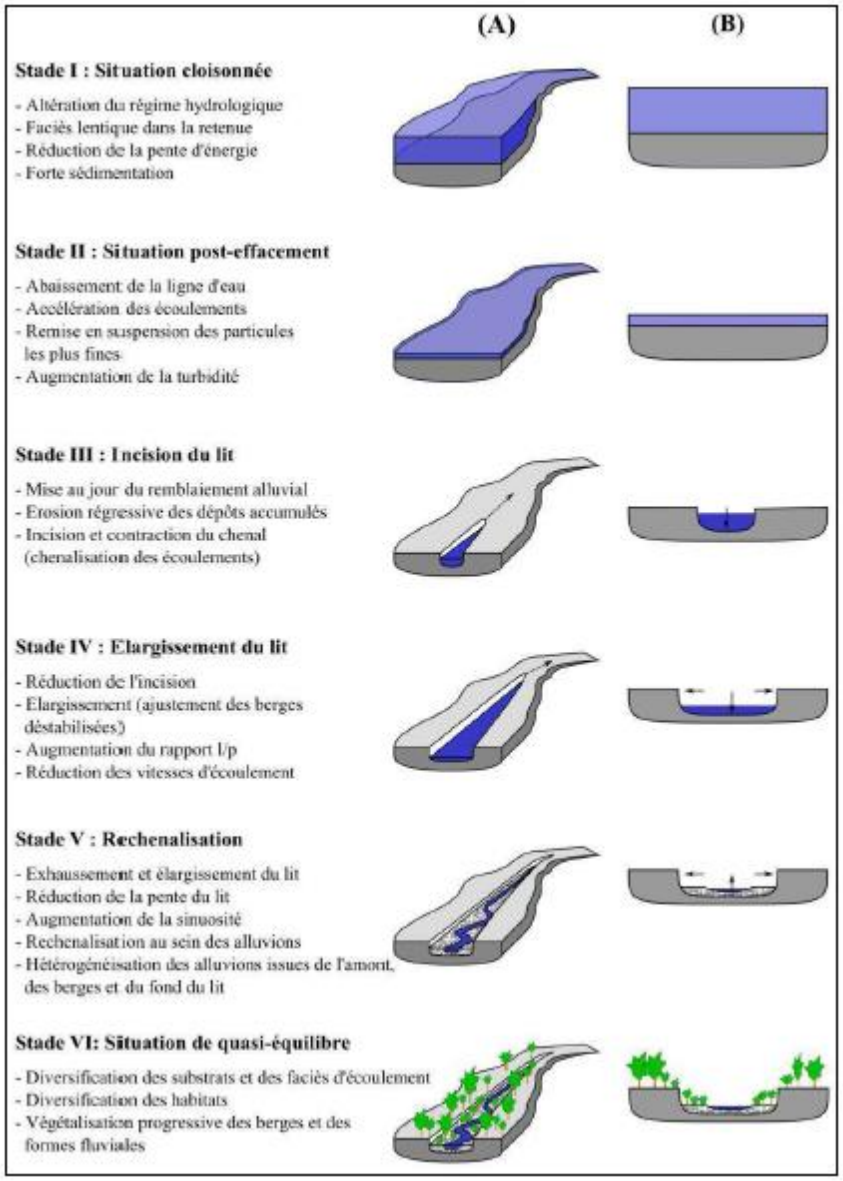


Figure 1-10: Conséquences théoriques d'un arasement de barrage dans l'ancienne retenue. D'après Doyle (2005), et Melun (2012).

4.2.4 Impacts sur la végétation riveraine

4.2.4.1 Cadre théorique

Compte tenu des connaissances sur la relation entre la végétation et la dynamique fluviale, il est possible de distinguer les conséquences théoriques de l'arasement sur la végétation terrestre (Fig. 1-11):

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

- d'un point de vue spatial à l'amont, à l'aval et dans la retenue.
- d'un point de vue temporel à court et à long termes.

A l'amont, aucune modification majeure ne devrait s'opérer car la présence de barrage ne perturbe pas les dynamiques hydro géomorphologiques dans cette zone. Dans la retenue, l'abaissement du niveau d'eau dans le lac (t1 dans la figure 1-11) libère à court terme des surfaces de sédiments qui pourront être recolonisées par la végétation (t2). Ces communautés végétales devraient pouvoir s'installer et suivre des dynamiques de succession classiques à long terme. A l'aval, les modifications des régimes hydrologiques (augmentation des crues, abaissement de la nappe) et géomorphologiques (incision) devraient modifier la structure de la végétation alluviale, par exemple en reconnectant la plaine alluviale avec le chenal, et en recréant ainsi des dynamiques biogéomorphologiques plus classiques.

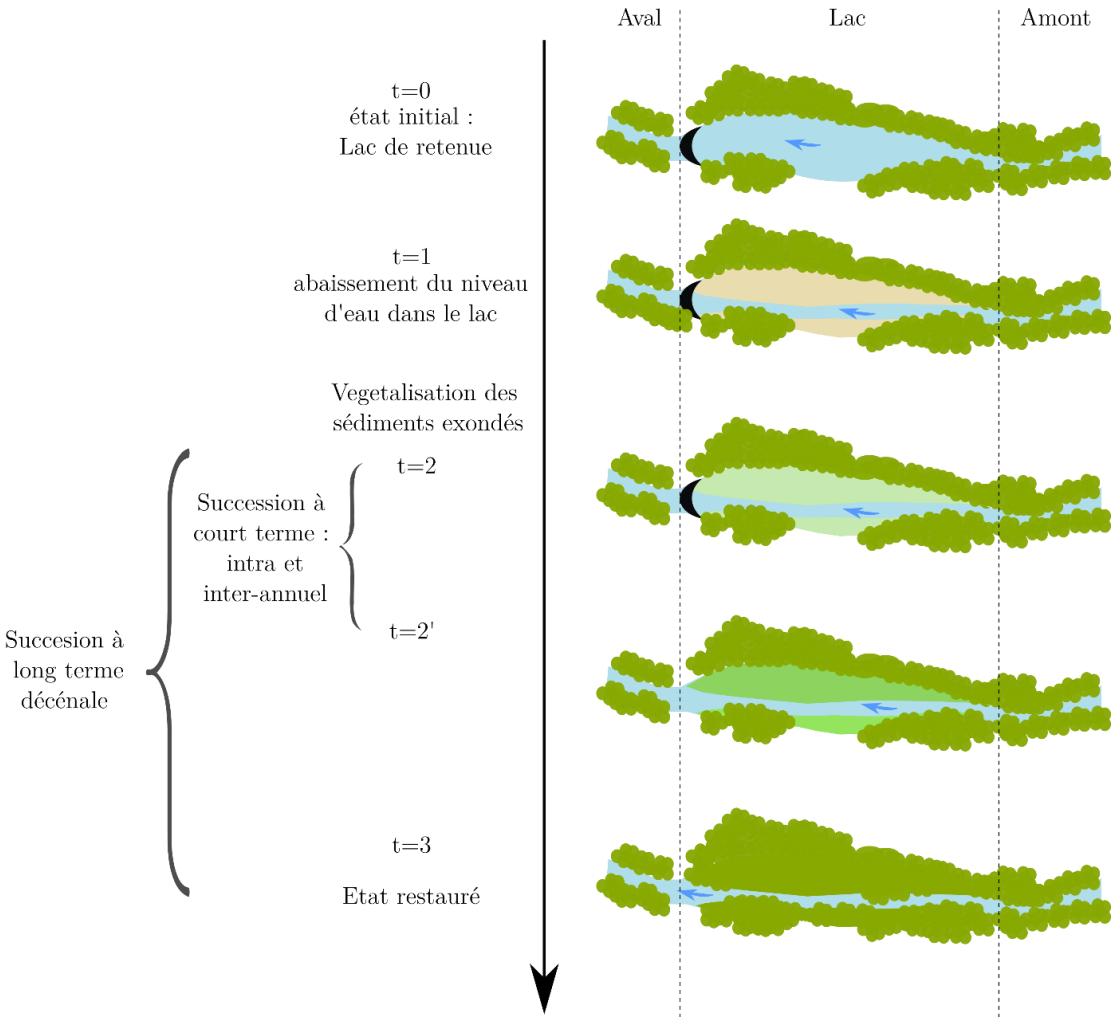


Figure 1-11: Schéma théorique de l'évolution de la végétation rivulaire après un arasement de barrage.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

4.2.4.2. Approche bibliométrique

Très peu d'études ont analysé les effets d'un arasement de barrage sur la végétation. Une recherche par mots clés dans la base de données Web of Science permet de recenser 54 publications entre 1900 et 2018 (Fig 1-11) dont le titre ou les mots-clés ou le résumé sont associés aux mots «dam removal » et « vegetation ». Sur ces 54 publications, 41 proviennent d'Amérique du Nord, dont 39 des Etats-Unis, 14 d'Europe, et 7 d'Asie. De surcroît, sur ces publications, 13 suivent l'arasement des deux barrages de l'Elwha River. Sur ces 54 publications, on dénombre 41 articles, et 12 reviews.

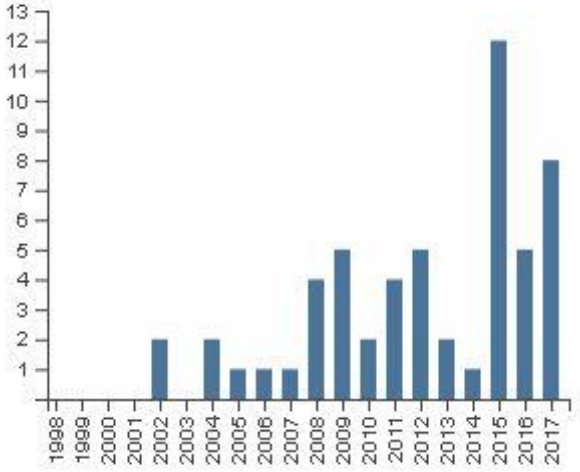


Figure 1-12 : Nombre de publications par année comprenant les expressions « dam removal » et « vegetation » dans au moins le titre, l'abstract ou les mots clés. Source : Web of Science

Cependant, malgré la définition des mots clés, seules 30 publications (articles et reviews confondues) traitent à proprement parler d'arasement de barrages, auxquelles s'ajoutent 2 publications qui traitent de la vidange de réservoir. De plus, la plupart de ces études se concentrent sur les effets des arasements de barrages de grande ampleur (5 publications étudient des projets d'arasement de petits barrages). Parmi ces 30 publications, seulement 16 proposent un suivi de la végétation. La majorité des études se concentrent sur l'analyse de la végétation terrestre herbacée ou ligneuse. Seulement un article étudie la réponse de la végétation aquatique à l'arasement (Tszydel and Kruk, 2015) et deux études se concentrent sur la réponse des mycorhizes spécifiques à certains ligneux à l'arasement (Cook et al., 2011; Cortese and Bunn, 2017). Parmi les approches utilisées pour étudier la réponse de la végétation à un arasement de barrage, on pourra noter l'utilisation de photographies aériennes et la production de cartes d'occupation du sol (Asaeda et al., 2015; Schmitz et al., 2009; Van Dyke, 2016), l'analyse de la réponse à long terme de la végétation ligneuse, l'analyse des stratégies de dispersion et de recrutement, et enfin l'analyse du phénomène de recolonisation des barges exondées. Ces approches conditionnent le type d'indicateurs utilisés pour étudier la réponse de la

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

végétation à l'arasement. En séparant trois grands types d'indicateurs, (González et al., 2015a) c'est-à-dire la composition et la richesse, la structure et les processus, on constate que les indicateurs les plus utilisés sont ceux appartenant aux deux premières catégories. De surcroît, les indicateurs les plus souvent retenus sont la composition (recensement des espèces), la richesse spécifique, l'occupation du sol et le recouvrement de végétation. Ce dernier indicateur a été utilisé dans une étude comme proxy de la stabilisation des sédiments (Cannatelli and Curran, 2012). Parmi les processus, le phénomène de dispersion des graines reste le plus étudié (Cubley and Brown, 2016; Michel et al., 2011), deux études proposent un suivi des formes de vies (Auble et al., 2007; Orr and Stanley, 2006), et une étude porte sur l'analyse de la croissance ligneuse (Dufour et al., 2017). Ainsi, il semblerait que l'approche fonctionnelle (dispersion, formes de vies,…) ne soit pas l'approche de suivi la plus répandue dans les opérations de suivi de restauration après arasement.

Cette recherche systématique a pu mettre en évidence le faible nombre d'études centrées sur la végétation, alors qu'il est attesté que les barrages affectent grandement la végétation rivulaire (Shafroth et al., 2016).

4.2.4.1 A court terme, végétalisation du lac

Au même titre que pour les autres compartiments de l'hydrosystème, les effets de l'arasement sur la végétation se décomposent en deux phases : à court terme et à long terme. Les conséquences de l'arasement à court terme sur la végétation se concentrent dans le lac de retenue : l'abaissement du niveau d'eau dans le lac libère en effet des sédiments qui sont peu à peu recolonisés par de la végétation riparienne herbacée puis ligneuse en suivant des trajectoires successionnelles classiques (Auble 2007, Orr et al 2006 Gurnell et al 2006 ; Stephens et al 2017) (Fig. 1-13). Toutes les études menées décrivent une végétalisation très rapide dès les premiers mois ou premières années après l'exondation des berges du lac(Auble et al., 2007; Gurnell et al., 2006; Orr and Stanley, 2006; Shafroth et al., 2002; Stephens, 2017). Gurnell et al (2006) ont ainsi observé une colonisation entre les mois de mai et juillet sur des berges nues nouvellement formées dans un cadre de restauration. De plus, une augmentation de la richesse spécifique est généralement observée, avec dans certains cas l'apparition de plantes invasives ou exotiques (Auble et al., 2007; Orr and Stanley, 2006; Tullos et al., 2016).

4.2.4.2 A long terme : reconnexion du lac et des parties amont et aval

Peu d'études ont réalisé un suivi sur un temps suffisamment long pour observer les conséquences à long terme d'un arasement sur la végétation (Dufour et al., 2017; Orr

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

and Stanley, 2006). Cependant, certaines d'entre elles montrent une reconnexion de la végétation du lac avec la végétation en amont et en aval (Orr and Stanley, 2006). En accord avec la théorie classique sur les dynamiques de succession, la végétation riparienne herbacée fait place à des boisements ripariens reconnectant les parties amont et aval (Orr and Stanley, 2006). Sur les anciennes berges et à l'aval du lac, la variation du niveau d'eau de la nappe influencent le fonctionnement de la végétation riparienne en modifiant les apports d'eau par la nappe (Dufour et al., 2017) (Fig. 1-13).

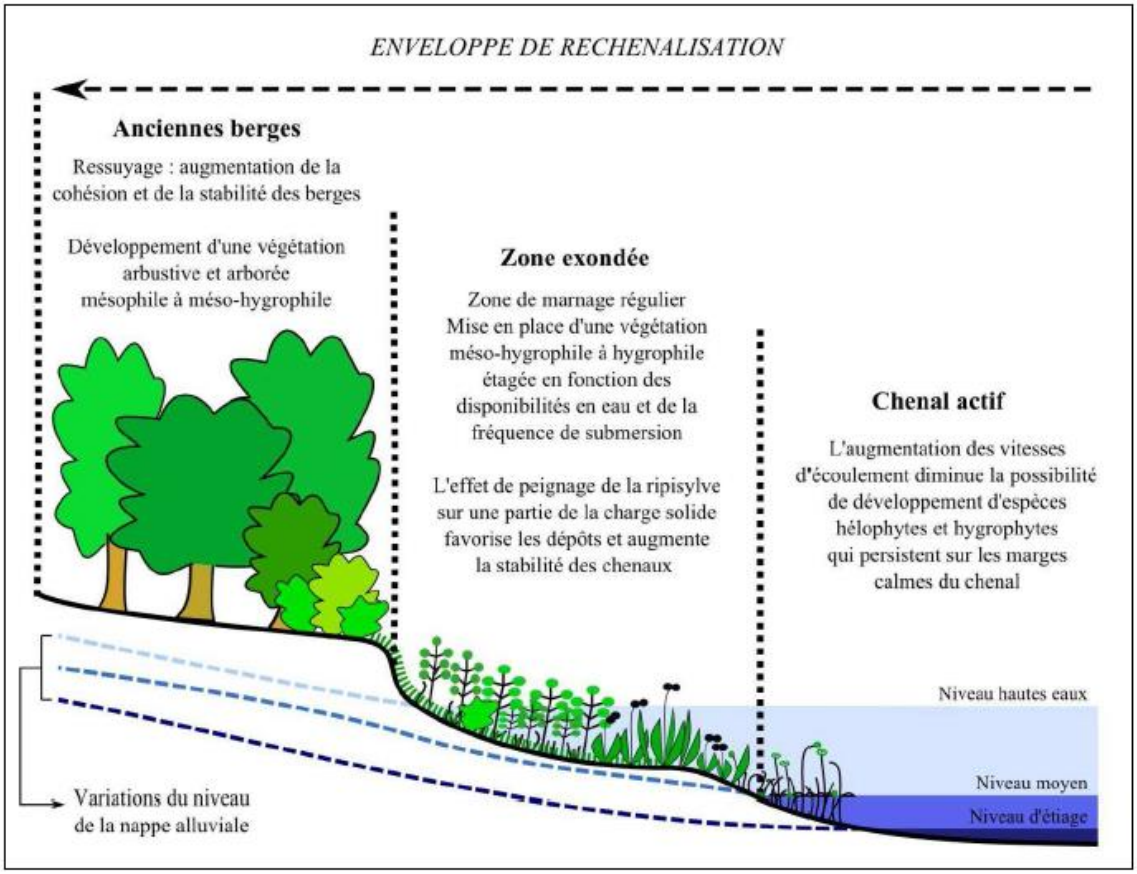


Figure 1-13: Conséquences de l'arasement sur la végétation dans l'ancien lac de retenue (Melun 2012).

4.3 Méthodes de suivi des actions de restauration

4.3.1 Logique et méthode de suivi

Les impacts potentiels d'un arasement de barrage sur les compartiments de l'hydrosystème et en particulier sur la végétation ont été développés dans la section précédente. Cependant, un suivi après restauration s'avère nécessaire afin d'évaluer la réussite du projet de restauration. Cette étape de suivi, pourtant cruciale, reste souvent négligée ou sous-estimée dans les projets de restauration des rivières (González et al.,

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2015a; Morandi et al., 2017). Ce manque d'évaluation a souvent été justifié par le peu de critères objectifs d'évaluation (González et al., 2015a; Kondolf et al., 2007).

Dans ce contexte, la société internationale de restauration écologique (SERI) préconise une liste d'attributs qu'un écosystème restauré devrait avoir tel que, par exemple, une capacité de résilience à certaines perturbations (SERI 2004). D'autres études préconisent la comparaison entre l'état avant restauration et l'état après restauration (*Before After Control Impat*) (Bernhardt et al., 2007; Palmer et al., 2005). D'autres enfin attestent que les impacts d'une restauration des rivières se font ressentir sur des échelles spatiales larges (bassin versant) et temporelles longues (plusieurs décennies) (González et al., 2015a) et qu'une évaluation de la restauration à ces échelles est donc nécessaire. Cependant, rares sont les opérations de suivi qui remplissent ces conditions (González et al., 2015a; Morandi et al., 2017). A titre d'exemple, Morandi et al (2017) ont estimé que 50% des opérations de suivi des projets de restauration en France et en Allemagne étaient réalisés sur des périodes de moins d'un an et sur des linéaires moyens de 0.8 km.

Parmi tous les projets de restauration des rivières en France réalisés entre 1967 et 2009, Morandi et al (2017) ont noté que 67% comprenaient des opérations de suivi, dont 33% avec plus de 5 indicateurs. Les indicateurs les plus représentés se sont révélés être des indicateurs biologiques (93%) qui concernent en particulier les populations de poissons (81%). La végétation riparienne et les macrophytes ne sont utilisés comme indicateurs de suivi que dans respectivement 35 et 31% des cas.

4.3.2 Suivi de la végétation

Gonzalez et al (2015) ont analysé les opérations de restauration (toutes actions confondues) concernant la végétation riparienne dans le monde entre 1990 et 2012. Leur analyse a permis d'identifier 169 articles traitant ce sujet. Leurs conclusions se sont révélées être les mêmes que celles de Morandi et al (2017). En effet, González et al (2015) ont montré que la majorité des études étaient réalisées sur un projet unique, c'est-à-dire sans comparaison, sur de courtes échelles de temps (près de 50% des études concernent un suivi de un ou deux ans) et sur des échelles le plus souvent locales (échelle du méandre).

Les indicateurs utilisés pour évaluer le succès de la restauration se sont révélés majoritairement liés à la composition spécifique des milieux et à leur diversité, quasiment aucune étude ne concerne la composition fonctionnelle. Ce résultat révèle l'attachement aux inventaires exhaustifs et à la composition des milieux plus qu'à leur fonctionnalité,

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

contrairement à certains objectifs affichés par les gestionnaires. Ainsi, la production d'indicateurs permettant l'évaluation et le suivi de la restauration en relation avec les attentes des gestionnaires semble encore être un verrou à lever.

5 Conclusion : vers un suivi des milieux rivulaires en contexte d'arasement

Dans une revue récente de la littérature, González et al., (2017) distinguent 5 compartiments clés pour atteindre une bonne conservation et restauration des zones ripariennes (Fig. 1-14) : 1) L'éducation environnementale des riverains et des gestionnaires, 2) la production d'inventaires sur des échelles spatiales et temporelles appropriées, 3) la protection par le renforcement et l'amélioration de la législation en vigueur, 4) le développement d'activités économiques et de gestion durable dans les zones ripariennes, et enfin 5) la restauration des cours d'eau endommagés à différentes échelles spatio-temporelles emboîtées. Pour toutes ces préconisations, les notions d'échelles spatiales et temporelles, ainsi que la dimension sociale des actions de restauration et de protection des zones rivulaires semblent primordiales.

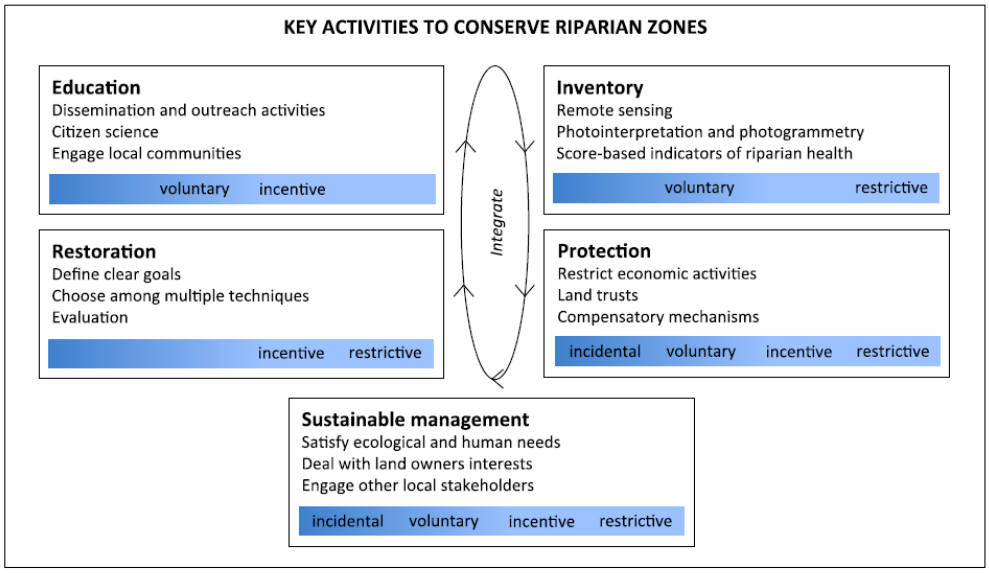


Figure 1-14 : 5 compartiments clés pour ne meilleure conservation et restauration des zones ripariennes. Parmi ces 5 compartiments, la télédétection est montrée comme étant un outil pertinent pour le suivi et l'inventaire des ripisyles (González et al. 2017).

Le développement d'un suivi de restauration, et donc d'indicateurs, apparait alors comme crucial à la fois après un évènement de restauration afin d'évaluer le succès de celle-ci, et aussi dans un cadre plus général de caractérisation des zones riveraines.

D'autant plus que les actions d'arasement se multiplient dans le monde, et qu'elles sont peu évaluées scientifiquement.

Au regard de l'état de l'art réalisé, l'objectif de la thèse apparaît double. Premièrement, il s'agit d'étudier un phénomène peu étudié, la réponse de la végétation riparienne à l'arasement. Deuxièmement, il s'agit de développer une méthodologie appropriée à ce suivi.

Parmi les outils permettant de produire des indicateurs pertinents à des échelles spatio-temporelles appropriées, la télédétection et ses produits dérivés par photo-interprétation et photogrammétrie sont décrits par Gonzalez et al (2017) comme très prometteurs. En effet, ces techniques permettent de cartographier la végétation facilement et sur de larges échelles spatiales. Par ailleurs, le développement de nouveaux capteurs ayant de meilleures résolutions spatiales (cm) et temporelles (journalières, mensuelles) permet de produire de plus en plus facilement des cartes précises et de décrire des phénomènes dynamiques.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Chapitre 2 : Télédétection et suivi de la végétation rivulaire

1 Introduction.....50

2 La télédétection : définitions et concepts.....50

2.1 Télédétection passive et active.....50

2.2 Télédétection satellitaire et aéroportée.....51

2.3 Propriétés des capteurs passifs dans les domaines du visible et du proche-moyen infrarouge.....52

2.4 Propriétés des capteurs actifs.....55

3 Production d'indicateurs de suivi des ripisylves par télédétection.....56

3.1 Caractérisation physique du cours d'eau et de la zone riveraine.....56

3.2 Caractérisation de la végétation rivulaire et aquatique.....57

3.3 Dynamiques temporelles.....61

4 Conclusion.....66

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Introduction

Le chapitre précédent a montré la nécessité de produire des indicateurs pertinents pour décrire l'état de la végétation rivulaire. La télédétection a été présentée comme un outil prometteur permettant de répondre en grande partie à cet objectif. Ce deuxième chapitre vise donc à faire un état des lieux de l'état des connaissances sur la production d'indicateurs de suivi des ripisylves par télédétection, et à évaluer la pertinence de l'utilisation de ces informations par les scientifiques et les gestionnaires. Dans un premier temps, des éléments fondamentaux de définition seront abordés, et un aperçu des données de télédétection disponibles sera présenté. Dans un second temps, le chapitre sera articulé autour de différents types d'indicateurs produits à partir de données de télédétection. Pour chaque type d'indicateurs, un retour sur les échelles spatiales et temporelles d'analyse, ainsi que sur les capteurs et les vecteurs utilisés sera réalisé. Enfin, on conclura sur une analyse de la pertinence des outils de télédétection selon les objectifs opérationnels.

2 La télédétection : définitions et concepts

Dans sa définition la plus générale, la télédétection représente l'acquisition d'informations sur un objet (une surface boisée par exemple) par l'intermédiaire d'un instrument de mesure sans contact avec l'objet. La prise d'une photographie avec un appareil photo numérique embarqué à bord d'un drone par exemple correspond donc à une donnée acquise par télédétection. La télédétection vise à obtenir des informations spatialisées sur la surface terrestre de façon passive ou active à partir de données satellitaires ou aéroportées.

2.1 Télédétection passive et active

Les capteurs utilisés en télédétection enregistrent les propriétés du rayonnement électromagnétique réfléchi, émis ou rétrodiffusé par les surfaces terrestres dans différentes longueurs d'ondes (visible, infrarouge, hyperfréquences…) du spectre électromagnétique (Fig. 2-1 c).

Deux grands types d'acquisitions sont distingués selon que le capteur utilisé soit passif ou actif. Dans le premier cas, le capteur enregistre la part du rayonnement émis par une source naturelle comme le soleil et réfléchi par la surface d'intérêt, ou émis par

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

la surface d'intérêt (Fig. 2-1 a). Les capteurs passifs qui enregistrent des données dans le domaine du visible et du proche infrarouge sont appelés capteurs optiques. L'appareil photo en est un exemple. Dans le cas des capteurs actifs, le rayonnement est directement émis par le capteur, et rétrodiffusé par la surface d'intérêt dans le domaine des hyperfréquences dans le cas d'un radar, ou dans le domaine du visible dans le cas d'un LiDAR.

2.2 Télédétection satellitaire et aéroportée

Parallèlement au type de capteur (actif ou passif), les outils de télédétection se distinguent par le vecteur portant le capteur. Ainsi, on distingue principalement deux types de vecteurs conditionnant l'emprise spatiale de l'image, sa résolution temporelle, le coût d'acquisition ou encore le poids du capteur embarqué: les satellites (imagerie spatiale) et les plateformes aéroportées telles que les avions ou les drones (imagerie aéroportée). Les satellites sont aujourd'hui les vecteurs les plus utilisés en télédétection car ils peuvent couvrir de très grandes surfaces et produire des images avec de très hautes résolutions spatiales et temporelles. La télédétection aéroportée a longtemps été limitée à la production de photographies aériennes en noir et blanc ou couleurs (RVB) à haute résolution spatiale, utilisables le plus souvent à une échelle du 1/25 000ème). Aujourd'hui, le principal intérêt de ce type de données réside dans la possibilité d'obtenir des données anciennes remontant aux années 50. Plus récemment, les drones, qui peuvent voler à basse altitude, embarquent principalement des appareils photographiques classiques et produisent des images couleurs à une résolution spatiale de l'ordre du cm, permettant d'atteindre un niveau de détail comparable à celui d'un opérateur terrain (Michez, 2016). Des informations complémentaires sur les drones et leur utilisation sont présentées dans le chapitre 4. Des capteurs actifs peuvent aussi être embarqués dans les avions, comme par exemple des capteurs LiDAR. Ainsi la couverture nationale LITTO3D (IGN) propose aujourd'hui l'ensemble du trait de côte français couvert par des données LiDAR.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

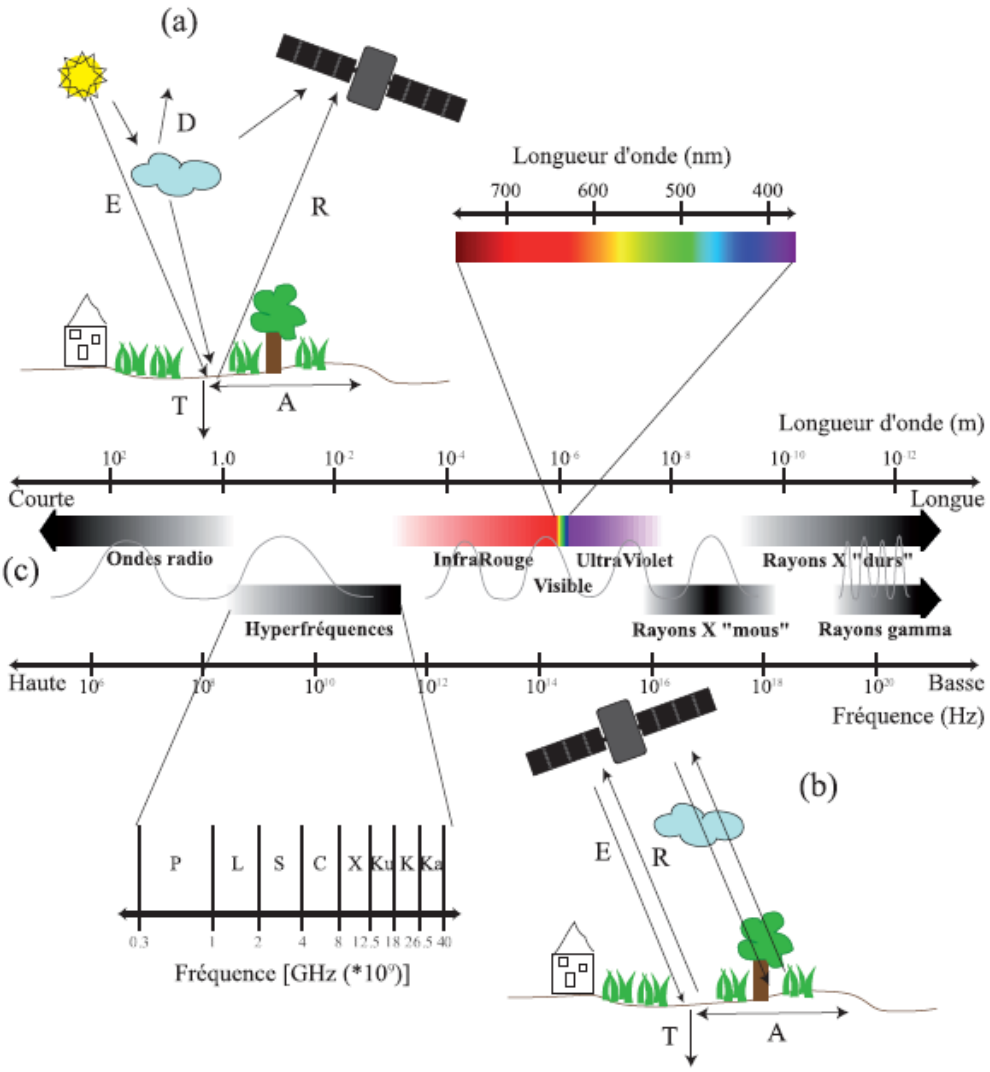


Figure 2-1: Interactions du rayonnement électromagnétique avec la surface terrestre en contexte a) de télédétection passive et b) de télédétection active. E= rayonnement émis, R = rayonnement réfléchi. D rayonnement diffusé, T rayonnement transmis, A rayonnement absorbé (Dusseux, 2014).

2.3 Propriétés des capteurs passifs dans les domaines du visible et du proche-moyen infrarouge

Aujourd'hui encore les capteurs passifs restent les plus utilisés et les plus diversifiés : ainsi il existe une très large gamme de capteurs selon leur résolution spatiale (du km au cm), leur résolution temporelle (d'une acquisition ponctuelle à quotidienne pour les capteurs les plus récents), ou leur résolution spectrale (de quelques bandes assez larges à une centaine de bandes voire plus de quelques nanomètres). Quand le capteur n'enregistre que dans quelques bandes spectrales, on parlera d'imagerie multispectrale.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

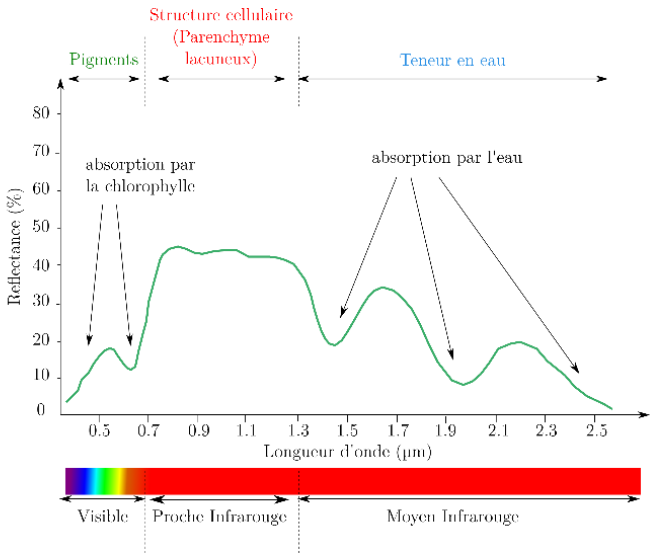
Ces images présentent une grande variabilité de coût d'acquisition allant de données entièrement gratuites (MODIS, LANDSAT, Sentinel-2, SPOT pour les images de plus de 3 ans) à des images à coûts très élevés (Pléiades, Worldview, SPOT pour les images récentes,...). De manière générale, les images gratuites possèdent des résolutions spatiales plus grossières que les images payantes.

A l'inverse, quand le capteur acquiert de l'information sur un très grand nombre de bandes contiguës (>50) on parlera d'imagerie hyperspectrale (Goetz et al., 1985). Ces images, qui permettent de discriminer finement un grand nombre d'objets, restent très chères et nécessitent le vol d'un avion sur la zone d'intérêt. Par ailleurs, le grand nombre de bandes spectrales enregistrées augmente considérablement le volume et la difficulté de traitement des données (Bioucas-Dias et al., 2012).

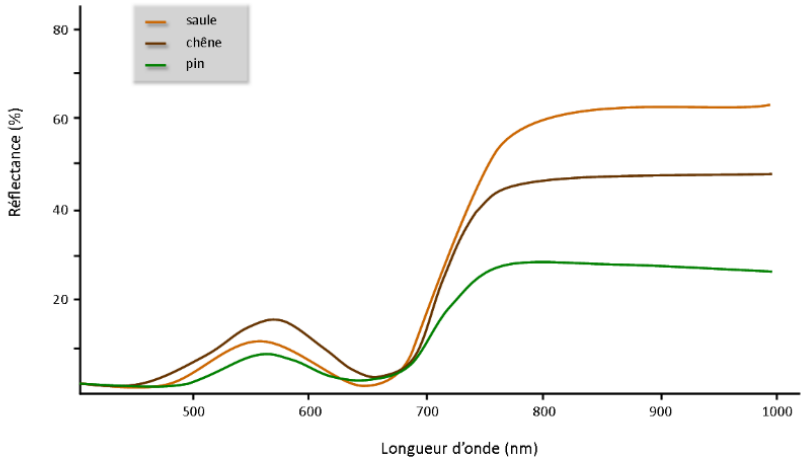
Les capteurs passifs utilisés dans les domaines du visible et du proche-moyen infrarouge permettent de renseigner les propriétés physiologiques des plantes, comme leur teneur en chlorophylle ou en eau. En effet, les pigments des parties chlorophylliennes des végétaux absorbent les rayonnements dans les longueurs d'ondes du bleu et du rouge, et émettent dans les longueurs d'ondes du vert quand parallèlement le parenchyme lacuneux émet fortement dans le proche infra-rouge (Fig. 2-2 A). De plus, la longueur d'onde du moyen infra-rouge est sensible à la teneur en eau des éléments : les éléments les plus humides absorbent plus dans ces longueurs d'ondes que les éléments secs (Fig. 2-2 A). Plus un couvert sera dense et/ou en bonne santé, plus il émettra dans le proche infra-rouge et absorbera dans le moyen infrarouge (Fig. 2-2 C). De ce fait, la signature spectrale des couverts végétaux pourra varier dans le temps en fonction des stades phénologiques et du degré de sénescence des feuilles. Ainsi des couverts n'ayant pas les mêmes stades phénologiques pourront être aisément différenciés. Par ailleurs, la structure cellulaire des végétaux pouvant fortement varier, leur absorption dans le proche infrarouge peut varier selon le type de couvert ou l'espèce considérée. Par exemple, les conifères réfléchissent moins dans le proche infrarouge que les feuillus (Fig. 2-2 B).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

A



B



C

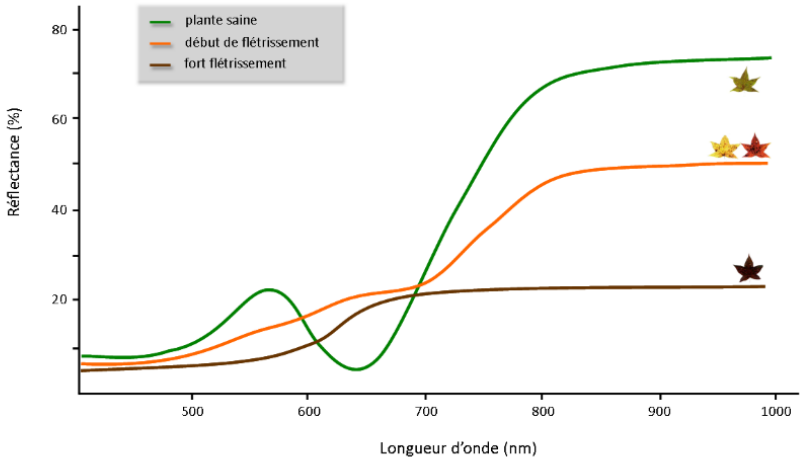


Figure 2-2 : Signature spectrale d'un couvert végétal. A. théoriques, B. pour trois essences ligneuses, C. selon l'état de santé du couvert. Adapté de https://e-cours.univ-paris1.fr/modules/uved/envcal/html/vegetation/caracteristique-vegetation/proprietes.html.

2.4 Propriétés des capteurs actifs

2.4.1 Dans le domaine des hyperfréquences : radars

L'un des principaux points négatifs de la télédétection passive dans les domaines du visible et du proche-moyen infrarouge reste sa sensibilité aux conditions atmosphériques, et notamment aux conditions d'humidité et à la nébulosité. Les systèmes actifs de type radar, ou Synthetic Aperture Ranging (SAR) n'ont pas ce problème, car les longueurs d'ondes utilisées ne sont pas sensibles aux perturbations atmosphériques.

Lorsqu'un signal radar est intercepté par une surface (un couvert végétal par exemple), celui-ci est rétrodiffusé en direction du capteur. En fonction de la longueur d'onde du signal émis par le capteur et rétrodiffusé par la surface (de 0.3cm à 1m), le signal sera plus ou moins pénétrant : Plus les longueurs d'ondes seront grandes, plus le signal sera pénétrant et inversement (Ulaby et al., 1986). De plus, le signal peut être rétrodiffusé dans plusieurs directions selon les propriétés de l'objet : ainsi, une surface lisse comme de l'eau ou un sol nu réfléchira dans une seule direction (simple rebond) alors que des surfaces en volume, comme un couvert végétal réfléchiront dans plusieurs directions simultanément (diffusion multiple). Cependant, à ce jour peu d'études utilisent les données radar pour caractériser les ripisylves et à titre d'exemple, la requête « riparian » AND « SAR » dans la base de données Web of Science fournit 27 références, toutes catégories d'ouvrages comprises. La pauvreté du nombre d'études pourrait probablement s'expliquer d'une part par le développement plus tardif de capteurs radar ayant des résolutions spatiales suffisantes (métriques) pour identifier des objets relativement étroits comme peuvent l'être les corridors rivulaires, et d'autre part par la complexité du signal engendré par l'interaction cours d'eau/ végétation (Carbonneau and Piégay, 2012).

2.4.2 Dans le domaine du visible : LiDAR

Parmi les nouveaux capteurs utilisés pour l'étude des ripisylves, le système de Light Detection and Ranging (LiDAR) représente un gros potentiel. Le principe du LiDAR est le même que celui des radars décrit précédemment, mais dans des gammes de longueurs d'ondes différentes : c'est en effet un signal laser qui est envoyé vers un objet d'intérêt et rétrodiffusé par la surface au capteur. Le capteur LiDAR enregistre ainsi le temps de réponse entre l'émission du signal laser et le retour de celui-ci. A partir de ce temps de réponse, la distance entre l'objet d'intérêt et le LiDAR peut être calculée (Baltsavias, 1999). Ce calcul permet alors de recenser la position verticale des objets

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

considérés. Concrètement, chaque fois que le signal émis par le laser rencontre un objet (une branche d'arbre, le toit d'une maison, le sol…) une partie du signal est renvoyée et la position verticale de l'objet est enregistrée sous forme de point. L'intérêt de ce type de capteurs réside donc dans sa capacité à produire des données en 3 dimensions et dans sa capacité à pénétrer certaines surfaces comme les couverts végétaux ou l'eau.

Les capteurs LiDAR peuvent être supportés par tous types de vecteurs mais on distingue généralement les LiDAR dits terrestres (TLS) posés au sol, des LiDAR spatiaux et des LiDAR aéroportés (ALS) embarqués dans un avion, hélicoptère, ULM ou drone. Dans le cadre de cette thèse, nous nous intéresserons uniquement aux LiDAR aéroportés, car ce sont les données les plus représentées dans les études portant sur la végétation riparienne. Une description plus précise des LiDAR aéroportés est présentée dans le chapitre 4. L'usage le plus développé des LiDAR aéroportés réside dans la production de Modèles Numériques de Terrain (MNT) en toutes circonstances atmosphériques et d'illumination, et ce même sous couvert végétal. La deuxième grande utilisation de ce type de données réside dans la production d'indicateurs de structure, comme les Modèles Numériques de Hauteur (MNH) qui traduisent la hauteur des objets observés.

3 Production d'indicateurs de suivi des ripisylves par télédétection

La précédente section a fait un état des lieux des différents types de données de télédétection disponibles utilisables pour étudier les zones ripariennes. Cependant selon l'objectif visé, les données de télédétection les plus appropriées ne seront pas les mêmes, et encore aujourd'hui, les images à résolution spatiale très fine ne sont accessibles que pour des échelles spatiales réduites. Ici la question de l'apport de la télédétection pour la caractérisation des ripisylves a été abordée sous l'angle des types d'indicateurs produits à partir de données de télédétection. Le tableau 2-2 résume ainsi les indicateurs qui ont pu être cartographiés, les capteurs utilisés pour ces cartographies et l'échelle d'étude.

3.1 Caractérisation physique du cours d'eau et de la zone riveraine

La télédétection peut être utilisée pour caractériser l'état physique du cours d'eau et de ses marges. A large échelle, les données acquises par LiDAR dits bathymétriques ont par exemple largement servi à cartographier les fonds des rivières (Allouis Tristan et al., 2010; Bailly et al., 2010; Lague et al., 2016; McKean et al., 2009a), la géométrie des

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

formes fluviales (Allouis Tristan et al., 2010; Bailly et al., 2010; McKean et al., 2009b), les successions seuils-mouille (radiers,…) ou encore la granulométrie (Steer et al., 2016). A très fine échelle, des images acquises dans les domaines du visible et du proche infrarouge par des drones ont été utilisées dans l'extraction d'indicateurs physiques du cours d'eau comme la bathymétrie et la température de l'eau (Lejot et al., 2007), la détection des successions de seuils/mouilles (Casado et al., 2015) ou la détection d'indicateurs de la morphologie du cours d'eau (A. Tamminga et al., 2015). Sur les berges, Michez et al. (2017) ont utilisé des données LiDAR pour estimer la surface de cours d'eau recouverte par la végétation. Akasaka et al. (2010) ont utilisé les données LiDAR pour estimer le pourcentage de biomasse au-dessus du cours d'eau. Ces indicateurs sont particulièrement liés à l'intégrité et à la qualité des cours d'eau, car ils impactent directement la température de l'eau. En effet, un couvert dense au-dessus du cours d'eau aura tendance à augmenter l'ombrage et à diminuer la température de l'eau. Par ailleurs, l'utilisation de capteurs thermiques montés sur drones (Jensen et al., 2012), avions ou satellites a largement servi à estimer la température de l'eau des rivières (Handcock et al., 2012). En revanche, peu d'études ont utilisé des données satellitaires optiques pour estimer des paramètres physiques du cours d'eau.

Dans la plaine alluviale, l'utilisation de données radar a permis de renseigner des propriétés particulières des ripisylves, comme la résistance aux écoulements (Mtamba et al., 2015; Townsend, 2002, 2001), le degré d'inondation ou le type de végétation (Dabiri et al., 2015; Laurin et al., 2012; Touzi et al., 2007). Les données LiDAR ont notamment servi à déterminer la rugosité de la végétation riparienne arborée face aux inondations à partir de statistiques de hauteur de végétation (Forzieri et al., 2010; Mason et al., 2003). Riedler et al (2015) ont utilisé des modèles numériques de terrain (MNT) dérivés de données LiDAR pour estimer les régimes hydrologiques dans la forêt alluviale.

3.2 Caractérisation de la végétation rivulaire et aquatique

3.2.1 Délimitation de la zone riveraine

De par leurs propriétés physiques, les données acquises dans les domaines du visible, du proche et du moyen-infrarouge sont majoritairement utilisées pour recenser les types de couvert de végétation (espèces, communautés, habitats). À large échelle, ces données ont d'abord été utilisées pour délimiter les zones ripariennes parmi les différents d'écosystèmes(Congalton et al., 2002; Ferreira et al., 2005; Johansen et al., 2010; Petus et al., 2013; Tormos et al., 2012). L'intégration des zones ripariennes dans la mosaïque paysagère permet alors de mieux identifier les relations entre les éléments du paysage et

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

les ripisylves (Tormos et al., 2011). Par exemple, Van Looy et al., (2013) ont démontré que les relations entre les types d'occupation du sol dans différents bassins versants du Sud de la France (Hérault) avaient un impact sur la qualité des cours d'eau. Une relation similaire a été trouvée sur des cours d'eau normands, par Kosuth et al., (2010) qui ont montré qu'une proportion de couvert forestier de 60% dans des buffers de 30 m de large autour du cours d'eau était nécessaire pour obtenir une qualité satisfaisante. D'un point de vue méthodologique, Tormos et al., (2012) ont montré l'intérêt d'utiliser des images satellites à Très Haute Résolution Spatiale (THRS) pour cartographier les corridors boisés en comparaison de l'utilisation des images à moyenne résolution ou des bases de données nationales vectorielles de type Corine Land Cover. Johansen et al (2010) ont, quant à eux, montré l'intérêt des données LiDAR comparé à des images multispectrales SPOT et quickbird pour délimiter la végétation rivulaire. Johansen et al (2010) ont cartographié dans ces corridors le pourcentage de recouvrement projeté (Percentage Projective Cover) et relié cette variable au degré de stabilisation des sédiments : Plus le recouvrement sera fort, plus le degré de stabilisation sera fort lui aussi.

3.2.2 Espèces

Plus récemment, le développement de résolutions spatiales plus fines (métrique ou submétrique), temporelles (une image tous les jours) ou spectrales (un plus grand nombre de bandes) des capteurs utilisés en télédétection ont permis d'affiner l'identification des zones ripariennes allant jusqu'à l'identification de certains habitats ou même d'espèces au sein des ripisylves.

3.2.2.1 Végétation aquatique dans le cours d'eau

De nombreuses études ont montré l'intérêt des données de télédétection pour cartographier la végétation aquatique à l'échelle de la communauté ou de l'espèce. Les données hyperspectrales ont été les plus utilisées pour cartographier la végétation aquatique (Amri et al., 2009; Andrew and Ustin, 2008; Luo et al., 2017; Underwood et al., 2006). Le couplage de données LIDAR avec des données multispectrales ou hyperspectrales, a donné des résultats prometteurs pour cartographier des communautés aquatiques (Whiteside et al 2015). A l'échelle locale, (Husson, 2016) ont pu cartographier des communautés de macrophytes à l'aide d'un capteur RVB monté sur un drone.

3.2.2.2 Végétation arborée

Tous types de capteurs satellitaires et aéroportés permettant d'acquérir des images dans les domaines du vissible et du proche-moyen infraouge ont été utilisés pour cartographier les espèces ripariennes : A large échelle, Riedler et al (2015) ont par exemple

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

utilisé des images mutlispectrales Worldview pour cartographier les espèces majoritaires d'une forêt alluviale. (Johansen et al., 2007, p. 200) ont utilisé des images à très haute résolution spatiale pour cartographier des types de végétation de forêt alluviale au Canada (forêt mâture, pionnières, forêt jeune, herbacée, arbustes) avec une précision globale de 77%. Tormos et Van Looye (2015) ont utilisé la BD ortho Proche infrarouge de l'IGN pour cartographier des espèces et des patchs d'espèces de végétation riparienne (saule, aulne, peuplier, chêne)dans trois paysages rivulaires de complexité différente, avec une précision globale supérieure à 80%. Récemment Rodriguez et al (2017) ont utilisé des images hyperspectrales pour cartographier les patchs dominants de saule et de frêne au Portugal en 2004 et 2015, avec des précisions globales de 85 et 95 % pour chaque date respectivement.

A échelle locale des images acquises par des drones ont été utilisées pour cartographier des espèces invasives (Hung et al., 2014; Michez et al., 2016a), l'état sanitaire de la végétation arborée (Lisein et al., 2015; Michez et al., 2016c), la présence de bois morts (Dunford et al., 2009), ou la composition spécifique des peuplements ripariens (Bonin et al., 2014; Dunford et al., 2009; Kaneko and Nohara, 2014; Michez et al., 2016c).

Cependant, les espèces se distinguent aussi par une morphologie et un port typique. Un saule ou un aulne sera par exemple généralement plus petit qu'un chêne. De ce fait, les données LiDAR ont pu aussi être utilisées avec profit pour cartographier des espèces végétales : A échelle locale, Antonarakis et al., (2008a) ont réussi à identifier la présence de peupliers au sein de la forêt alluviale de la Garonne à l'aide de LiDAR en se basant sur les variations de distribution des points.

3.2.2.3 Végétation herbacée

Outre les peuplements boisés, la télédétection a aussi été utilisée pour cartographier des espèces et des communautés rivulaires herbacées. Pour ce type de cartographies, des images RVB acquises par drone ou des données hyperspectrales se sont révélées être les plus pertinentes. La résolution spectrale, pour les capteurs hyperspectraux, la précision centimétrique et la flexibilité d'utilisation des drones sont les raisons qui motivent leur utilisation.

La résolution centimétrique des images produites par les drones permet en effet d'atteindre un niveau de détail nécessaire à la discrimination de la végétation riparienne herbacée. Kaneko et Nohara (2014) ont démontré qu'une résolution spatiale de 1 cm était nécessaire pour identifier des communautés herbacées ripariennes. Ces résultats rejoignent ceux de Dufour et al., (2012) qui préconisent que le diamètre de cet objet soit

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

au moins huit fois supérieur à la taille du pixel de l'image, ou que l'objet considéré contienne au moins 50% de pixels purs, (qui représentent uniquement l'objet considéré) pour caractériser correctement un objet circulaire (typiquement un arbre). Pour une résolution spatiale de 5cm, une image drone pourrait donc permettre d'identifier des objets d'un diamètre supérieur ou égal à 50cm. Dans certains cas, les auteurs ont utilisé la grande précision des images drones pour cartographier manuellement la végétation riparienne et aquatique (Dunford et al., 2009; Hervouet et al., 2011; Husson et al., 2016; Kaneko and Nohara, 2014). Cette méthode, bien que performante (Husson et al., 2016) s'avère coûteuse en temps et difficilement reproductible tant elle est dépendante de l'opérateur réalisant la photo-interprétation. C'est pourquoi de nombreux auteurs se sont penchés sur la cartographie automatique de la végétation riparienne (Michez 2016, Husson 2016). Par exemple, Michez et al. (2016) ont pu cartographier des espèces ripariennes à l'aide d'images drone, avec des précisions globales de 80%, en utilisant l'algorithme de classification Random Forest.

Enfin, les indicateurs utilisés pour cartographier les différents éléments d'un hydrosystème à partir d'images issues de drones sont très souvent des indicateurs de texture (Bonin et al., 2014 ; Michez et al,. 2016), c'est-à-dire décrivant l'agencement de pixels voisins dans une fenêtre d'étude donnée (Lefebvre et al., 2011). En effet, bon nombre d'études ont prouvé l'utilité de ce type d'indicateurs pour des images à résolution spatiale très fines (Bonin et al., 2014; Michez et al., 2016c, 2016a). Ainsi, Bonin et al (2014) ont trouvé une relation significative (R^2=0.59) entre des indices de texture extraits à partir de photographies RGB et la composition spécifique de prairies de fond de vallée du Canada. L'utilisation de ce type d'indicateurs peut s'expliquer de deux manières : d'une part la résolution spatiale fine permet de distinguer de très petits objets les uns des autres, et ce sur des petites surfaces. Les objets peuvent donc être bien être délimités. D'autre part, la résolution spectrale des capteurs les plus utilisés avec des drones reste relativement faible comparée aux résolutions spectrales des images satellitaires, notamment de par la faible capacité de charge de ces engins. À titre d'exemple, les dernières générations de drones n'embarquent des caméras enregistrant dans le proche infra-rouge que depuis quelques années, et comme l'atteste le tableau 2-1 les appareils RGB restent aujourd'hui encore la norme en matière de capteur embarqué dans un drone. La faible résolution spectrale des capteurs embarqués généralement dans des drones a donc conduit au développement d'autres indicateurs que les indicateurs classiquement utilisés en télédétection spatiale, comme par exemple le Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). Les indicateurs produits par des images drones se sont révélés être des indicateurs de texture, ou des indicateurs spectraux adaptant les indicateurs classiques

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

aux propriétés des images RVB : Ratio ou indices normalisés basés sur la bande du vert par exemple.

3.2.3 Stratification et structure interne de la végétation rivulaire

Une partie des fonctions assurées par les ripisylves réside dans leur structure. Les données de télédétection, issues de LiDAR et de drones ont largement été utilisées pour caractériser la structure des peuplements ripariens boisés.

La production de modèles numériques de surface à l'aide de données drones par photogrammétrie ou à l'aide de données LiDAR donne des indications de hauteur ou de volume de végétation. Par exemple, Hortobágyi et al., (2017c) ont pu estimer des hauteurs de végétation riparienne le long de l'Allier, en Auvergne, à l'aide de reconstruction photogrammétrique d'images drones à trois échelles différentes (corridor ou tronçon, banc et intra-banc). Hortobagyi et al (2017 c) ont cependant montré que les données reconstruites par photogrammétrie ne suffisaient pas à estimer certains traits de végétation tels que le diamètre des couronnes d'arbres, des densités de végétation ou bien une topographie précise sous couvert. Michez et al (2016) ont combiné des modèles numériques de surface produits avec des données asquises par drone à des données LiDAR pour obtenir des modèles de hauteur de végétation très précis et ainsi cartographier l'état écologique des rivières wallonnes. Riedler et al (2015) ont pu cartographier les structures verticales et horizontales de forêt alluviales à l'aide de modèles numériques de hauteur (MNH) dérivés de données LiDAR. Ils ont de plus utilisé des modèles de terrain (MNT) pour estimer les variations de la microtopographie. Michez et al (2017) ont caractérisé, sur l'ensemble du linéaire wallon, la stratification de la végétation en calculant la variabilité des hauteurs de canopée au sein de tronçons de 50m de long. (Weisberg et al., 2014) ont pu relier ce type d'indicateurs d'hétérogénéité horizontale et verticale à des données de présence/absence. Akasaka et al (2010) ont calculé une série d'indicateurs relatifs à la structure de la végétation riparienne (volume, stratification,…) qu'ils ont relié avec des données relatives à la présence de chauve-souris. A l'échelle de l'arbre, Farid et al (2006 et 2008) ont estimé des paramètres structuraux de peupliers de différentes classes d'âge ainsi que leur surface foliaire (LAI) à l'aide de données acquises par LiDAR aéroporté.

3.3 Dynamiques temporelles

L'analyse de séries temporelles d'images a permis d'analyser les dynamiques temporelles de la végétation du court au long terme. La majorité des études portant sur

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

les dynamiques de la végétation des plaines alluviales par télédétection ont été réalisées à partir de photographies aériennes (Arnaud et al., 2015; Bollati et al., 2014; Corenblit et al., 2010; Dufour et al., 2015b; Greco et al., 2007; Segura-Beltrán and Sanchis-Ibor, 2013). Dans la majorité des cas, ces études analysent les dynamiques de végétation à l'échelle d'un cours d'eau ou d'un tronçon, et ce sur des échelles temporelles longues (des années 50 à nos jours le plus souvent).

Plus récemment, d'autres types de données ont été exploités comme des données multispectrales (Carle et al., 2013; Hervouet et al., 2011), des données LiDAR (Bertoldi 2011 ; Lallias-Tacon 2017 ; Michez et al 2013) ou des données drones (Hortpbaguy 2017, Hervouet 2011) pour étudier ces dynamiques. Ainsi Carle et al., (2013) ont couplé des données LiDAR et des données optiques Landsat 5 TM et Worldview-2 pour évaluer la réponse de la végétation aquatique aux phénomènes d'accrétion dans le delta du lac Wax aux Etats-Unis. Il convient de noter cependant que dans tous les cas, les données LIDAR ne sont utilisées que pour déterminer des hauteurs de végétation ou des éléments de topographie du milieu. Les hauteurs de végétation sont alors utilisées comme proxy du type de végétation et de leur stade de succession : pionnière, post-pionnière ou avancée.

A l'échelle de plusieurs années, Hervouet et al,. (2011) ont pu cartographier manuellement le développement de végétation pionnière ligneuse (*Salix*, *Populus*) après une inondation sur un secteur en tresse de la Drôme, à l'aide de données drones et satellitaires (SPOT). Ils ont non seulement réussi à décrire et quantifier le phénomène de recolonisation par la végétation entre 2005 et 2009, mais aussi à démontrer que l'utilisation d'images drones permettait de mieux comprendre les patrons de colonisation par rapport à l'utilisation d'images satellites SPOT. Dans un contexte de restauration après arasement, le drone semblerait donc prometteur pour suivre les premières années de recolonisation des berges par la végétation.

En outre, les études citées pointent souvent du doigt l'importance de la date d'acquisition des images dans la qualité des résultats obtenus. S'agissant des données multispectrales, la nouvelle génération de capteurs de type Sentinel 2 pourrait être très prometteuse du fait de sa haute répétitivité temporelle et de sa haute résolution spatiale. A échelle locale, la facilité des drones à acquérir des images sur de petites fenêtres temporelles a entraîné le développement de l'utilisation de séries temporelles d'images en intra ou interannuel en visant des épisodes clés du fonctionnement des hydrosystèmes comme les différents stades de successions (Hervouet et al., 2011; Hortobágyi et al., 2017b; Räpple et al., 2017), les différents stades phénologiques (Michez 2016a) ou encore un évènement post-crue (A. D. Tamminga et al., 2015). Michez et al (2016a) ont ainsi cartographié avec des précisions globales de 97, 72 et 68% la berce du Caucase, la

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

balsamine de l'Himalaya et la renouée du Japon en choisissant pour chaque espèce la période de floraison. Ainsi, les inflorescences blanches caractéristiques de la berce du Caucase ont permis de cartographier cette espèce. Dans une autre étude, Michez et al (2016b) ont démontré que la meilleure saison pour différencier les peuplements des forêts alluviales wallonnes (aulne glutineux, chêne, érable sycomore, épicéa commun) était l'automne, lorsque les stades phénologiques sont les plus différenciés.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 2-1: Exemples d'indicateurs de caractérisation des cours d'eau extraits par télédétection

		indicateur	capteur	échelle	référence
Caractérisation physiques		bathymétrie	LiDAR bathymétrique	tronçon	Bailly et al, 2010 ; Lague et al 2016
			Drone RVB	tronçon	Lejot et al 2007
		granulométrie	LiDAR bathymétrique	Cours d'eau	Steer et al (2016)
		microtopographie	Drone	banc	Hortobagyi et al 2017
			LiDAR		Bywater-Reyes et al,; 2017
		Géomorphologie du cours d'eau	Drone RVB	tronçons	Tamminga et al 2015 ; Casado et al 2015
		Rugosité, résistance aux écoulements	Radar	tronçon	(Forzieri et al., 2010; Townsend, 2001)
			LiDAR,	tronçon	(Bertoldi et al., 2011a);
		Biomasse au-dessus du cours d'eau	LiDAR, (multispectral)	tronçon	Akasaka et al. 2010
Caractérusation de la végéattion rivulaire		Délimitation du corridor	LiDAR topogrpahique, Multispectral	tronçon	(Bertoldi et al., 2011a)
				Cours d'eau	(Johansen et al., 2010)
			Multispectral	Cours d'eau	(Tormos et al., 2012)
	Especes	Espèces ligneuses	LiDAR, Multispectral,	Cours d'eau	Johansen 2010 ;
			Multispectral,	Cours d'eau	Johansen et al. 2007
			hyperspectral	tronçon	Rodriguez et al. , 2017 ;
			LiDAR	tronçon	Antonarakis et al. 2008 a et b,
			Multispectral + LiDAR	Cours d'eau	Riedler et al.2015
			Drone RVB + drone PIR	tronçon	Michezet al. 2016
		Communautés herbacées	Drone RVB	banc	(Husson, 2016; Kaneko and Nohara, 2014)
			Images prises au sol	banc	(Bonin et al., 2014)

		Espèces invasives	Drone RVB + PIR	tronçon	(Michez et al., 2016a)
			hyperspectral	Tronçon	(Amri et al., 2009)
	Structure	Densités de végétation	LiDAR	tronçon	Bywater-Reyes 2017
		Structure verticale	LiDAR	tronçon	(Bywater-Reyes et al., 2017; Riedler et al., 2015)
		Structure horizontale	LiDAR	tronçon	(Riedler et al., 2015)
		Présence de bois mort	Drone RVB	banc	(Dunford et al., 2009)
		Dynamiques temporelles	Photographies aériennes, LiDAR	tronçon	(Lallias-Tacon et al., 2017)
			Photographies aériennes	tronçon	(Dufour et al., 2015b)
			Multispectrale	tronçon	Hervouet et al 2011 ;
			Drone	banc	(Hervouet et al., 2011)

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

4 Conclusion

Les données de télédétection ont montré leur intérêt pour spatialiser des indicateurs de restauration des cours d'eau. Selon l'échelle et les objectifs considérés, les données de télédétection les plus adaptées se sont révélées différentes. Ainsi, les données passives ont été utiles pour identifier des types de végétation particuliers, tandis que les données actives se sont révélées être utiles pour identifier des structures de végétation.

A large échelle, les données les moins couteuses restent les données optiques à moyenne et basse résolution, comme les images SPOT ou LANDSAT. Ce type de données optiques apparaît relativement simple à analyser pour un gestionnaire, au vu de la taille modérée des jeux de données à traiter et de l'ampleur des développements méthodologiques existants (logiciels, chaînes de traitements préétablies). Dans le cas d'un suivi après un arasement de barrage, ce type de donnée s'avèrerait donc plus pertinent à moyen ou long terme, plutôt qu'à court terme. Les données optiques à très haute résolution spatiale comme Pléiades, Quickbird ou Worldview se sont largement démocratisées dans les dernières années, malgré leur coût relativement important. Les données hyperspectrales ont montré leur pertinence pour l'étude de la végétation aquatique, mais restent très chères à acquérir et difficiles à traiter. En effet, la basse résolution spatiale de ces images nécessite des opérations de démixage pour identifier des éléments fins du paysage. Les capteurs Sentinel 1 et 2, qui fournissent gratuitement des données à haute résolution spatiale et temporelle représentent un potentiel qui reste à être évalué. Cependant, ce type de données moyenne résolution s'avère peu pertinent pour l'identification d'éléments fins du paysage comme peuvent l'être certains corridors rivulaires ou encore certains types de végétation pionnière.

A l'échelle locale, les drones se sont imposés comme la technologie de pointe permettant un suivi fin des hydrosystèmes. Sur des distances limitées, ces systèmes produisent des images à très haute résolution spatiale et temporelle permettant l'identification d'éléments très fins comme les types de végétation pionnière. La production d'image par photogrammétrie devient de plus en plus facile à réaliser avec le développement de logiciels permettant de réaliser toutes les opérations de traitement automatiquement par des gestionnaires. Cependant, seules quelques études ont utilisé la photogrammétrie pour extraire des données 3D, ce qui reste encore marginal. En outre, aujourd'hui encore les traitements automatiques d'image drone semblent peu développés

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

et utilisés, et malgré les nombreuses questions méthodologiques qu'elle suscite la photo-interprétation reste la technique la plus simple et la plus utilisée pour analyser des images drones. Il reste donc à évaluer concrètement les potentialités de cet outil pour un gestionnaire dans le cadre d'un suivi de végétation après restauration, allant de la mise en place du vol au traitement des données.

L'avènement des données 3D LiDAR a largement impacté l'étude des systèmes forestiers, et par conséquent l'étude des ripisylves. Ce type de données a en effet permis de cartographier finement des indicateurs sur la structure des peuplements boisés sur de larges échelles. Malgré leur coût élevé, de nombreux programmes en Europe ont investi dans cette technologie pour couvrir de larges zones : Par exemple la couverture du littoral français par l'Institut Géographique National (IGN) dans le cadre du programme LITTO 3D ou la totalité du territoire wallon par le gouvernement Belge (Michez, 2016). Cependant, la revue de littérature présentée ici a montré que ces données semblaient être généralement sous-exploitées car peu d'études analysent l'information du nuage de points en lui-même, et encore moins le retour d'onde complet. Ainsi, si la production et l'analyse de modèles de canopée ou de modèle d'élévation semblent être opérationnelles et que cette compétence parait être transférable aux gestionnaires, il n'en va pas de même avec le traitement du nuage de point et des ondes complètes, dont l'efficacité nécessite encore d'être évaluée.

La revue de littérature présentée dans cette section a mis en lumière trois types d'avancées nécessaires pour un meilleur suivi de la végétation en contexte de restauration. D'une part, la rapidité avec laquelle de nouveaux capteurs et types de données sont développés demande une veille technologique continue afin d'évaluer leurs potentialités pour le suivi de la végétation. D'autre part, les résolutions spatiales et temporelles se sont révélées fondamentales pour la production de certains indicateurs de suivi, tels que certaines communautés pionnières herbacées, ou des dynamiques de colonisation. Enfin, la production d'indicateurs de suivi représentant des objets d'intérêts (végétation herbacée recolonisant, structure des arbres, espèces d'intérêt), sur des échelles spatiales et temporelles appropriées, reste encore aujourd'hui à développer.

Dans le cadre de cette thèse, les technologies drone et LiDAR seront évaluées au regard des trois types d'avancées décrits précédemment. Les potentialités de traitement automatique d'images drone seront testées pour analyser des dynamiques temporelles de colonisation (chapitres 5 et 7). Les potentialités de l'analyse du nuage de points LiDAR seront étudiées pour caractériser les boisements riverains en place (chapitres 8 et 9).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Deuxième partie : Site d'étude et données

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Chapitre 3 : Le projet d'arasement de barrage sur la Sélune

1 La vallée de la Sélune 72
1.1 Un fleuve côtier du massif armoricain 72
1.2 Contexte climatique et hydrologique 74
1.3 Un bassin versant rural anthropisé 75
1.4 Etat des lieux pré-arasement 76

2 Le projet d'arasement de barrage 79
2.1 Historique du projet 79
2.2 Travaux d'ingénierie 82
2.3 Suivi scientifique : un projet pluridisciplinaire 85

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 La vallée de la Sélune

1.1 Un fleuve côtier du massif armoricain

La Sélune est un fleuve côtier normand prenant sa source à Saint-Cyr du Bailleul et se jetant dans la baie du Mont Saint-Michel (Fig. 3-1). D'une longueur totale de 91km, elle est rejointe par environ 100 affluents formant un bassin versant de plus de 1038km² réparti sur les départements de la Manche, de l'Ille-et-Vilaine et de la Mayenne, d'une altitude maximum de 335,7m et minimum de 0m.

La Sélune est un fleuve à faible énergie (Rollet et al., 2015), avec une pente de 0.2%. Depuis 1926, la Sélune est traversée par deux grands barrages, Vezins (36m de hauteur pour 278m de large) et la Roche-qui-Boit (15.4m de hauteur pour 125m de large) qui forment une retenue de 24km de long : 19km pour la retenue de Vezins et 5km pour la retenue de la Roche-qui-Boit. Les barrages de Vezins et la Roche-qui-Boit contrôlent des sous-bassins versants de 732 km² et 762 km² respectivement.

Le fleuve incise un substrat dur composé de grès, granodiorites siltites et argilites (BRGM, infoterre.fr). Les lacs de retenue sont localisés dans un relief de gorge composé majoritairement de grès (BRGM, infoterre.fr).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

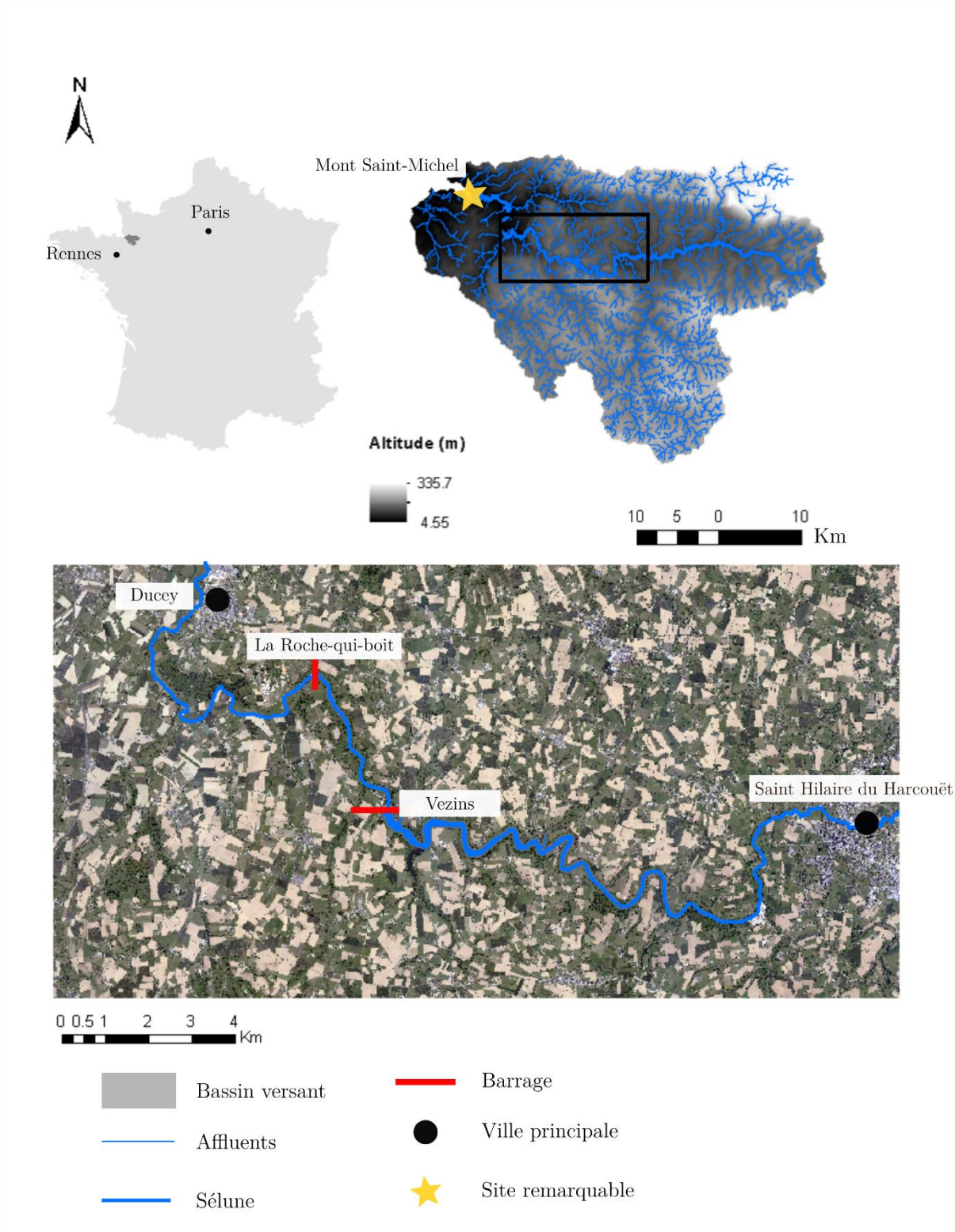


Figure 3-1 Localisation du site d'étude.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1.2 Contexte climatique et hydrologique

Le climat de la zone d'étude est de type océanique, avec des régimes de pluies réguliers tout au long de l'année et des températures douces. Sur la période 2009-2018, la température moyenne est de 12°C, avec 810,9 mm de précipitations par an (Fig. 3-2). Les trois années d'expérimentation (2015, 2016, 2017) sont relativement sèches avec des précipitations moyennes annuelles de 674mm, alors que depuis 1968, la moyenne est de 792mm par an (données Infoclimat.fr à Saint-Jean de la Haize (50).

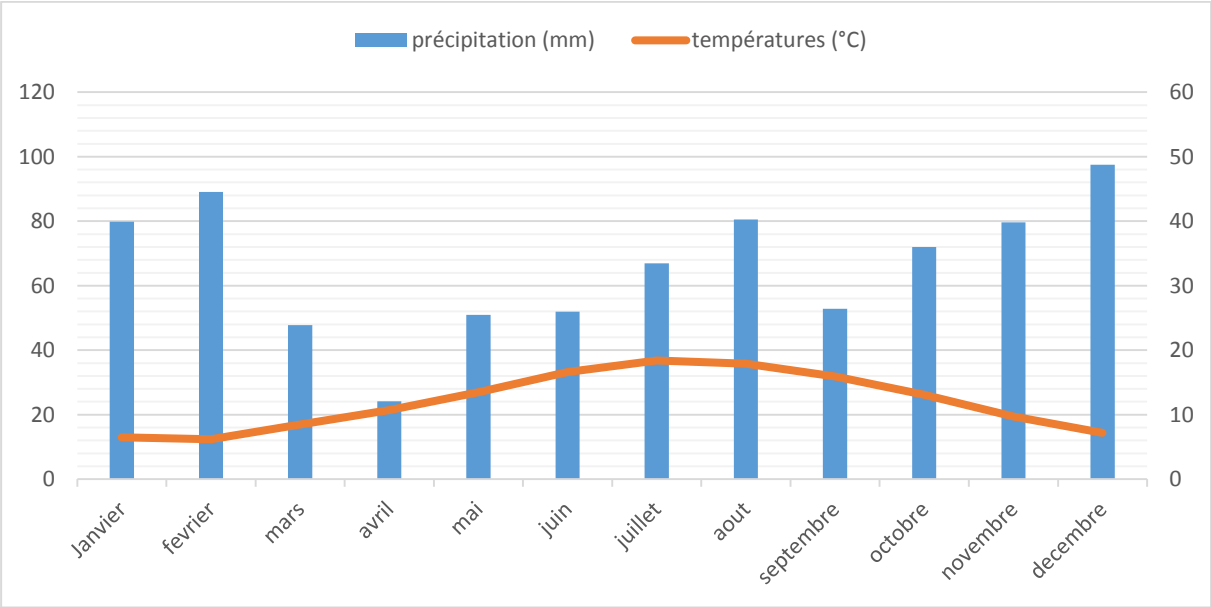


Figure 3-2 : Diagramme ombrothermique à la station Saint-Jean de la haize (50), sur la période 2009-2018. A gauche, l'axe des précipitations, à droite l'axe des températures. Source : infoclimat.fr

En moyenne, des débits de l'ordre de 10m^3/s sont enregistrés tout au long de l'année sur la Sélune. La majeure partie des crues se situent en période hivernale, de décembre à mars. La Figure 3-3 représente l'évolution des débits moyens mensuels et le tableau 3-1 les caractéristiques hydrologiques de la Sélune.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

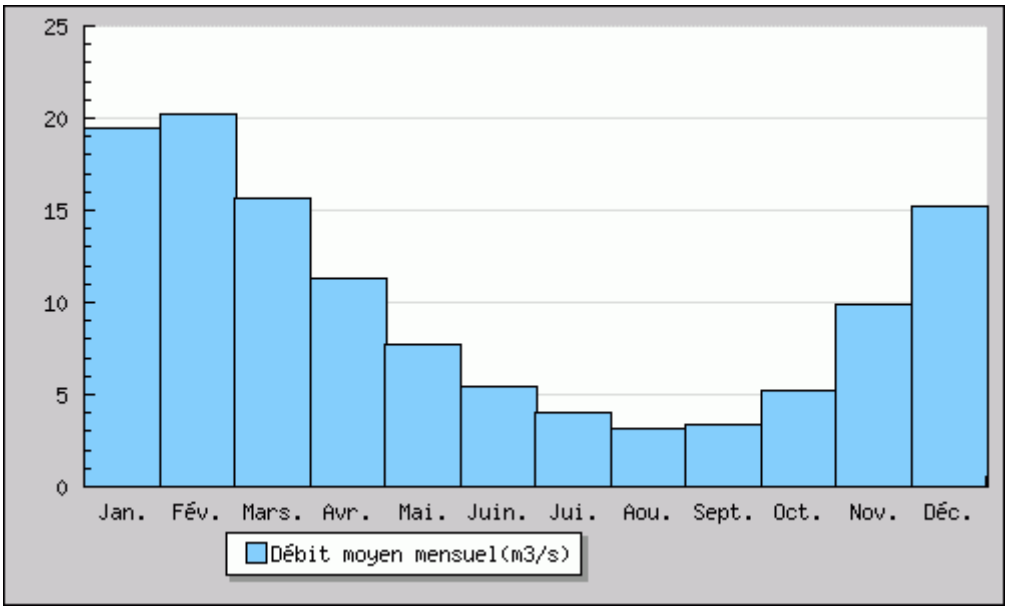


Figure 3-3 : Débits moyens mensuels au barrage de Vezins (moyenne de 1933 à 2014). Source: banque HYDRO.

Table 3-1 : Caractéristiques hydrologiques de la Sélune à l'amont et à l'aval des barrages. Source Banque HYDRO.

Position par rapport aux barrages	**Amont**	**Aval**
Station	Selune Vezins	Selune Signy
Période	1934-2014	1990-2018
Module (m3/s)	10	9.2
Module spécifique (l/s/km²)	13.9	11.9
Etiage (m3/s)	7	6.2
Q2	52	46
Q10	85	80
Q50	110	110

1.3 Un bassin versant rural anthropisé

Le bassin versant est majoritairement rural avec 94% de surfaces agricoles (Sandre 2013, Corine Land Cover 2006), et compte un total de 57 000 habitants répartis dans 21 communes. Il s'agit d'un paysage agricole de type bocager, avec une prédominance de parcelles de maïs, blé, colza et de prairies.

La végétation riparienne est le plus souvent limitée à quelques linéaires d'arbres plantés au bord du cours d'eau. Ces linéaires sont toutefois relativement diversifiés puisqu'on y recense des espèces de saule, aulne, chêne, châtaignier, peuplier, bouleau et frêne. Deux exceptions à ces linéaires sont cependant recensées : d'une part les versants des lacs de retenue sont largement boisés (Fig. 3-4) d'un mélange de hêtre, chêne et châtaigniers, et d'autre part la présence d'un reliquat de forêt ancienne, en aval des deux retenues, appelé « Bois d'Ardennes » et recensé comme habitat Natura 2000.

Figure 3-4: Représentation illustrée de la Sélune laissant apparaitre les caractéristiques principales du fleuve : les deux barrages de Vezin et la Roche qui boit, le bois d'Ardennes et le Mont Saint-Michel. Crédits : Jean-Loup Charnais (2017).

1.4 Etat des lieux pré-arasement

La présence des deux barrages impacte fortement l'état hydrologique, géomorphologique et écologique de la Sélune. Cette section vise à brosser un tableau général de l'état de la rivière et de l'effet des barrages de Vezins et la Roche-qui-boit sur celle-ci.

1.4.1 Dynamiques fluviales

1.4.1.1 Un fort phénomène de sédimentation dans les lacs de retenue

La comparaison des charges sédimentaires à l'amont et à l'aval des barrages montre que ceux-ci influencent fortement les transferts de particules fines en suspension

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

(Rollet et al, 2015). En effet, à l'amont des ouvrages, les lacs de retenue subissent un phénomène important de sédimentation et sont comblés en majorité par des sédiments fins de type limoneux à l'exception de la queue de retenue composée de sédiments plus grossiers de type sableux (DDTM 50 2012, Fig. 3-2). Le volume stocké a été estimé à 1,4 million de m^3 pour la retenue de Vezins et 0,4 million de m3 pour la retenue de la Roche qui Boit (DDTM 50 2012).

Cependant, aucune variation longitudinale des sédiments plus grossiers n'a été observée à l'aval des ouvrages, ce qui semble révéler une absence de pavage ou d'incision dues à la présence des barrages (Rollet et al., 2015).

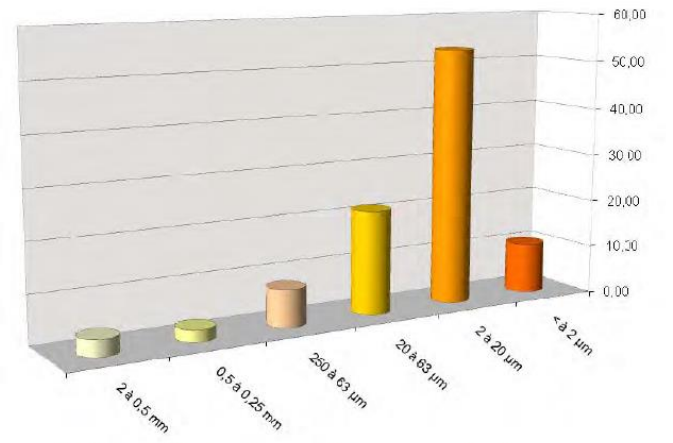


Figure 3-5 : Proportions moyennes des granulométries de sédiments dans les lacs de retenue de la Sélune, réalisées à partir de 154 prélèvements le long de la retenue. (DDTM 50, 2012).

Ces sédiments fins présentent des concentrations en phosphore et nitrates supérieures aux concentrations observées à l'aval des barrages, conduisant à un phénomène d'eutrophisation. En outre certains sédiments piégés dans la Sélune et certains de ses affluents présentent des concentrations en métaux lourds supérieures aux seuils réglementaires : Cadmium, Chrome, Cuivre, Nickel, Plomb et Zinc (DDTM 50 2012). Les sédiments contaminés se concentrent surtout au niveau de l'Yvrande, et en aval (DDTM 50, 2012). Cette pollution pourrait s'expliquer par la présence de la société ELECROPOLI, localisée sur le bassin versant de l'Yvrande et spécialisée dans le traitement de surface des métaux (DDTM 50, 2012).

1.4.1.2 Flux hydriques et sédimentaires

La comparaison des chroniques de débit et de concentration de matière en suspension (MES) entre 2015 et 2017 (Fig. 3-6) révèle une absence de différence de débit entre l'amont et l'aval mais des teneurs en MES supérieures à l'amont (Figure 3-4). Ce

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

résultat est cohérent avec le phénomène de sursédimentation observé dans la retenue des barrages (équipe flux sédimentaires programme Sélune, AG Sélune 2017).

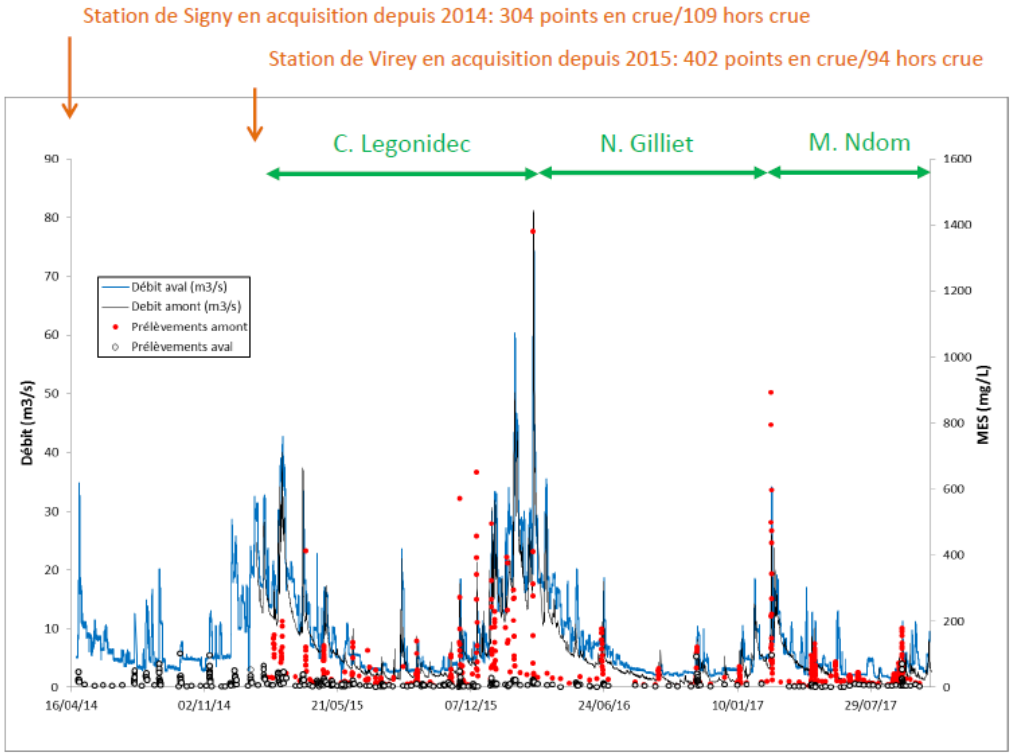


Figure 3-6: Flux hydriques à l'amont et l'aval des barrages. Source (équipe flux sédimentaires programme Sélune, AG Sélune 2017)

1.4.1.3 Conditions physico-chimiques

Les barrages de Vezins et La Roche qui Boit affectent les conditions physico-chimiques du milieu, notamment en modifiant la température de l'eau dans la retenue : Des eaux plus chaudes qu'à l'aval ont été reportées en été, et des eaux plus froides en hiver (équipe biocénoses aquatiques, AG Sélune 2017). Ces modifications thermiques peuvent avoir des conséquences sur les peuplements aquatiques en modifiant l'habitabilité du milieu.

1.4.2 Biodiversité

Les modifications physico-chimiques observées dans la retenue ont des conséquences sur l'ensemble des biocénoses aquatiques du bassin versant de la Sélune.

Le fleuve Sélune est reconnu comme étant une ancienne « rivière à saumon » (Germaine and Lespez, 2014; Martignac, 2016). A titre d'exemple, la ville de Ducey porte

une représentation de saumon sur son blason. Or, depuis la construction des barrages, les populations de poissons migrateurs et en particuliers de saumon ont vu leur nombre diminuer, en raison de la réduction des surfaces d'habitat disponibles (Martignac 2016 ; Salanié 2004). En effet, Martignac (2016) précise que la présence des deux barrages limitait la capacité d'accueil des saumons à 26% de la zone de production historique.

Les poissons migrateurs ne sont pas les seuls organismes affectés par la présence des barrages, et des analyses sur les populations de macroinvertébrés aquatiques ont montré une diminution de leur diversité dans la retenue comparée à l'aval et à l'amont de la rivière (équipe biocénoses aquatiques, AG Sélune 2017). Concernant la végétation aquatique, aucun macrophyte n'a pu être observé dans la retenue, alors qu'à l'amont et à l'aval les indices de diversité macrophytique (IBMR) présentent des valeurs moyennes à faibles (équipe biocénoses aquatiques, AG Sélune 2017).

2 Le projet d'arasement de barrage

Le fleuve Sélune fait l'objet d'un vaste projet de restauration visant à rétablir son bon état écologique. De fait, d'ici à 2019 les deux barrages de Vezins et La Roche qui boit devraient être arasés afin de rétablir le cours naturel de la Sélune. Ce projet de restauration implique à la fois des organismes publics et privés, des scientifiques et des citoyens. Il représente le plus gros projet de ce genre en Europe, en raison de la taille des barrages à araser.

2.1 Historique du projet

2.1.1 Une lente mise en application de la législation en vigueur

Ce projet s'inscrit dans une volonté à la fois nationale et européenne de rétablir le bon état écologique des cours d'eau, et notamment leur connectivité (Fig. 3-5). Il découle en effet directement de la mise en application de différentes lois tant au niveau européen (DCE en 2000), au niveau national (décret de 1924 sur la circulation des poissons migrateurs, loi sur l'eau de 1992, loi sur les milieux aquatiques en 2006 et Grenelle de l'environnement en 2009) qu'au niveau local (création des SAGE en 1997).

La préoccupation du passage des migrateurs sur la Sélune s'avère très ancienne. Avant même la construction des barrages, un décret paru en 1924 définissait déjà

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

l'obligation d'assurer la libre circulation des poissons sur la Sélune (art. L.232-6). Ainsi, en 1991, l'exploitation des barrages devient illégale, car non conforme à un nouvel arrêté de 1991 confirmant celui de 1924 et rappelant l'obligation de l'Etat et d'EDF de rétablir la circulation des poissons migrateurs (Germaine 2014 ? http://selune.hypotheses.org/effacement-des-barrages/la-decision-deffacement). En 1993, la vidange de sûreté du barrage a conduit à une « catastrophe » qui marquera les mémoires des habitants de la vallée: inondations dans Ducey (Germaine and Lespez, 2017, 2014). Cette vidange « catastrophe », entraîna une prise de conscience des élus et conduit à la création du Schéma d'Aménagement de la Gestion de l'Eau (SAGE) en 1997 qui devint l'outil principal de gestion des milieux aquatiques à l'échelle du bassin versant. En 2001, une commission spécifique questionnant le devenir des barrages fut créée. A l'issue de cette commission, 4 scénarii furent proposés en 2004. Les voix se sont réparties de manière équilibrée pour un démantèlement précoce ou une concession rallongée associée à des mesures d'amélioration de la qualité du milieu. Un deuxième vote fut alors proposé en 2005 rassemblant les deux scenarii favoris. Ce nouveau vote pencha vers l'option du démantèlement. En 2009, à l'issue du Grenelle de l'environnement, la décision d'araser les deux barrages fut annoncée par la Secrétaire d'état à l'Environnement. Un groupe de projet composé d'EDF, de la DREAL, de l'Agence de l'eau et d'élus locaux fut alors créé pour commander les études. Parallèlement, un comité de pilotage ouvert à d'autres élus ainsi que d'autres organismes publics comme l'ONEMA fut créé pour valider des études.

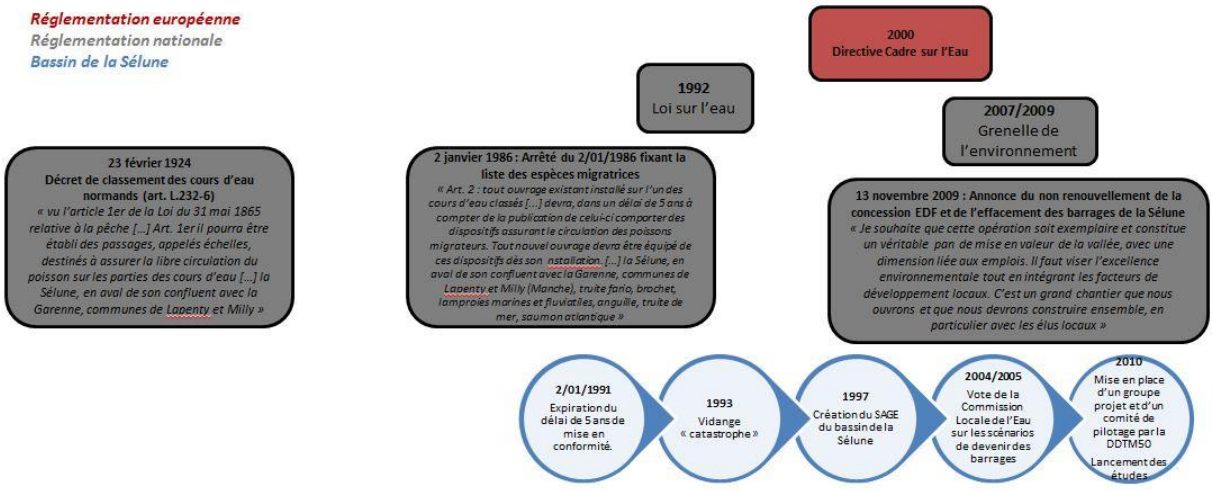


Figure 3-7: Frise chronologique conduisant à la prise de décision d'arasement de barrage. Source : MA Germaine sur le site http://selune.hypotheses.org/effacement-des-barrages/la-decision-deffacement

2.1.2 La difficile mise en œuvre du projet

De fait, si l'annonce a été effectuée en 2009, la mise en place du projet n'a démarré qu'en 2012, avec une phase de travaux débutant en 2014. Cette annonce a suscité en effet un sentiment de rejet dans la population locale, qui n'a pas compris une décision « venue d'en haut », très coûteuse et pouvant paraître non écologique (les barrages produisent une « énergie propre ») (Germaine and Lespez, 2014). Par exemple, l'association « les amis du barrage » créée en 1993, prône la conservation des barrages et du patrimoine qu'ils représentent, et manifeste son opposition à l'arasement (Fig. 3-6). Une enquête publique réalisée en 2014 à propos du projet d'arasement a donné un avis favorable à l'arasement. Cependant, cette enquête révèle aussi que la majeure partie des avis favorables provient de personnes extérieures au bassin versant. A l'échelle locale, l'avis s'avère globalement défavorable. C'est cet avis défavorable qui a conduit la ministre Ségolène Royal, suite à une rencontre avec les acteurs locaux, à geler le projet en décembre 2014 et à demander de nouvelles expertises (Germaine and Lespez, 2017, 2014): « Il faut que le rapport qualité-prix soit raisonnable. On ne met pas 53 millions d'euros pour faire passer les poissons » déclare-t-elle.

Figure 3-8: Affiches et banderoles de l'association des amis du barrage (Germaine et al 2014).

Les expertises réalisées au printemps 2015 montrent 3 scénarii possibles au regard de leur intérêt écologique et économique : maintien des barrages, maintien des barrages avec rénovation et mise en place de passes à poissons, arasement. Leurs conclusions préconisent la solution d'arasement comme étant le meilleur compromis (Cholley et al

2015). Cependant aucune décision n'a été prise : Une vidange étant dans tous les cas (arasement ou non) obligatoire avant 2019 afin d'évaluer l'état des ouvrages, il a été convenu que la décision sera prise une fois la vidange terminée et les barrages inspectés (Les travaux de vidange devant commencer au printemps 2015 ont été reportés et n'ont commencé qu'au cours de l'été 2017, en vue d'une vidange complète en 2019. Enfin, en novembre 2017, le nouveau ministre de l'Environnement Nicolas Hulot a annoncé officiellement l'arasement des deux barrages de Vezins et la Roche qui Boit.

2.2 Travaux d'ingénierie

2.2.1 Abaissement progressif du niveau de la retenue

Le projet d'arasement porté par la DDTM 50 se veut exemplaire, notamment en matière de gestion sédimentaire. D'une part, car il s'agit du premier projet de démantèlement européen de cette ampleur et il sert de « modèle ». D'autre part, car la vidange « catastrophe » de 1993 a laissé de lourdes séquelles dans la vallée, et cela ne doit pas se reproduire (Germaine and Lespez, 2014). Ce choix explique les précautions prises par la DDTM et la période relativement longue des travaux.

En effet, le principal problème réside dans le relargage des sédiments fins accumulés dans la retenue, dont certains sont pollués (DDTM 50, 2012). Afin d'éviter un relargage trop brutal et le départ des sédiments pollués dans la baie du Mont Saint Michel, la vidange est programmée sur 3 ans avec abaissement progressif du niveau d'eau dans le lac. Ainsi, fin 2014 le niveau du lac a été abaissé à sa cote hivernale mais n'est pas remonté au printemps 2015. En 2017, après 3 ans de statut quo les travaux ont repris avec trois abaissements successifs en juin, juillet et octobre (Fig. 3-7, 3-8 et 3-9).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Figure 3-9: Niveaux progressifs du lac de retenue au niveau du barrage de Vezins. Source : Bassin de la Sélune (Observatoire de la Sélune).

Figure 3-10 : Evolution du secteur du Pont de la république (amont) entre février 2014 et novembre 2017. Source : Bassin de la Sélune (Observatoire de la Sélune).

2.2.2 Remaniement des sédiments

Parallèlement à l'abaissement du niveau d'eau, des travaux visant à maintenir les sédiments dans le cours d'eau ont été mis en place : curage du lit et terrassement des berges, fixation des sédiments dans le cours d'eau à l'aide de casiers subaquatiques (gabions). Les travaux ont commencé au printemps 2017 avec les sédiments pollués de l'Yvrande. Au cours de l'été 2017 d'autres secteurs ont été remaniés (Fig. 3-8 et 3-9), l'objectif étant de continuer les travaux d'abaissement et de remaniement jusqu'à la vidange complète et la revue de sûreté de l'ouvrage à la fin de l'été 2018 (DDTM 50, bulletin d'information 1).

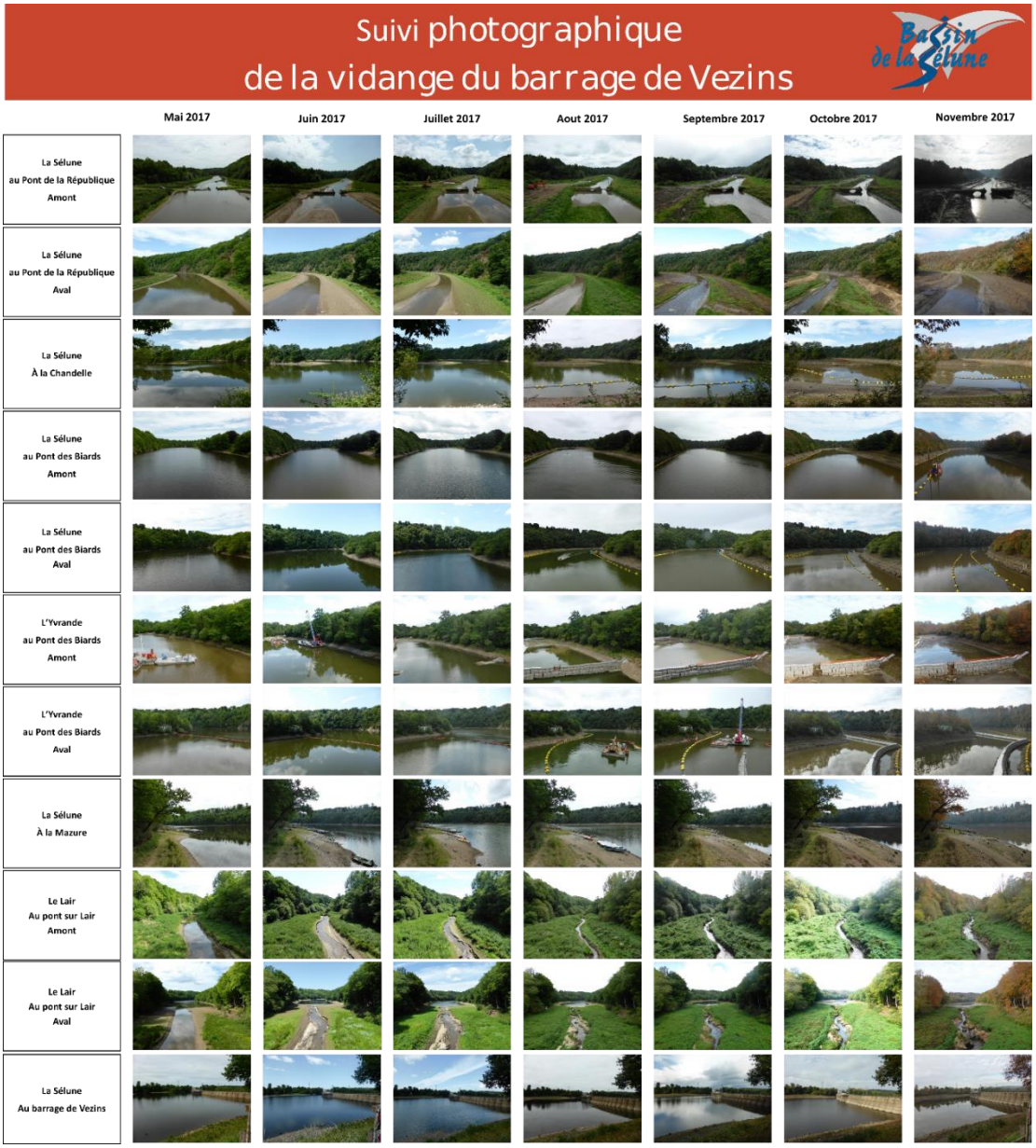


Figure 3-11: Evolution de différents secteurs de la retenue de Vezin entre mai et novembre 2017. Source : Bassin de la Sélune (Observatoire de la Sélune).

2.3 Suivi scientifique : un projet pluridisciplinaire

En parallèle du projet d'arasement, un projet scientifique a été monté. Les objectifs de ce projet sont d'évaluer le succès de la restauration écologique de la Sélune et d'identifier les processus physiques, chimiques, biologiques et sociaux impliqués. Le programme est structuré en 3 étapes : 1) faire un état des lieux du fonctionnement de la Sélune, 2) suivre les opérations pendant la vidange et l'arasement et 3) suivre à long terme la restauration de la vallée. L'état des lieux décrit dans la section précédente est issu d'une partie des premiers résultats de ces travaux scientifiques.

L'originalité du projet réside dans son aspect pluridisciplinaire. Il regroupe ainsi une vingtaine d'équipes de recherches d'horizons variés regroupées dans quatre volets thématiques :

- Un volet concernant les dynamiques fluviales et visant à étudier les dynamiques géomorphologiques et hydrologiques de la Sélune.
- Un volet sur les biocénoses aquatiques étudiant les dynamiques de dispersion des poissons migrateurs, d'espèces invasives (écrevisse notamment) mais aussi tous les éléments de la chaîne trophique : phytoplancton, macrophytes, macroinvertébrés,
- Un volet sociogéographique visant à étudier les relations entre paysage, représentation et perception des différents acteurs de la restauration écologique,
- Un volet agroécologique visant à étudier les liens entre les bords de cours d'eau et le paysage environnant.

Ce projet de thèse s'inscrit dans le quatrième volet. Celui-ci comprend deux grands axes. Le premier vise à analyser l'évolution des pratiques agricoles à l'échelle du bassin versant de la Sélune sur des pas de temps longs, ainsi que l'impact de ces pratiques sur la végétation. Il est réalisé par des écologues, agronomes et géographes des UMR BAGAP et LETG à Rennes. Le deuxième axe vise à analyser et expliquer les dynamiques de recolonisation dans la retenue. La thèse s'inscrit donc dans ce deuxième axe, la partie recolonisation de la thèse ayant été réalisée en étroite collaboration avec des écologues de l'UMR ESE de Rennes.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Chapitre 4 : Méthodes et données utilisées

1 Echelles d'analyse 88

2 Données biologiques 89

2.1 Suivi de la recolonisation 89

2.2 Caractérisation de la ripisylve en place 92

3 Données de télédétection 94

3.1 Les données drone 95

3.2 Données LiDAR 101

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Echelles d'analyse

Deux échelles spatiales (Figure 4-1) et trois échelles temporelles emboîtées ont été étudiées pour répondre aux questions de ce travail de thèse.

Dans la troisième partie de la thèse le phénomène de recolonisation a été analysé à deux échelles temporelles: court terme (intra-annuelle), puis moyen terme (3 ans). Deux échelles spatiales ont été étudiées : d'une part le site du pont de la République et d'autre part la retenue de Vezins.

Dans la quatrième partie de la thèse, la cartographie d'indicateurs de la ripisylve est réalisée sur une plus large partie du cours d'eau, comprenant à la fois les lacs de retenue et l'aval des barrages. Cette partie s'inscrit comme étant un état des lieux avant arasement et a pour but de fournir des clés méthodologiques permettant d'évaluer la restauration de la Sélune à long terme.

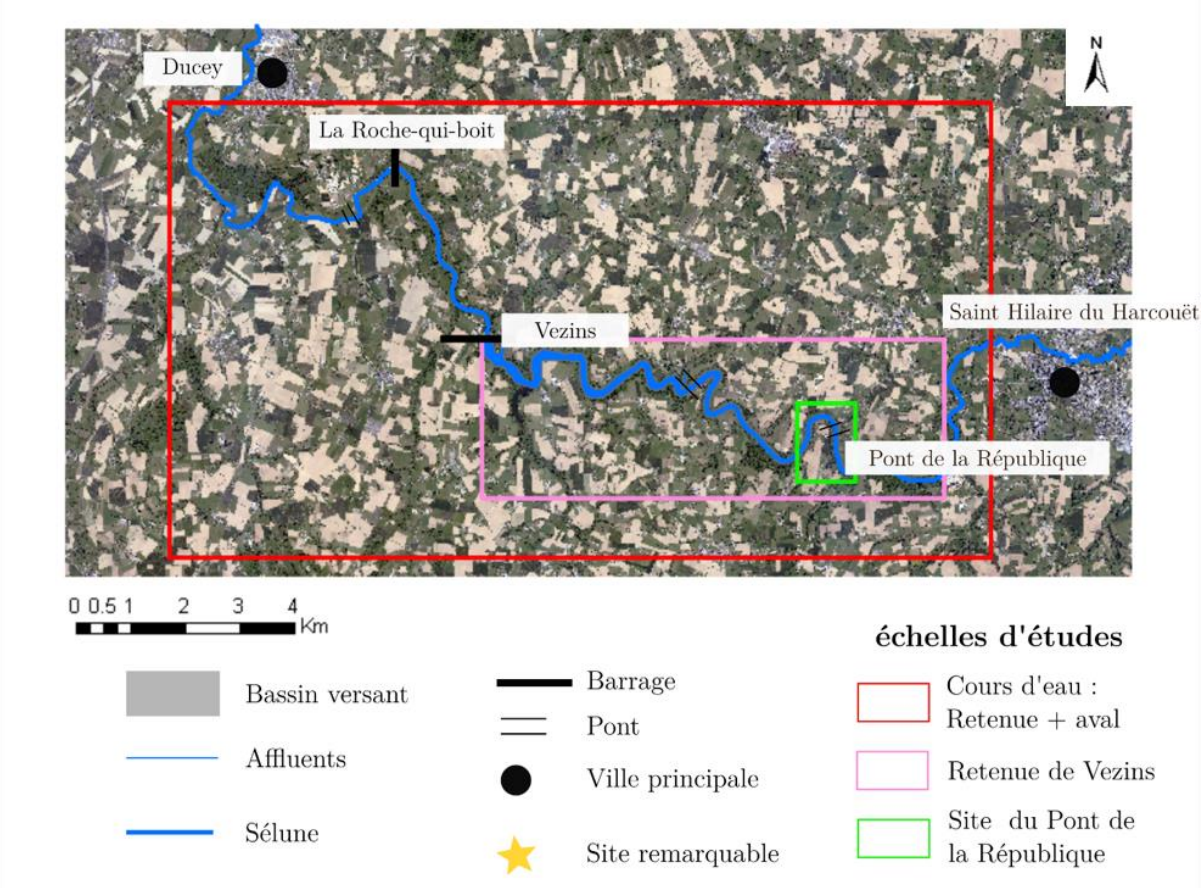


Figure 4-1: Sites à différentes échelles considérés dans la thèse. Fond : Orthophotographie IGN.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2 Données biologiques

Le principe général de la thèse s'appuie sur la mise en relation de données biologiques acquises sur le terrain avec des données de télédétection. L'objectif est de prédire les données acquises sur le terrain à partir des données de télédétection afin de réaliser des cartographies. La prédiction des données botaniques à travers des données de télédétection a été réalisée à partir de modèles statistiques de type régressions dans le cas de données continues, ou de classifications dans le cas de données discrètes.

2.1 Suivi de la recolonisation

2.1.1 Echelle du site

72, 91, 66, 12 et 60 relevés botaniques ont respectivement été réalisés à l'échelle du site du pont de la République en mars, mai et juillet 2015, puis en juillet 2016 et 2017 (Fig. 4-3). Pour chaque date de relevé, des quadras ont été réalisés selon le protocole suivant : 7 transects ont été réalisés le long des rives gauches et droites de la Sélune et à l'amont et à l'aval du pont. Dans chaque transect, les unités de végétation apparemment homogènes ont été repérées visuellement sur le terrain et un quadra de 1m/1m a été enregistré pour chaque unité de végétation. Chaque quadra a été répliqué 3 fois, à 1m de distance (Fig. 4-2). Pour chaque quadra, la composition floristique a été recensée à l'aide de l'échelle de Braun Blanquet, ainsi que le pourcentage de recouvrement, et la distance au cours d'eau. Chaque extrémité de transect a été géoréférencée à l'aide d'un DGPS TRIMBLE GEO XT d'une précision horizontale de 10cm. Les quadras ont été géoréférencés dans Arcgis 10 sur la base des extrémités des transects et des distances au cours d'eau répertoriées sur le terrain. En juillet 2016, seulement 12 relevés ont été réalisés en raison de l'apparente homogénéité du couvert végétal, tant d'un point de vue spécifique que d'un point de vue structurel : 2 m de végétation très dense composée de jonc, d'orties et de quelques pousses de saule.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

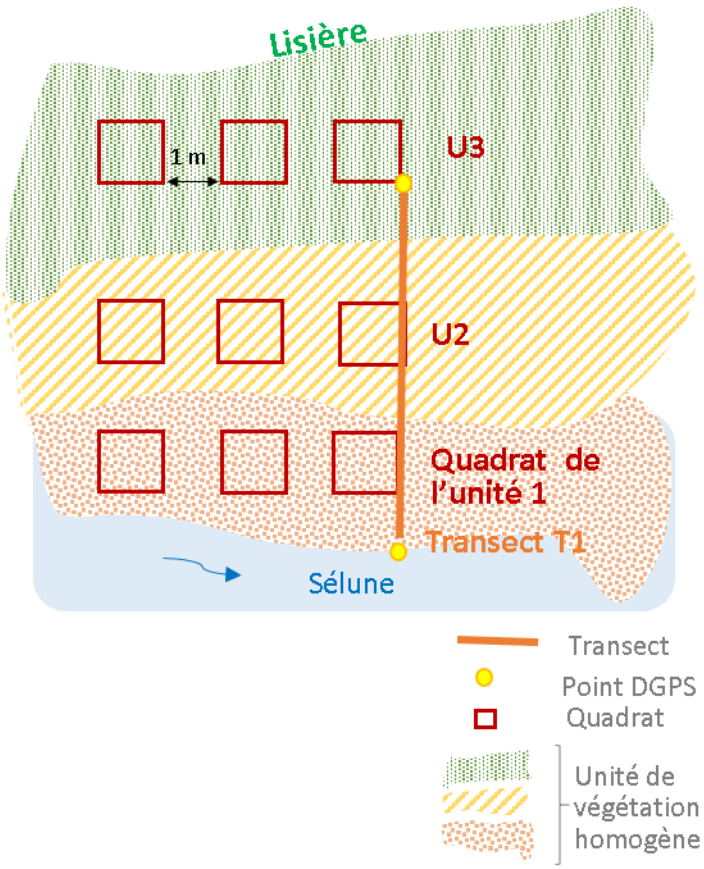


Figure 4-2: Plan d'échantillonnage à l'échelle d'un transect sur le site expérimental (D'après Ravot C.)

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

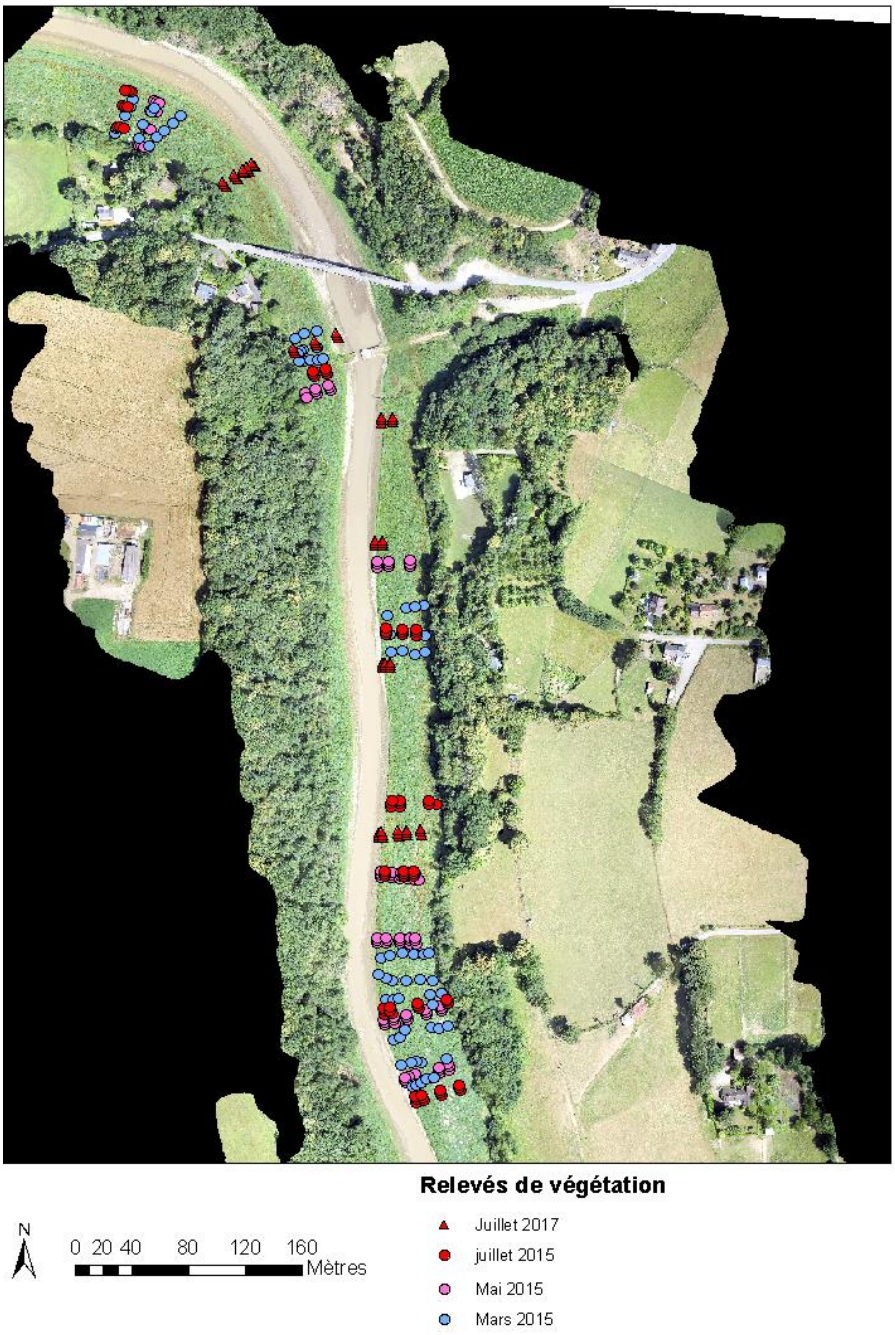


Figure 4-3 : Localisation des transects et des relevés de végétation à l'échelle du site du pont de la République. L'orthophoto présentée est celle de juillet 2017 (avant travaux).

2.1.2 Echelle de la retenue

A l'échelle de la retenue, 54 relevés botaniques ont été réalisés sur 13 sites en mars, juin et septembre 2015 par Isabelle Muller (UMR ESE) (Fig 4-4). En septembre 2017, 174 relevés botaniques ont été réalisés sur 18 sites (13 dans la retenue et 5 dans les affluents) par Charlotte Ravot (UMR ESE). A l'instar des relevés réalisés à l'échelle locale, des quadras de 1m/1m ont été réalisés dans chaque bande de végétation homogène

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

de chaque site (1 transect par site). Ces quadras recensent la composition floristique (Braun Blanquet), le taux de couverture végétale, la distance au cours d'eau, l'occupation du sol, la composition floristique de la lisière (espèces principales). Chaque quadra a été géoréférencé à l'aide d'un GPS classique de type Garmin d'une précision de 1 à 5m.

Figure 4-4 : Sites d'études inventoriés en 2015 à l'échelle de la Retenue.

2.2 Caractérisation de la ripisylve en place

La quatrième partie de la thèse vise à développer des indicateurs permettant de caractériser l'état des boisements ripariens avant et après restauration à l'échelle du cours d'eau. Un des objectifs de la quatrième partie de la thèse s'avère donc de faire un état des lieux de la situation pré-arasement.

Des relevés ont été réalisés sur les boisements à l'échelle du cours d'eau au cours des étés 2016 et 2017. Au total, 170 points d'observation correspondant à 170 arbres ont été inventoriés et géoréférencés à l'aide d'un DGPS TRIMBLE GEO XT le long du cours d'eau sur 8 sites (Figure 4-5). Les sites ont été choisis par rapport à leur accessibilité, leur variété et leur couverture par l'acquisition des données LiDAR à 350m (section 3-2-2). Ainsi, les 8 sites se répartissent en 3 sites de forêt alluviale, 2 sites d'alignement d'arbres, et de 3 sites de forêt de versant (Figure 4-5). Pour chaque arbre, différentes variables permettant de caractériser l'état du boisement ont été mesurées : essence,

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

densité de strate herbacée et strate arbustive (en trois classes : faible, moyen, fort), diamètre dans deux directions (parallèle et perpendiculaire au cours d'eau), nombre de troncs et statut de l'arbre (dominant, Co-dominant, dominé) (tableau 4-1). L'essence permet entre autres de rendre compte de la diversité spécifique du boisement. Les densités de strates herbacées et arbustives traduisent la stratification verticale du boisement. Le statut de l'arbre rend compte de la stratification horizontale du boisement Le nombre de troncs donne une indication du type de gestion appliqué sur les boisements (taille en cépée ou non). Enfin, les diamètres mesurés ont été utilisés à la fois pour donner une indication de symétrie de l'arbre, et pour permettre une meilleure segmentation manuelle des arbres à partir du modèle de canopée issu des données LiDAR. De plus, les espèces majoritaires des strates herbacées et arbustives ont été recensées. Enfin, un schéma général de l'arbre a été réalisé afin d'avoir une idée générale du port de l'arbre.

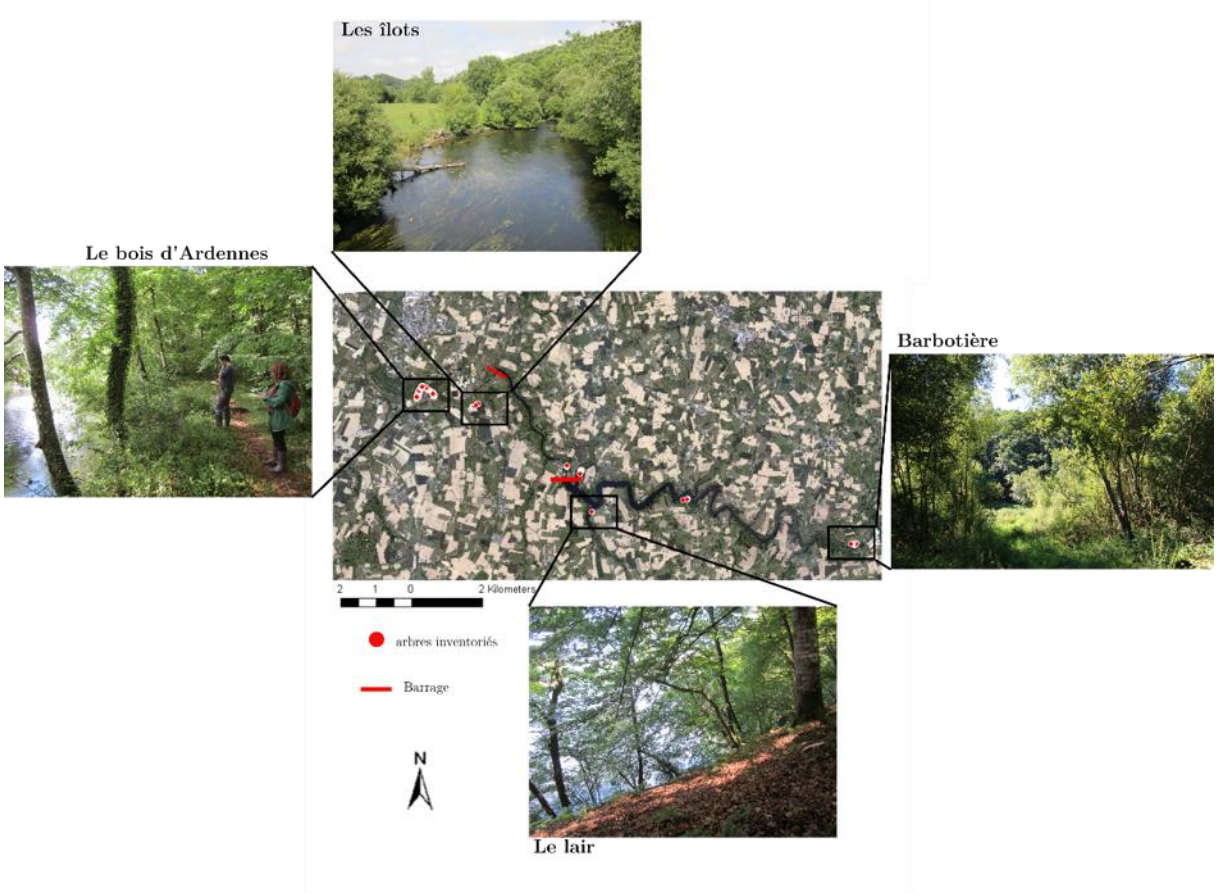


Figure 4-5 : Localisation des arbres inventoriés à l'échelle du cours d'eau. Le site des îlots correspond à un site d'alignements d'arbres. Les sites du bois d'Ardennes et de Barbotière correspondent à deux cas de forêt alluviale. Enfin le site du Lair correspond à un site de forêt de versant.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 4-1:Variables inventoriées pour chaque arbre

variable		Nombre d'arbres inventoriés
Espèce	chêne	20
	saule	14
	aulne	28
	frêne	19
	peuplier	31
	châtaignier	21
	hêtre	21
	tilleul	15
Nombre de troncs	moins de 2	147
	plus de 2	23
Densité de strate arbustive	faible	116
	moyenne	30
	forte	24
Densité de strate herbacée	faible	80
	moyenne	69
	forte	21
Statut	dominant	25
	co-dominant	124
	dominé	21
Dissymétrie	symétrique	130
	asymétrique	40

3 Données de télédétection

Les données botaniques décrites dans la section précédente ont été reliées à des données de télédétection. Deux types de données de télédétection ont été utilisés selon deux approches méthodologiques. La première approche est celle de la troisième partie de la thèse : Elle vise à tester l'opérationnalité immédiate des données drones, aujourd'hui en plein essor. La deuxième approche est celle de la quatrième partie de la thèse : Elle vise à tester les potentialités d'un type de données aujourd'hui encore en cours d'évaluation: Les données acquises par un LiDAR bi-spectral Fullwaveform.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

3.1 Les données drone

3.1.1 Principes généraux des drones

L'usage des drones pour la caractérisation des milieux aquatiques a connu un essor considérable depuis les années 2010 (Carbonneau and Piégay, 2012; Dunford et al., 2009; Husson, 2016; Lejot et al., 2007; Michez, 2016). Ces objets sont en effet faciles et peu coûteux à déployer, peuvent transporter un grand nombre de capteurs, allant du plus basique (appareil photo classique de type compact) au plus performant (caméra thermique, caméra hyperspectrale, LiDAR), et permettent d'acquérir facilement des images à une résolution spatiale et temporelle extrêmement fine (cm) (Dufour et al, 2013 ; Whitehead et al. 2014). Cette dernière caractéristique a inspiré le vocable d'imagerie « hyperspatiale » dans la littérature (Carbonneau et Piégay 2012).

3.1.1.1 Aile volante et hexacoptère

Les drones se distinguent principalement selon leur capacité de charge qui détermine le type de capteur embarqué (plus la capacité de charge est lourde, plus le capteur pourra être lourd et potentiellement performant), et selon leur autonomie en vol qui détermine la couverture spatiale maximale (Carbonneau et Piégay 2012). Ces caractéristiques permettent de distinguer deux grandes catégories de drones : les drones à voilure fixe, ou « aile volante », qui peuvent couvrir de grandes distances, mais n'ont qu'une faible capacité de charge, et les drones de type copter, plus stables qui peuvent porter des charges plus lourdes, mais sur de plus petites distances. En outre, les drones de type copter peuvent disposer d'une nacelle gyrostabilisée qui assure une meilleure qualité d'image (moins de flou de bougée, …). La figure 4-3 et le tableau 4-1 résument les caractéristiques typiques des deux types de drones.

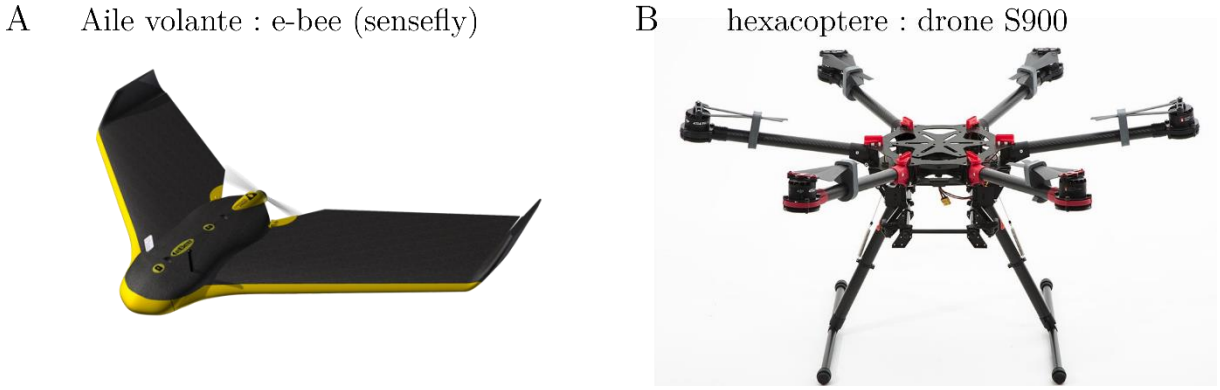


Figure 4-6 : Les deux types de drones : A. Aile volante (e-bee de sensefly dernière génération), B. hexacoptere (drone S900 dernière génération).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 4-2:Caractéristiques techniques de deux types de drones dernière génération de la marque sensefly

	Aile volante (e-bee plus)	**Hexacoptere (Albris)**
Poids avec capteur et batterie (kg)	0.69	*1.8*
Altitude de vol (m)	100-200	5-60
Stabilité	Instable	stable
Temps de vol (min)	59	22
Etendue maximale (pour un vol) (km²)	12	2
Résolution spatiale (cm)	<5	0.5 -1
Caméras	Base : Appareil RGB 20MP + options appareil multi spectral (R, G, B, PIR), + caméra thermique + caméra PIR + caméra NIR	Base : Appareil RGB 38 MP + vidéo HD + caméra thermique + caméra navigation
Coût (sans options) (€)	16000	11000

3.1.1.2 Du vol à l'orthomosaique : principes de photogrammétrie

Contrairement aux satellites qui enregistrent des images selon des prises de vues fixes, les drones et les avions prennent lors de leurs vols une succession de photographies selon différents angles de visée et différentes prises de vue. Cette particularité ne permet pas de reconstituer directement des mosaïques d'images comme c'est le cas pour l'imagerie satellitaire, mais nécessite le passage par des traitements photogrammétriques avant d'obtenir une orthomosaique complète sur l'ensemble de la scène. Ces traitements peuvent aujourd'hui être réalisés de manière semi-automatique à l'aide de logiciels dédiés, mais nécessitent tout de même un certain coût humain et/ou financier. Par exemple, le logiciel Agisoft photoscan © est payant, et le logiciel gratuit MICMAC fourni par l'IGN nécessite de solides connaissances en photogrammétrie.

La photogrammétrie est définie par l'Institut Géographique National (IGN), comme « toute technique de mesure qui permet de modéliser un espace 3D en utilisant des images 2D » (Gervais 2010). Le principe de la photogrammétrie, qui reprend le principe de la vision 3D humaine, réside dans l'assemblage de photographies du même objet prises selon des angles de vue différents. Dans le cas de la vision humaine, nos deux yeux regardent en effet toujours le même objet selon des angles légèrement différents. C'est pourquoi les manuels d'utilisation des capteurs et des drones préconisent toujours

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

des prises de photo avec un recouvrement latéral et longitudinal d'au moins 80 et 20% respectivement (Gervais 2010) (Figure 4-7 A).

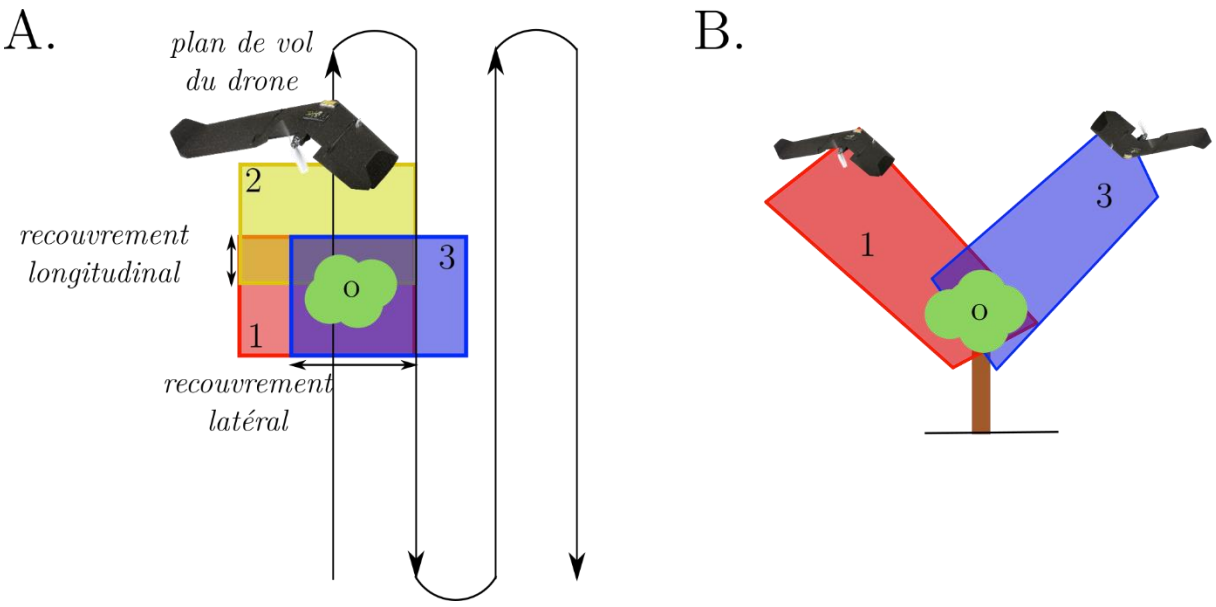


Figure 4-7: A. Représentation schématique du plan de vol suivi par un drone. Les rectangles de couleur correspondent aux photographies prises par le drone selon un recouvrement latéral et longitudinal. L'objet 0 sera ainsi présent entièrement sur les images1 et 3. B. extraction de points homologues d'un objet O entre le couple d'images 1 et 3.

L'avantage de la reconstitution photogrammétrique vient du fait que celle-ci permet l'extraction d'un Modèle Numérique de Surface (MNS) en trois dimensions en se basant sur (1) les coordonnées spatiales précises des images(coordonnées géographiques X, Y, Z), (2) l'orientation des images les unes par rapport aux autres et par rapport à la scène(roulis, tangage, lacet). Le MNS permet en outre d'obtenir une orthomosaïque, c'est-à-dire une mosaïque corrigée des effets de déformation liés aux reliefs. La reconstruction photogrammétrique est divisée en 3 étapes : L'aérotriangulation, la création d'un modèle 3D texturé et enfin l'orthorectification.

Lors de l'étape d'aérotriangulation, les images subissent d'abord une orientation interne, c'est-à-dire que la géométrie du capteur est mise en relation avec celle de l'image. Dans un second temps les points homologues entre deux images sont extraits, ainsi que leurs positions relatives dans l'espace (Figure 4-7 B). Il s'agit d'une orientation relative. Ces points peuvent être repérés automatiquement grâce aux paramètres d'orientation des images précédemment évoqués, et, si nécessaire, par l'opérateur lorsque les images n'ont pas été correctement alignées par le logiciel. Il est recommandé de sélectionner au moins 6 points homologues par couple de photos (Gervais 2010). Lors de la troisième et dernière étape de l'aérotriangulation, les points homologues extraits sont mis en relation avec des

points de contrôle pris sur le terrain. Il s'agit d'une orientation absolue. Tous les points extraits forment alors un nuage de points en 3 dimensions. S'ensuit un processus de densification de ce nuage de points, dans lequel les premiers points extraits servent de base à l'extraction de nouveaux points de l'image. Les points du nuage de points densifié peuvent ensuite être reliés entre eux selon un processus de triangulation, résultant en une surface en 3 dimensions appelée mesh ou modèle vectoriel de type TIN. Les images sont ensuite plaquées sur ce modèle 3D pour lui ajouter les éléments de couleur et de texture. La dernière étape consiste enfin à réaliser une orthorectification, c'est à dire à supprimer les effets de relief à partir des images et du modèle 3D pour former une orthophotographie. La figure 2-5 résume les différentes étapes permettant de passer d'une série d'images prises lors d'un vol à une orthomosaique et un modèle numérique de surface.

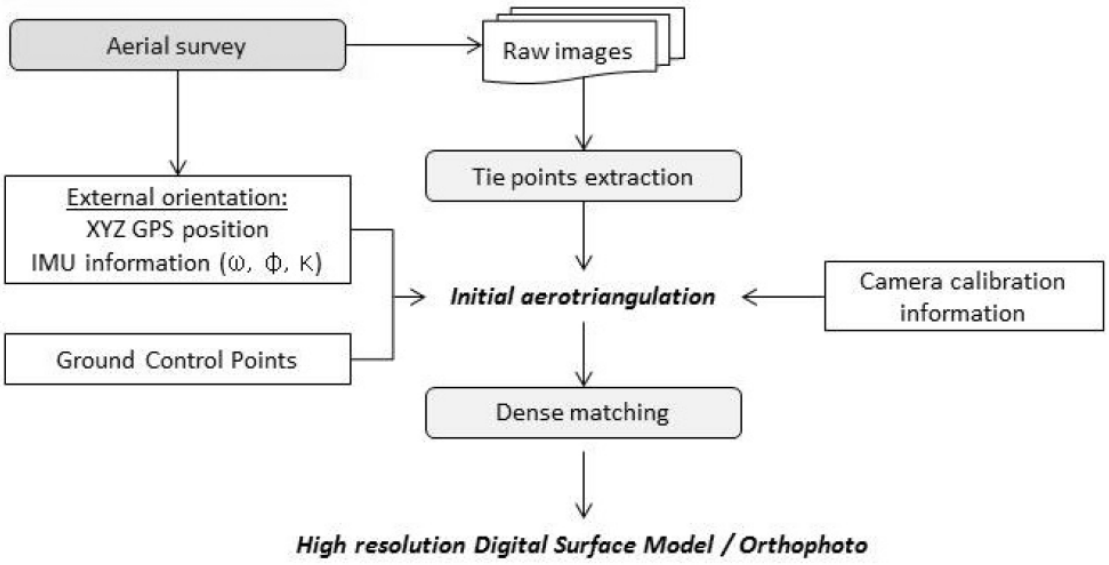


Figure 4-8 : description du processus de photogrammétrie pour passer d'une série d'images drone à une orthomosaique et un modèle numérique de surface. (Michez, 2016).

3.1.2 Caractéristiques des drones utilisés

A l'échelle locale, 7 vols drones ont été réalisés sur le site du pont de la République : en janvier, mars, mai et juillet 2015, puis en juillet 2016 et juillet 2017 (2 vols à une semaine d'intervalle) Ces vols ont permis la production de 7 orthophotographies d'une résolution de 4cm et de 7 modèles numériques de surface d'une résolution de 16cm en moyenne.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Deux drones ont été utilisés pendant la thèse : les six premiers vols ont été réalisés à l'aide d'une aile volante swinglet cam de la marque Sensefly achetée en 2010. Un appareil photographique Canon IXUS 220 HS de 12 mégapixels a été monté sur l'aile volante. Le dernier vol de juillet 2017 a été réalisé avec la nouvelle génération d'aile volante e-bee de Sensefly. Un appareil photographique RGB 16mp de type S.O.D.A._10.2_5472x3648 a été monté sur l'aile volante.

3.1.3 Missions

Chaque vol a été réalisé avec un recouvrement latéral et longitudinal de respectivement 80 et 30%. Pour chaque vol, le drone a été lancé et a atterri sur une surface dégagée : une prairie à proximité du site d'étude. Les vols ont été réalisés en pilote automatique en définissant au préalable un plan de vol (Tableau 4-3).

Table 4-3:Paramètres des vols drone réalisés

Date de vol	Drone utilisé	caméra	Heure de vol (h)	Altitude (m)	Roulis moyen (°)	Tangage moyen (°)	Nébulosité (%)	Nombre d'images
19/01/2015	Swinglet cam	RGB 12 mp	13	194	-0.40	5.86	0	382
9/03/2015	Swinglet cam	RGB 12 mp	13	196	-0.59	6.49	80-100	435
5/05/2015	Swinglet cam	RGB 12 mp	12h30	189	-0.51	5.87	0-20	274
27/07/2015	Swinglet cam	RGB 12 mp	12h30	187	-2.2	2.68	0	256
06/07/2016	Swinglet cam	RGB 12 mp	13h39	226	-1.42	6.42	0	203
05/07/2017	Swinglet cam	RGB 12 mp	10h17	193	-1.94	4.99	0	294
17/07/2017	e-bee	RGB 16 mp	10h	244	0.23	-2.89	0-20	406

3.1.4 Données de référence terrain

Afin de procéder au géoréférencement précis des orthophotographies, des points au sol ont été enregistrés à l'aide d'un DGPS à chaque vol. La base de points au sol est

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

constituée de points d'amers (48 points) enregistrés en janvier et mars 2015, et de mires posées le long du site d'étude à chaque vol. Les points fixes qui ont été recensés tout autour du site d'étude représentent des poteaux de clôture, des bornes kilométriques, signalisation routière, etc…. Les mires posées au sol sont des carrés rouges et noirs de 60/60cm posés le long du banc étudié (Fig. 4-9). Pour géoréférencer les mires, un point DGPS a été pris au centre du carré; il est représenté par un carré blanc de 5cm environ.

Figure 4-9: A. Prise d'un point DGPS sur une mire. B. prise d'un point DGPS sur un objet fixe. C. Représentation de deux types de mires utilisées sur une image prise par drone : à gauche la dernière version retenue. ; à droite une première version composée d'un carré blanc de 20/20cm.

Ces points ont servi d'une part à faciliter l'appariement des couples d'images pour améliorer la qualité du nuage de points produit, et d'autre part à estimer la précision globale des orthophotographies produites (x, y et z).

Le traitement des images drones a été réalisé à l'aide du logiciel Agisoft photoscan pour les vols réalisés avec le drone Swinglet Cam. Ce logiciel est très utilisé pour la photogrammétrie (Michez, 2016) car il permet de réaliser de manière automatique ou

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

semi-automatique toutes les étapes du traitement photogrammétrique décrit précédemment. Dans le cadre de la thèse, un traitement semi-automatique a été choisi afin d'obtenir la meilleure qualité possible. Ainsi, une partie du traitement photogrammétrique a été réalisée manuellement : les images de mauvaise qualité (floues,…) ont été retirées, les mires ont été localisées manuellement pour faciliter l'appariement des images et chaque nuage de points produit a été filtré avant de produire l'orthophographie et le modèle numérique de surface. Le traitement des images drones issues du drone E-bee a quant à lui été réalisé de manière totalement automatique avec le logiciel pix4D en conservant les paramètres par défaut du logiciel.

Le géoréférencement précis des images a été réalisé à l'aide du locigiel Arcgis, et un RSME a pu être calculé à partir des points d'amers pour estimer la précision globale de ce géoréférencement (tableau 4-3).

3.2 Données LiDAR

3.2.1 Principes généraux du LiDAR aéroporté

3.2.1.1 Définition et fonctionnement

Le LiDAR est un système « actif » émettant un signal laser vers un objet d'intérêt et enregistrant le signal rétrodiffusé en direction du capteur.

A chaque fois que le signal laser rencontre un objet, une partie du signal est absorbée par l'objet, une partie du signal est transmise et une dernière partie du signal est renvoyé vers l'avion. On parlera alors d'écho. Ainsi pour un même tir, plusieurs échos pourront être enregistrés si le tir rencontre plusieurs objets, par exemple une branche d'arbre et le sol. Il convient de plus de noter que l'intensité du signal diminue avec le nombre et le type d'objets rencontrés. Pour chaque écho, le lidar enregistre la distance entre l'émetteur et l'objet rencontré, l'angle de tir du laser et la position GPS du LiDAR. Ces données servent à calculer la position latérale, longitudinale et verticale du tir (x, y, z). Le rendu final des données LiDAR correspond alors à un nuage de points représentant les échos des objets rencontrés par le signal laser (Fig. 4-10).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

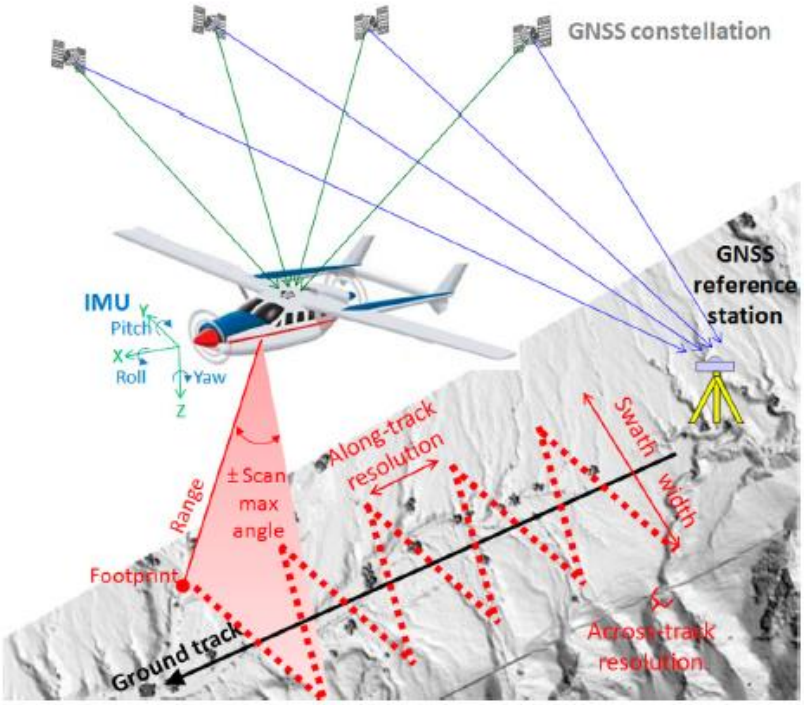


Figure 4-10:Principe d'acquisition d'un ALS avec balayage en zigzag (Ryan et al, 2014).

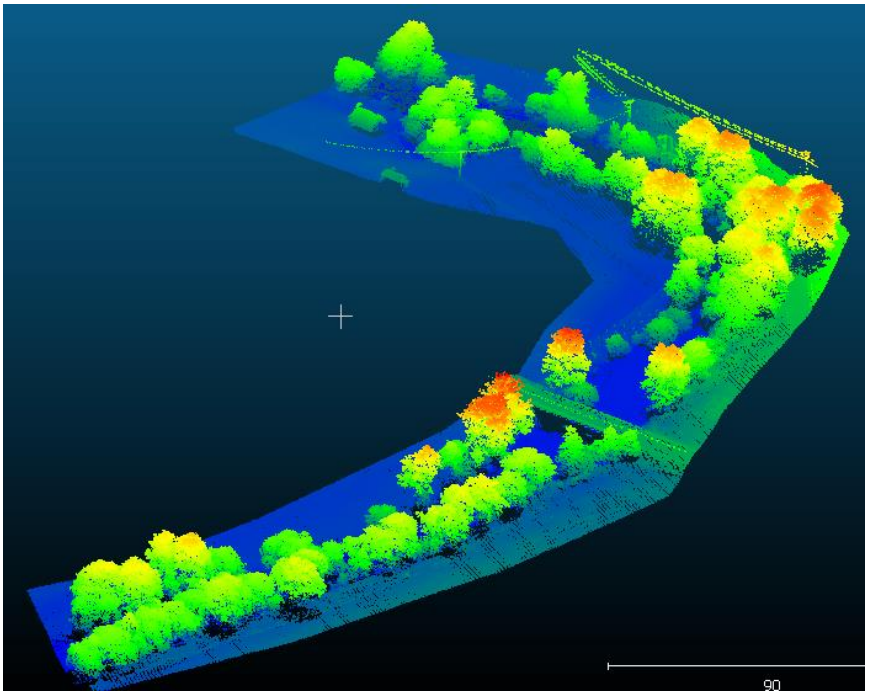


Figure 4-11 : Exemple d'un nuage de points obtenu par vol LiDAR sur la Sélune en juin 2015. Les couleurs représentent l'altitude des points.

De manière générale, les lasers utilisés émettent dans les longueurs d'ondes du proche infra-rouge (800 à 1500nm) ou du vert selon que l'objectif de la mission est de

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

représenter la topographie d'un milieu ou des couverts végétaux, ou de caractériser la bathymétrie. Les LiDAR se distinguent de plus selon l'empreinte au sol du laser (footprint), leur fréquence de tir, ou Pulse Repetition Frequency (PRF), la fréquence de mouvement du scanner ou fréquence de scan et le type de balayage du scanner. On rencontre quatre principaux types de balayage représentés dans la figure 2-7 (Kim et al 2013): Le balayage par miroir oscillant qui donne une trace en forme de zigzag, des balayages par polygone en rotation ou par fibre optique générant des lignes parallèles, ou enfin un balayage en nutation générant des ellipses. Plus l'empreinte au sol du laser sera fine, plus le laser sera pénétrant et pourra par exemple pénétrer une forêt sans toucher de branches. De même, plus la fréquence de tir sera importante, plus la densité de points potentielle sera importante.

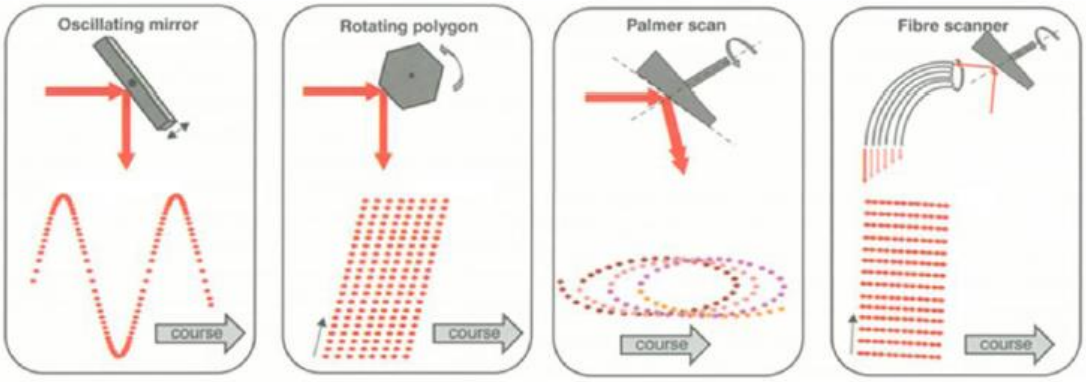


Figure 4-12: Différents types de balayages d'un LiDAR aéroporté. Kim et al, (2013)

Actuellement les LiDAR permettent d'enregistrer des nuages de points d'une résolution inférieure à 0.1m en altimétrie et 0.4m en planimétrie (Ba, 2017).

3.2.1.2 LiDAR à retour d'onde discret et complet

Deux grandes catégories de LiDAR se distinguent selon leur manière d'enregistrer le signal : Les premiers LiDAR les plus utilisés aujourd'hui encore, sont appelés LiDAR à retour d'onde discret, car ils n'enregistrent que les échos majoritaires d'un tir, c'est à dire les échos de plus forte intensité. Aujourd'hui, les LiDAR discrets renvoient un maximum de 7 échos par tir.

A l'inverse, les LiDAR à retour d'onde complète (fullwaveform) enregistrent les échos majoritaires et la totalité du signal rétrodiffusé (Figure 4-13). Ces LiDAR enregistrent une donnée continue et beaucoup plus riche que les LiDAR discrets en permettant notamment d'analyser le signal rétrodiffusé ou la forme des échos en fonction des objets rencontrés (route, arbre, sol nu…), ou simplement en récupérant des échos supplémentaires de plus faibles intensités.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

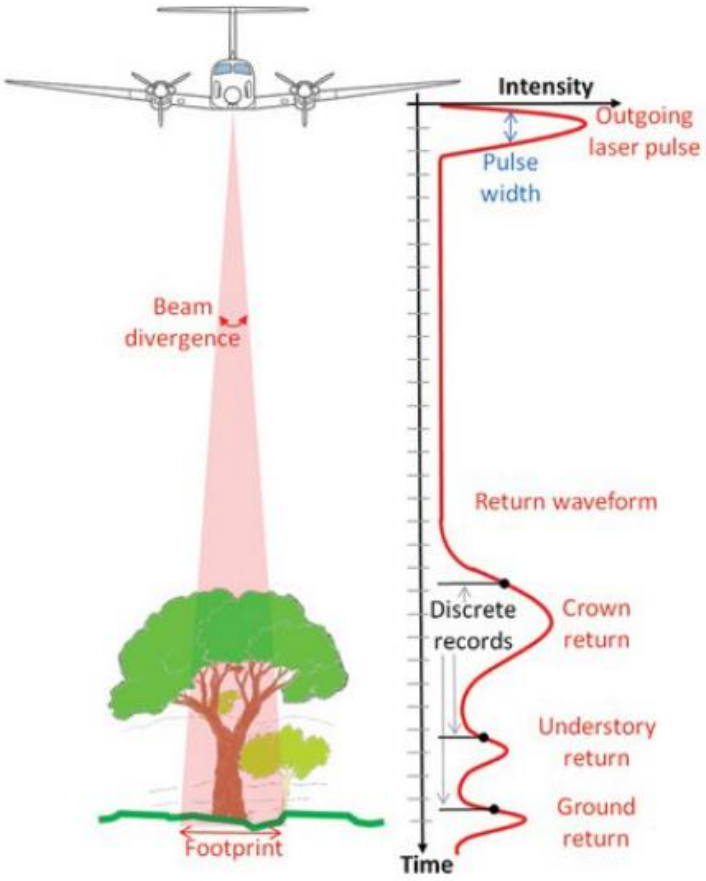


Figure 4-13: Principe du retour d'onde complet LiDAR (Waveform Data in TerraScan, TerraScan, versions 05.016 and above, GeoCue Group Support)

3.2.2 Caractéristiques du LiDAR utilisé

Deux vols LiDAR ont été acquis sur la Sélune en juin 2015 et janvier 2017. Le LiDAR utilisé pour ces vols est un système Titan, produit par la société Teledyne Optech (Canada) et acquis en 2015 par un consortium composé de l'Observatoire des Science de l'Univers de Rennes (OSUR), l'Observatoire des Sciences de l'Univers de Nantes (OSUNA) et la société Geofit Expert. Il s'agit du deuxième capteur de ce type produit dans le monde, et son originalité réside dans son caractère multispectral (3 canaux dont un bathymétrique) et fullwaveform (Lague et al., 2016). Le Tableau 4-3 décrit les caractéristiques techniques du capteur.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 4-4: Caractéristiques techniques du LiDAR Titan de Optech (Ba 2017)

Paramètres	Spécifications
Laser 1	1536 nm (non équipé)
Laser 2	1064 nm
Laser 3	532 nm
FOV max	+ - 30°
Divergence du laser	0.35 mrad
Altitude de vol	Topographie : 300-2000m AGL[1] pour les lasers 1 et 2
	Bathymétrie : 300-600m AGL[1] pour le laser 3
Profondeur de pénétration (bathymétrie)	1.5/Kd[2]
Fréquence d'impulsion (PRF)	50-300 kHz
Fréquence de scan	0-210 kHz
Densité de points	Topographie >= 45pt/m²
	Bathymétrie >= 15 pt/m²
Fauchée	0-155% de l'altitude de vol
Précision horizontale	17500* altitude de vol
Précision verticale	0.05-0.1 m

[1]*AGL : Above Ground Level : Altitude de vol par rapport à l'élévation du terrain*

[2]*Kd : coefficient d'atténuation dans l'eau*

Ce capteur est muni d'un miroir rotatif enregistrant des points de manière horizontale à une fréquence pouvant atteindre 210 kHz dans trois longueurs d'ondes simultanément. En plus d'enregistrer un nuage de points classique, le capteur peut aussi enregistrer l'onde complète via un enregistreur de waveforms Intelligent Waveform Recorder 2 (IWR-2) (Ba, 2017). Des waveforms peuvent ainsi être échantillonnées avec un intervalle temporel de 1ns. Une waveform peut être composée de maximum de 400 échantillons mesurés toutes les ns. Pour chaque tir, trois paramètres sont récupérés :

- La waveform de l'impulsion initiale
- La waveform du retour d'onde provenant de l'objet étudié (arbre, sol,…)
- Le temps entre le premier échantillon de l'impulsion initiale et le premier échantillon de la waveform de retour d'onde

Deux modes d'enregistrement sont possibles selon que le terrain est plat ou non (Figure 4-7) :

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

- Le mode « single segment» conserve la totalité d'un enregistrement, avec une borne maximale pour la longueur de l'acquisition. Il est privilégié dans l'analyse des terrains plats.
- Le mode « multiple segment » est privilégié dans l'analyse des terrains accidentés ou des surfaces complexes (forêt, urbain,…). Ce mode « découpe » la waveform pour ne garder que les échos de forte intensité. Les segments sont concaténés afin de produire une waveform continue.

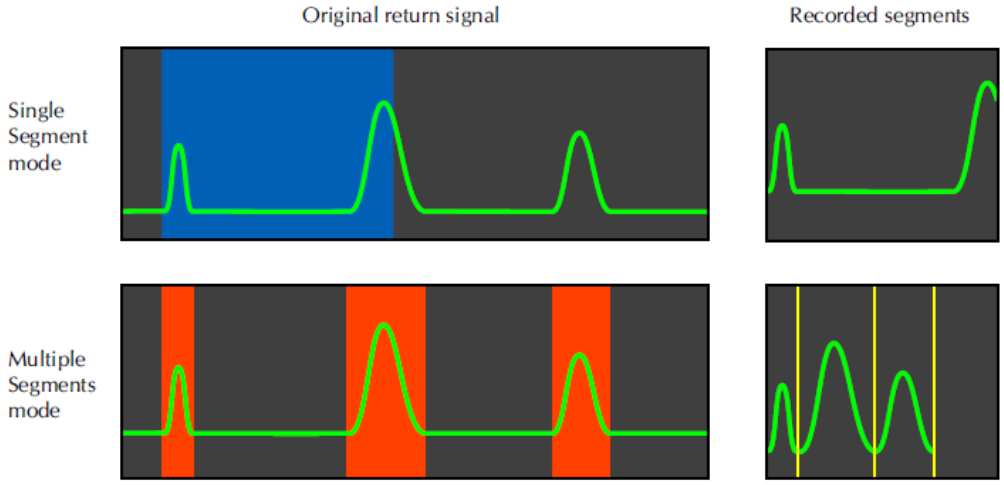


Figure 4-14 : « Single segment » et « multple segment » modes (Optech 2014). A gauche le signal complet et à droite le signal enregistré par le capteur.

Cependant, à haute fréquence de tir, le volume des données à enregistrer peut devenir très important, et réduire la quantité de données enregistrées s'avère nécessaire. Aussi, aux deux modes d'enregistrement s'ajoutent deux modes de réduction de données : Le mode « truncating » (tableau 4-5) et le mode « decimating » (tableau 4-6) :

- Le mode « truncating » réduit la longueur des enregistrements en fonction de la fréquence de tir : Plus la fréquence sera haute, plus les segments enregistrés seront courts. Ce mode, associé au mode « multiple segment » est préféré pour l'analyse des objets simples représentés car il permet une couverture plus dense des surfaces.
- Le mode « decimating » conserve la longueur maximale des segments, mais diminue le nombre de waveforms enregistrées. Ainsi, plus la fréquence de tir sera élevée, plus la proportion de waveforms enregistrées diminue par rapport au nombre total de tirs. Le mode « decimating » associé au mode single segment est conseillé pour analyser des objets complexes (comme des arbres) ayant des longues waveforms.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 4-5:Evolution du % de waveforms enregistrées et de la taille des échantillons enregistrés en fonction de la fréquence initiale de tir en mode « truncating ». Adapté d'Optech (2014).

PRF du laser	% des tirs enregistrés	Nombre maximum d'échantillons enregistrés	Longueur maximale de la waveform enregistrée (m)
0-100 kHz	100	400	53
101-200 kHz	100	170-245	14-30
201-300 kHz	100	90-145	6-14

Table 4-6:Evolution du % de waveforms enregistrées et de la taille des échantillons enregistrés en fonction de la fréquence initiale de tir en mode « decimating ». Adapté d'Optech (2014).

PRF du laser	% des tirs enregistrés	Nombre maximum d'échantillons enregistrés	Longueur maximale de la waveform enregistrée (m)
0-100 kHz	100	400	38-53
101-200 kHz	50	300-400	37-50
201-300 kHz	33	300	37 -50

3.2.3 Missions

Deux vols ont été réalisés dans le cadre du programme Sélune : un vol le 8 juin 2015 en conditions estivales et un vol le 24 janvier 2017 en conditions hivernales. Les deux vols ont été planifiés afin de répondre aux objectifs de deux volets du programme. Le premier objectif, défini par l'équipe « dynamiques fluviales », consiste à estimer la bathymétrie du fond de la Sélune (Lague et al., 2016). Le second objectif, fixé par l'équipe « ripisylve et paysage », se rallie aux objectifs de la thèse : Il vise notamment à évaluer la technologie LiDAR pour l'étude et la gestion des peuplements ripariens.

Pour répondre à ces objectifs distincts, deux altitudes de vol ont été appliquées (Fig. 4-15): Une trace à 350m de haut a été réalisée en se focalisant sur le cours d'eau et la partie aval des barrages. Une seconde trace a été réalisée à 1100m de haut se focalisant sur la retenue du barrage de Vezins. Les deux traces ne se superposent pratiquement pas (Fig. 4-15). Le même plan de vol a été appliqué pour les deux dates de suivi, résultant dans des traces similaires aux deux dates. A chaque date, les deux canaux PIR et vert ont été enregistrés en nuage de points discrets. Les données FWF ont quant à elles été

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

enregistrées dans le canal du vert selon les modes « multiple segment » et « decimating» (tableau 4-6).

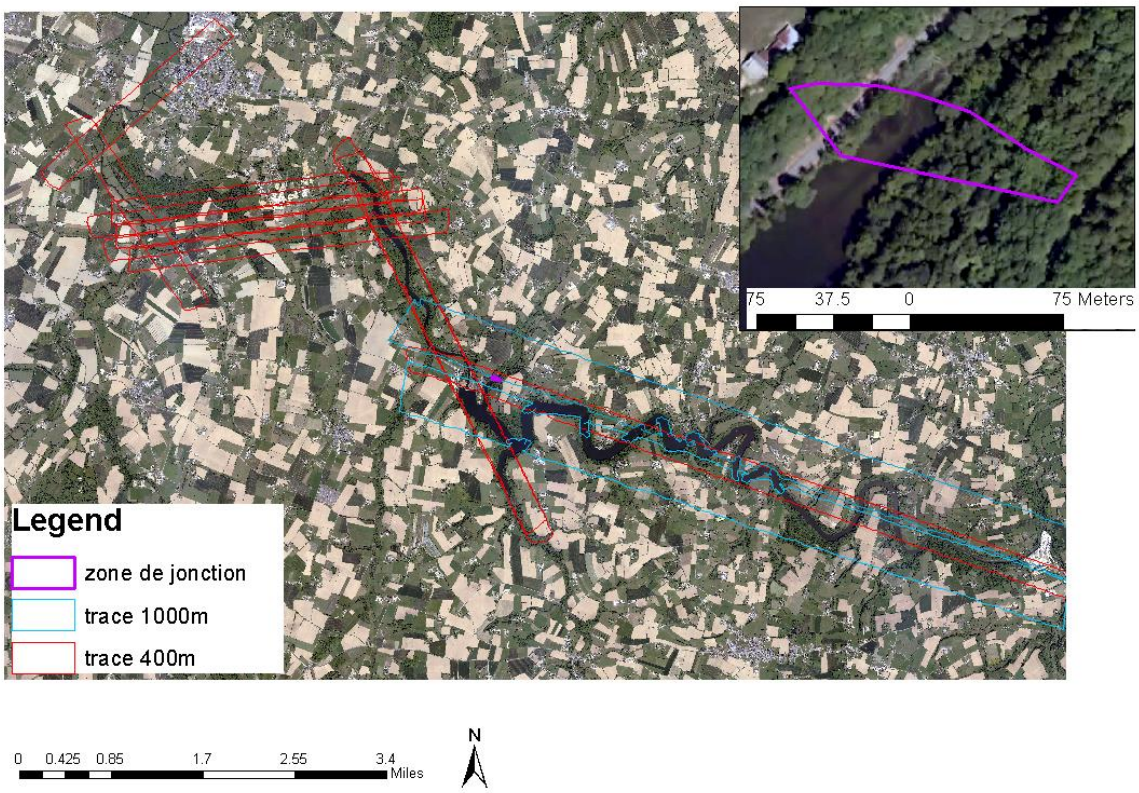


Figure 4-15 : Emprise des traces LiDAR (Juin 2015). La zone de jonction correspond à la zone à la fois couverte par le survol à 350m et par le survol à 1100m. C'est sur cette zone que les analyses de la section 3-2-2 ont été réalisées.

Table 4-7:Spécifications des vols réalisés sur le Sélune en 2015 et 2017.

Paramètre	Vol 2015	Vol 2017
date	08/06	24/01
Heure	08h49	05h36
altitudes	350	350
	1100	1100
Nombre de lignes de vol	12+2	12+2
PRF	200 kHz	200 kHz
Angle de tir	Nadir (vert), 7° (PIR)	Nadir (vert), 7° (PIR)
Mode d'acquisition	Multiple segment	Multiple segment
Mode de réduction de donnée	decimating	decimating
Densité de points moyenne	60 (350m), 10 (1100m)	60 (350m), 10 (1100m)

3.2.4 Produits extraits à partir des vols LiDAR

A partir des deux vols, trois types de données ont été dérivés sur toute la zone d'étude : Des nuages de points dans le vert et le proche infrarouge, des waveforms dans le vert et des modèles numériques de surface, terrain et canopée.

3.2.4.1 Nuage de points

Le format de base des données LiDAR est le format las1.2. Il s'agit d'un format spécifique de nuage de points renseignant à minima pour chaque point sa position latérale (x) et verticale (y), son altitude (z). Les nuages de points issus des vols réalisés sur la Sélune contiennent des informations supplémentaires pour chaque point, telles que le temps GPS du tir, l'intensité du point, le nombre de retours du tir ou le numéro de retour du point. Le tableau 4-8 résume toutes les informations contenues dans les fichiers .las. Ces fichiers sont lisibles à la fois dans des logiciels dédiés tels que les logiciels CloudCompare ou Fusion, ou sous forme de fichiers textes dans les logiciels de traitement du signal tels que matlab. Dans ce dernier cas, le fichier sera lu comme un tableau dans lequel chaque ligne correspond à un point et chaque colonne un champ d'information.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 4-8:Spécifications contenues dans les fichiers las1.2 utilisés.

Champ	**Spécification**
X	Longitude
Y	Latitude
Z	Altitude
Intensity	Amplitude de l'écho (du point)
Return number	Numéro du point pour un tir
Number of returns	Nombre de points extraits sur un tir
Scan direction flag	Direction du miroir rotatif lors du tir
Edge of flight line	Bord de la ligne de vol
Classification	Type de point (végétation, sol,…)
Scan angle	Direction du tir par rapport au nadir
User data	Défini par l'utilisateur
Point source ID	Fichier source du point : numéro de la trace
Time	Temps GPS d'acquisition du point

Le cumul des deux scanners (proche infrarouge et vert) conduit à des densités de points très élevées sur toute la zone, et ce même à la plus haute altitude. Cependant, la différence d'altitude de vols entre les différentes traces du survol conduit à la production de nuages de points de densité radicalement différentes : Pour les deux dates, la densité moyenne dans la trace à 350m est en effet de 60points/m² alors qu'elle est d'environ de 10 points/m² dans la trace à 1100m.

3.2.4.2 Waveforms

Les waveforms enregistrées lors des survols sont stockées dans un second type de fichier : le las1.3. Ce type de fichier, plus récent, peut uniquement être ouvert dans certains logiciels propriétaires (logiciel du fabriquant du LiDAR TITAN) ou avec certains outils du logiciel matlab.

Une fois ouvertes, les waveforms peuvent être visualisées sous forme de courbes mettant en relation l'intensité du signal en fonction du temps de retour (Figure 4-16). Dans le cas des waveforms enregistrées lors des vols sur la Sélune, les modes d'acquisition choisis ont conduit à la production de waveforms concaténées pour lesquelles le temps passé entre deux échos n'est pas indiqué. De plus, le logiciel propriétaire du constructeur semble être le seul moyen de reconstruire, manuellement, les waveforms complètes. De

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

ce fait, il a été impossible d'analyser les waveforms complètes produites lors des vols. Une analyse écho par écho, reste toujours possible mais ne semblait pas pertinente pour l'étude des surfaces boisées, dans la mesure où ces surfaces sont renseignées par une combinaison d'échos. Dans le cadre de la thèse, seules les informations du nombre d'échos, et du numéro d'écho renseignées dans le nuage de points LiDAR ont été extraites (automatiquement par le constructeur) des waveforms.

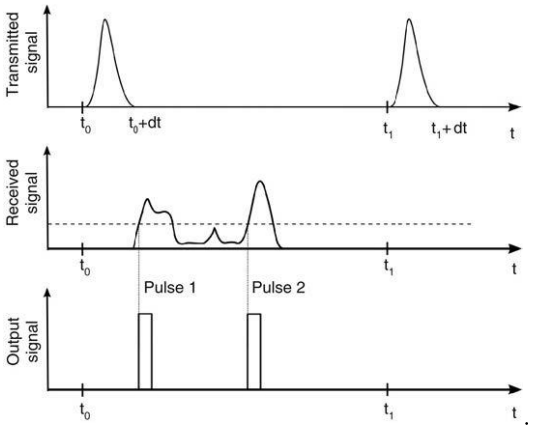


Figure 4-16: Waveform transmises et concaténées, et échos discrétisés (d'après (Mallet and Bretar, 2009).

3.2.4.3 Modèles numériques de surface, de terrain et de canopée

A l'instar des nuages de points issus de vols drones, les nuages de points LiDAR peuvent être utilisés pour produire des modèles numériques de surface. Le principe est simple, car il suffit d'extraire les premiers retours de chaque tir, après avoir au préalable filtré les points aberrants. Ce filtrage permet d'extraire les points les plus hauts, en « surface ».Une fois les points filtrés, une interpolation est réalisée pour obtenir un modèle topologique continu. Enfin, les élévations du modèle topologique sont rastérisées sous la forme d'une image.

Les modèles numériques de surface ne sont cependant pas les seuls modèles numériques qu'il est possible de réaliser avec des données LiDAR. La capacité du LiDAR à pénétrer certaines surfaces comme la végétation rend possible la production de modèles numériques de terrain, même sous couvert forestier. Le principe est le même que pour un modèle numérique de surface, mais en filtrant non plus les points les plus hauts, mais les points correspondant au sol. Plusieurs méthodes sont possibles pour extraire précisément les points sols des autres points d'un nuage de points LiDAR, mais toutes se basent sur la comparaison des points les plus bas entre eux.

Les modèles numériques de terrain et de surface produits ont été réalisés à l'aide du logiciel FUSION (McGaughey, 2009) et de la fonction « groundfilter ». Cette fonction se base sur l'algorithme de filtrage de (Kraus and Pfeifer, 1998). Il s'agit d'un processus

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

itératif. A chaque itération, un modèle de surface est créé en en attribuant des poids différents à chaque point. Le premier niveau d'itération donne le même poids à tous les points du nuage. Il en résulte une surface intermédiaire entre la surface du sol et la canopée. Les points au-dessous de cette surface sont considérés comme étant des points « sols » et les points au-dessus comme des points « sursol ». Cette classification permet d'attribuer des poids aux points et de relancer la création du modèle de surface en prenant en compte les nouveaux poids. Un poids plus élevé étant attribué aux points classés comme « sol », le modèle de surface intermédiaire tend progressivement vers un modèle de surface correspondant à la réalité. Une description plus précise de cette fonction est donnée dans la documentation du logiciel FUSION (McGaughey, 2009). Dans le cadre de la thèse, 20 itérations ont été choisies. Un premier filtrage grossier dans des fenêtres de 9mX9m du premier modèle de surface intermédiaire est réalisé. Les autres paramètres ont été conservés aux valeurs par défaut.

La soustraction des élévations du modèle de terrain aux élévations du modèle de surface conduit à une estimation des hauteurs de canopée. On parlera alors de modèle de canopée (MNH). Cette opération de normalisation a été réalisée dans le logiciel LASTOOLS (Isenburg, 2015) avec les paramètres fixés par défaut.

3.2.5 Comparaison des nuages de points à 350 et 1100m.

3.2.5.1 Enjeu

Dans le cas du traitement d'images satellite classiques, il est courant de combiner plusieurs sources de données de résolutions spatiales différentes. Cette combinaison passe souvent par la dégradation de l'image la plus précise à la résolution de l'image la moins précise. Cependant, les relations entre densité de points, hauteur de vol et nature du signal ne semblent pas aussi simples pour les données LiDAR (Goodwin et al., 2006; Jakubowski et al., 2013) : Jabukowski et al (2013) ont ainsi montré que la densité de points n'affectait pas l'extraction d'indicateurs forestiers mais Goodwin et al., (2006) ont montré que la hauteur de vol pouvait influencer la pénétration du signal LiDAR dans la végétation. On peut donc se demander quelle est la nature de la relation entre altitude de vol, densité de points et nature du signal pour le LiDAR TITAN utilisé afin d'estimer la compatibilité des données extraites dans les deux traces.

3.2.5.2 Méthodologie

Afin d'analyser l'influence de l'altitude de vol, et donc de la densité de points sur le signal, différents tests ont été réalisés au niveau de la jonction entre deux traces. Trois jeux de données ont été comparés sur la zone de jonction entre les deux traces: Le nuage

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

de points enregistré à 1100m, le nuage de points enregistré à 350m et le nuage de points enregistré à 350m filtré de manière aléatoire à 10pt/m² (c'est-à-dire une densité correspondant au vol à 1100 m).

11 différentes métriques relatives à la structure forestière ont été calculées dans des fenêtres de 1m² à partir des trois nuages de points : hauteur maximale, hauteur moyenne, écart-type des hauteurs, nombre moyen de retours, écart-type du nombre de retours, LAI, LPI, densité de points entre 0 et 1m (strate herbacée), densité de points entre 1 et 8m (strate arbustive), rapports d'intensités entre le rouge et le vert. Une description précise des métriques est faite dans le chapitre 9 de la thèse.

3.2.5.3 Résultats

En analysant les deux nuages de points en coupe (Fig. 4-17), on peut observer que les points ne sont pas répartis de la même manière : Les points de la trace rouge (1100m) sont concentrés au-dessus de la canopée tandis que les points de la trace bleue (350m) semblent légèrement mieux répartis. Ce résultat est comparable à celui de Goodwin et al. (2006), qui avaient trouvé une différence de pénétration du signal entre trois altitudes de vol : 1000, 2000 et 3000 m.

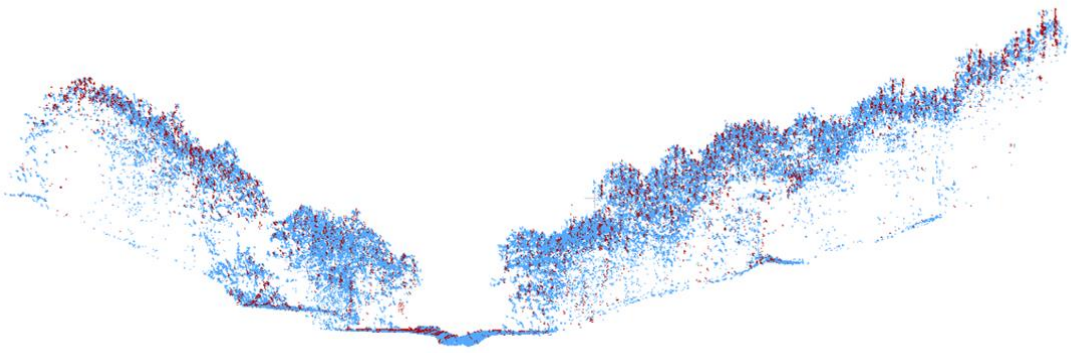


Figure 4-17: Vue en coupe des deux nuages de points au niveau de la zone de jonction. En bleu les points issus de la trace à 350m et en rouge les points issus de la trace à 1100m.

En comparant les métriques calculées à partir d'un nuage filtré issu de la trace à 350m avec celles réalisées à partir des nuages non filtrés à 350m et 1010m (Figures 4-18 et 4-19), on constate des corrélations très élevées (minimum 0.7) entre les métriques réalisées à partir de la même altitude de vol. Ces corrélations sont supérieures aux corrélations entre métriques réalisées à partir de deux altitudes de vol différentes mais de même densité (minimum 0.02). Ainsi, il semblerait que la densité de points n'affecte pas ou peu les métriques calculées, contrairement à la hauteur. Cependant, à densité égale mais hauteur différente, les corrélations diffèrent grandement selon les métriques calculées: Les métriques de hauteur moyenne et maximale ne semblent pas être affectées

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

par la densité de points et l'altitude de vol, tandis que les métriques reflétant la pénétration du signal telles que le nombre moyen de retours ou le LAI semblent être affectées par la hauteur de vol. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Goodwin et al. (2006) qui montrait une bonne relation entre métriques de hauteur entre deux altitudes de vol, mais une faible relation entre métriques de structure interne entre deux altitudes de vol.

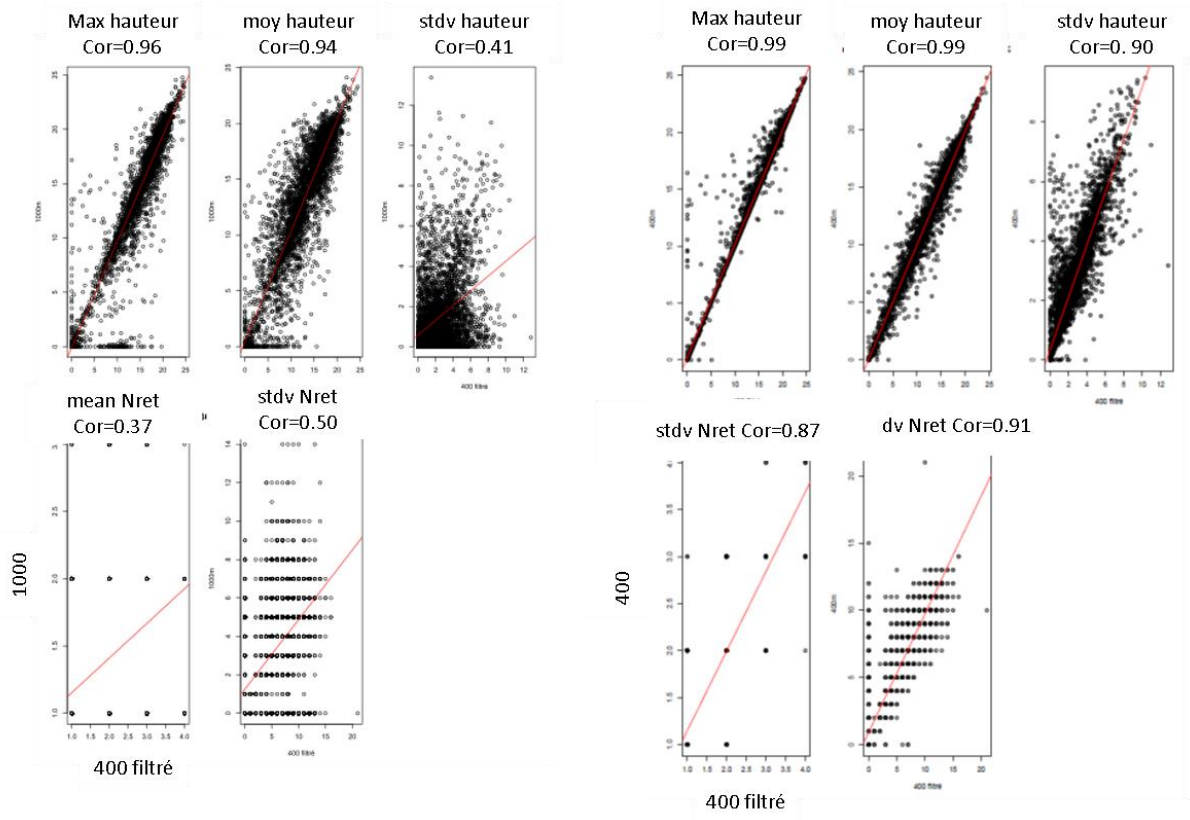


Figure 4-18 : En X : trace 350m filtrée en Y trace 1100m A gauche même densité (10pt/m2) mais deux altitudes différentes. A droite : densités différentes mais altitudes équivalentes.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

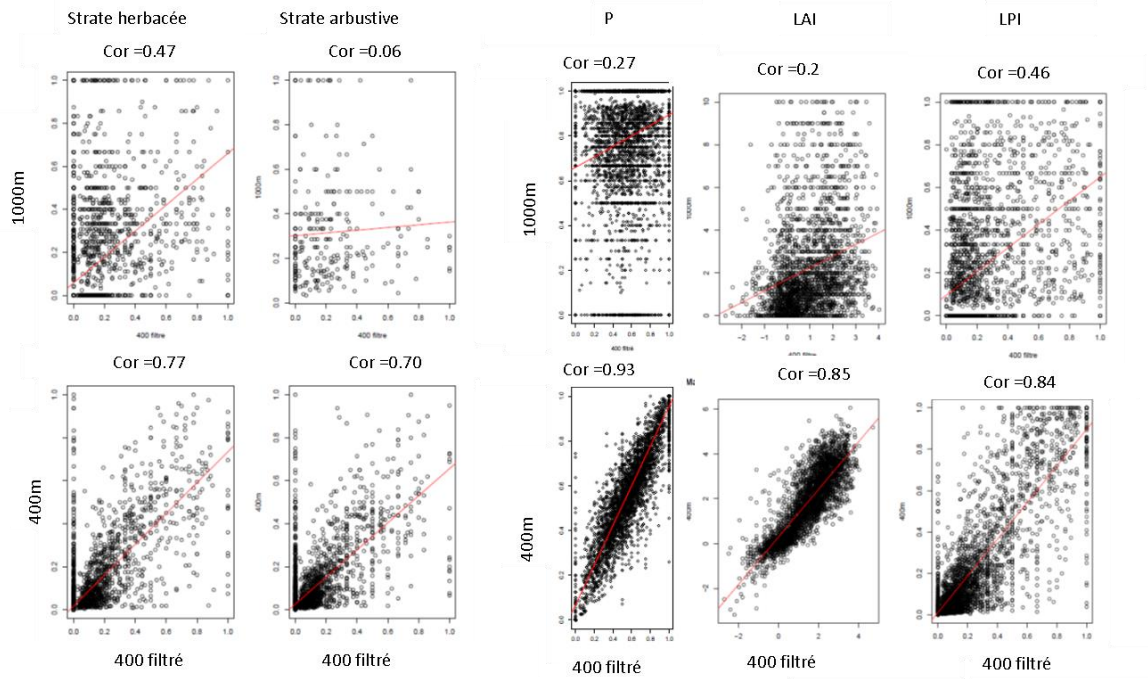


Figure 4-19:Bi-plots entre trace haute et trace basse filtrée (en haut), et trace basse et trace basse filtrée (en bas).

3.2.5.4 Conclusion

Il semblerait donc que le signal pénètre moins à 1100m de hauteur, et ce, de manière non linéaire par rapport à la densité de points. De ce fait, les jeux de données des deux traces (350 et 1100m) ne seraient pas comparables, excepté pour les métriques liées aux premiers retours (type CHM ou MNT en zone dégagée). C'est pourquoi dans le cadre de la thèse, la trace complète (350 + 1100m) n'a été utilisée que dans la production du modèle numérique de terrain utilisé dans la troisième partie de la thèse pour analyser l'influence de la topographie des berges exondées sur le phénomène de recolonisation. Les cartographies d'indicateurs de végétation réalisées dans la quatrième partie de la thèse ont été basées uniquement sur la trace à 350m.

Plus généralement, ces résultats révèlent l'importance du choix de la hauteur de vol à réaliser en fonction des objectifs voulus. Ainsi, une hauteur de vol assez faible (ici 350m) semble nécessaire pour obtenir une pénétration du couvert suffisamment forte et pour produire des indicateurs de structure interne des couverts forestiers. En revanche, une hauteur de vol élevée semble suffisante pour obtenir des modèles numériques de terrain, de surface et de hauteurs précis. De surcroît, sachant qu'à surface fixée, la hauteur de vol choisie impacte la durée du vol, le nombre de bandes, il paraît important de souligner le coût d'une acquisition à basse altitude sur une large zone. Une utilisation appropriée de données Fullwaveform et une meilleure compréhension des relations entre signal, paramètres d'acquisition et structure des boisements pourrait permettre d'obtenir des informations précises sur ces objets à de larges échelles.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Troisième partie : dynamiques de colonisation des berges exondées

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Introduction

1 Initial colonization in context of dam removal

1.1 Initial colonization in fluvial context

Initial colonization phase is particularly important in very dynamic environments such as river ecosystems (Kalliola et al., 1991). Initial colonization of newly created environments is indeed critical in the succession process (Collinge and Ray, 2009; Robbins and Matthews, 2009). It drives long-term ecosystem development and influences each succession phase (Collinge and Ray, 2009; Egler, 1954).

In fluvial context, the initial phase is indeed known to be linked to spatiotemporal variations of hydro-sedimentary conditions. Flood events create new bare sediment patches regularly that will be colonized by pioneer species (Corenblit et al., 2010; Sarneel et al., 2014). For that reason the role of hydrogeomorphic processes in the early dynamic of riparian vegetation community have been indeed largely studied over the last decades (Bechtold and Naiman, 2009; Bendix and Hupp, 2000; Corenblit et al., 2007; Fonda, 1974; Hupp and Osterkamp, 1985). These processes shape river-vegetation relationships trough three interrelated gradients: hydrology, pedology and topography (Carbiener, 1983; Hupp and Osterkamp, 1985; Pautou, 1984; Pautou and Décamps, 1985). These gradients are mostly related to the degree of perturbation caused by flooding, and are spatially organized regarding the lateral and vertical position of vegetation from the river : vegetation close to the river would be more frequently inundated, increasing moisture and leading to pioneer vegetation more adapted to water (Bornette et al., 2008). Conversely, vegetation far from the river would be less inundated, leading to drier soils covered by older and more terrestrial successional stages (Naiman et al., 2010).

Variations of these three gradients could also lead to very different types of vegetation at very fine spatial (Simmons et al., 2012) and temporal scales (Sarneel et al., 2014). For example, the micro topography can significantly influence moisture conditions which can lead to different types of vegetation, in terms of composition, richness or physiognomy (eg. biomass) (Hodges, 1997; Moeslund et al., 2013; Vivian-Smith, 1997). (Vivian-Smith, 1997) found indeed that differences about 1-3cm in micro-topography could change significantly the floristic composition, species richness and evenness. Micro-topography also controls differences of disturbance regime at a very fine scale that affects

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

the tree seedling density and understory strata composition and diversity (Dufour et al., 2007; Dufour and Piégay, 2010; Wolfert, 2001). Fine spatial-scale analyzes are therefore necessary to understand vegetation establishment on river ecosystems. These studies have been conducted on well-established vegetation, but these gradients may also be very important in initial colonization phase, controlling for example seedlings establishment and survival (Johnson, 2000; Mahoney and Rood, 1998; Simmons et al., 2012).

The initial colonization phase have been mostly studied in the case of primary succession, on recently deposited sediments (Corenblit et al., 2007; Hervouet et al., 2011). This initial colonization phase has been described as a part of a biogeomorphological succession process (Corenblit et al., 2007). Corenblit et al. (2007) describe the initial colonization of pionner species as a "pioneer phase", occuring after the deposition of new sediments in a geomorphic phase. This pioneer phase appears to be followed by a biogeomorphic phase where vegetation and geomorphic processes are linked, and an ecological phases were species competition is the main process. Moreover most studies focused on large, dynamic natural rivers like the Drome River (Dufour et al., 2007), the Tagliamento River (Bertoldi et al., 2011a), the Loire River (Wintenberger, 2015), the Allier River (Hortobágyi et al., 2017c), or the Sacramento River (Stella et al., 2011). In these studies, water level fluctuations only have been studied as a factor controlling the riparian vegetation structure (Greet et al., 2011). Finally, fine analyses of initial colonization have only focused on structuring ligneous species like *Salix* and *Populus* (Corenblit et al., 2015; Hortobágyi et al., 2017a), minimizing the potential structuring role of herbaceous species, especially in terms of species richness and functional richness.

1.2 Vegetation colonization in context of dam removal

Restoration projects, and notably dam removal, leave bare soil sediments exposed to vegetation colonization following the decrease in water level in the reservoir (Shafroth et al., 2002). It is a case of secondary succession because the dewatered sediments were probably covered by vegetation before the implementation of the dam, and we observed that a seedbank have been preserved in the sediments. In this particular case of secondary succession the sediments can be colonized by species present in the seedbank without a dispersion process, leading to a potentially fast colonization. The few studies focusing on colonization after dam removal indeed showed that initial colonization is characterized by its pioneer vegetation (mostly herbaceous) and a very short duration (usually one or two years (Auble et al., 2007; Gurnell et al., 2006; Orr and Stanley, 2006; Shafroth et al., 2002; Stephens, 2017). Moreover, hydrodynamic conditions are particularly low in a

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

reservoir lake and have little influence on the colonization process, which is therefore a rarely observed case of study in anthropized landscapes (Melun, 2012).

Restoration project managers need to identify and locate species and communities that are able to colonize sediments to prevent the establishment of invasive species, favor installation of species with patrimonial interest or favor the settlement of species from the reference ecosystem. They also need to monitor the effectiveness of recolonization to quantify and qualify the vegetation potential of sediments stabilization. Managers have a short window of opportunity for action, as highlighted by the rapidity of the colonization process observed on other dam removal operations. Thus, the temporal and spatial dynamics of early vegetation need to be assessed at very high temporal (i.e. intra-annual) and spatial (i.e. centimetric) resolutions but these analysis remain rare.

The objectives of the three following chapters are therefore 1) to describe the spatial and temporal patterns of the initial phase of colonization in dam removal context, and 2) to understand the relationships between abiotic factors and colonization in this context.

2 Methodological issues

2.1 Dealing with multiple scale analyses

Studies at large spatial scale (like a watershed or an entire river) can be time-consuming and expensive. Focusing on a representative portion of a study site and performing the analyses at finer scale can therefore be interesting for logistic purposes. But can a portion of river can be 'representative' of the whole system? This question raises other issue about the joint effect of local factors like moisture or competition (Huston, 1999) and larger factors like affluent effects on vegetation succession.

2.2 UAV to assess vegetation patterns at very high spatial scale

Among new tools, remote sensing data can help to answer these issues, and there efficiency for management purpose need to be assessed: Satellite remote sensing is indeed a common tool to assess temporal and spatial dynamics of vegetation in floodplain environments (Bertoldi et al., 2011a; Dufour et al., 2012; Muller, 1997), but satellite imagery does not provide data with high temporal frequency (monthly), flexibility (data acquisition doesn't need any long term planning such as satellite imagery) and very high

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

spatial resolution (centimetric) yet, to describe vegetation processes at local scales (Carbonneau and Piégay, 2012; Michez, 2016). However, these temporal and spatial resolutions are crucial in analysis of temporary and local processes such as initial colonization in context of dam removal. Unmanned Aerial Vehicle (UAV) imagery is often presented as a valuable tool that can provide data about larger areas than field work can, and at higher temporal and spatial resolutions than those of satellite imagery (Carbonneau and Piégay 2012). Moreover, UAV technology appears to be flexible, inexpensive, and easy to set up (Dufour et al., 2013; Whitehead et al., 2014). At adequate illuminating and weather conditions, it is possible to acquire data faster than satellite imagery and almost at any time it is necessary, for example after a flood event. Thus, it is currently a promising technology for management of riparian ecosystems (Dunford et al., 2009; Gilvear et al., 2016; A. Tamminga et al., 2015; Vautier et al., 2016). Considering the high number of studies using UAV imagery (Carbonneau and Piégay 2012), it is now necessary to evaluate the real operational efficiency of UAV imagery for monitoring dynamics of any type of riparian vegetation (trees, herbaceous) at any temporal scale (inter-annual, intra-annual) and for a variety of vegetation parameters (cover, composition). For example, the time of acquisition to cover large areas, the amount of necessary data to process after the acquisition have not been studied.

Vegetation cover is relatively easy to map, distinguishing vegetated pixels from non-vegetated pixels (water, bare soil). For example, Hervouet et al. (2011) studied colonization by riparian species on river gravel beds at a large scale using satellite imagery (SPOT) and at a fine scale using UAV imagery. They were able to map colonization from 2005-2009 with high accuracy, but they described colonization based only on vegetation patches and did not focus on the presence of species in these patches. Michez et al. (2016) were able to identify certain invasive species along a river bed in Belgium with UAV technology with high accuracy (approximately 90% for the invasive species *Heracleum mantegazzianum*), but the accuracy was lower for other species (68% and 72% for *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera*, respectively). They were also able to identify some ligneous riparian vegetation species and their phenological stages using temporal series (Michez et al. 2016). In these studies, researchers used the temporal flexibility of UAV to find a window that discriminated riparian species better (e.g. a phenological stage, such as flowering of *H. mantegazzianum).*

Thus, only a few studies have tested the ability of UAV technology to monitor vegetation dynamics at an intra-annual scale (Cummings et al., 2017). Moreover, studies of riparian systems have focused on mature riparian vegetation (trees) and not on seedlings or herbaceous plants that colonize new substrate before trees. In particular, no

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

studies have tested the ability of UAV technology to monitor riparian colonization of pioneer species and seedlings.

3 Objectives of the three chapters

We answer the questions raised on the previous sections, either thematic (colonization pattern related to abiotic factors) or methodological (temporal and spatial scale of the study, interest of UAV imagery) in the three following chapters (Table 1).

3.1 Chapter 5

The objective of chapter 5 is to assess the ability of UAV technology to monitor the vegetation colonization pattern at high spatial and temporal resolutions. We developed and applied a method to map the vegetation at different periods at a very local scale during the first year of colonization along the Sélune River (France). We used two proxies to assess colonization: vegetation cover and community distribution. We hypothesized that (1) vegetation cover can be mapped with UAV technology accurately, (2) different vegetation communities are located on the sediment bar, and (3) these communities are more difficult to map in detail than vegetation cover.

3.2 Chapter 6

The objectives of chapter 6 are 1) to describe the spatial and temporal patterns of the initial phase of colonization in dam removal context at two spatial scales: Reservoir and site scale, and 2) to understand the relations between abiotic factors and colonization at these scales. We hypothesize that abiotic factors drive the initial colonization phase, and that variations of vegetation patterns can be observed in the first months of colonization.

3.3 Chapter 7

The objective of chapter 7 is to describe and understand the colonization process at inter-annual scale. To assess the inter-annual colonization dynamics, we mapped the vegetation cover and analyzed the vegetation composition at different period during the first years of colonization along the Sélune River (France).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 9: Importance of thematic and methodological objective, spatial and temporal scale of the chapters of part III

	Methodological objective	Thematic objective	Spatial scale	Temporal scale
Chapter 5	XXX	X	site	intra-annual
chapter 6		XXX	site and reservoir	intra-annual
chapter 7	X	XX	site	interannual

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

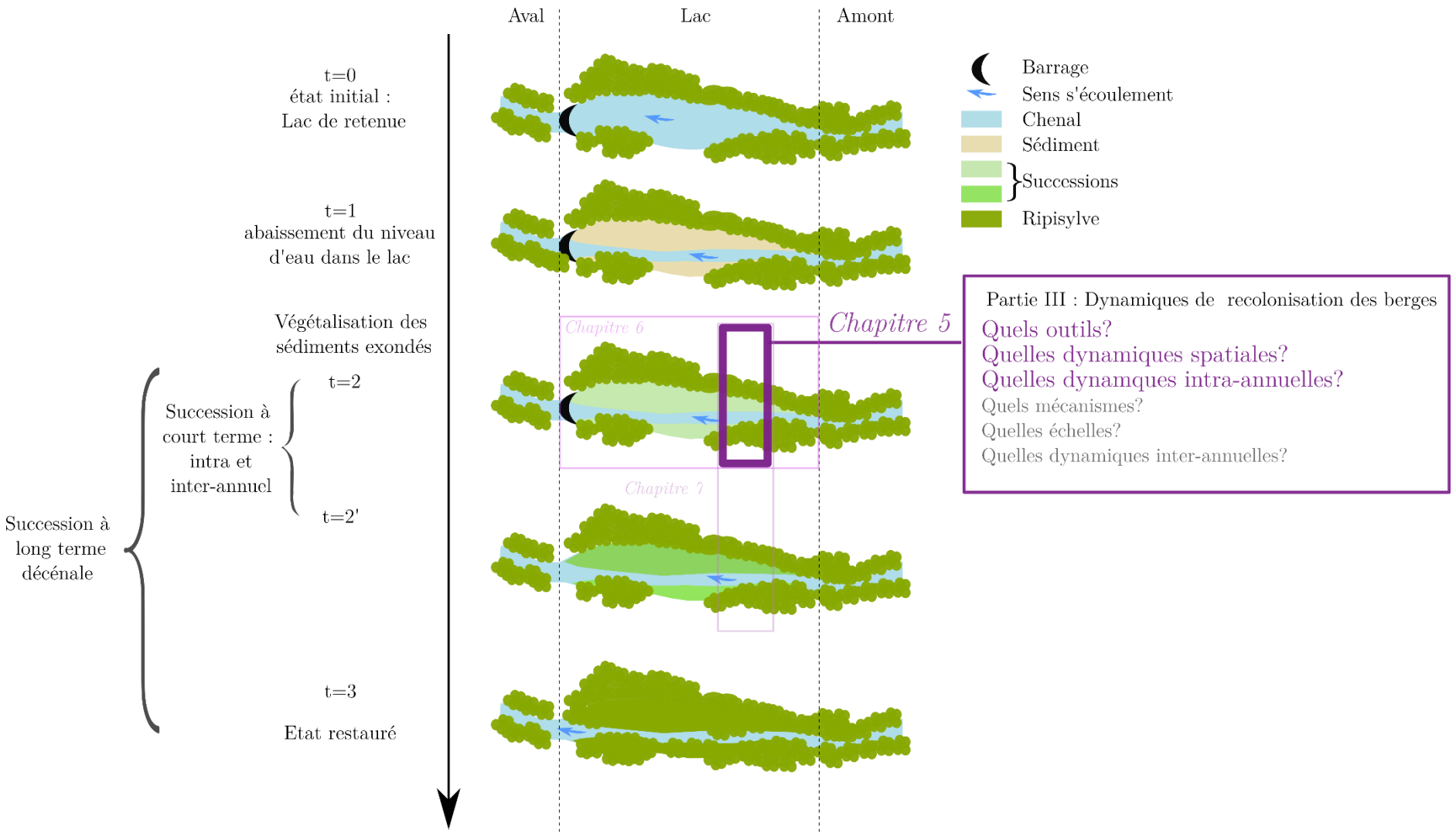


Figure 20 : Position du chapitre 5 dans le schéma général de la thèse

Chapitre 5 : Suivi intra-annuel de recolonisation des berges exondées par drone

Ce chapitre est en cours de révision dans la revue « Applied vegetation science », sous le titre

«Monitoring the colonization of alluvial deposits using multitemporal UAV RGB-imagery".

Laslier. M, Corpetti T, Hubert-Moy L, Dufour

1 Objective of the study 126

2 Materials and methods 126

2.1 Study site 126

2.2 Materials 127

2.3 Methods 129

3 Results 133

3.1 Vegetation cover mapping 133

3.2 Mapping vegetation communities 136

4 Discussion 141

4.1 Dynamic mapping of vegetation cover at very high resolution using UAV images 141

4.2 Mapping vegetation communities using UAV 144

4.3 Dynamics of vegetation communities 146

5 Conclusion 147

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Objective of the study

To assess the ability of UAV technology to monitor vegetation colonization pattern at high spatial and temporal resolutions, we developed and applied a method to map vegetation at different periods of the year at a very local scale during the first year of colonization along the Sélune River (France). We used two proxies to assess colonization: vegetation cover and community distribution. We hypothesized that (1) vegetation cover can be mapped accurately ($R^2 > 0.8$) with UAV technology, (2) different vegetation communities are located on the sediment bar, and (3) these communities are more difficult to map in detail than vegetation cover.

2 Materials and methods

2.1 Study site

The study was conducted upstream from the dam reservoir of the Sélune River, France (Figure 1). The Sélune River flows 91 km from Saint-Cyr-du-Bailleul to the Mont-Saint-Michel Bay in Normandy. The climate is oceanic, with precipitation throughout the year. The growing season runs from April-August. The Sélune watershed covers 1009 km^2 and is predominantly agricultural. Two dams are located on the Sélune River – Vezins and La Roche-qui-Boit – which form one 19 km-long reservoir. Both will be removed in 2020 to restore river connectivity and because they no longer produce electricity profitably. In 2014-2015, the water level in the reservoir was lowered in preparation for removal of the two dams. In consequence, alluvial deposits in the reservoir were dewatered and colonized by vegetation. The study site, which is an 800 m long river section located upstream from the dam reservoir (Fig. 5-1), is currently the most dewatered area of the reservoir. Around the bridge, the river flows into a slope forest surrounded by grasslands and fields. The forest is dominated by *Salix atrocinerea*. Dewatered alluvial deposits are located on both sides of the Sélune River. Vegetation species expected to colonize the alluvial deposits were ruderal, aquatic and pioneer species.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

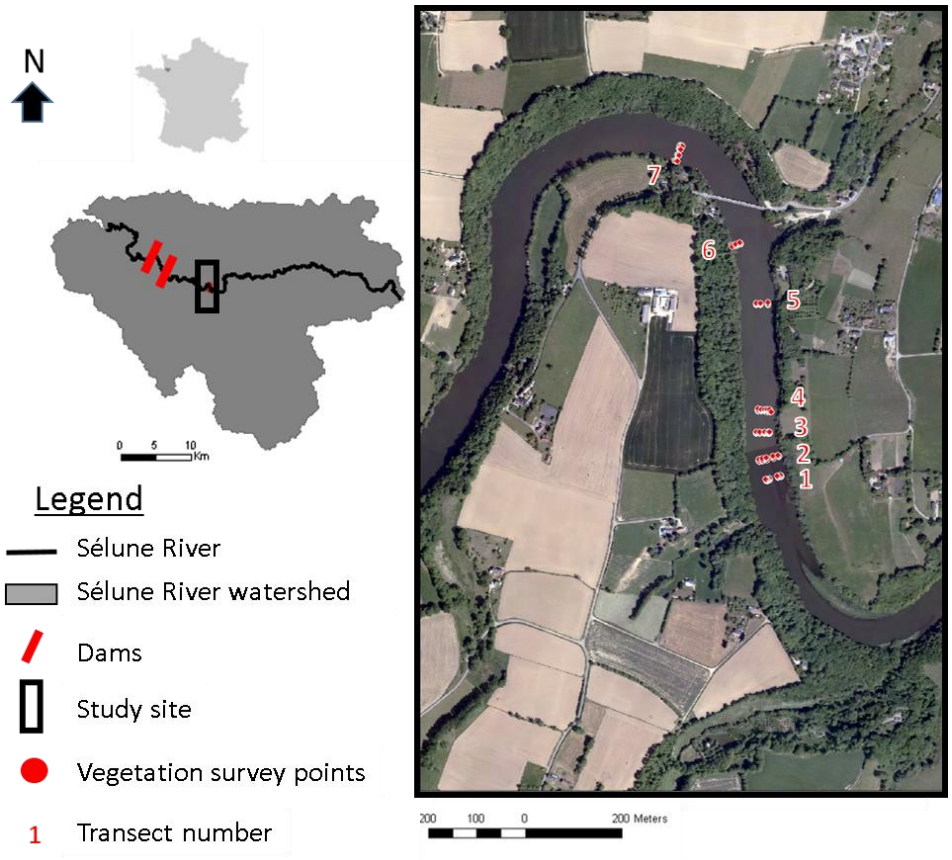


Figure 5-1: Location of the study site

2.2 Materials

We conducted four UAV flights: January, March, May, and July 2015. We used a swinglet cam (Sensefly) UAV with a Canon IXUS 220 HS camera with a 12 Mega pixels (Red, Green and Blue bands (RGB) BSI CMOS (Table 5-1). The UAV was a 500 g fixed-wing UAV with approximately 45 min of autonomy. At an altitude of 200 m, it can produce images with a spatial resolution of 4 cm. The flight was planned using e-motion software cam. The flight plan used the classic photogrammetric strips with an overlapping of 80% and a sidelapping of 60%. We used a basic RGB sensor to test the potential of the UAV's basic attributes. This choice was made 1) to see whether this configuration could be sufficient for a manager with no technical abilities in remote sensing, and 2) to see whether approaches requiring less time and money could provide enough data useful for management. The objective was thus to determine whether high temporal and spatial resolutions of UAV images could provide sufficient information, even with a low spectral resolution sensor.

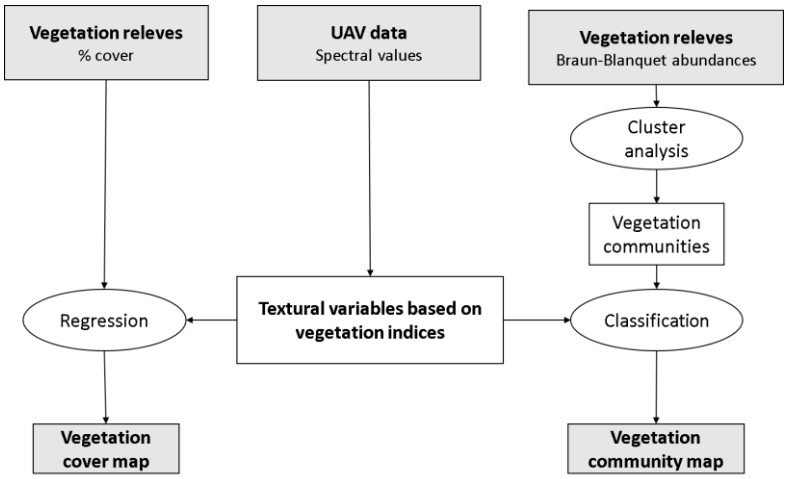


Figure 5-2: General processing framework applied on the four dates.

Table 5-1 Image acquisition characteristics

Flight date	Flight time	Altitude	Mean roll	Mean pitch	Cloud cover	Shadow cover	Number of images
19 Jan	13 h	194 m	-0.40°	5.86°	0%	<15%	382
9 Mar	13 h	196 m	-0.59°	6.49°	80-100%	<5%	435
5 May	12.5 h	189 m	-0.51°	5.87°	0-20%	<5%	274
27 July	12.5 h	187 m	-2.2°	2.68°	0%	<5%	256

On the day of UAV images acquisition, we performed 70, 91 and 62 vegetation surveys in March, May and July respectively. We performed seven lateral transects along the river (Fig. 1). Each transect was replicated 3 times at a distance of 1 m from each other. For each transect, we conducted a series of 1 m ×1 m quadrats (1 quadrat per homogeneous vegetation unit, based on expert knowledge). In each quadrat we determined vegetation cover (%) and species composition and abundance according to the Braun-Blanquet scale (BRAUN-BLANQUET, 1932). Each quadrat was georeferenced with a DGPS point (10 cm accuracy). We were not able to perform vegetation surveys in January because most deposits were not accessible due to high water content. We determined vegetation cover in January by photointerpretation of the corresponding UAV image but did not identify or map the vegetation community because vegetation had not been surveyed.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.3 Methods

We developed a regression and classification framework and applied it to the entire dataset (four UAV orthomosaics and field data) twice: first to map vegetation cover (considered as a general indicator of vegetation colonization) and then to map vegetation communities (Fig. 2). First, we preprocessed UAV images to obtain an orthomosaics and calculate vegetation indices from which textural variables were extracted. Next, these variables were used as inputs in models to map two vegetation variables (vegetation cover and vegetation community). Information about vegetation collected during field surveys was also input into models to determine vegetation cover and vegetation communities. Finally, each vegetation map for a given date (i.e. vegetation cover or vegetation communities) was compared to those for other dates to assess vegetation changes.

2.3.1 Preprocessing

We preprocessed each UVA images (per date) separately. We did not performed any radiometric corrections for the following reasons: (1) the images per date were classified independently ; (2) Images were acquired at noon with almost no shadows and under clear sky conditions, except for the one taken in march with a high but homogeneous cloud cover.

2.3.1.1 Produce the orthophotograph

For each UAV flight, we produced an orthophotograph (4 cm resolution) by photogrammetry using Agisoft Photoscan© software and DGPS points collected in the field. We choose Agisoft Photoscan softaware because it is the main software used in UAV processsing (Dandois and Ellis, 2013, 2010; Michez, 2016; Sona et al., 2014). .We used the ground control points GPS positions recorded by the UAV (precision few meters) and DGPS points collected in the field to perform the aerotriangulation and extract 3D points. As DGPS points we chose a set of fixed points (crossroads, fences posts...) in the landscape and a set of targets placed on the sediment bars. GCPs were collected with a Trimble DGPS GeoExporer 2008 (GeoXT model).Differential correction was performed using the French RGP network (http://rgp.ign.fr) (20km from site) (mean horizontal accuracy = 11.3cm). The points extracted from the aerotriangulation were densified to create a low resolution 3D model. A georeferenced orthomosaic was then performed (10cm precision, RMSE = 0.02m, 0.03m, 0.004 and 0.03 m for January, March, May and July images respectively).We then selected areas from which to extract sediment bars for each date by photointerpretation of the orthophotograph.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.3.1.2 Calculate vegetation indices

We calculated five vegetation indices within the sediment bars by assuming that vegetation is greener than other objects in an image, Michez et al. (2016) having shown the interest of using this kind of indexes and ratios for riparian vegetation mapping. We chose to calculate vegetation indices rather than using RGB bands to correct spectral variations mainly due to cloud cover, in order to reduce the number of input variables into the model and to facilitate result interpretation.

Normalized Difference Greenness Index (NDGI), based on the green (G) and red (R) bands (Courel et al., 1991):

$$NDGI = (G - R)/(G + R)$$

It is a very used index since it adapts the formula for the major vegetation index Normalized Difference Vegetation Index to the RGB spectral configuration.

- Normalized color ratio of the green band to all bands, which represents a "proportion of greenness". It is widely used in computer vision science to remove effects of illumination variations in images (Finlayson et al., 1998).

$$ratio_G = G/(R + G + B)$$

Where B = the blue band.

- Perpendicular Vegetation Index (PVI), based on calculation of a "soil line" that represents differences in soil moisture (Richardson and Wiegand, 1977):

$$PVI = \frac{1}{\sqrt{a^2 + 1}}(G - aR - b)$$

Where a = slope of the soil line in space (R/G), b = intercept of the soil line.

The following indices were calculated for vegetation community classifications, assuming that vegetation communities can be differentiated according to other spectral properties due to flowering for example.

- Normalized color ratio of the red band to all bands (Finlayson et al. 1998).

$$ratio_R = R/(R + G + B)$$

- Normalized color ratio of the blue band to all bands (Finlayson et al. 1998).

$$ratio_B = B/(R + G + B)$$

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.3.1.3 Calculate texture parameters from vegetation indices

We calculated three textural parameters (mean, standard deviation, and entropy) in slide windows of 1 m × 1 m (25 pixels × 25 pixels) from the images of vegetation indices. We chose slide windows of 1m/1m to be in accordance with vegetation surveys. Textural parameters analyze relations between a pixel and its neighbors and assess variability among pixels within a given area; thus, they can describe differences in vegetation compositions or structures. For example, a survey with 100% vegetation cover will have a relatively homogeneous texture (all pixels will be green), while one with 50% vegetation cover will have a heterogeneous texture (half of the pixels will be green). These textural parameters were chosen for their abilities to describe vegetation (Michez et al., 2016). As we calculated three textural parameters from three vegetation indices, we obtained 15 variables to introduce in the models: Mean of NDGI, SD of NDGI, Entropy of NDGI, Mean of G_ratio, SD of G_ratio, Entropy of G_ratio, Mean of PVI, SD OF PVI, Entropy of PVI, Mean of R_ratio, SD of R_ratio, Entropy of R_ratio, Mean of B_ratio, SD of B_ratio and Entropy of B_ratio.

2.3.1.4 Extract explanatory variables and select models

We extracted explanatory variables from each vegetation survey in buffers (50 cm) around the survey points. This method allowed us to extract many pixel samples (approximately 20 pixels per buffer per vegetation survey). Two-thirds of the samples were used to train the model, while one-third was used to evaluate model predictions. The variables were used in the models as explanatory variables. To determine which explanatory variable best predicted vegetation cover or vegetation communities in maps, we determined all possible combinations of variables and built a model for each combination (see appendix for all combinations).

2.3.2 Vegetation cover mapping

2.3.2.1 Modeling vegetation cover

First, a percentage of vegetation cover (from field surveys) was attributed to each pixel sample to map vegetation cover. Then, to find which textural parameters best predicted vegetation cover in maps, we applied Support Vector Regression (SVR) (Smola and Schölkopf, 2004), a powerful algorithm for predicting nonlinear processes, to all models. After analyzing the statistical relation between observed (in the field) and predicted vegetation cover, we selected the best model as the one with the best correlation coefficient (spearman correlation coefficient). We used the "libSVM" package in MATLAB software to create the regression models (Chang and Lin, 2011). Finally, we

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

applied the model with the highest correlation coefficient to the entire image of textural parameters to obtain the vegetation cover map.

2.3.2.2 Change analysis

The vegetation cover map for each date was compared to those for the other dates to assess colonization. First, the "colonized area" (i.e. mean percentage of vegetation cover) was calculated for each date, and then gain or loss of vegetation cover (in percentage points) was calculated between all neighboring pairs of dates. Next, gain and loss maps were classified into three classes (gain, no evolution, loss), and spatially overlaid by applying map algebra, which yielded new classes from the original combined classes as a cross-tabulation map to estimate vegetation cover dynamics. This allows temporal dynamics of vegetation to be analyzed at the pixel scale. For example, gain between March and May in a pixel but none before or after indicate colonization in spring. Finally, cross-tabulation maps were used to map the season of colonization (spring or summer) in the sediment bar.

2.3.3 Vegetation community mapping

2.3.3.1 Determination of vegetation communities

We performed Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) based on Bray-Curtis distance scaling (Minchin, 1987) of the field data to identify vegetation communities inside each sediment bar. We chose NMDS because it has been shown to be suited for phytosociological studies (Podani, 2006). NMDS is an indirect gradient analysis approach which produces an ordination based on a distance or dissimilarity matrix, the original distance data being substituted with ranks. The stress values generated by the algorithm, which reflects how well the ordination summarizes the observed distances among the samples, should be under or around 0.1 to be considered as acceptable. As we hypothesized that vegetation communities can be distinguished on the sediment bar, we used hierarchical clustering (Ward method) based on the NMDS scores (first two axes) to distinguish vegetation classes (i.e. vegetation communities). The optimal number of clusters was chosen according to the Mantel method, which calculates the Pearson correlation (r) between the distance matrix based on clustering and the distance matrix based on field surveys. The optimal number of clusters was chosen as the one that maximizes r. We performed silhouette analysis (Rousseeuw, 1987) and accumulation curves (Gotelli and Colwell, 2001) to evaluate the clusters. We used the "vegan" and "cluster" packages of R software to perform these statistical analysis (Dixon, 2003). For each vegetation class per date, we analyzed the principal species

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

(present in > 5 field surveys) and recorded their mean abundance and mean vegetation cover. We tested the significance of species abundance and vegetation cover in classes using non parametric Kruskall-Wallis tests (Kruskal and Wallis, 1952).

2.3.3.2 Mapping vegetation communities

Each field survey was assigned to its vegetation class according to the statistical analysis. We attributed class 0 to bare soil samples. We classified the images of textural parameters and the field surveys using the Support Vector Machine (SVM) classification algorithm (Suykens and Vandewalle, 1999) to map the vegetation and bare soil classes. Two-thirds of the survey points were used as training samples, and one-third was used to evaluate the classification. To find which textural parameters best predicted vegetation communities in maps, we selected models by building an SVM classification model for each of the 511 combinations. After evaluating these models, we sorted them by each one's kappa coefficient, which is widely used in remote sensing analysis (Congalton, 1991). We applied the best model to the entire image to obtain the vegetation community map.

3 Results

3.1 Vegetation cover mapping

Vegetation cover was predicted with high accuracy for all dates (Table 5-2). Best combinations included 1-3 textural parameters (Table 5-2). While the mean ratio was selected most often in the models, entropy was never selected in the best models (Table 5-2). Mean ratio appears to be a crucial parameter. For example, using only mean ratio in July was sufficient to map vegetation cover with an accuracy of 0.93, and the increase in accuracy from adding other parameters was low (+0.03).

Alluvial deposit area generally increased during the growing season (Table 5-2), indicating rapid colonization. In six months, mean vegetation cover equaled nearly 90% of the area available (Fig. 5-6A). Vegetation cover appeared to increase in spring and summer (March-May and May-July) and remain stable in winter (January to March). Cross-tabulation map showed that colonization peaked in spring (March to May) (Fig. 5-5). Spatially, there was no clear pattern of vegetation cover as a function of distance to the river (Fig. 5-4). Until May, colonization occurred mostly on the bar (except its center) and along the channel, then between May and July, the band along the channel was colonized. In addition, vegetation cover did not always increase linearly: it decreased

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

between May and July (Figure 5-4) near the river along the left bank and away from the river (along the hillslope) on the right bank.

Table 5-2 : Best models and accuracy of vegetation cover maps. SD = standard deviation. Models are defined by the combination of pairs (textural metrics calculated on the vegetation indices).

Month	Best combination	Mean vegetation cover	Accuracy (correlation coefficient)
January	(SD of PVI) + (mean of RATIO)	0.29	0.91
March	(SD of NDGI) + (mean of RATIO)	0.27	0.87
May	(Mean of NDGI) + (mean of RATIO) + (SD of PVI)	0.65	0.96
July	(Mean of RATIO)	0.89	0.93

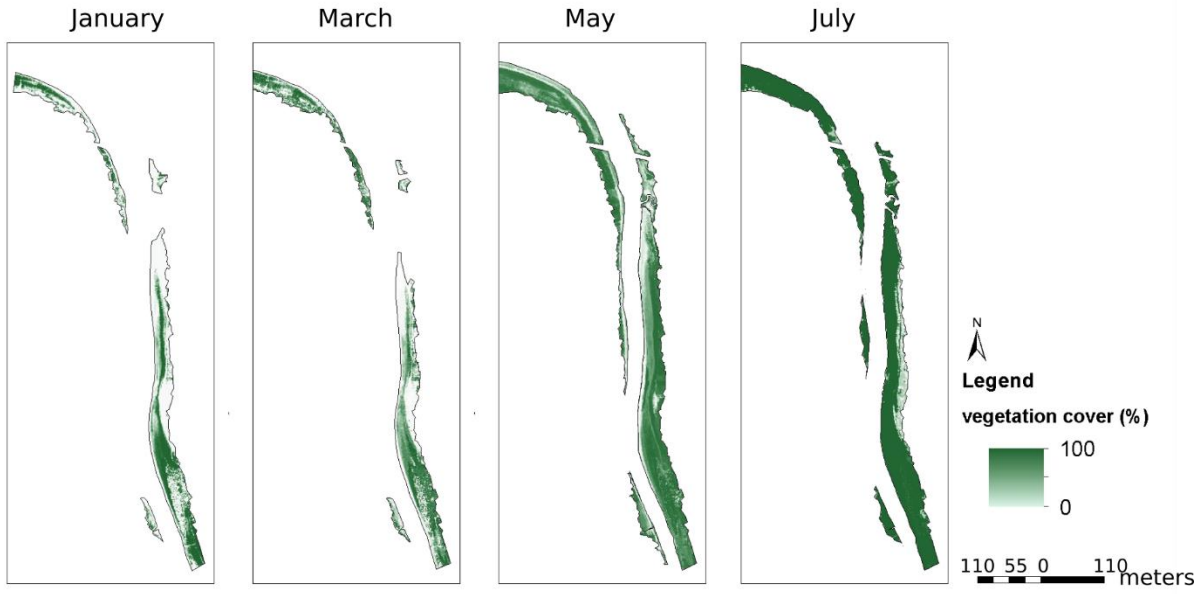


Figure 5-3 : Vegetation cover map (%)

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

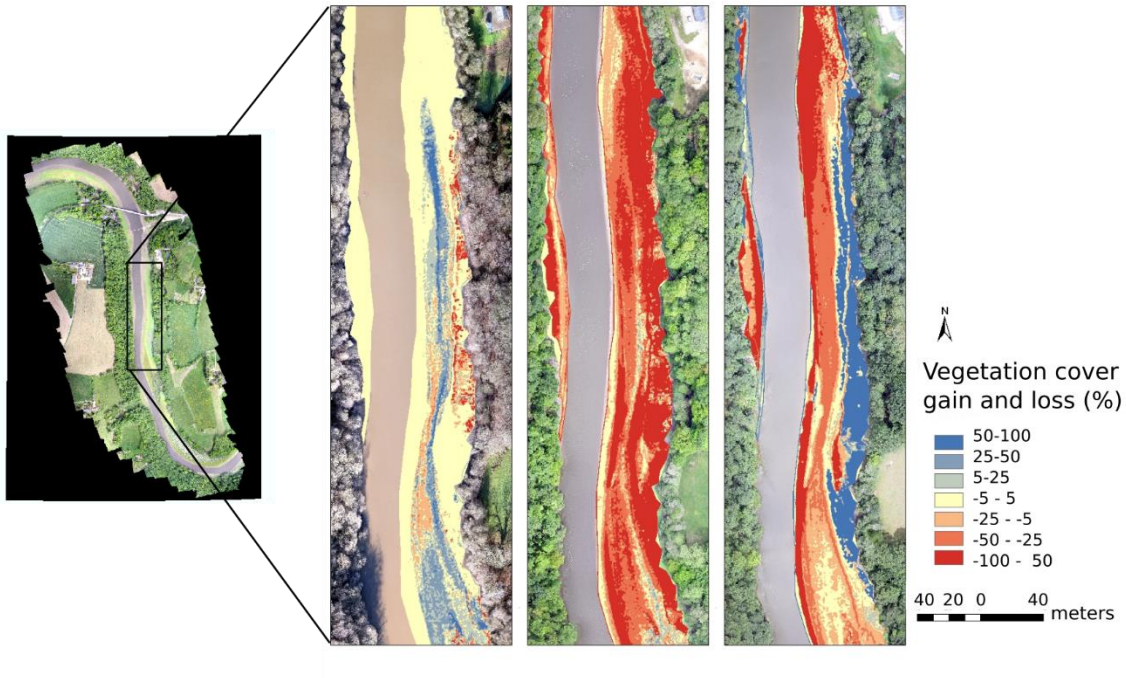


Figure 5-4: Subset of vegetation cover dynamics (% gain or loss), between January and March, March and May, and May and July.

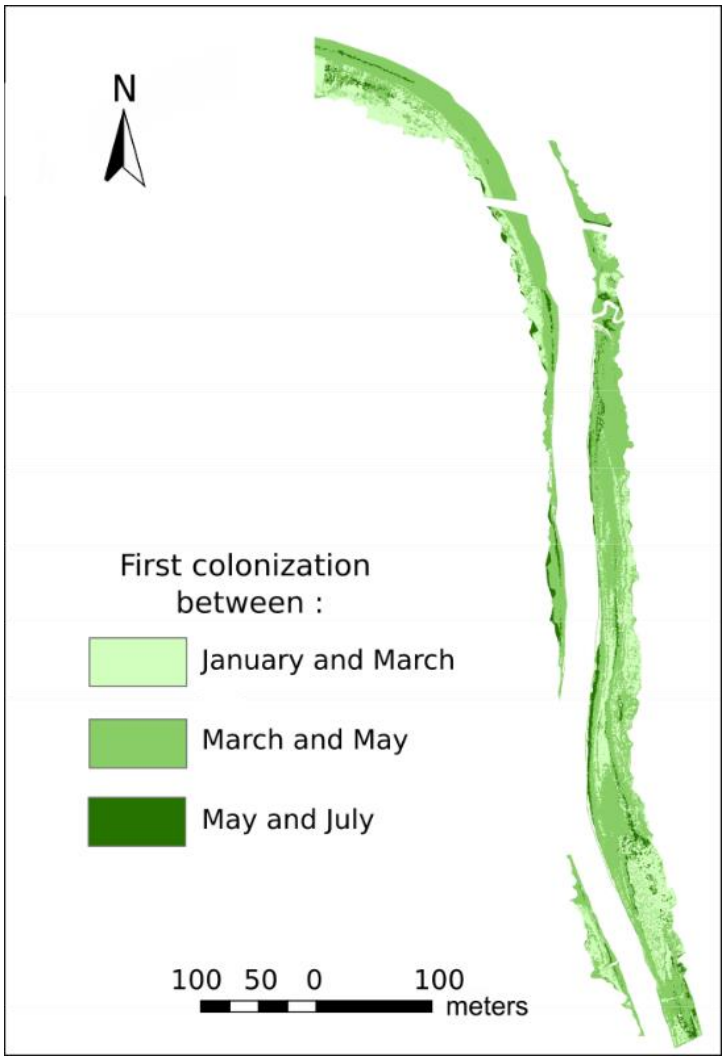


Figure 5-5 : Periods of first colonization. The map was obtained by overlapping the gain and loss maps. The colors correspond to the first episode of colonization (period with more than 5% colonization) and does not take into account decolonization episodes.

3.2 Mapping vegetation communities

Overall, dominant species in the vegetation composition were common pioneer alluvial or wetland species, such as *Lythrum salicaria*, *Juncus* sp. (*J. effusus*, *J. bufonius* and *J. tenuis*) or ruderal species *Cardamine flexuosa*, *Poa* sp., or *Urtica dioica*. No invasive species were found, and one protected species in the region (*Limosella aquatica*) was found in May. The presence of ligneous species (*S. atrocinerea* and *Alnus glutinosa*) was found in July. In January we observed that the study site was covered mainly by the aquatic species *Callitriche brutia*.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Statistical analysis distinguished 4, 3 and 2 vegetation classes (i.e. communities) in March, May and July (Table 5-3 and Fig. 5-6), respectively, differing either in composition or vegetation cover (Table 5-3). In March, classes 2 and 4 had high vegetation cover (nearly 80%) and contained all principal species. They differed, however, in the abundance of the aquatic species *C. brutia* (74% and 16%, respectively), *J. effusus* (5% and 0.75%, respectively) and *Myosotis scorpioides* (2% and 20%, respectively). Classes 1 and 3 had low vegetation cover (< 20%) and fewer species. However, class 1 had more vegetation cover than class 3 and was largely dominated by *C. brutia.* In May, class 1 had low vegetation cover (6.7%) and contained *Poa* sp., *L. aquatica* and *C. brutia.* Class 2 had high vegetation cover (> 80%) dominated by *C. brutia* and *Veronica peregrina.* Finally, class 3 had intermediate vegetation cover (approximately 50%) dominated by *J. effusus* and *Phalaris arundinacea*. Except for *M. scorpioides* and *L. aquatica*, abundance of each species differed significantly between classes according to Kruskall-Wallis tests. In July, both classes contained all principal species, but class 1 had more vegetation cover. Differences in abundances were not significant for any species (except *Persicaria lapathifolia* and *J.effusus*), suggesting homogenization of the communities.

Table 5-3 :Abundances of principal species in and total mean cover of each community in (A) March, (B) May, and (C) July. N is the number of surveys for each class.

A) MARCH		**class 1**	**class 2**	**class 3**	**class 4**	**p-value (Kruskal-Wallis test)**
		n=7	n=38	n=7	n=4	
Mean cover (%)		17.85	76.6	8.28	80.75	< 0.001
Principal species (mean abundance in %)	*Callitriche brutia*	13	74.18	2.57	16	< 0.001
	Cardamine flexuosa	0.85	2.18	2.57	2.75	> 0.5
	Juncus effusus	0	4.65	0	0.75	> 0.5
	Lytrhum sp.	1.71	7.78	1.85	4.5	> 0.5
	Phalaris arundinacea	0	2	0	0.75	> 0.5
	Poa sp.	0	0.44	0.28	16.5	< 0.001
	Myosotis scorpioides	0	1.89	0	20.25	< 0.001

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

B) MAY		class 1	class 2	class 3	p-value (Kruskal-Wallis test)
		n= 18	n= 57	n=12	
Mean cover (%)		6.72	84.56	57	< 0.001
Principal species (mean abundance in %)	*Veronica peregrina*	0	28.79	11.75	< 0.001
	Limosella aquatica	0.66	0.84	1	< 0.01
	Myosotis scorpioides	0.83	1.16	1.41	> 0.05
	Cardamine flexuosa	0	5.9	1.75	< 0.01
	Phalaris arundinacea	0	0.64	17	< 0.01
	Juncus effusus	0.33	6.57	20.25	< 0.001
	Poa sp.	2.27	1.89	1.5	< 0.01
	Callitriche brutia	1.94	77.9	1.75	< 0.001

C) JULY		class 1	class 2	p-value (Kruskal-Wallis test)
		n=49	n=10	
Mean cover (%)		96.59	75	< 0.01
Principal species (mean abundance in %)	*Alnus glutinosa*	4.92	1.9	> 0.05
	Epilobium tetragonum	1.46	1.09	> 0.05
	Gnaphalium uliginosum	5.96	0.54	> 0.05
	Juncus effusus	70.67	12.18	< 0.001
	Lycopus europeaus	31.92	10.45	> 0.05
	Phalaris arundinacea	10.27	1.72	> 0.05
	Persicaria lapathifolia	34.23	8.45	< 0.01
	Salix atrocinerea	8.385	7.91	> 0.05

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

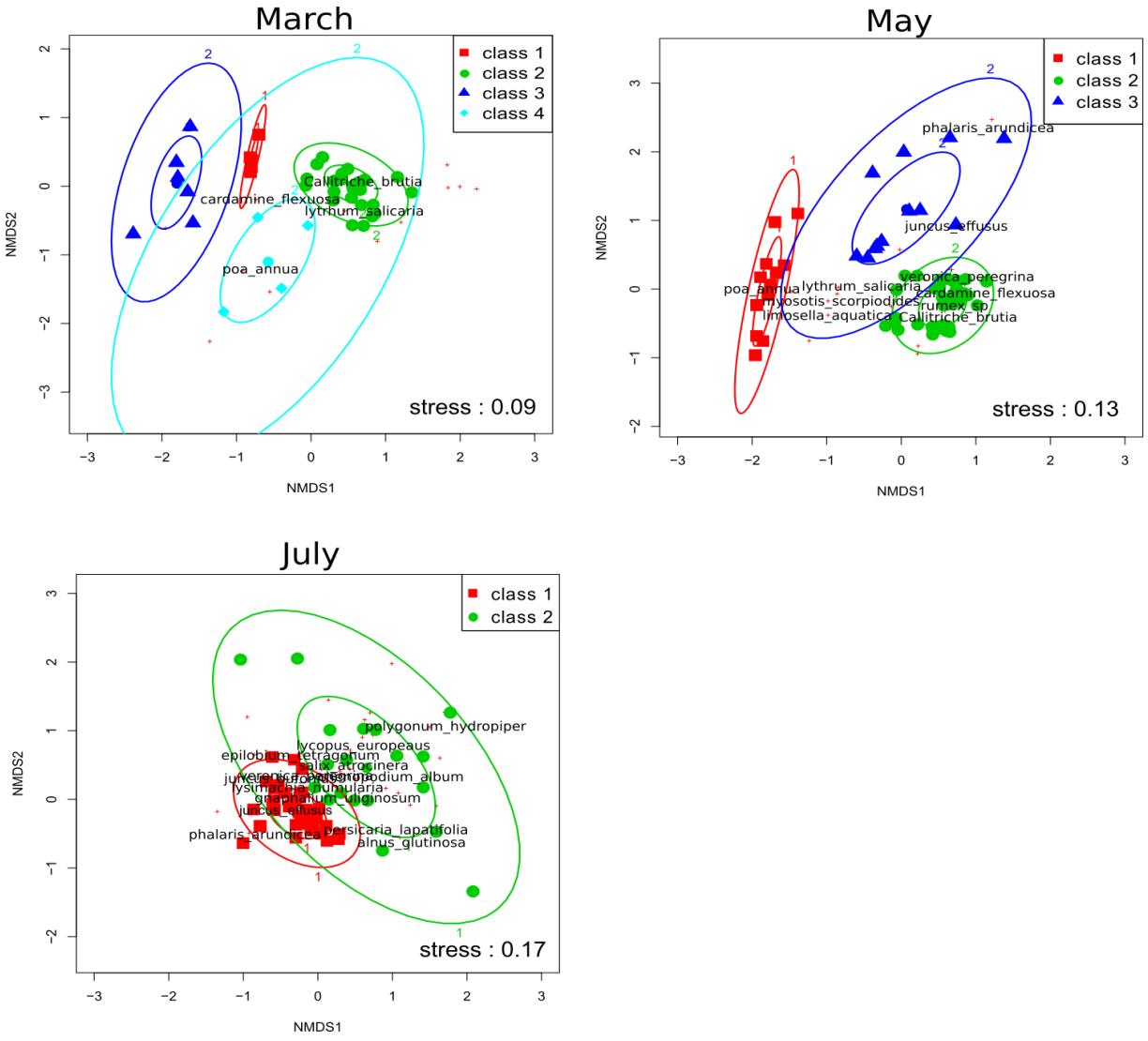


Figure 5-6:Non-metric Multidimensional Scaling and classification results of principal species for (A) March, (B) May and (C) July. Ellipses were 95% and 50% confidence levels. Species indicated are the one occurring in a minimum of 10 quadrats.

Regarding image classifications, overall kappa values were less than 0.6 for March (Table 5-4), meaning that more than 40% of classification results were due to chance. These results show the difficulty in using UAV-RVB images to map vegetation communities on the site at these dates. No consistent relation between image texture/color and vegetation communities was observed. For example, in March, two different communities corresponded to the same spectral information (texture and color) in images (Fig. 5-7A), while one single community corresponded to differing spectral information (Fig. 5-7B). Conversely, the overall kappa value reached 0.76 for May and 0.73 for July, revealing the ability of SVM and UAV-RVB images to map floristic

composition. In May, class 1 was interspersed with class 0 (bare soil) near the river, while class 2 dominated the sediment bank (Fig. 5-8). In May, class 1 is characterized by a very poor vegetation cover (6.72%) that can be interspersed with bare soil.

Table 5-4 : Classification of vegetation communities according to overall kappa values. As no vegetation survey were performed in January, we mapped vegetation communities for just three dates (March, May, July)

Month	Overall kappa	Best combination
March	0.47	(mean of NDGI)+ (SD of NDGI) + (SD of PVI)
May	0.76	(Mean of NDGI) + (mean of RATIO)
July	0.73	(Mean of RATIO) + (SD of RED) + entropy of RED + mean of BLUE + SD of BLUE + entropy of BLUE

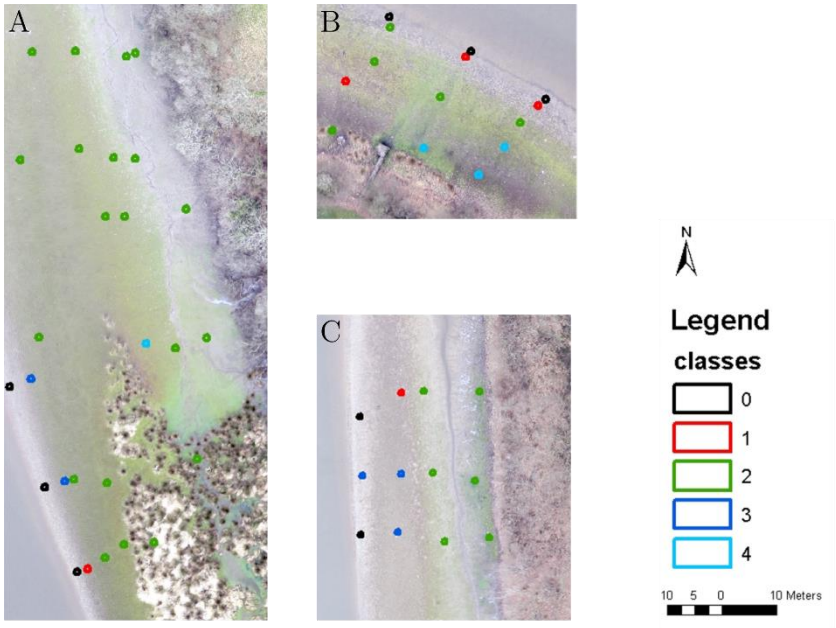


Figure 5-7: Location of vegetation samples (MARCH). In image A, the class 2 correspond to four different texture and colors. In image B, the bare soil is represented by 3 classes (0, 1 and 2). In image C, bare soil is represented by 2 classes (0 and 3).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

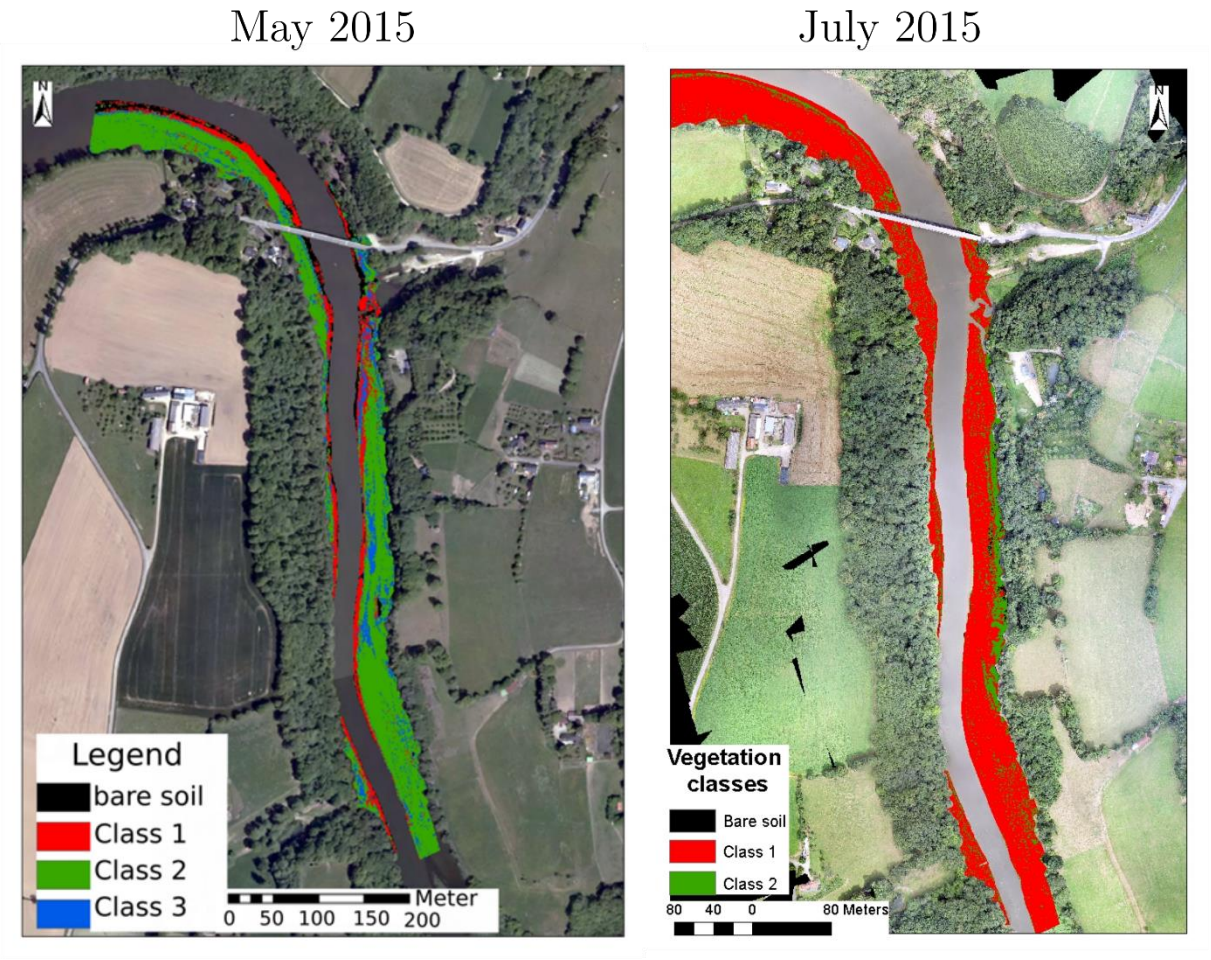


Figure 5-8: Map of vegetation communities in May and July 2015.

4 Discussion

4.1 Dynamic mapping of vegetation cover at very high resolution using UAV images

Vegetation cover maps were highly accurate (Table 5-2), indicating the ability of UAV RGB images to distinguish vegetation from bare soil. This conclusion agrees with that of Kaneko & Nohara (2014), who mapped herbaceous communities with the same UAV and camera. Results are also agreed with those of Corenblit et al. (2010) and Hervouet et al. (2011) who mapped pioneer vegetation patches with RGB images (aerial and UAV images, respectively). A basic RGB camera on a UAV therefore seems to be sufficient to map vegetation cover dynamics. Moreover, given its relative flexibility, the UAV approach appears to be effective for very high temporal resolution monitoring. It

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

can be used for scientific purposes, e.g. analyzing spatial patterns of colonization at fine temporal and spatial scales, and for applied purposes, e.g. monitoring restoration and especially the speed of sediment fixation by vegetation to avoid uncontrolled erosion.

For alluvial deposits, comparison of classifications reveals dynamics of vegetation colonization. Results revealed rapid colonization: in one growing season, nearly all alluvial deposits were covered by vegetation (Fig. 5-3). This observation is consistent with those of (Shafroth et al., 2002), (Auble et al., 2007) and (Orr and Stanley, 2006) who observed rapid and dense revegetation after dam removal. Cross-tabulation maps revealed that colonization peaked between March and May, when the colonized area increased from 30% to 65% (Figs. 5-4 and 5-5) as soon as weather conditions were suitable. This observation is consistent with that of Gurnell et al. (2006), who observed that dense vegetation rapidly sprouted on a new bare soil floodplain between May and July 2002, just after a new river channel cut into the floodplain in early May 2002. However, the overall colonization process is not completely homogeneous, because some areas lost vegetation cover from May to July and from January to March (Fig. 5-4). From an operational point of view, these observations indicate the following:

1) In this bioclimatic context, colonization is rapid and does not necessarily need active management for example to fix sediments.
2) If only one survey can be done, it should be done in May.
3) Managers should draw conclusions carefully, because vegetation cover can decrease during the growing season. Consequently, several surveys during the first season are preferable to one single survey.

Mapping vegetation cover at a high temporal resolution thus reveals the complex spatio-temporal pattern of vegetation colonization within a given landform. In our study, we observed no simple spatial pattern visible in the vegetation cover maps, such as a simple function of the distance to the river (Fig. 5-3). This result contradicts many observations in a variety of riparian systems, in which distance to the river or water body shapes vegetation along a gradient driven by water dynamics: vegetation close to the water is more exposed to floods and more stressed than vegetation far from the water (Bornette et al., 2008; Calçada et al., 2015; Corenblit et al., 2007; Dufour et al., 2015a). The pattern used to explain these observations is a univocal bank gradient in which topography and hydrology progressively covary from the channel to the upper floodplain. In our study, temporal dynamics of vegetation cover indicated that vegetation pattern seemed more related to landform microtopography. We observed five vegetation units with different intra-annual dynamics, probably related to microtopography (Fig. 5-9). Unit A corresponded to the lowest vegetation, which was closest to the channel. For this

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

unit, vegetation cover dynamics indicated that colonization occurred mainly during summer (May to July), when soil was driest and water level the lowest. Unit B corresponded to vegetation located higher on the sediment bar, which was colonized mostly in spring, when it seemed sufficiently dry. Unit C corresponded to vegetation at higher elevation that colonized in spring and continued to colonize in summer. Unit D, the highest one, corresponded to one place on the riverbed that had already been colonized by *J. effusus* before the water level decreased and whose vegetation did not change during the season. Finally, unit E corresponded to exposed sediment colonized by vegetation in spring but that lost vegetation in summer. This unit was located along the hillslope and probably had unique characteristics (e.g. shadow of riparian trees, elevation). Vegetation also decreased near the riverbed on the left bank (Figure 5-4), which could be explained by changes in the water level due to dam management. Dam managers can set the water level in the reservoir according to weather events. Since the study site is flat (maximum of 1.7 m between the river bed and the banks), a small change in water level can influence the area and moisture of alluvial deposits.

At the landform scale, microtopography has already been identified as a crucial driver of vegetation pattern, particularly as a filter for colonization (Dufour et al. 2007; Simmons et al. 2012; Calçada et al. 2015): the highest patches would be the driest and may be covered most by vegetation. Likewise, Simmons et al. (2012) found that microtopographic heterogeneity influences development of riparian areas and that flood duration explains differences in plant assemblages. (Dufour and Piégay, 2010) observed that microtopography also influences vegetation composition of latter successional stages. Microtopography generates some differences in water availability and flood influence as well as a progressive univocal gradient, but the resulting spatial pattern is more complex. Thus, the UAV approach, by providing very high temporal and spatial data, improves identification of complex spatial patterns driven by microtopography.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

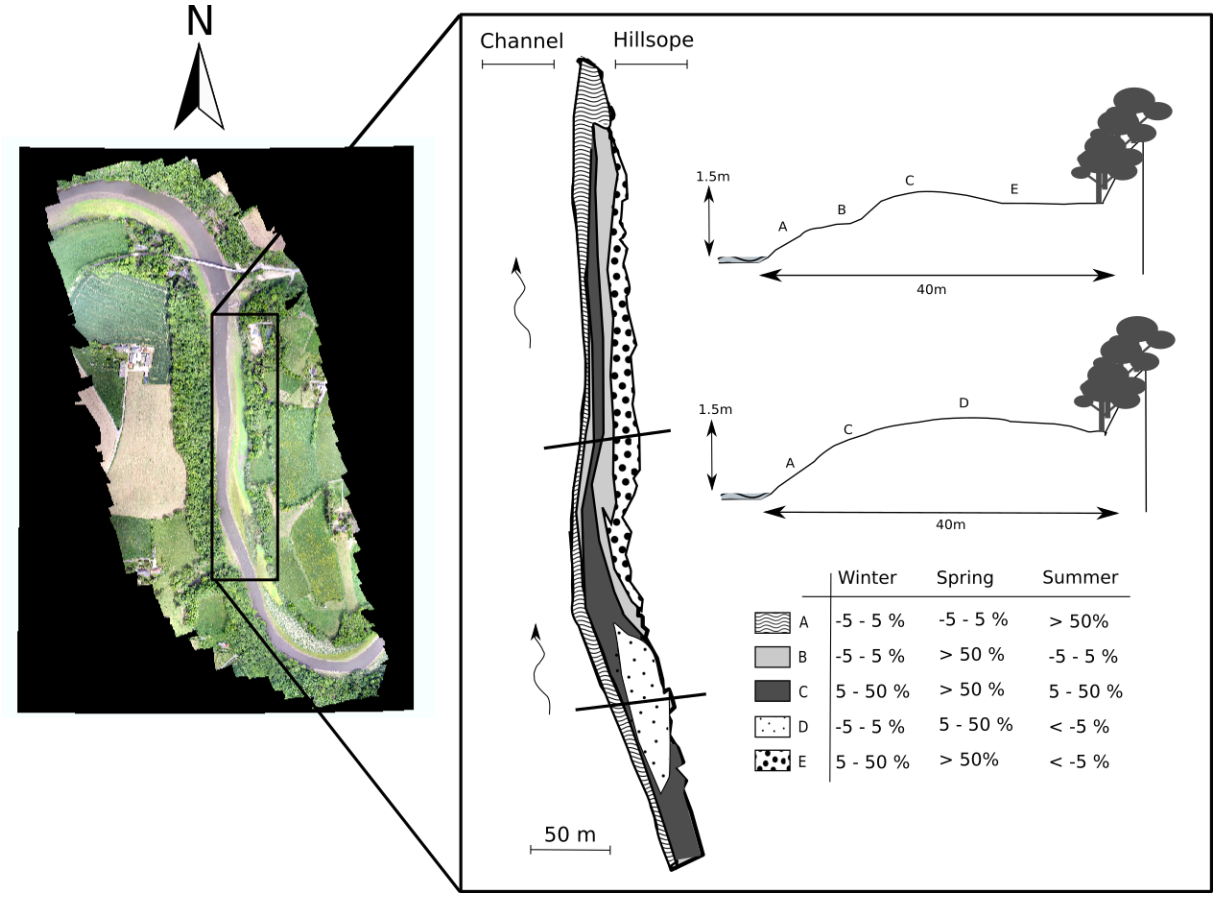


Figure 5-9 : Vegetation structure along the topographic gradient, on the principal sediment bar. Units (A, B, C…) are based on expert interpretation of the colonization map, and correspond to particular dynamics. Dynamics are described on the table and represent the colonization in winter (January, March), spring (March, May) and summer (May, July). Percentages correspond to colonization or decolonization during the period. Transects represent the topographic position of units from the channel.

4.2 Mapping vegetation communities using UAV

Unlike the vegetation cover maps, the community maps based on UAV images and the SVM algorithm were not always consistent. For March classification, more than 50% of classification results were due to chance (kappa = 0.47 Table 5-4), whereas for May and July, less than 30% of classification results were due to chance (kappa = 0.76 and 0.73 for May and July respectively).

Three factors could explain the lack of consistent vegetation community mapping despite the high spatial resolution of UAV images. First, spectral differences between vegetation classes may have been too small to be visible on RGB images. For example, vegetation classes in March could not be distinguished visually on the orthophotograph (Fig. 5-7). We sometimes observed the same image properties (color, texture) for two different classes or different image properties for the same class (Fig. 5-7). The absence

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

of relation between image properties and classes could explain the poor classification results of March classification. Michez et al. (2016) observed high variability in classification accuracy depending on the species targeted. They were able to classify one invasive species (*H. mantegazzianum*) with high accuracy (0.97), but not two others (*F. japonica* and *I. glandulifera*). They could classify *H. mantegazzianum* because of its "visibility": large white flowers contrasting with leaves on images. The other species were more difficult to classify because they had less "visible" attributes. This result highlights the relation between characteristics of the object to classify (here, different species) and the quality of classification. Some characteristics (e.g. large white flowers) are easier to classify than others (e.g. large green leaves). Moreover, while we chose indices based on green properties for communities mapping we could use other indices based on soil or wetness properties to improve the classifications results.

Second, the floristic difference between classes can be too small. NMDS results for these three dates showed statistically significant differences in vegetation composition within the study site, but these differences need to be analyzed carefully. Vegetation classes in March appeared to be composed generally of the same pool of species, but in different proportions (Table 5-3). This result suggests that the communities on the alluvial deposits at this date were quite similar and may have represented more slight variations of one single community influenced by differences in abiotic conditions. This result suggests that other approaches like the continuum approach could be developed to improve mapping of vegetation communities. For example, the use of NMDS axes as proxies of a vegetation continuum could be related to UAV data. This approach, successfully applied to map wetland species using remote sensing data (shmidtlein et al, 2007), could be also interesting to locate species of interest for managers, such as ligneous species.

Third, the UAV images we used have a very low spectral resolution (only RGB). The very high spatial resolution (4 cm) did not seem to compensate for this dearth of spectral information, especially in distinguishing vegetation species. Kaneko and Nohara (2014) observed that a spatial resolution of 1 cm or less was necessary to detect herbaceous vegetation species with a RGB camera. It seems that a spatial resolution of 4 cm is not always sufficient to identify vegetation communities and species. Indeed, the features that differ among the species are mostly smaller than 4/4cm (leaf form, flower forms, leaf structure, etc...). Furthermore, image quality depends greatly on weather conditions during acquisition; e.g., too much wind can produce fuzzy images and decreases the overall quality of the mosaic produced from UAV images (Dugdale, 2007; Lejot, 2008; Whitehead et al., 2014). From an operational point of view, these results identify limits of UAV to detecting all communities in riparian systems in any weather

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

conditions. This limit can be improved by using sensors with higher spectral resolution (Michez et al., 2016a, 2013a; Visser et al., 2015).

UAV images (for temporal series) associated with other remote sensing data, such as hyperspectral data (for spectral information), could be useful and complementary tools to improve vegetation mapping of riparian systems (Rodríguez-González et al., 2017). Also, new light-height generations of sensors and new UAV (more battery, resistance to wind, maximum payload ,…) have improved the spectral resolution of captors loaded on UAV (e.g. Near Infra-Red or hyperspectral cameras), which will help improve vegetation mapping of riparian systems (Lucieer et al., 2014; Visser et al., 2015). Moreover, the use of 3D point clouds extracted from UAV data could help to differentiate communities or vegetation stages according to their vertical properties (Kattenborn et al., 2014). For example, the ligneous species are meant to be higher than ruderal or other herbaceous species. Using vertical properties of vegetation at late stages could be interesting to map vegetation succession or particular species (for example ligneous species). Nevertheless, two issues need further development: 1) identifying vegetation communities and/or species that are specifically targeted by managers (for example *Salix* or *Alnus*) and 2) distinguishing vegetation communities with few differences that are likely to become homogenized.

4.3 Dynamics of vegetation communities

Results highlight that vegetation surveyed in the field on intermediate dates (March and May) can be clustered into more classes than that surveyed in July. Along with the increase in vegetation cover, it suggests progressive homogenization of vegetation on the bar, which could have been related to a progressive change in dominant drivers (i.e. from abiotic conditions in winter and spring toward biological process in summer). Even at fine spatial scales, soil properties can vary greatly, especially due to floods, providing a heterogeneous edaphic environment (Gallardo, 2003). In our study we did not recorded soil properties such as moisture or granulometry, but our visual impression was that granulometry was very homogenous and moisture very different on the bar. This heterogeneous environment can act as a filter for germination and development into a seedling of pioneer vegetation (Fraaije et al., 2015; Sarneel et al., 2014; Simmons et al., 2012). As the sediment bar dries during the summer, its moisture can become homogenized, leading to less filtering and a homogenization of vegetation communities.

We observed a change in succession dynamics, which probably corresponded to the biogeomorphic model described by Corenblit et al. (2007) in 4 distinct phases:

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

geomorphological (driven by geomorphic processes), pioneer, biogeomorphological and ecological (driven by autogenic ecological processes such as competition or facilitation). In our study, the geomorphological phase would be the lowering of the water level, leaving bare soil; the pioneer phase would be the initial recruitment of vegetation in winter and spring while no proper biogeomorphological phase would occur due to the low water level fluctuations in reservoir context. The ecological phase would be summer dynamics driven by competition. We observed a rapid progression to the ecological phase (a few months), while Corenblit and al. (2007) described that this phase occurs a few decades after the geomorphological phase. This observation suggests that dam removal and specific geographic context (secondary succession context and very low energy river context) may accelerate succession dynamics, skipping the biogeomorphological phase. Long-term monitoring will be necessary to verify whether the ecological phase was truly reached in one growing season.

5 Conclusion

With regards to remote sensing, the study reveals the ability of UAV technology to monitor vegetation colonization. A traditional RGB camera loaded on a UAV is sufficient to map the vegetation cover in our study area. Even with little financial support and technical knowledge, the UAV easily produces images that can be used to evaluate dynamics of vegetation cover. Our study also highlights limits of this increasingly used tool. The utility of the UAV and RGB camera depend on the vegetation communities and the time of the year: some well-located vegetation communities with a particular structure can be mapped, but not all communities can, either because an RGB camera is not sufficient or vegetation communities have no spectral differences. A long-term survey will help support one of the following two hypotheses. If the final stage of vegetation succession is one homogenous community on the banks after dam removal, there is little point in identifying and precisely mapping previous vegetation communities. In contrast, if the final stage is not a homogenous community, future vegetation structure may be influenced by previous vegetation communities and will be identifiable with a UAV and RGB camera.

With regards to succession dynamics, the results show rapid colonization, suggesting that passive restoration after dam removal is possible. The presence of ligneous species during the first year of the dam removal process is encouraging for river restoration. Different communities were identified in the first year, and a protected species (*L. aquatica*) was present on one date. The colonization process is complex: while trends can

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

be observed at large scales (e.g. the growing season, the entire river bank), local patterns are not as clear. Furthermore, these results confirm the hypothesis that fine temporal analysis is critical to describe and understand this kind of vegetation dynamics.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

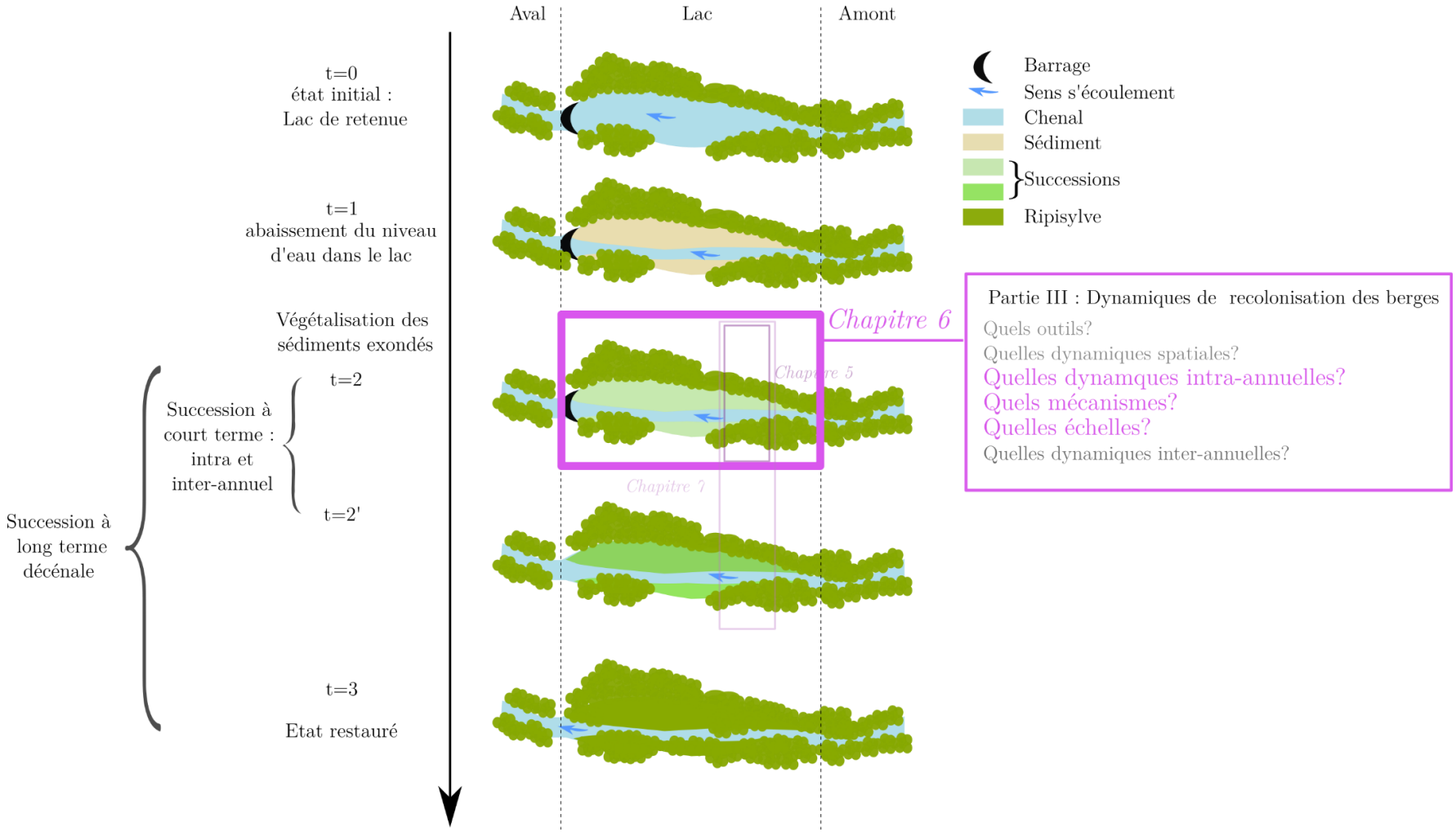


Figure 10:Position du chapitre 6 dans le schéma général de la thèse

Chapitre 6 : Dynamiques de la phase initiale de colonisation de bancs alluviaux en contexte d'arasement de barrage.

Une partie des travaux décrits dans ce chapitre ont été présentés à l'International Vegetation Science Conference à Palerme du 20 au 24 juin 2017 sous le titre :

Early successional vegetation dynamics of alluvial deposits following dam removal

Marianne Laslier, Isabelle Muller, Ivan Bernez, Laurence Hubert-Moy, Simon Dufour

De plus, ces travaux font l'objet d'une préparation de publication dans le journal Restoration ecology.

L'analyse fonctionnelle des données de l'année 2015 a été réalisée en collaboration étroite avec Charlotte Ravot (UMR ESE), Isabelle Muller (UMR ESE) et Patricia Rodriguez Gonzalez (Université de Lisbonne). Pour rappel, les données botaniques à l'échelle de la retenue analysées dans ce chapitre ont été collectées en 2015 par Isabelle Muller (UMR ESE).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Objective of the study 153

2 Materials and methods 153

2.1 Study Site 153

2.2 Methods 154

3 Results 160

3.1 Description of colonization process using several biological indicators 160

3.2 Physical drivers of colonization 166

4 Discussion 170

4.1 Comparison of colonization processes at two scales: representativeness issues 170

4.2 Characterization of the pioneer phase of colonization: A fast restoration process 171

4.3 From the pioneer to the ecological phase of colonization: geomorphological drivers. 172

4.4 Analyzing ecosystem properties: Case of sediment stabilization 175

5 Conclusion 175

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Objective of the study

The objective of this study are 1) to describe the spatial and temporal patterns of initial phase of colonization in dam removal context at two spatial scales: Reservoir and site scale, and 2) to understand the relations between abiotic factors and colonization. We hypothesize that abiotic factors are driving the initial colonization phase and that variations of vegetation patterns can be observed in the first months of colonization.

We propose to 1) analyze temporal variations of indicators of colonization (vegetation structure and composition, functional structure, species and functional richness), of dewatered sediments bars, and 2) to analyze relations between these indicators and proxies of abiotic factors at reservoir scale (distance to the water, relative elevation to the water, and distance to upstream) and bar scale (distance to the water, relative elevation to the water).

2 Materials and methods

2.1 Study Site

The study was conducted along the Sélune River, France (Fig. 6-1). The Sélune River flows 91 km from Saint-Cyr-du-Bailleul to the Mont-Saint-Michel Bay in Normandy. The climate is oceanic, with precipitation throughout the year. The growing season runs from April-August. The Sélune watershed covers 1038 km^2 and is predominantly agricultural. Two dams are located on the Sélune River – Vezins and La Roche-qui-Boit – which form one 19 km-long reservoir. Both will be removed in 2021 to restore river connectivity and because they no longer produce electricity profitably. The study was conducted at two spatial scales: the reservoir scale (Fig.6-1A) and the site scale (Fig. 6-1B). The studied site was located in the upstream part of the reservoir lake, upon the République Bridge. At reservoir scale, sites were selected according to their accessibility and the presence of dewatered sediments. République Bridge site was selected according to its location in the upstream part of the reservoir. Indeed this site was one of the most dewatered site, and one of the first sites colonized by vegetation.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

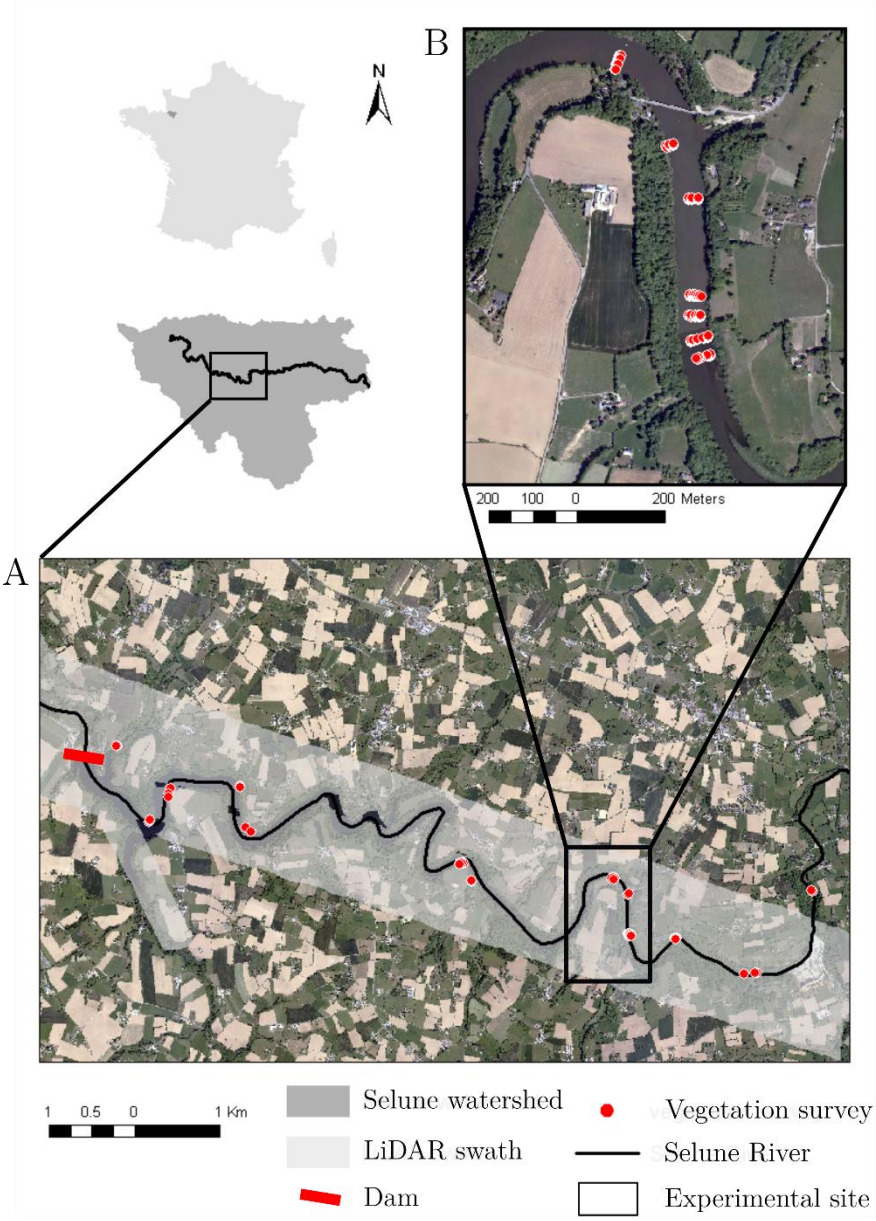


Figure 6-1 : Study site. A: Reservoir scale and B: Experimental site scale.

2.2 Methods

This study is based on the crossing of field vegetation field data and indicators of abiotic factors. The general framework of the study was divided in two parts, one descriptive and one explanatory. First, indicators of colonization were extracted and their temporal dynamics were analyzed at the two spatial scales (Reservoir Lake and site scale). Then relationships between biological indicators and indicators of abiotic factors were analyzed with linear regression models.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.2.1 Description of colonization process

2.2.1.1 Vegetation data

Vegetation surveys were performed at the reservoir and the site scales all along the vegetation season from March to September 2015. Vegetation surveys were performed in March (n= 54 plots), June (n= 54) and September (n=54) at the reservoir scale (n=162); and in March (n=75), May (n=92) and July (n=66) at the site scale (n=233). Plots are grouped within 13 sites at the reservoir scale and 7 transects at site scale. For each transect vegetation quadrats were recorded in each vegetation unit from expert knowledge. For each vegetation survey, vegetation composition was recorded in 1 per 1m quadrats. Abundances were recorded in each quadrat with the Braun Blanquet scale (Braun-Blanquet, 1932). Moreover, in each quadrat vegetation height, vegetation cover and distance from the river were recorded. Every quadrat were replicated 3 times, at 1m from the others quadrats. At site scale, geographic position of quadrats was recorded with a DGPS Trimble GeoExplorer GeoXT 2005 of 10 cm mean horizontal accuracy.

A total of 52 functional traits were recorded for each species in the BiolFlor database (Kühn et al., 2004) (See table 36 on supplementary material section for a detailed definition of selected traits). Recorded traits were related to restoration issues: bank stabilization; dispersion and colonization abilities, recreation properties (table 6-2). Each attribute of a trait was considered as a particular binary trait (presence/absence) in order to take into account multi-attributes values of traits for certain species (for example multiple dispersion types for one species).

2.2.1.2 Indicators of colonization

10 indicators were calculated based on the vegetation surveys and functional traits databases in order to assess colonization process (Table 6-1). These indicators were of different types: structure, diversity, composition and functional diversity.

First, one indicator was related to vegetation spatial structure: vegetation cover indeed allow to assess the spatial extent of colonization. It is one of the mostly used indicator in restoration projects (González et al., 2015b). 3 indicators were related to species diversity: Species richness, Shannon diversity index (Shannon, 1948) and Pielou's evenness index (Pielou, 1966). All 3 indices were performed using vegan package on R software (Dixon, 2003). 2 indicators were related to species composition: Non Metrics Dimensional Scaling (NMDS) ordinations was performed to resume species composition. NMDS is widely used in vegetation analyses to identify vegetation patterns and resume vegetation composition (Minchin, 1987). NMDS was performed either on the entire

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

dataset (3 dates all together) to assess temporal patterns, or within one date to assess spatial patterns of vegetation. For each NMDS a stress index was calculated in order to validate the ordination. All the NDMS were performed using the vegan package. 4 indicators of functional diversity were calculated, taking into account the 52 traits, with the FD package in R (Laliberté and Legendre, 2010).

Table 6-1 : Indicators of colonization

Type of indicator	**indicator**
Structure	Vegetation cover (%)
Diversity	Richness
	Shannon entropy
	Evenness
Composition	NMDS axis (all dates)
	NMDS axis (one date at a time)
Functional diversity based on the 52 traits (BiolFlor Database)	Functional richness
	Functional dispersion
	Functional divergence
	Functional evenness

According to their strong link with sediment stabilization and colonization capacity, 8 traits were selected among the previous 52 (Table 6-2) and analyzed separately. Community weighted means (Lavorel et al., 2008) were applied on these traits to calculate their "mean value" for each quadrat. In order to analyze the "degree of ruderalness" or "competitivity" of each quadrat, Grime strategies trait modalities of each species (C, S, R, CS, SR, CR, and CRS) were projected along the three axes of Grime CSR triangle. For example, a value of 75 (maximum value) in C gradient was attributed to species of type C, a value of 50 (intermediate value) was attributed to species of type CS, CR and CRS, and a value of 25 (minimum value) was attributed to species of type RS, S, and R. Then Community weighted mean were calculated on these gradients for all quadrats.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 6-2: Description of the 8 functional traits recorded

Aim	Trait name	Trait modality	Explanation
Analyze colonization process	Grime strategy C	Gradient (from 25 to 75 according to CRS strategies)	Strategy C is related to later successional stages
	Grime strategy R	Gradient (from 25 to 75 according to CRS strategies)	Strategy R is related to earlier successional stages
	Pollen vector	Wind (wi), water, (wa) insects (in), autogamy (se, kl and ge) Kl : keistogamy (autopollination with flowers that does not open), se (self-pollination), ge (geitonogamy : pollination with the pollen of another flower of the same plant)	Pollination vectors are related to successional stages : wind and water in early successional stages, insects in later successional stages
	Reproduction type	Sexual (s), vegetative (v), both (sv).	Sexual reproduction is more representative to later successional stages
Stabilization of sediments during time	Life span	Annual (a) or perennial (p)	Perennial plants are more able to stabilize sediments
	rosettes	Hemirosettes (h) or not	Hemirosettes and rosettes leaves are able to stabilize sediments
	phenology	Gradient from 1 to 8 according to flowering period	Variability of phenology during season assures a vegetation cover all along vegetation season.
	Leaf persistence	Persistent (i), summer leaf (s)	Persistent leaf allow stabilize sediment (especially in winter).

Simple pair-wised Kruskal-Wallis tests were performed to estimate the temporal variation of each quantitative indicators at each scale (Kruskal and Wallis, 1952). Kruskal-Wallis test is used in ecological analyses as it is a non-parametric test that does not require assumptions about data structure. Pair-wised test allows to apply the Kruskal-Wallis test to each date again each-others, in order to estimate the differences from each date to another. Pair-wised chi 2 tests were applied to estimate binary traits temporal variations at each scale.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.2.2 Interactions between colonization and abiotic factors

Indicators of colonization described previously were related to physical variables in order to understand the drivers of colonization.

2.2.2.1 Proxies of local hydro-geomorphological constraint

Hydro-geomorphological constraint is known to drive local vegetation patterns in river ecosystems (Corenblit et al., 2007), for example by driving sediment water content or the flood duration. Relative elevation to river and distance to river were considered as proxies of this hydro-geomorphological constraint. Indeed the more vegetation would be near the river, the more it would be flooded, and the lower the vegetation would be, the longer it would be flooded. In reservoir context, upstream distance is a variable known to be related to granulometry (Leopold et Bull, 1979; Sear, 1995) as coarse sediments are deposited upstream the reservoir and fine sediments are accumulated downstream, and more generally to seed deposition by the River tributaries. Therefore, three proxies of local hydro-geomorphological constraint were calculated. These variables (or abiotic factors) were estimated by remote sensing; GIS and field data (Fig. 6-3) and correspond to the 3 dimensions (x, y and z).

Distance from the river (X) was recorded on the field with a decameter, along transects. It is a well-known factor influencing the degree of flooding (Corenblit et al., 2007).

Upstream distance (Y) was calculated by segmenting the river in 50m portions from upstream to downstream. Distance from upstream was then calculated for each 50m portion of river. BD Topo from IGN database was used to extract the channel direction. Upstream distance was considered as a constant at the site scale and not taken into account in statistical models.

Relative elevation to the river (Z) was calculated according the method of (Alber and Piégay, 2011), using a Digital Elevation Model (DEM) extracted from LiDAR data. LiDAR data were acquired in June 2015 all along the reservoir lake. The data were collected with an Optech ALS TITAN mounted on an aircraft flying at 400 and 800m in the green and near infra-red channels (532 and 1150 nm respectively) (Fig. 6-1). This sensor can record up to 5 discrete points per laser pulse at a very point density. LiDAR point cloud was used to extract ground points and create a digital elevation model (DEM) of 50cm spatial resolution and 27cm vertical precision (Fig. 6-2). Vertical precision of the DEM was assessed with 163 elevation points recorded with a Tachometer in March 2015.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

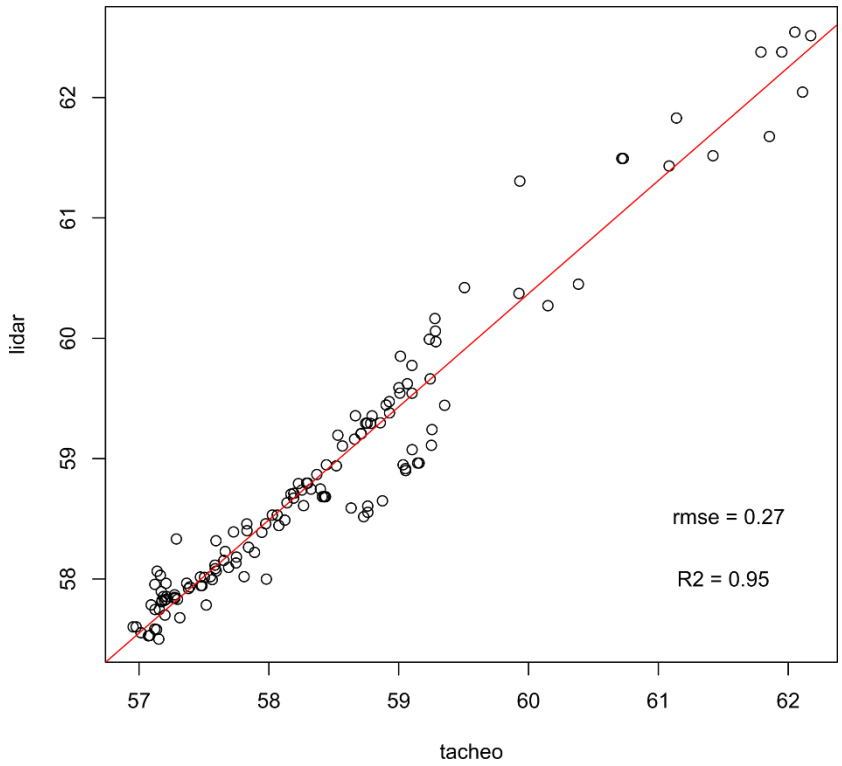


Figure 6-2: correlation between DEM and Tachometer elevation

Channel elevation was recorded in 50 per 1m portions of the river. This elevation was considered as water level and was subtracted to the Digital Elevation Model (DEM). Relative elevation to the river is known to influence the degree of flooding and then moisture: the most elevated zones would be the less flooded and then the driest.

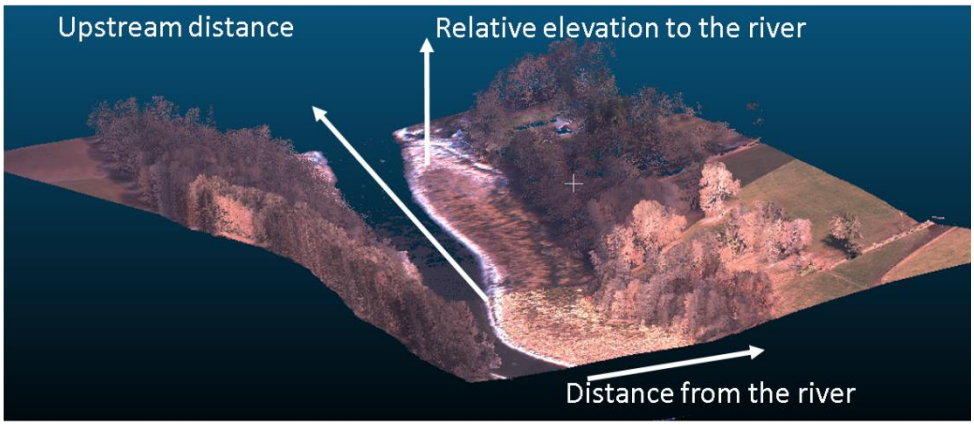


Figure 6-3 : Abiotic factors estimated for the study.

2.2.2.2 Linear regression models

Statistical analyses was performed as follow for each date and each scale to analyze the interaction between colonization indicators and physical variables: Linear regression

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

models were performed with each representative indicators and the three physical variables. Adjusted R^2 were calculated for each regression to validate the models. Interaction between physical variables was put in the regression model as follow:

Biological indicator ~ Relative elevation * Distance from water * Upstream Distance

Model selection was performed to assess which variables have the more explicative power. Model selection was performed using Mumin Package on R (Barton and Barton, 2018). Models were sorted using Akaike criterion (AiCc) (Akaike, 1973), and the best model was considered as the one with the lowest AICc).

3 Results

3.1 Description of colonization process using several biological indicators

3.1.1 Indicators of vegetation cover and richness

At reservoir and spatial scales, a statistically significant increase in vegetation cover and total species richness can be observed (Figure 6-4).

At the end of vegetation season, vegetation cover achieved almost 100% at both scale. Moreover variability decreased at the end of the growing season (July and September), particularly at site scale (Figure 6-4 C).

Species richness was higher at reservoir scale than site scale (Fig 6-5). A total of 96 species was recorded during all surveys. From these 96 species, 89 species were found at reservoir scale and 48 at site scale. Almost all species recorded at site scale were also recorded at reservoir scale (85%). Species richness increased from 12 species in March to 38 species in July at site scale. Species richness was higher at reservoir scale (maximum of 69 species) than at site scale (max 41 species). Species richness was almost the same in June (67) than in September (69) at reservoir scale, while species richness of July was the double the one in May at site scale. One protected species was recorded in early season at both scales (*Limosella aquatica*, protected species in 6 Regions of France: Alsace, Basse-Normandie, Centre, Lorraine, Nord-Pas-de-Calais, and Rhône-Alpes). No invasive species were recorded except *Veronica peregrina* and *Erigerion Canadensis.* At both scales in late season, typical pioneer ligneous taxa were recorded (*Salix* and *Alnus*).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Functional indicators at reservoir and site scale significantly change over time at both scales (p-value <0.05 figure 6-4). At both scales, no significant differences of functional divergence were observed from the pair-wised tests. At reservoir scale, an increase of functional richness and functional dispersion was observed (Fig 6-4 C and D). However, this increase in functional richness and functional evenness was concentrated from March to June. No increase was found from June to September (no significant differences between the two dates). Functional richness and evenness increase significantly from May to July at site scale (Fig 6-4 G and H).

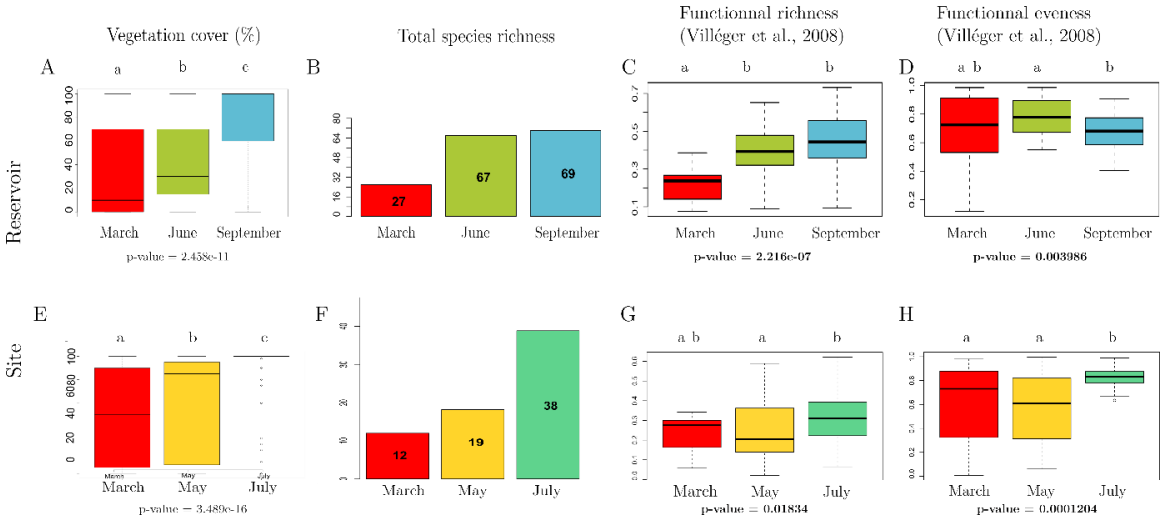


Figure 6-4 : Evolution of vegetation cover, species richness, functional richness and functional evenness at reservoir (A and B, C D) and site scale (E, F, G H). letters a,b and c correspond to significant differences of vegetation cover between dates. P-value correspond to Kruskal-Wallis test.

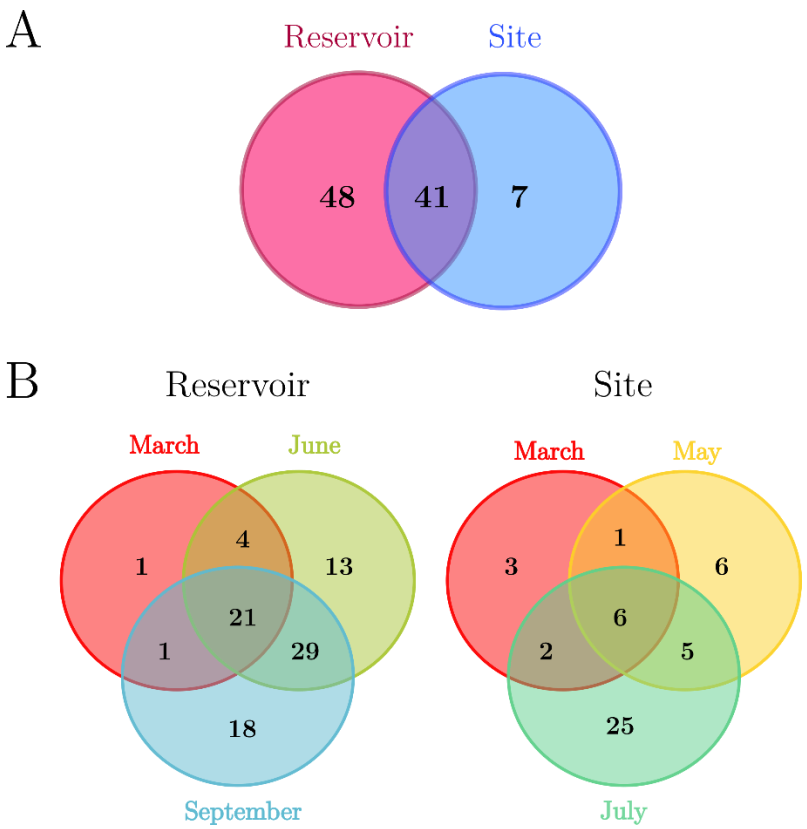


Figure 6-5: Number of species in common, between scales (A), and between survey dates (B)

3.1.2 Indicators of vegetation composition

Results revealed differences in vegetation composition according to the survey date at reservoir (Fig 6-6A; stress index = 0.19) and site (fig 6-6B; stress index = 0.15) scales. Figure 6A represent main species (presence in more than 30 quadrats) and their coordinates on the NMDS scores. When looking to these main species, species type appear to be different according to survey date at the two scales: Vegetation composition vary from aquatic species (*Callitriche brutia, Limosella aquatica*) to more terrestrial species (*Alnus glutinosa, Lycopus europeaus, Lythrum salicaria, Juncus effusus*).

Confidence ellipses overlapped more at reservoir than at site scale. Furthermore, at site scale, confidence ellipses of March and May overlapped more together than with the July one.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

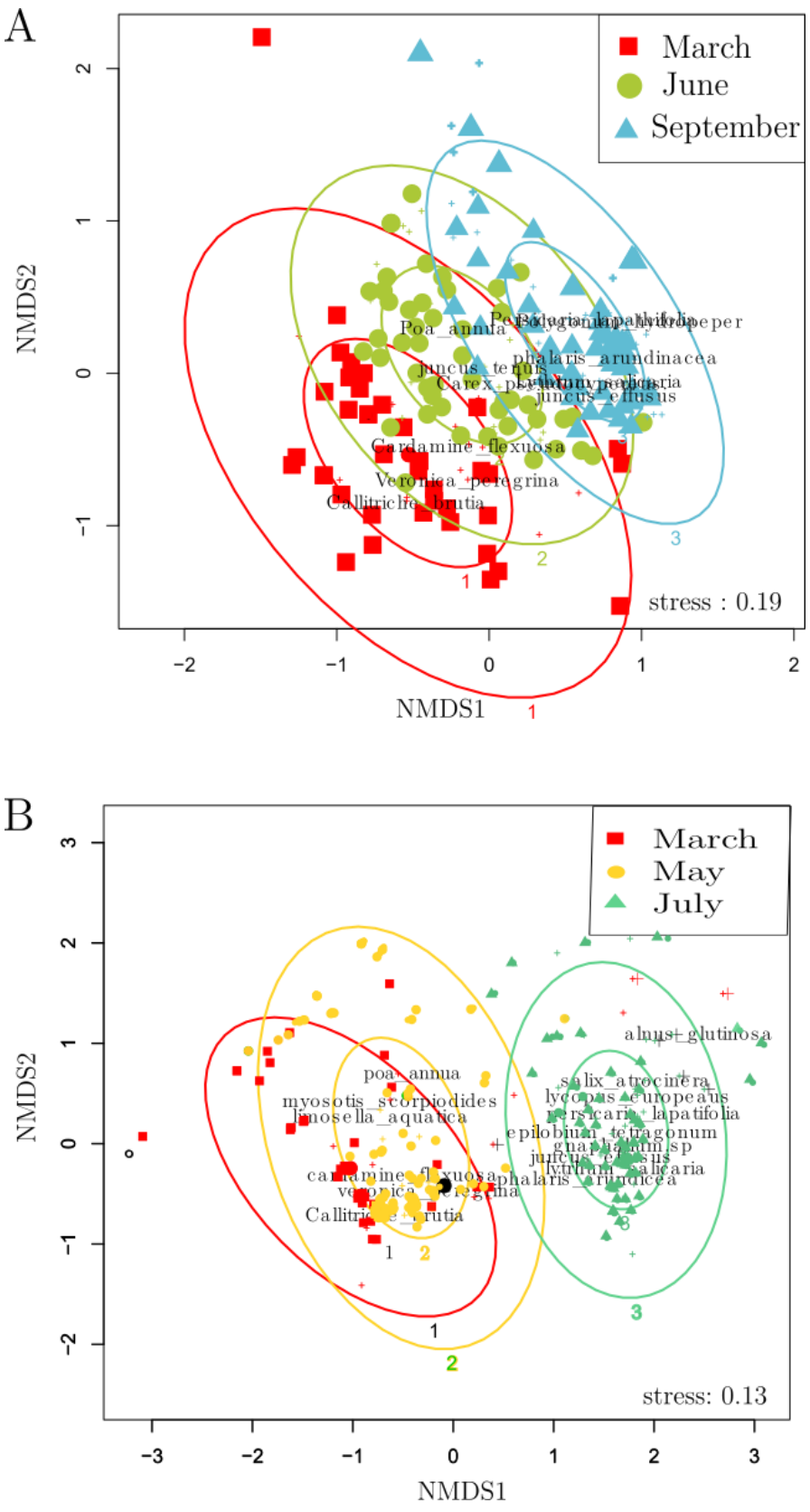


Figure 6-6 : NMDS at reservoir scale (A) and site scale (B). Ellipses correspond to 95 and 50% confidence ellipses.

3.1.3 Functional indicators of colonization and ecosystem services

3.1.3.1 CRS strategies and colonization capacity

Grime Strategies C, S and R varied significantly in time at both scales (Fig. 6-7). At both scales, strategy C (competition) increased from March to September. Strategy C was not significantly different between March and June at reservoir scale. Strategy R (Ruderal) decreased significantly at reservoir scale while it increased and then decreased at site scale. Strategy S (Stress tolerant) decreased significantly from intermediate values (50) to lower values (25) between March and May.

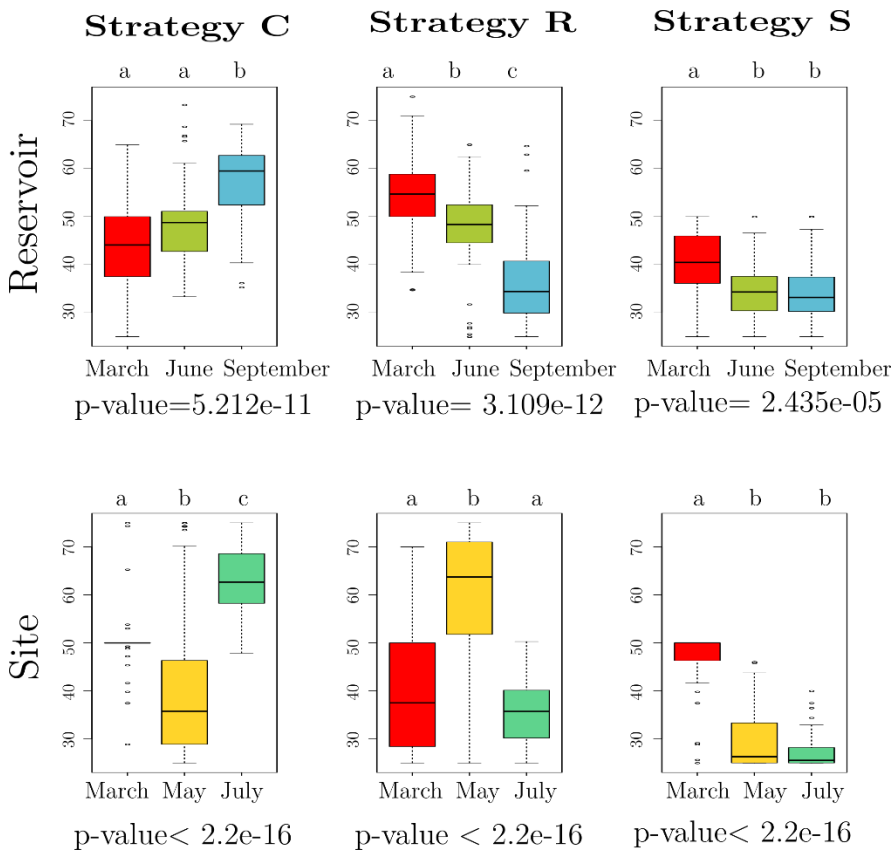


Figure 6-7 : CRS gradients values at reservoir and site scale

Reproduction and dispersion types are also indicators of succession and colonization process. Results revealed coherent evolutions between the two scales, except for sexual reproduction (Fig. 6-8). Sexual reproduction proportion increased at site scale and decreased at reservoir scale. Self-pollination and pollination by insect's proportion increased significantly in the season while pollination with water and wind decreased significantly.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

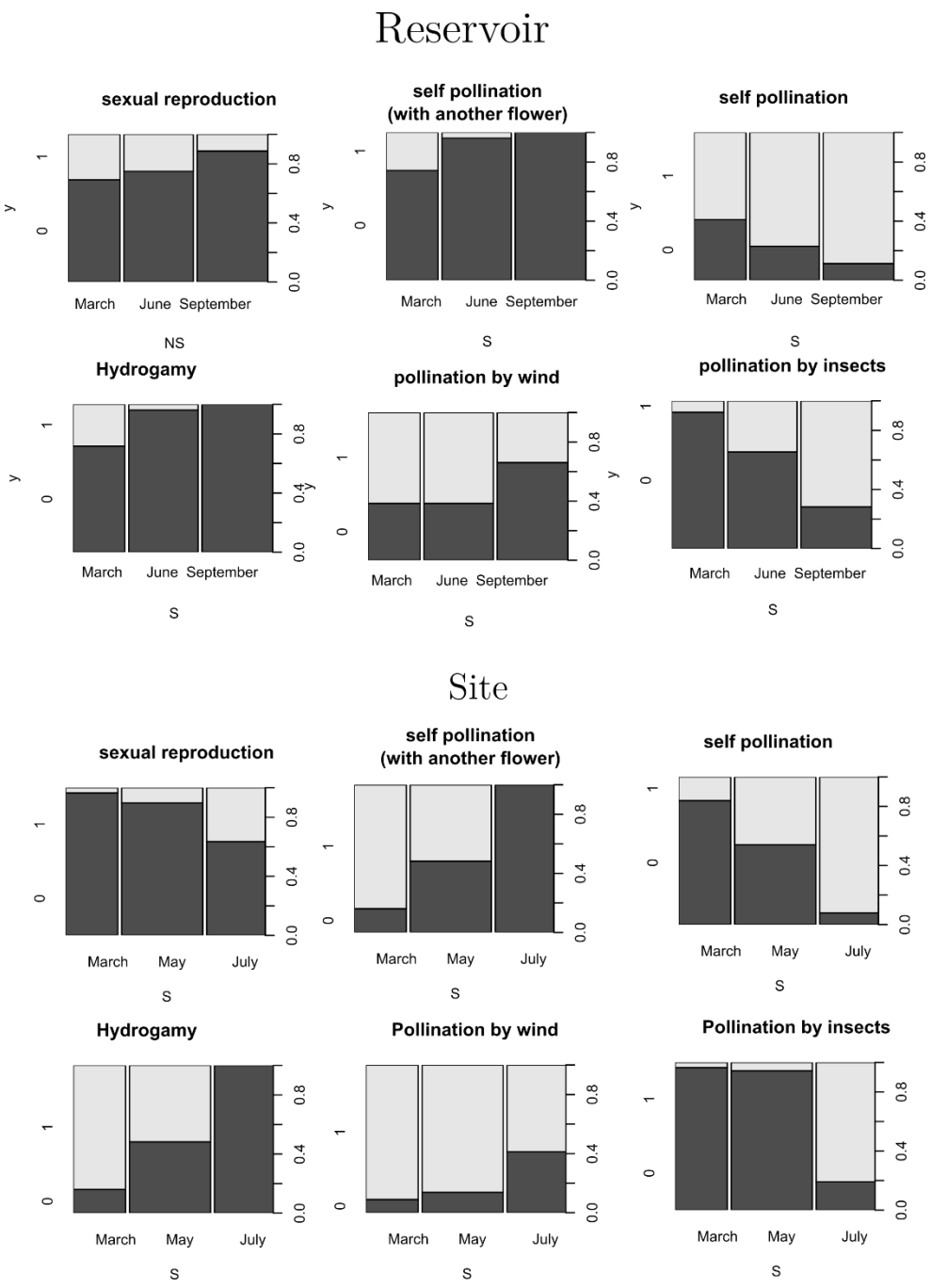


Figure 6-8: Colonization capacities traits modalities at reservoir and site scale. Light grey correspond to presence of trait modality and dark grey correspond to absence of trait modality. Right axis correspond to proportion of presence and absence of the trait modality in the quadrats. S and NS correspond respectively to significant and non-significant differences (chit 2 test) between survey dates.

3.1.3.2 Sediment stabilization

Traits selected to be proxies of sediment stabilization varied significantly in the season at both scales (Fig. 6-9). Without surprise, species with late flowering were more present in late season. The proportion of perennial species slightly decreased at site scale and did not significantly vary at reservoir scale, while the proportion of annual plants

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

increased at site scale. On the same way, species with persistent leaves and species with hemirosette were present early in the season (March) at both scales and decreased during the season.

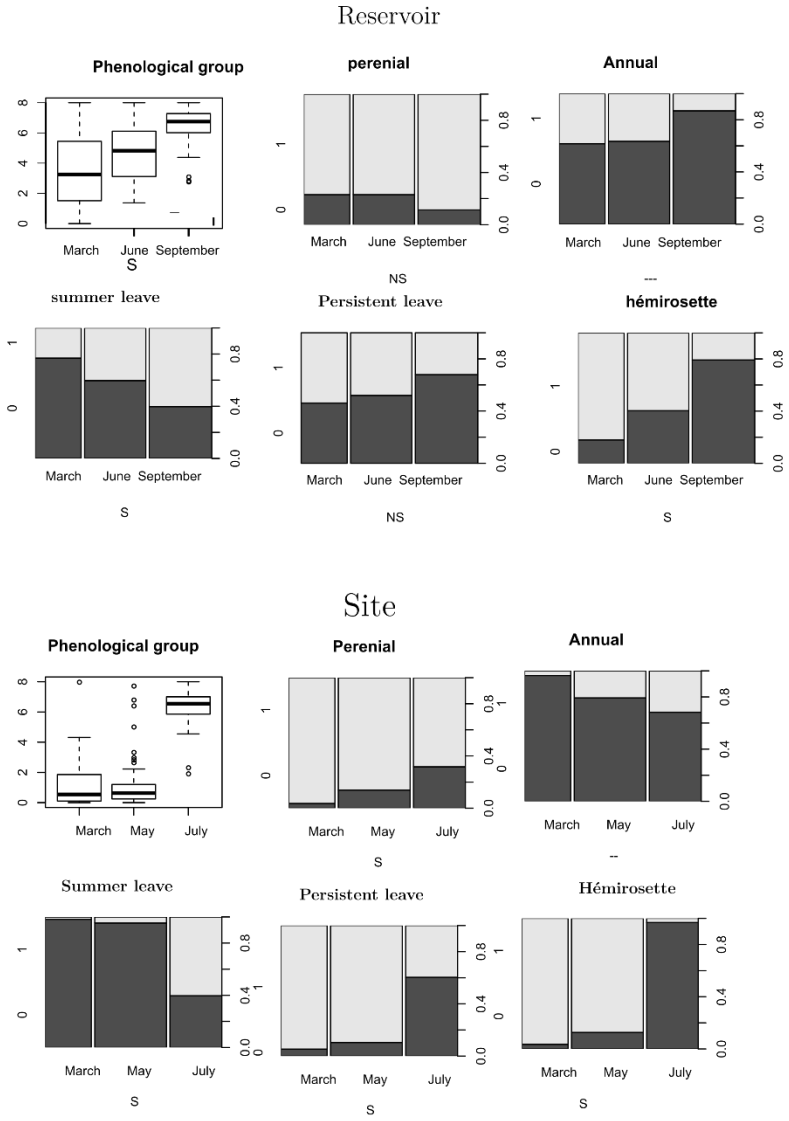


Figure 6-9 : Sediment stabilization traits modalities at reservoir and site scale. Light grey correspond to presence of trait modality and dark grey correspond to absence of trait modality. Right axis correspond to proportion of presence and absence of the trait modality in the quadrats. S and NS correspond respectively to significant and non-significant differences (chit 2 test) between survey dates.

3.2 Physical drivers of colonization

Relations between physical variables and biological indicators were different according to the date of survey and the scale of study (table 6-3 and 6-4). P-values of linear regressions were mostly significant (p-value <0.05), except in July at site scale, and for some Functional diversity indices (Functional dispersion in June and functional

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

evenness in September at reservoir scale). NMDS axes were the most related to physical variables at both scales. R^2 achieved 0.7 in June and May at reservoir and site scale respectively. However, this relation was lower in late season (September and July) where it respectively achieved 0.38 and 0.2 at reservoir and site scale.

At reservoir scale, the best regression model to predict the NMDS axis was composed of the three physical variables plus the interaction between relative elevation and distance to water. Relative elevation and interaction were positively correlated to the NMDS axis while distance to water and distance to upstream was negatively correlated to the NMDS axis. An increase in relative elevation and decrease in distance to water and distance to upstream would therefore lead to an increase in values of the NMDS axis. This strong relation appeared mostly to exist between species composition (NMDS) and upstream distance, and was verified with figure 6-10. Spearman correlation coefficients of 0.84 were achieved. However, this relation was not that linear, and a threshold effect was observed in figure 6-10 at approximatively 46 km from upstream. This threshold correspond to the end of reservoir. Indeed NMDS axe was lower than 0.11 in the reservoir lake, and higher at the end of the reservoir (Fig. 6-10).

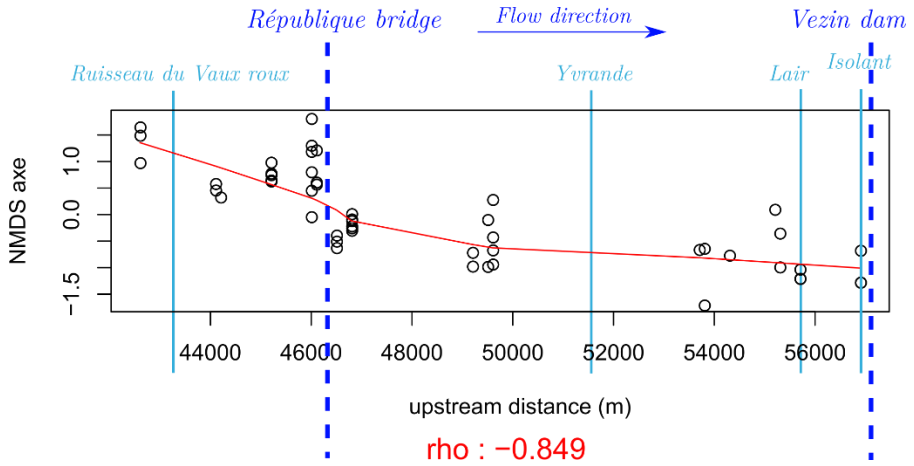


Figure 6-10 : NMDS (axe 1) at reservoir scale for the June survey values in function of upstream distance (m). Main tributaries are indicated in light blue and approximate limits of reservoir are indicated in deep blue. République Bridge correspond to the upstream part of the reservoir.

At site scale, the best regression model to predict the NMDS axis was composed of the two physical variables plus the interaction between relative elevation and distance to water. According to estimator coefficients, the NMDS axis was positively related to distance to water and relative elevation.

Dealing with selected traits, phenological groups were mostly well related to physical variables (around 0.4 of R2 at each date) at each date and each scale. Strategy R was best related in early season (R2 around 0.2 in March and May and 0.05 in July

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

at site scale) while strategy C was best related in late season (R2= 0.2 in March and around 0.4 in June and September at reservoir scale). Relations were weak for the other variables (around 0.2) at both scales except for Functional richness in March at site scale ($R^2 = 0.6$) (Table 6-3).

Table 6-3 : Linear regression models at reservoir scale between biological indicators and physical variables. Only regressions with R^2 higher than 0.3 are recorded. For complete result, see table 37 in Supplementary material section. S correspond to significant relation (p-value < 0.05), NS, to non-significant relation (p-value > 0.05). 1 correspond to relative elevation, 2 correspond to distance to water, 3 correspond to distance to upstream. + correspond to positive coefficient, and – correspond to negative coefficient.

March

	R^2	p-value	Best model estimator coefficients							
			Intercept	1	2	3	1*2	1*3	2*3	1*2*3
Evenness	0.39	S	+	+	-	+			+	
NMDS (axis 1)	0.47	S	+	+	-	+	+	-		
Phenological group	0.42	S	-	+	-	+	+	-		

June

	R^2	p-value	Best model estimator coefficients							
			Intercept	1	2	3	1*2	1*3	2*3	1*2*3
Evenness	0.37	S	+	-		+				
Species richness	0.34	S	+	-		-		+		
Functional evenness	0.35	S	+	-		+				
NMDS (axis 1)	0.71	S	+	+	-	-	+			
Strategy C	0.43	S	+	+	+	+	+	-	-	

September

	R^2	p-value	Best model estimator coefficients							
			Intercept	1	2	3	1*2	1*3	2*3	1*2*3
Functional dispersion	0.32	S	+	+	-	-		-		
NMDS (axis 1)	0.38	S	+		+	-				
Phenological group	0.48	S	+	-	-	-		+	+	
Strategy C	0.41	S	+	-	-	-		+	+	

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

*Table 6-4 : Linear regression models at site scale. Only regressions with R^2 higher than 0.3 are recorded. For complete result, see table 38 in Supplementary material section. S correspond to significant relation (p-value < 0.05), NS, to non-significant relation (p-value > 0.05) 1 correspond to relative elevation, 2 to distance to water. 1*2 correspond to the interaction between the two variables 1 and 2. + correspond to positive coefficient, and – correspond to negative coefficient.*

	March					
	R^2	p-value	Best model estimator coefficients			
			Intercept	1	2	1*2
Functional richness	0.61	S	+	-	-	+
Phenological group	0.41	S	-	+	+	
Strategy R	0.29	S	+	-	-	
Strategy C	0.39	S	+	+	+	-

	May					
	R^2	p-value	Best model estimator coefficients			
			Intercept	1	2	1*2
Evenness	0.34	S	+	-	-	+
NMDS (axis 1)	0.78	S	-	+	+	-
Phenological group	0.50	S	+	-	-	+
Strategy R	0.29	S	+	+	+	-
Strategy C	0.31	S	+	-	-	+

	July					
	R^2	p-value	Best model estimator coefficients			
			Intercept	1	2	1*2
Phenological group	0.30	S	+	+	-	

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

4 Discussion

4.1 Comparison of colonization processes at two scales: representativeness issues

The study characterized the pioneer phase of colonization of dewatered sediments at two scales: site and reservoir. Results revealed globally similar trends at both scales, suggesting that the river portion chosen at site scale could be representative of the all reservoir lake in terms of species richness and function at the level of water table management in 2014-17. However, some particular differences were observed that should be analyzed.

A higher variability of vegetation cover observed at reservoir scale can be explained by the higher variability of conditions observed at reservoir scale: Indeed the bank observed at site scale is located at the end of the reservoir, in the most early dewatered part of the reservoir, and would logically be "more advanced" than later dewatered banks located next to the dam. Moreover, the species composition and vegetation cover revealed to be highly correlated to longitudinal position, with higher vegetation cover upstream the reservoir (>60% vegetation cover). This result could indicate that differences observed between reservoir and site scale are due to a temporal shift of colonization process. Another explanation of the longitudinal effect on species composition should be a difference of seed dispersion by tributaries (Liu et al., 2009), as no differences in granulometry are observed in channel sediments along the reservoir (DDTM 50, 2012). Lastly, variation in slope between the sites inventoried at reservoir and site scale may explain variation in moisture, and then in vegetation composition between the two scales. Higher species richness was observed, and almost all (85 percent) of the vegetation found at site scale was also found at reservoir scale. However, 15% of species at site scale were missed at reservoir scale (7 species were found at site scale and not at reservoir scale). Among these 7 species, wetland species like *Juncus articulatus* or *Carex pendula* were recorded, but also more terrestrial species like *Lysimachia arvensis* or *Gallium apparine*. This result can question methodology of vegetation surveys in this study and the pertinence of performing only 1 transect with 6 quadrats at the reservoir scale. It appears that in our study, high diversity was expressed locally (site scale), leading to difficulty of performing exhaustive vegetation surveys. Exhaustive vegetation surveys does not seem possible to be performed at large scale (like the entire reservoir) but adding some exhaustive surveys at certain locations of interest (like the experimental

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

study site) could improve the quality of observations and help understanding of restoration processes.

4.2 Characterization of the pioneer phase of colonization: A fast restoration process

Results showed a fast colonization process, with almost 100% of the dewatered area covered by vegetation, and a shift in vegetation composition suggesting a change in vegetation succession. This observation is consistent with those of Shafroth et al., (2002), Auble et al. (2007) and Orr et Stanley (2006) who observed rapid and dense revegetation after dam removal in different fluvial contexts in the United States. Colonization peaked between March and June as soon as weather conditions were suitable. This observation is consistent with that of Gurnell et al. (2006), who observed that dense vegetation rapidly sprouted on a new bare soil floodplain between May and July 2002, just after a new river channel cut into the floodplain in early May 2002.

Species diversity increased at both scales during the vegetation season. At both scales early season vegetation was composed in majority of aquatic species like *Callitriche brutia* or *Limosella aquatica*. Conversely late season vegetation was already composed of more terrestrial species like *Lycopus europeaus* or *Lytrhum salicaria.* Moreover typical pioneer ligneous species were found in late season: *Salix atrocinera* and *Alnus glutinosa*. Finally no invasive species were found, however the Conservatoire Botanique National de Brest (CBNB) recorded the invasive species *Impatiens glandulifera* on the reservoir. These results revealed the fast succession dynamics occurring in the first period of dam-removal process. Indeed, apparition of high (>1m) ligneous plants just 4 month after dewatering the sediments suggests that succession phase is in advance compared to other systems described in literature (Corenblit et al., 2007; Corenblit Dov et al., 2009; Hortobágyi et al., 2017a). The type and richness of the sediment (fine sediments) may provide clues to explain this observation, favoring vegetation development. Moreover the particular geographic context (low energy river), the reservoir context (with lower flood regime) and secondary succession context (presence of a seed bank) may also explain this observation, using for example species present in the seed bank to quickly regenerate (Egler, 1954; Nilsson Christer et al., 1989; Van der Valk et al., 1992).

Finally the results showed a shift in Grime strategy type, from more ruderal species (R strategy) in early season to more competitive (C strategy) species in late season. This shift is combined with a shift in pollination vectors, from pollination by

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

abiotic factors (wind and water) to self-pollination or pollination by insects. These observations would corroborate the hypothesis from which vegetation patterns changed during the season. For example, Bornette et al. (2008) associate Grime strategies in riparian systems to flood perturbation gradient: ruderal species are related to highly perturbed systems and competitive species are related to less perturbed systems. Considering this hypothesis, the later date would be less perturbed, and would allow more advanced successional stages.

4.3 From the pioneer to the ecological phase of colonization: geomorphological drivers.

Corenblit et al., (2007) describes the biogeomorphological succession of riparian vegetation in 4 phases (Fig 13): The geomorphic, the pioneer, the biogeomorphic and the ecological phases. These four phases are characterized by their degree of interactions between vegetation and abiotic factors.

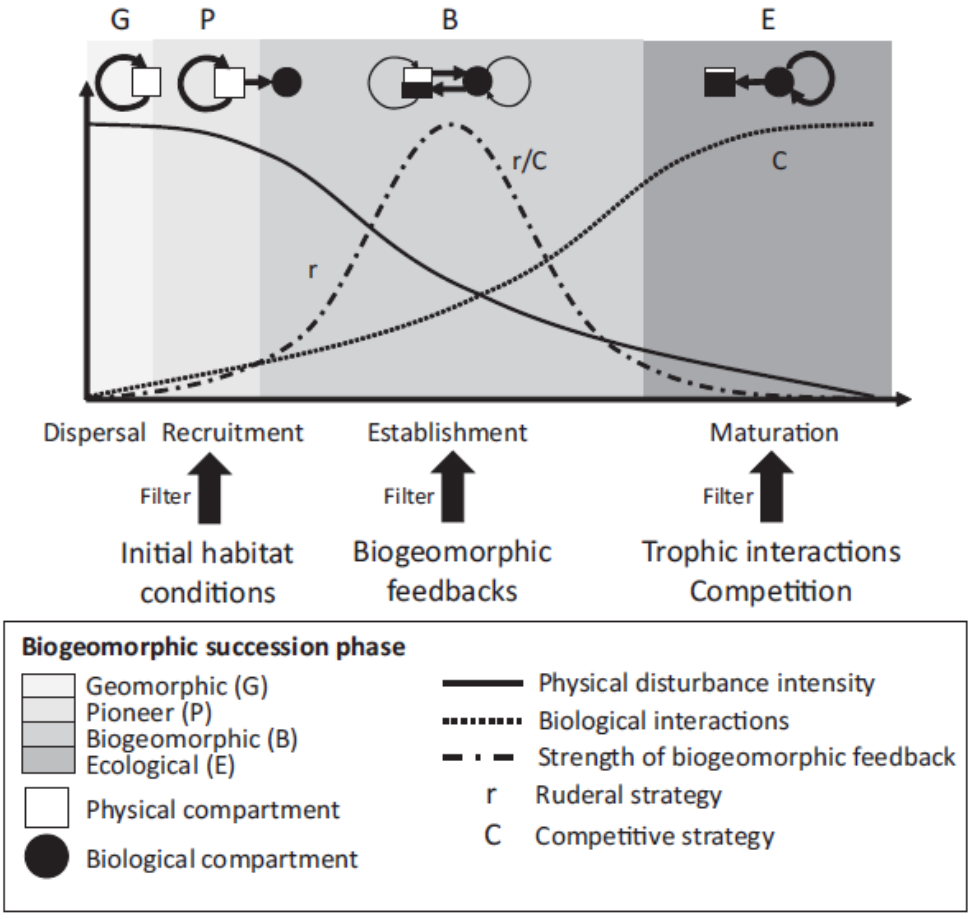


Figure 6-11 : biogeomorphic succession according to Corenblit (2015)

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

In this study, the geomorphic phase does not exist since the sediments are dewatered as a consequence of human activities: lowering the water level in the reservoir in context of dam removal. Hence the "new" sediment bar is not "new" in the sense of newly created, for example due to sediment transport after a flood (Corenblit et al., 2007) but would be "newly exposed". It is then a particular case of secondary succession.

According to Corenblit et al., (2007) the pioneer phase correspond to pioneer vegetation recruitment and has a duration of a few hours to few months. It should then correspond to the period recorded during this study. This phase should be mostly influenced by abiotic factors limiting the recruitment (Corenblit et al., 2007; Pettit et al., 2001). However, most biological indicators revealed to be poorly related to abiotic factors used in this study, as even if relations were mostly significant (p-value <0.5), R^2 were almost always under 0.5 except for vegetation composition, revealing a relatively homogeneous repartition of vegetation richness. The use of other variables, like bar slope could maybe help to understand colonization patterns observed in this study (Hupp, 1992).

Vegetation composition, approximated with the NMDS axes was indeed mostly related to abiotic factors in the middle of vegetation season (May and June) and achieved R^2 coefficients higher than 0.7 (p-value <0.05). It means that a minimum 70% of variance of NMDS axes was due to abiotic factors like relative elevation, distance to water and distance from upstream. At site scale, relative elevation, distance to water and their interaction were all recorded in the best regression model. The two variables were positively correlated to the NMDS axis, which means that an increase of relative elevation and distance to water led to an increase in the NMDS axis, and then in species composition: Quadrats located closer to the water and at lower elevation were composed mostly of *Poa annua* or *Limosella aquatica*, while quadrats located far the river at higher elevation were composed of *Juncus effusus* of *Phalaris arundinacea* (Figure 6-12). Indeed distance to the water is known to be a key factor related to flood and degree of perturbation (Corenblit et al., 2007; Naiman and Decamps, 1997; Nilsson et al., 1993; Steiger J. et al., 2005). In the reservoir, no "proper" floods were encountered, but dam management led however to maximum one meter variations of water level. These variations could have led to water level fluctuations and variation of moisture on the sediments. Moreover the impact of relative elevation on colonization prove the importance of micro-topography in addition to distance to the water in this poorly flooded system. Indeed the flat terrain (max elevation of 1.5m) at site scale allows a fluctuating flooding of the sediment bank. This fluctuating flooding can then lead to moisture fluctuations and species filtering (Vivian-Smith, 1997).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

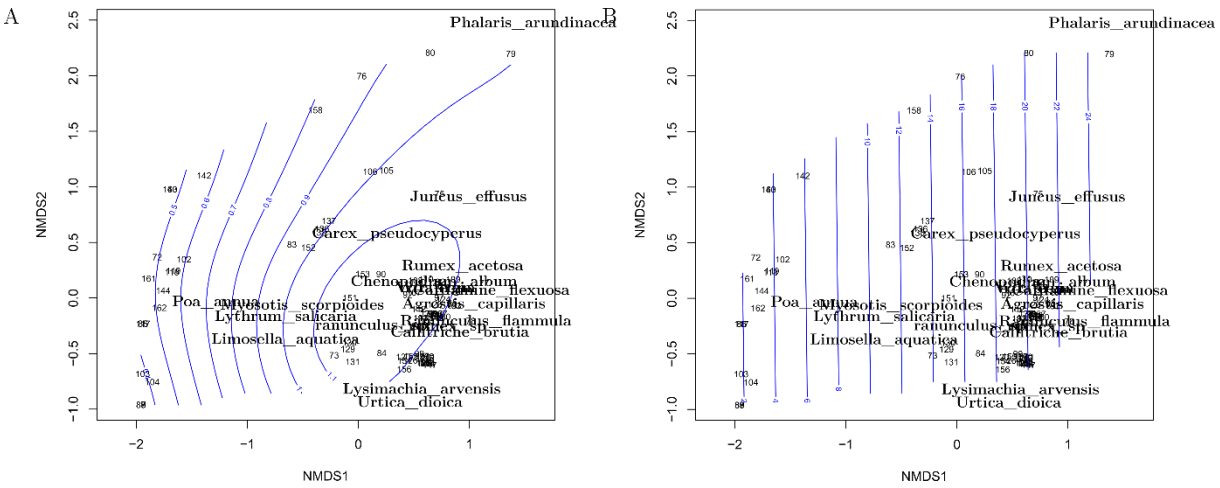


Figure 6-12 : 2D projection of relative elevation (A) and distance to water (B) on NMDS plot, for May survey at site scale. Main species are indicated

The absence of effect of abiotic factors on functional diversity indices may be due to the high number of traits analyzed, that could have blurred some effects of particular traits, and indeed traits taken separately had slightly higher R^2: phenological group were relatively well related to physical variables with R^2 around 0.4, as well as strategy C, with R^2 of 0.4 in June and September at reservoir scale, and of 0.38 in March at site scale.

In late season (July, September), biological indicators appeared to be less structured by abiotic factors. At site scale in July, all R^2 were under 0.2, and in September at reservoir all R^2 were under 0.4, except for strategy C (R^2=0.41). This absence of strong linear relation between abiotic factors and biological indicators could indicate that late season of vegetation corresponds to the ecological phase described by Corenblit et al (2007), and confirm the speed of restauration process observed. This observation is surprising as the time range to achieve this phase gave by Corenblit et al., (2007) ranges from “a few months to a few decades”. The observed results seem to lie therefore at the lower end of observations. Moreover, the mean time to achieve this phase is about a decade (Corenblit et al., (2007). Our results tend to suppose that the model described by Corenblit et al., (2007) does not seem to be completely appropriate in some context, and especially in some geographical context like Normandy, with low energy rivers, or in some anthropized contexts, like regulated rivers. Continue the analyses at short inter-annual term and over a longer period could help to confirm this hypothesis.

4.4 Analyzing ecosystem properties: Case of sediment stabilization

The rapidity of colonization (vegetation cover and succession), associated to functional properties was promising regarding sediment stabilization: indeed the presence of species with hemirosettes, and that of perennial species with persistent leaves gives hope to reach an early stabilization potential of vegetation. Moreover, the persistence of perennial species, and of a continuous flowering all vegetation season is another indicator of the persistence of vegetation cover, and therefore, of a sediment stabilization potential (Lavorel S. and Garnier E., 2002). These results highlights the potential of functional traits in restoration projects monitoring, as mentioned by González et al., (2015b). Then, continuing to analyze the response of sediments to vegetation establishment, notably with other functional traits, could be useful to estimate the degree of sediment stabilization, and river restoration. For example, root traits like the root depth or root type, or life form traits (Raunkiaer, 1934) could help to analyze better sediment stabilization (O'Hare et al., 2016).

5 Conclusion

This study showed the fast colonization process occurring after dam removal. In the space of one season, all dewatered sediments were covered by a diverse terrestrial vegetation. Ligneous species indicated that passive succession to a woody riparian area is possible. Furthermore, relations between biological indicators of colonization and abiotic factors revealed a shift from pioneer and biogeomorphic phases driven by abiotic factors to an ecological phase driven by other processes.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

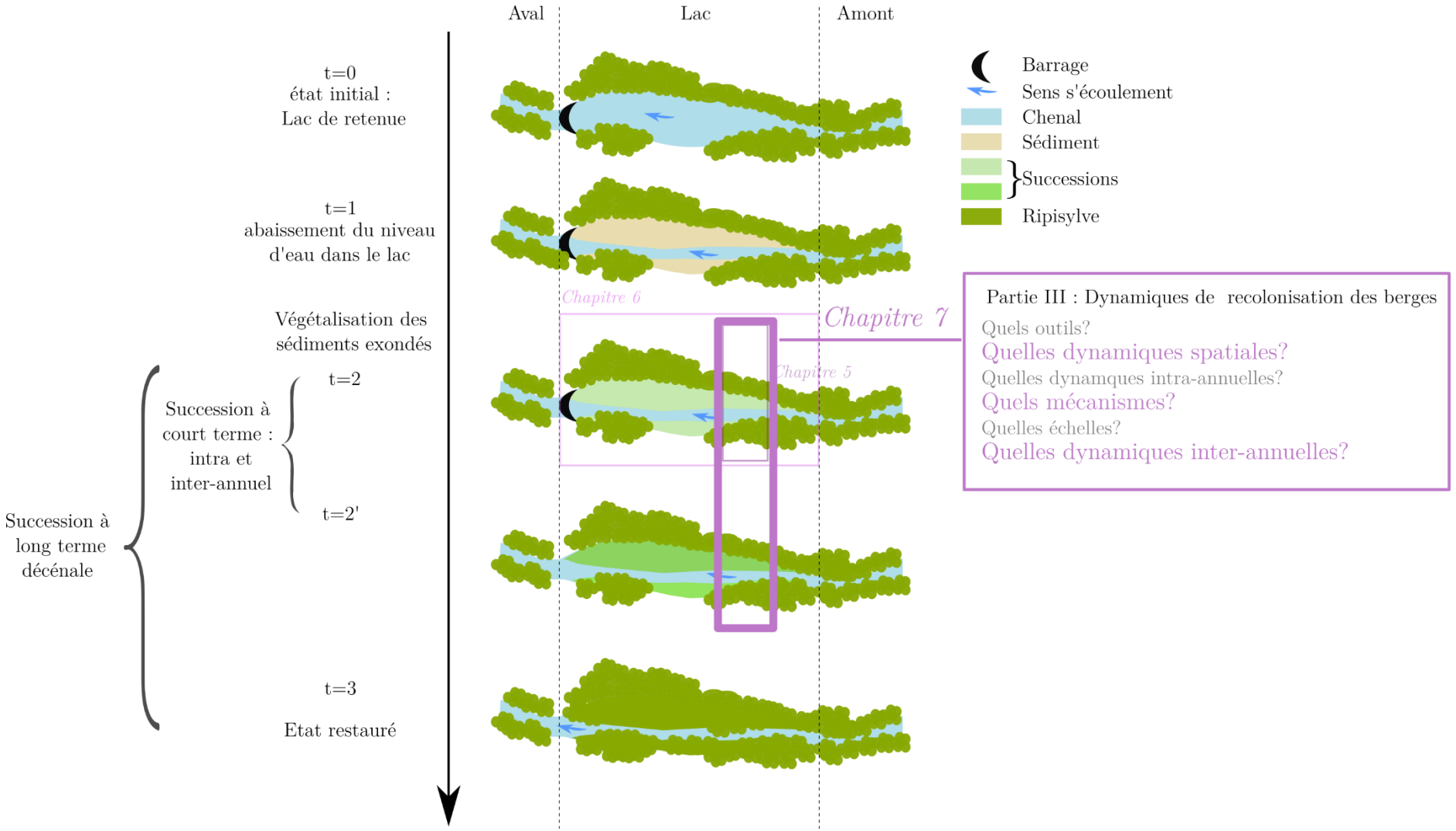


Figure 13:Position du chapitre 7 dans le schéma général de la thèse

Chapitre 7 : Dynamiques de colonisation interannuelle des zones dénoyées

Ce chapitre a été réalisé en étroite collaboration avec Charlotte Ravot de l'IUMR ESE. Les données de 2017 à l'échelle du site ont été collectées sur le terrain avec l'aide de Charlotte Ravot. Une partie des analyses statistiques a été réalisée par Charlotte Ravot sur la base méthodologique proposée dans les chapitres 5 et 6. L'objectif de ce chapitre est d'analyser la réponse de la végétation à l'échelle du site (échelle locale) pendant une durée de trois ans à l'aide d'images drones et de relevés de végétation.

1 Objectives of the study 178

2 Material and methods 178

2.1 Study site 178

2.2 Materials 179

2.3 Methods 181

3 Results 183

4 Discussion 190

4.1 Inter-annual vegetation dynamics: toward a closure of the system 190

4.2 Restoration management perspectives 191

5 Conclusion 195

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Objectives of the study

The first objective of this study is to assess the inter-annual colonization dynamics, using vegetation cover maps and analyzes of vegetation composition during the three first years of colonization and the dewatering of the impoundment lake. The second objective of the study is to analyze relations between physical variables such as distance to the river, or elevation above the river with vegetation composition.

2 Material and methods

2.1 Study site

The study was conducted upstream from the dam reservoir of the Sélune River, France (Figure 7-1). The Sélune River flows 91 km from Saint-Cyr-du-Bailleul to the Mont-Saint-Michel Bay in Normandy. The climate is oceanic, with precipitation throughout the year. The growing season runs from April-August. The Sélune watershed covers 1009 km^2 and is predominantly agricultural. Two dams are located on the Sélune River – Vezins and La Roche-qui-Boit – which form one 19 km-long reservoir. Both will be removed in 2021 to restore river connectivity and because they no longer produce electricity profitably. In 2014 and 2017, the water level in the reservoir was lowered in preparation for removal of the two dams. In consequence, alluvial deposits in the reservoir were dewatered and colonized by vegetation. The study site, which is an 800 m long river section located upstream from the dam reservoir (Figure 7-1), is currently the most dewatered area of the reservoir. Around the bridge, the river flows into a slope forest surrounded by grasslands and fields. The forest is dominated by willow, oak, chestnut and beech. Dewatered alluvial deposits are located on both sides of the Sélune River. Vegetation species expected to colonize the alluvial deposits were ruderal, aquatic and pioneer species.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

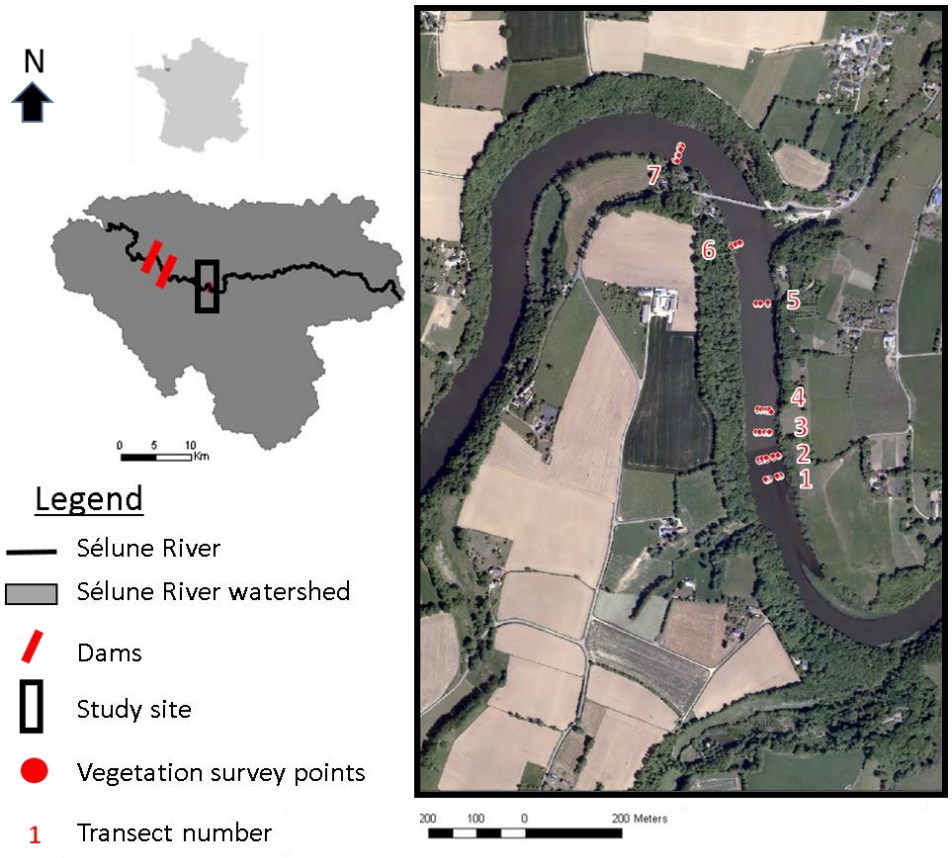


Figure 7-1: Location of the study site

2.2 Materials

2.2.1 UAV data

We conducted three UAV flights in July 2015, 2016 and 2017. We used a swinglet cam (Sensefly) UAV with a Canon IXUS 220 HS camera with a 12 Mega pixels (Red, Green and Blue bands (RGB) BSI CMOS (Table 1). The UAV was a 500 g fixed-wing UAV with approximately 45 min of autonomy. At an altitude of 200 m, it can produce images with a spatial resolution of 4 cm. The flight was planned using e-motion software cam. The flight plan used the classic photogrammetric strips with an overlapping of 80% and a sidelapping of 60%.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 7-1:Image acquisition characteristics.

Flight date	Flight time	Altitude	Mean roll	Mean pitch	Cloud cover	Shadow cover	Number of images
27 July 2015	12.5 h	187 m	-2.2°	2.68°	0%	<5%	256
06/07/2016	13h39	226	-1.42	6.42	0%	<5%	203
05/07/2017	10h17	193	-1.94	4.99	0%	<5%	294

2.2.2 Vegetation surveys

On the day of UAV images acquisition, we performed one vegetation survey per year, with respectively 66, 12 and 60 vegetation surveys in July 2015, 2016 and 2017 respectively. Only 12 plots were performed in 2016 because of the homogeneity of the cover (2m elevation of a dense cover of *Juncus effusus* and *Urtica dioica*). We performed seven, 3 and 6 lateral transects along the river respectively in 2015, 2016 and 2017 (Fig. 7-1). Each transect was replicated 3 times at a distance of 1 m from each other. For each transect, we conducted a series of 1 m ×1 m quadrats (1 quadrat per homogeneous vegetation unit, based on expert knowledge). In each quadrat we determined vegetation cover (%) and species composition and abundance according to the Braun-Blanquet scale (Braun-Blanquet 1932). Each quadrat was georeferenced with a DGPS point (10 cm accuracy).

2.2.3 Physical variables

Two physical variables were recorded for each plot at each date: First, distance to the river was recorded during the surveys. Second, relative elevation to the river was recorded using LiDAR digital elevation model (June 2015) of 50 cm horizontal accuracy and 20 cm vertical accuracy. See chapter 6 for details in physical variables extraction. As the relative elevation was recorded in 2015; we put the value 0 (under water) to newly dewatered sediments. Second, relative elevation was classified into 4 classes : under water, elevation under 0.5m, elevation between 0.5 and 1m, elevation above 1m.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.3 Methods

We used the method in chapter 5 and applied it to the entire dataset (three UAV orthomosaics and field data to map vegetation cover). First, we preprocessed UAV images to obtain an orthomosaic and calculate vegetation indices from which textural variables were extracted. Next, these variables were used as inputs in models to map vegetation cover. Information about vegetation collected during field surveys was also input into models to determine vegetation cover and vegetation communities. Finally, each vegetation cover map for a given date was compared to those for other dates to assess vegetation changes. See chapter 5 for details in the classification methods.

2.3.1 Preprocessing

We preprocessed each UVA images (per date) separately. We did not performed any radiometric corrections for the following reasons: (1) the images per date were classified independently; (2) Images were acquired at noon with almost no shadows and under clear sky conditions.

2.3.1.1 Production of the orthophotograph

For each UAV flight, we produced an orthophotograph (4 cm resolution) by photogrammetry using Agisoft Photoscan© software and DGPS points collected in the field. We choose Agisoft Photoscan software because it is the main software used in UAV processing (Dandois & Ellis 2010; Dandois & Ellis 2013; Sona et al. 2014; Michez et al. 2016). We used the ground control points GPS positions recorded by the UAV (precision few meters) and DGPS points collected in the field to perform the aerotriangulation and extract 3D points. As DGPS points we chose a set of fixed points (crossroads, fences posts...) in the landscape and a set of targets placed on the sediment bars. GCPs were collected with a Trimble DGPS GeoExporer 2008 (GeoXT model). Differential correction was performed using the French RGP network (http://rgp.ign.fr) (20km from site) (mean horizontal accuracy = 11.3cm). The points extracted from the aerotriangulation were densified to create a low resolution 3D model. A georeferenced orthomosaic was then performed (10cm precision).We then selected areas from which to extract sediment bars for each date by photointerpretation of the orthophotograph.

2.3.1.2 Calculation of the vegetation indices

We calculated two vegetation indices within the sediment bars by assuming that vegetation is greener than other objects in an image, Michez at al., (2016) have shown the interest of using this kind of indexes and ratios for riparian vegetation mapping. We

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

choose to calculate Normalize difference greenness index (NDGI) and normalized color ratio (ratio). See chapter 5 for more details on the indices.

2.3.1.3 Calculation of texture parameters from vegetation indices

We calculated two textural parameters (mean and standard deviation) following the method described in chapter 5. These textural parameters were chosen for their abilities to describe vegetation (Michez et al., 2016) and were the ones the most used in chapter 5. As we calculated two textural parameters from two vegetation indices, we obtained 4 variables to introduce in the models: Mean of NDGI, SD of NDGI, Mean of ratio, SD of ratio.

2.3.1.4 Extraction of explanatory variables and model selection

See chapter 5 for details of the method.

2.3.2 Vegetation cover mapping

2.3.2.1 Modeling vegetation cover

See chapter 5 for details of the method.

2.3.2.2 Change analysis

See chapter 5 for details of the method.

2.3.3 Determination of vegetation communities

We performed Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) for the three dates altogether and for each date separately. See Chapter 5 for details of the methodology. Vegetation community maps were not produced, as we found in the chapter 5 that UAV data were not entirely suitable for that purpose. In order to explain vegetation patterns, we projected relative elevation from the river and distance to the river on the NMDS axes using the Vegan package.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

3 Results

3.1.1 Vegetation cover mapping

3.1.1.1 Classification results

Vegetation cover was classified with respective accuracies of 0.93, 0.99, and 0.84 for 2015, 2016 and 2017 surveys. Selected indicators are recorded on table 7-2.

Table 7-2: Vegetation cover maps accuracies, and selected variables.

date	**accuracy**	**Variable selected**
2015	0.93	Mean of ratio
2016	0.99	Variance of NDI, mean of ratio, Variance of ratio
2017	0.84	Mean of NDI, Variance of NDI, Mean of ratio, Variance of ratio

3.1.1.2 Vegetation dynamics

Vegetation cover maps showed that the study site was already colonized by a dense vegetation cover in 2015 (Figure 7-1), and that almost no evolution occurred between 2015 and 2016 (Figure 7-2 A). Figure 7-2 B and 7-3 show a colonization on the border of the bank, revealing an increase in the bank surface related to the dewatering of 2017.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

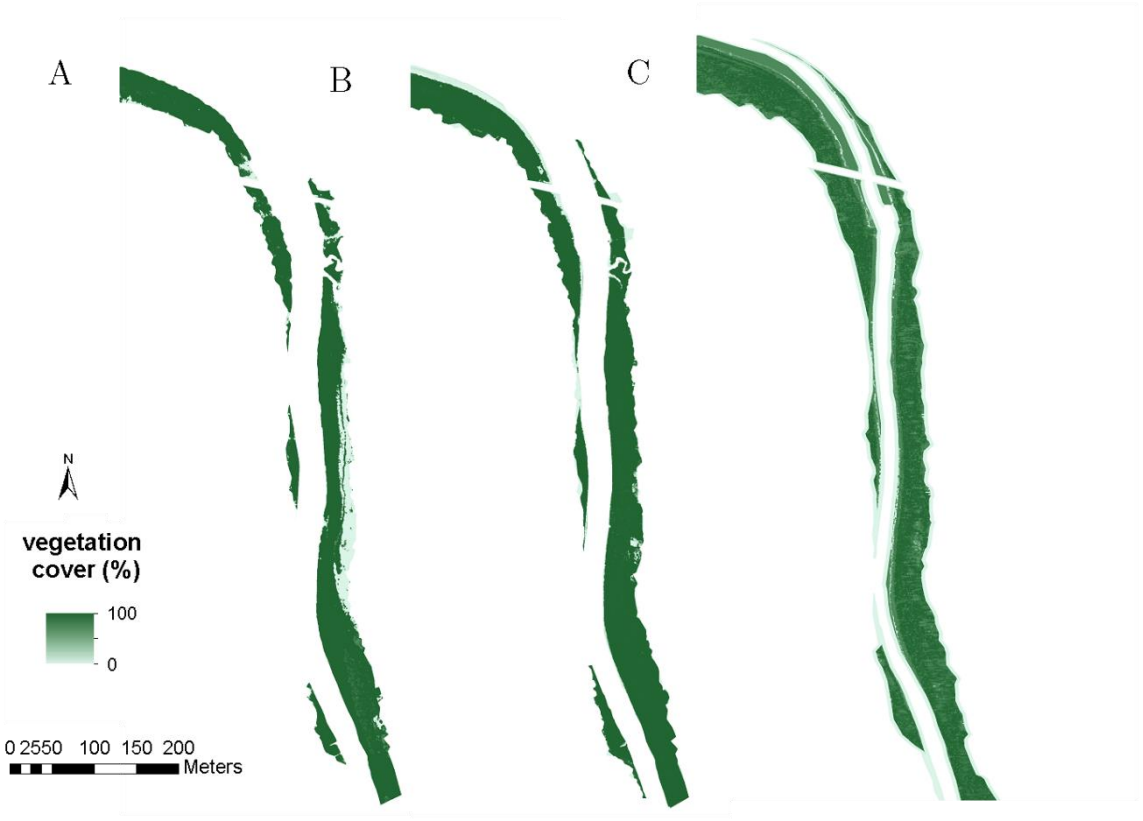


Figure 7-2 : Vegetation cover in July 2015 (A), 2016 (B) and 2017 (C)

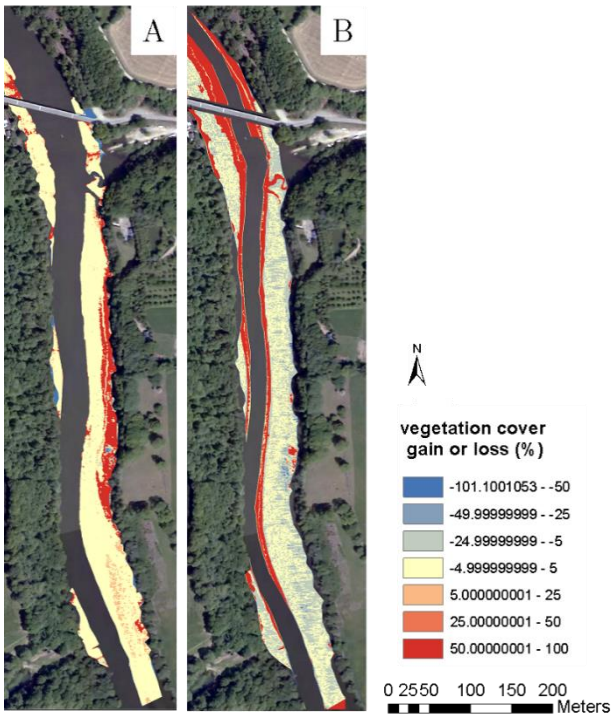


Figure 7-3: vegetation cover gain and loss from July 2015 to 2016 (A) and July 2016 to 2017 (B)

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

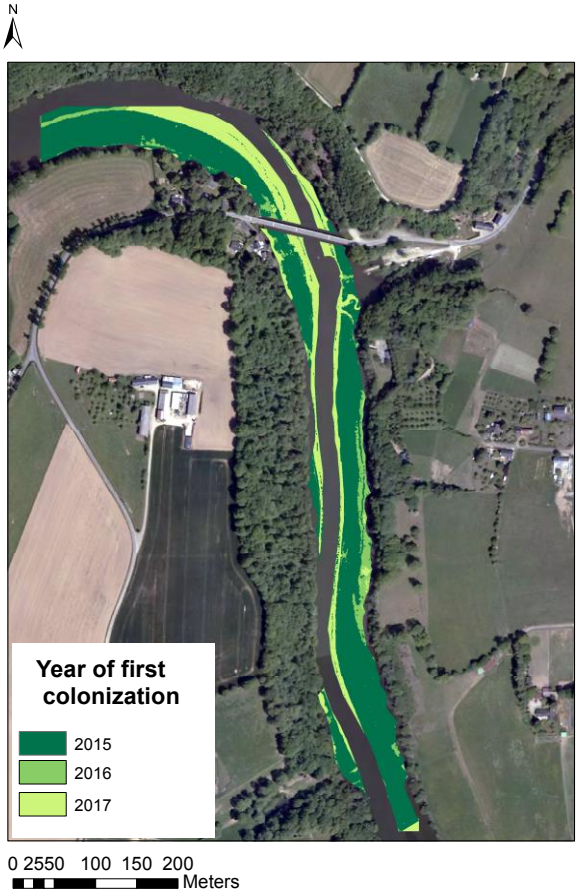


Figure 7-4 : Year of first colonization.

3.1.2 Vegetation communities

As we did not recorded enough vegetation quadrats in 2016 (only 12 plots), vegetation community analyses was based only on 2015 and 2017 surveys. Analyses of vegetation composition showed no significant differences in species richness, Shannon diversity index and Evenness index (Figure 7-5). Among the 57 species recorded, 27 (50%) were observed the 2 years while 17 species were observed only in 2017 and 12 only in July 2015 (Fig 7-4 B). Looking to the main species, occurring in minimum 10 quadrats, 18 of the 23 species were observed in 2015 and 2017 (Fig 7-4 C).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

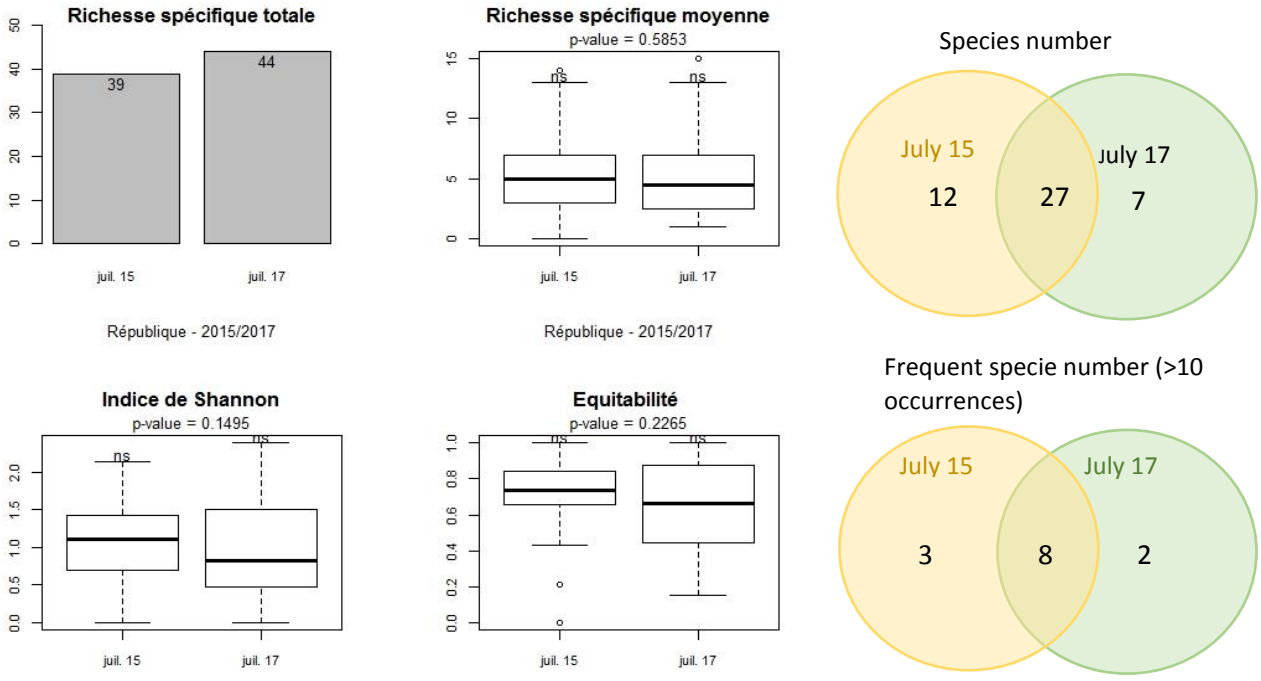


Figure 7-5 : Evolution of species diversity. © C. Ravot.

NMDS ordination (figure 7-6) revealed indeed differences in species composition between 2015 and 2017. Particularly, ruderal species like *Cardamine flexuosa* or aquatic species like *Racunculus aquatilis* were recorded in 2017. Moreover, 2017 was the year with the highest variability of quadrats, according to the bigger confidence ellipses and higher Bray-Curtis distances (Figure 7-6). This variability was reflected in species composition with the presence of both ruderal and competitive species like *Urtica dioca* and shrubby species like *Rubus fructicosus*.

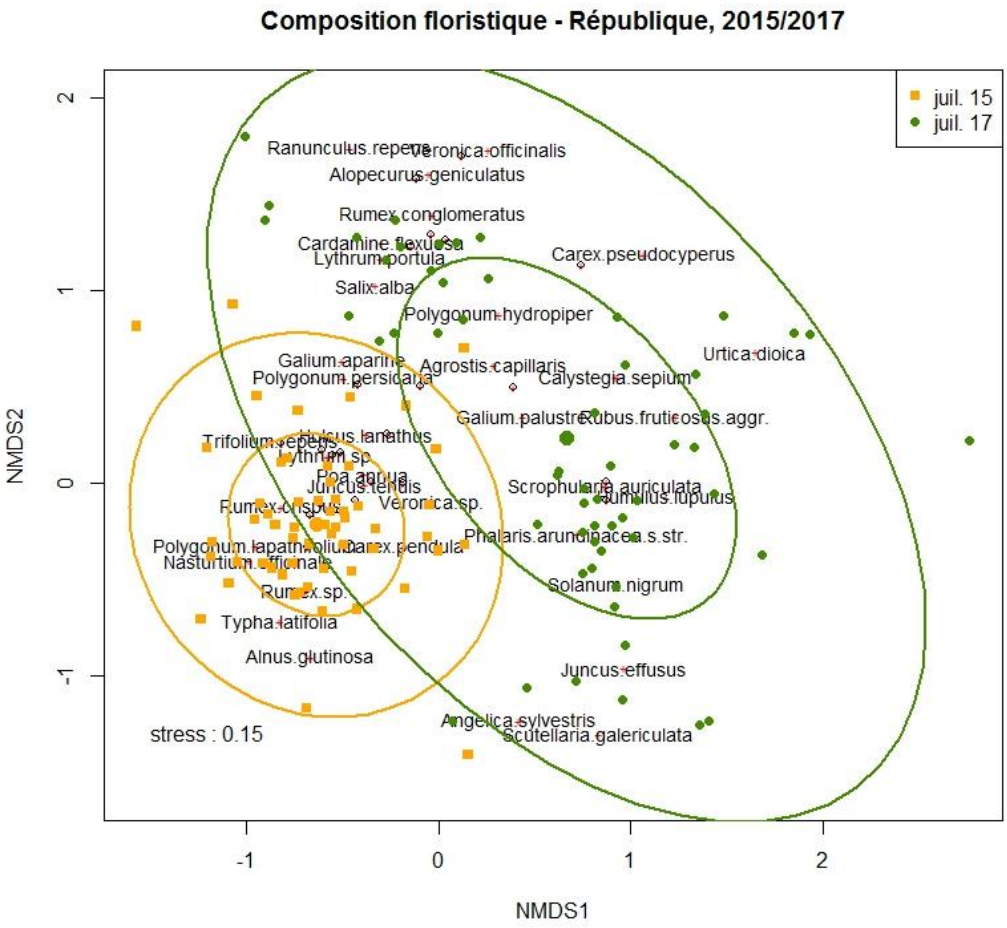


Figure 7-6 : NMDS ordination of all quadrats from years 2015 and 2017, classified by year of survey. Ellipses correspond to confidence intervals (95, 50%). Main species (present in almost 10 quadrats) are indicated.

3.1.3 Relations between physical variables and vegetation composition

Comparing MNDS ordination performed on years 2015 and 2017 separately and projecting physical variables on the ordination, results revealed that relative elevation and distance to the river were not structuring vegetation composition in 2015 (Fig 7-7 A and B). Conversely, clear topographic and lateral gradients were observed in 2017 (Fig 7-7 C and D).

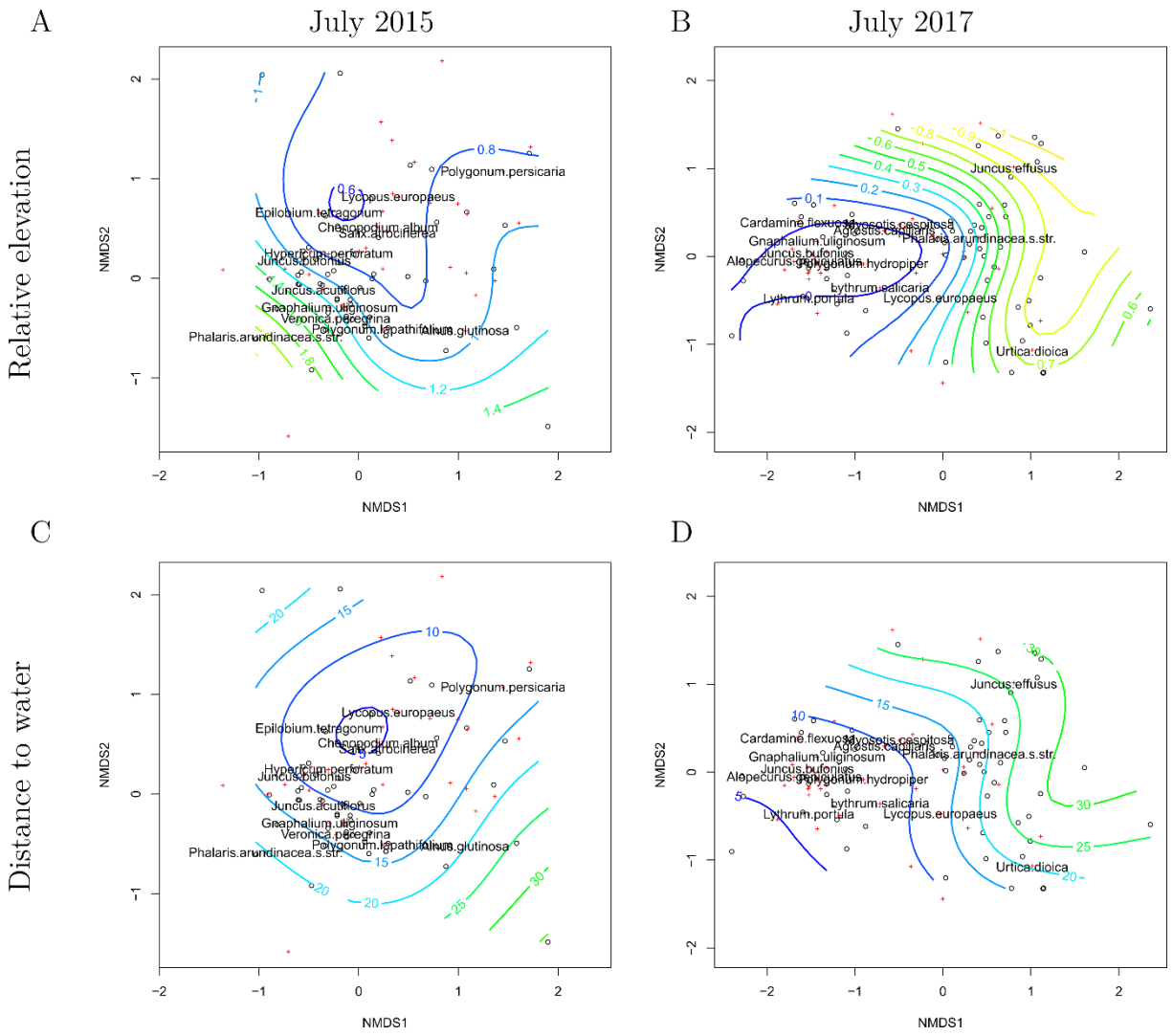


Figure 7-7 : NMDS ordination and projection relative elevation (A and B) and distance to water (C and D) for the year 2015 (A and C) and 2017 (B and D). Main species (> 10 occurrences) are indicated. Color gradient correspond to physical gradient.

3.1.4 Consequences of a progressive dewatering of the water level on vegetation patterns.

Vegetation cover maps revealed two periods of dewatering, in 2015 and 2017 respectively. This two dewatering period led to two colonization periods and allow us to classify the quadrats recorded in 2017 into two classes: quadrats dewatered in 2015 and quadrats dewatered in 2017. Figure 7-8 shows that between the quadrats dewatered in 2015 and those dewatered in 2017, species richness, Shannon Entropy and Pielou's evenness were significantly higher (Fig 7-8 B, C, E and F) in quadrats dewatered in 2017, with vegetation cover significantly lower (Fig 7-8 A). However, variability of species

composition (variability of Bray-Curtis distances) was significantly lower between quadrats dewatered in 2017 than between quadrats dewatered in 2015 (Fig. 7D).

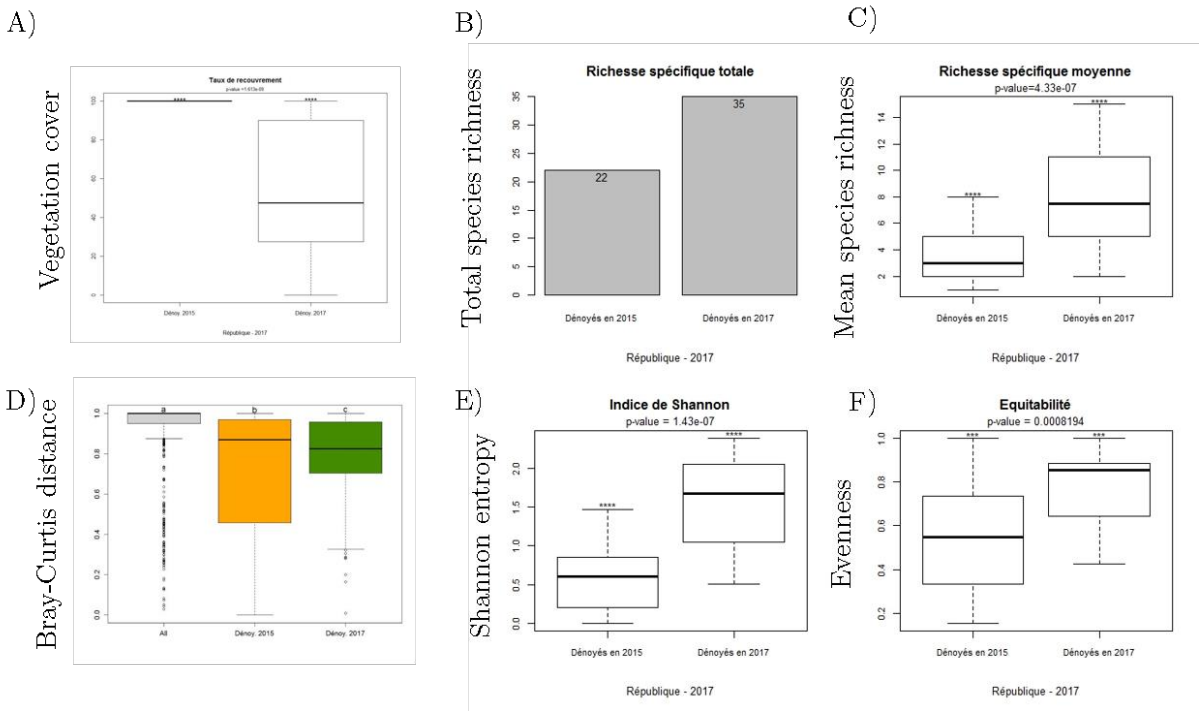
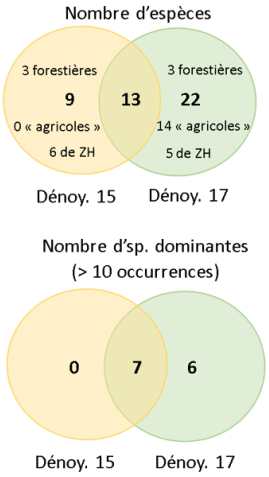


Figure 7-8: differences between quadrats dewatered in 2015 and 2017: A) vegetation cover, B total species richness, C mean species richness, D) Bray-Curtis distance, E) Shannon Entropy, F) Pielou's evenness. Source: C. Ravot

Furthermore, 50% of the species recorded on 2017 were located only on the quadrats dewatered in 2017, while only 20% were only located on the quadrat dewatered in 2015 (Figure 7-9 A). Among these species, 14 species of agricultural type (ruderal, weed, garden species according to simplified ecological groups from (Moser et al., 2002), were recorded on the quadrats dewatered in 2017. Focusing on the main species (recorded on a minimum of 10 quadrats), half of the species were recorded only on quadrats dewatered in 2017, and none were recorded only on quadrats dewatered in 2015 (Figure 7-9 A). Finally, looking to the indicator species (Dufrêne and Legendre, 1997), 3 species were recorded as indicator of quadrats dewatered in 2015: *Urtica dioica*, *Juncus effusus,* and *Phalaris arundinacea*. Dealing with quadrats dewatered in 2017, 12 species were recorded as indicator with for example *Juncus bufonius*, *Agrostis capillaris* or *Cardamine flexuosa* (Figure 7-9 B). These indicator species are either ruderal species, or agricultural species..

A)



B) Indicator species

	cluster	indicator_value	probability
Urtica.dioica	1	0.5554	0.001
Juncus.effusus	1	0.4879	0.001
Phalaris.arundinacea.s.str.	1	0.4854	0.013
Juncus.bufonius	2	0.7500	0.001
Agrostis.capillaris	2	0.5833	0.001
Gnaphalium.uliginosum	2	0.5833	0.001
Cardamine.flexuosa	2	0.5417	0.001
Polygonum.hydropiper	2	0.4597	0.001
Alopecurus.geniculatus	2	0.4167	0.001
Lythrum.portula	2	0.4167	0.001
Myosotis.cespitosa	2	0.4157	0.001
Polygonum.persicaria	2	0.3750	0.001
Epilobium.tetragonum	2	0.2917	0.002
Amaranthus.blitum	2	0.1667	0.020
Ranunculus.aquatilis	2	0.1667	0.020

```
Sum of probabilities                   =  15.125
Sum of Indicator Values                =  8.87
Sum of Significant Indicator Values    =  6.7
Number of Significant Indicators       =  15
Significant Indicator Distribution
 1  2
 3 12
```

Cluster 1: dewatered in 2015
Cluster 2 : dewatered in 2017

Figure 7-9: A) Vegetation composition between quadrats dewatered in 2015 and 2017. B) Indicator species of quadrats dewatered in 2051 (cluster 1) and 2017 (cluster 2). Source: C Ravot.

4 Discussion

4.1 Inter-annual vegetation dynamics: toward a closure of the system

Analyses of vegetation maps revealed a closure of the system from the first year after the dewatering, and continuing three years after the dewatering of the sediments. This is consistent with Auble et al., (2007), Orr and Stanley (2006) and (Stephens, 2017) who all found rapid colonization after dam removal. The places where vegetation was not colonizing in 2015 (like one particular place on the right bank, were colonized in 2016 and after. In three years, no invasive species were recorded and only two non-native species (*Veronica peregrina* only in 2015 and *Conyza Canadensis* in 2015 and 2017) which represent less than 5% of the total flora recorded on the site (all years). This result is interesting because invasive species are one of the major concern of managers after dam removal (Tullos et al., 2016), and because this number is significantly lower when compared to other studies: Tullos et al (2016) found indeed that the mean percentage of non-native species after dam removal (around 2 to 5 years after the removal) was of 30%, and varied from 10 to 60% in the USA. Moreover, mean species richness, Shannon entropy and Pielou's evenness did not change in three years. This observation is consistent with the hypothesis of a closure of the system that did not change of structure

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

in three years (Orr and Stanley, 2006; Tullos et al., 2016). However, some slight differences of richness and composition between years were recorded.

Regarding the evolution of composition, results revealed that the same pool of dominant species was present during the three years, and that this pool was composed of terrestrial species such as *Juncus effusus*, *Phalaris arundinacea*, or *Urtica dioica.* Surprisingly typical ligneous species were more abundant in 2015 than in 2017 and seemed to be more representative of the year 2015 than 2017 (see NMDS ordination, Fig. 7-4). This may be due to the potential of *Phalaris arundinacea* and *Urtica dioica* to stop the succession (Tullos et al., 2016, Orr and Stanley 2006) with their competitive abilities. Similar abilities of herbaceous vegetation to stop succession have been found in other contexts : for example, in forest context, understory strata species are indeed known to arrest regeneration of ligneous with their competitive abilities, slowing or stopping classical succession dynamics (Royo and Carson, 2006). In fluvial context, some invasive lianas have been slowing for decades riparian forest regeneration (Schnitzler, 1997). These result highlight the potential of competition and especially in the competitive abilities of certain herbaceous species, in structuring vegetation communities. This competition abilities should therefore be more considered in succession models and in management operations. More surprisingly, no physical gradient was observed in the year 2015 while both elevation and lateral gradient seemed to structure vegetation composition in 2017 (Fig 1-5). Moreover pioneer, ruderal and aquatic species were recorded in this year, located near the river and on the lower parts. This result is consistent with classical vegetation and succession patterns, described for example by Pautou et al (1985), but is surprising regarding vegetation pattern in 2015.

4.2 Restoration management perspectives

4.2.1 Consequences of a progressive dewatering of the water level on vegetation.

The particularity of year 2017 described previously could be explained by the management of the dam: Another lowering of the reservoir was operated in spring 2017. As a consequence new portions of the bank were colonized by vegetation. Regarding species composition, this lowering could explain the new recruitment of ruderal and pioneer species, and the lateral and topographic gradients observed in Figure 7-7.

These results would suggest that quadrats dewatered in 2015, are in a more advanced successional stage than those dewatered in 2017, and that this advanced

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

successional stage is poorer and more terrestrial than the earlier one. Further analyses could be done by comparing the composition of quadrats of the same successional stage after each dewatering period (quadrats of early year 2015, and quadrats of 2017, dewatered in 2017). These analyses could help understanding the factors influencing vegetation composition for a given successional stage: Flood frequency and intensity, climatic conditions, date of dewatering, influence of neighboring vegetation, seed bank.

The lower variability of species composition observed between quadrats dewatered in 2017 than between quadrats dewatered in 2015 reveals that even if the structure of vegetation seems to be homogeneous (vegetation cover of 100%, same mean species richness), the composition is different. Further analyses should be performed to understand the spatial variability of composition, in the quadrats dewatered in 2015.

The lateral variation of composition observed in botanical data (Fig. 7-7) can also be observed in the orthomosaics, with clear differences of colors and texture (Fig. 7-10). Five clear vegetation bands can therefore be observed on figure 7-10, which correspond to five vegetation units related to successional stages. Mapping these vegetation units may help to understand the spatiotemporal dynamics of vegetation, and particularly the relations between spatial variables and succession. (Hervouet et al., 2011; Hortobágyi et al., 2017d; Räpple et al., 2017) have already been able to map successional stages of riparian vegetation with UAV images, but with more different successional stages (herbaceous, shrubby and ligneous). Mapping fine successional stages (between herbaceous communities) could therefore be interesting to test the potentialities of new UAV to map vegetation succession, using for example infrared band.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

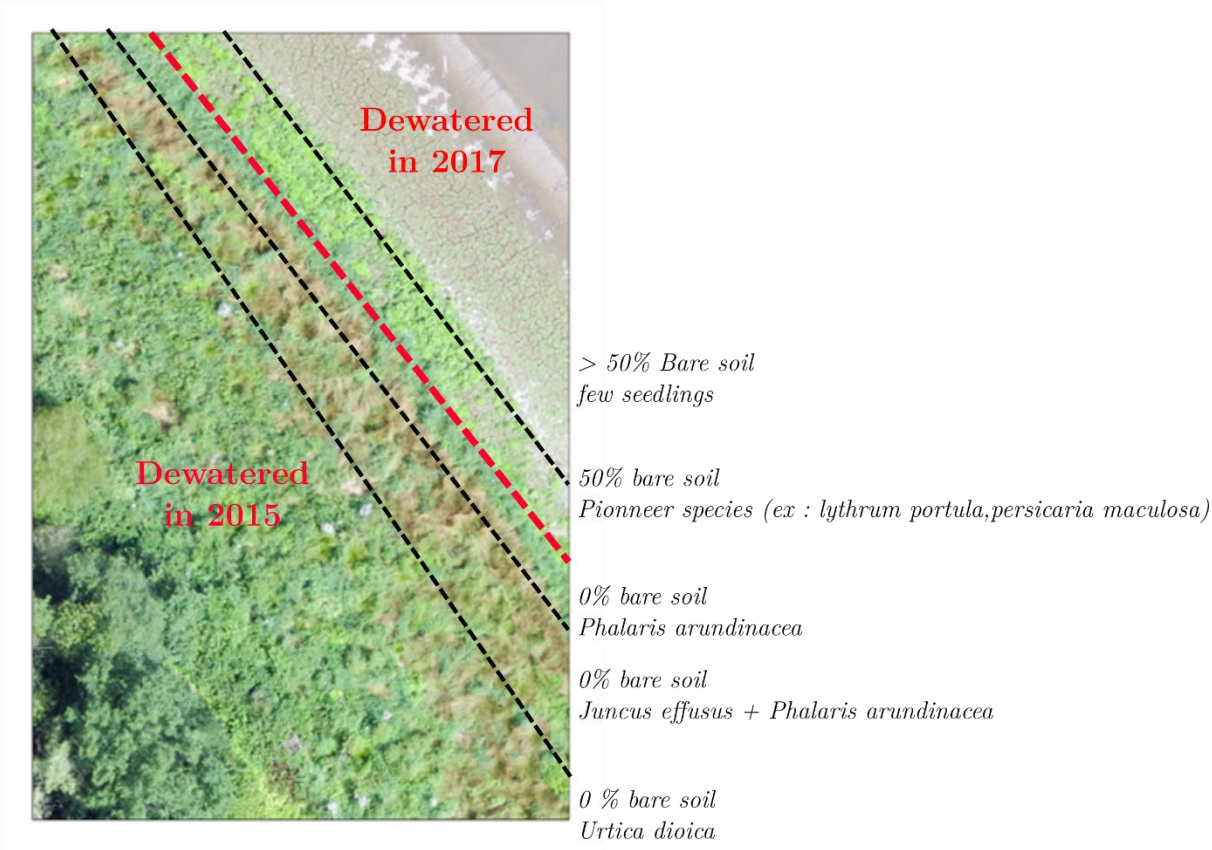


Figure 7-10 : Vegetation units, related to successional stages observed on the orthomosaic of 2017.

4.2.2 Passive or active restoration: Which trajectory to restore?

The previous results raised the question of the potentiality of the passive restoration of the site. Indeed results revealed a high colonization rate, with few invasive species, but also a terrestrialisation process with lower species richness in advanced successional stages. Dealing with biodiversity, later successional stages observed seem therefore to be less interesting that pioneer ones observed the first year. Moreover, riparian ligneous species observed very early in 2015 were not dominant 3 years after in 2017 but were dominated by other species more competitive such as *Urtica dioica* or *Juncus effusus*. Based on these results, two hypotheses can be done at this point: either the successional stages are still in pioneer and herbaceous phase (as described by Pautou et al 1988b), with dominance of *Phalaris arundinacea*), or the succession observed have already achieved a metastable stage dominated by *Juncus* and *Phalaris*, but which is not a typical riparian one. According to this second hypothesis, the place would never be colonized by typical riparian trees like *Salix* or *Alnus*, and the ecosystem will stay as poor as it is now. Further analyses on longer periods of time will help to find the right hypothesis, however, as more ligneous species were found in 2015 than in 2017, the second hypothesis would be the most plausible. The two hypothesis can lead to two different

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

management strategies: The first hypothesis implies a potential passive restoration, with few management activities while the second hypothesis may implies active restoration, with for example planting in order to favor typical riparian ligneous species establishment. Finally, other questions dealing with management concerns, such as stabilization of sediments to limit erosion in the reservoir and aggradation downstream (Tullos et al., 2016) may help to guide management operations. In that scope, analyze functional properties of vegetation (using functional traits for example) may help to identify potentiality of vegetation to stabilize the sediments and prevent erosion (O'Hare et al., 2016). For example, analyzing the stabilization potential of the main species with root traits (depth of roots, root type) or life forms may help to decide of the passive restoration possibilities. Furthermore, if planting is required, planting species with high functional stabilization potential, recorded by functional traits, may be a solution to maintain sediments in the reservoir and limit erosion.

It appears that another solution was chosen by the DDTM, cutting the vegetation on the bank, scouring the sediments accumulated in the channel, and putting the sediments on the bank (Fig 7-11). As well as the progressive dewatering, the intake of new sediments on the bank leads to a sort of aggradation process, and to bare surfaces to colonize. These bare surfaces would therefore be colonized by pioneer vegetation and follow a new succession process. The new colonization should be influenced by new topographic conditions, new seedbank (the addition of the seedbank of the deposited sediments plus the seedbank of the sediments dewatered in 2015). This management operation could be compared to deposition of new sediments after a flood event in natural conditions, being the beginning of geomorphic phase described by Corenblit et al., (2007).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

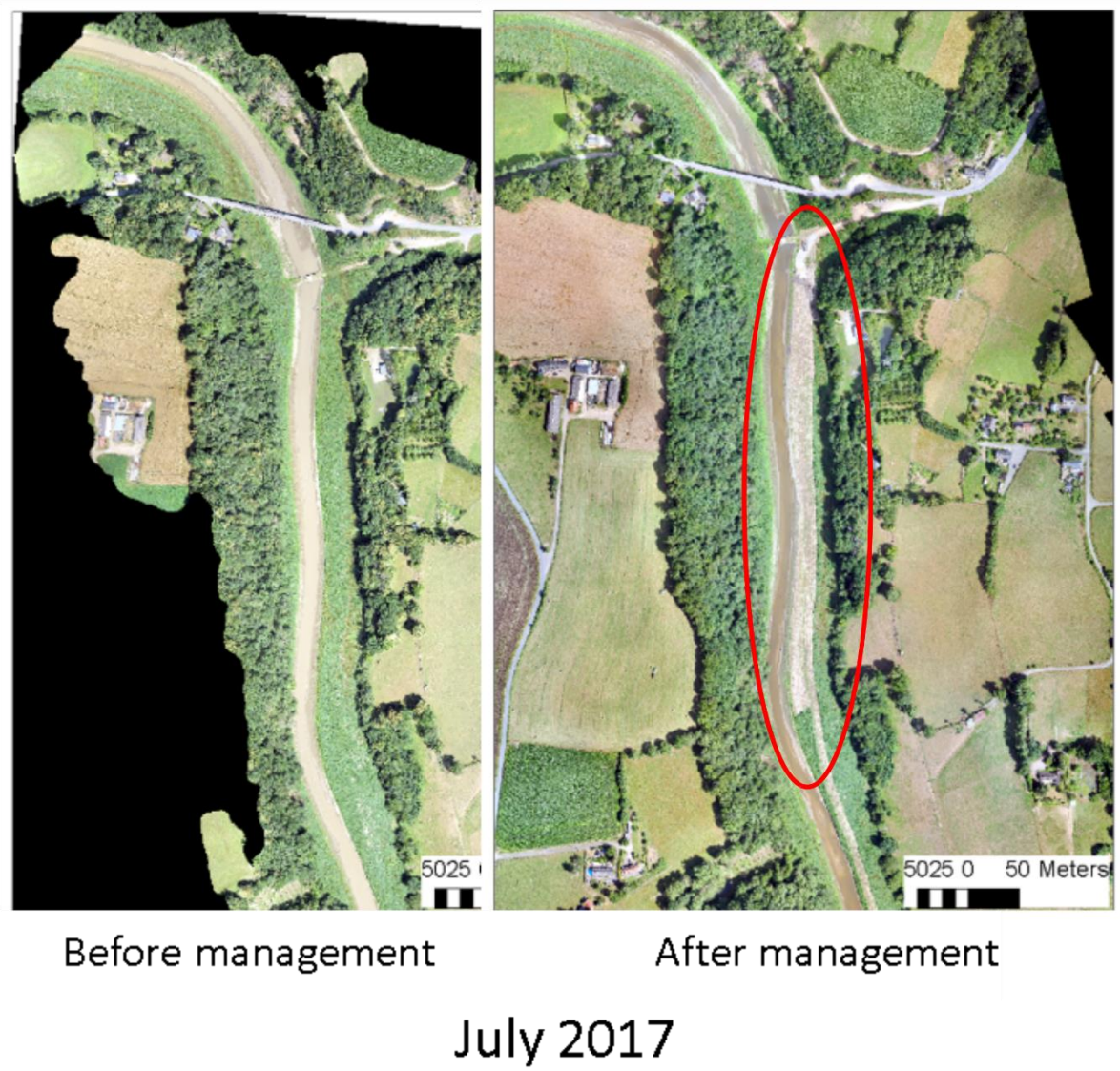


Figure 7-11: Orthomosaics of the site before and after the management operation (aggradation process due to deposition of scoured sediments on the bank) in July 2017. Red ellipse show the location of management operations and the destruction of vegetation..

5 Conclusion

This study analyzes a unique case of colonization in context of dam removal on a slow energy river. The results of inter-annual analyses show a rapid colonization (first year), followed by a terrestrialisation process leading to dominance of species like *Juncus effusus*, *Phalaris arundicea* and *Urtica dioca* in a probable metastable stage.

Management operations affected vegetation dynamics directly: First, progressive dewatering of the reservoir led to different colonization phases (one in 2015 and one in

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2017), leading to different successional stages in summer 2017. Second, the scouring of sediments located in the channel and the deposition of the scoured sediments on the bank rebuild new banks, leading to a possible new colonization phase and changing topographic conditions, soil conditions and seed bank.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Quatrième partie : Cartographie d'indicateurs de statut des ripisylves

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Introduction

Riparian zones provide multiple ecosystems services such as sediment bank stabilization, water fluxes regulation and flood prevention, or habitat provision (Naiman et al., 2010). They are indeed exceptionally rich in biodiversity (Naiman Robert J. et al., 1993) and act as ecological corridors providing, a high diversity of habitats for birds and other animal species (Tabacchi Eric et al., 2002). However, riparian zones are threatened by a lot of anthropic pressures, and as such, they are object of a large amount of restoration operations.

Moreover, restoration operation need to be monitored and evaluate, in order to verify restoration success. For that evaluation, they also need to attest the initial state, or status before restoration. However, studies highlight the lack of indicators production to evaluate this restoration success, and especially at large scale (González et al., 2015b; Morandi et al., 2017).

Remote sensing is a tool more and more used to map ecosystems status at large scale, and over the last decade several studies achieve to map precisely riparian zones attributes with remote sensing data (Akasaka et al., 2010; Antonarakis et al., 2008a; Johansen et al., 2010, 2007; Michez et al., 2016c, 2013b; Riedler et al., 2015). As many riparian attributes are linked to its 3 dimensional structure, indicators reflecting this 3D structure have been produced with new generation of remote sensing data such as Laser Detection and Ranging data (LiDAR). But this step remains a challenge. Indeed the complexity of riparian zones (ie high species biodiversity, high stratification, and high variability of riparian patches size still needs better methodological framework to map 3D riparian vegetation characteristics at large scale (Dufour et al., 2012).

In remote sensing studies, two classification types can be distinguished: pixel oriented and object oriented classifications (OBIA) (Richards and Richards, 1999). The idea of OBIA classifications is that information can be represented by the relation between pixels of the same object (for example, a field or a tree crown). In 3D classification of trees, it would then be possible to extract morphological features, such as crown volume or tree height. However, OBIA classification is based on segmentation of the image (or the point cloud) into objects (here tree crowns), and nowadays, tree segmentation for deciduous species remains an issue (Koch et al., 2014).

The aims of this part of the thesis are then 1) to develop spatialized indicators of riparian status using LiDAR data, 2) to test the ability of morphological and structural

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

features of riparian trees extracted either at the object base or pixel base for mapping there indicators.

In chapter 8, we derived morphological features, and internal structure features at object level from to classify riparian tree species.

In chapter 9, we derived indicators of riparian status at pixel level, based on features recording internal and structural information.

Table 3: Indicators extracted in chapters 8 and 9 of the thesis

	Indicators	**Features extracted**	**Classification type**
Chapter 8	Species composition	Morphology Internal structure Intensity	Object oriented
Chapter 9	Species composition, density of strata (herbaceous and shrubby), number of trunk, vegetation overhanging the river, horizontal and vertical stratification	Internal structure Vertical structure Intensity	Pixel oriented

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

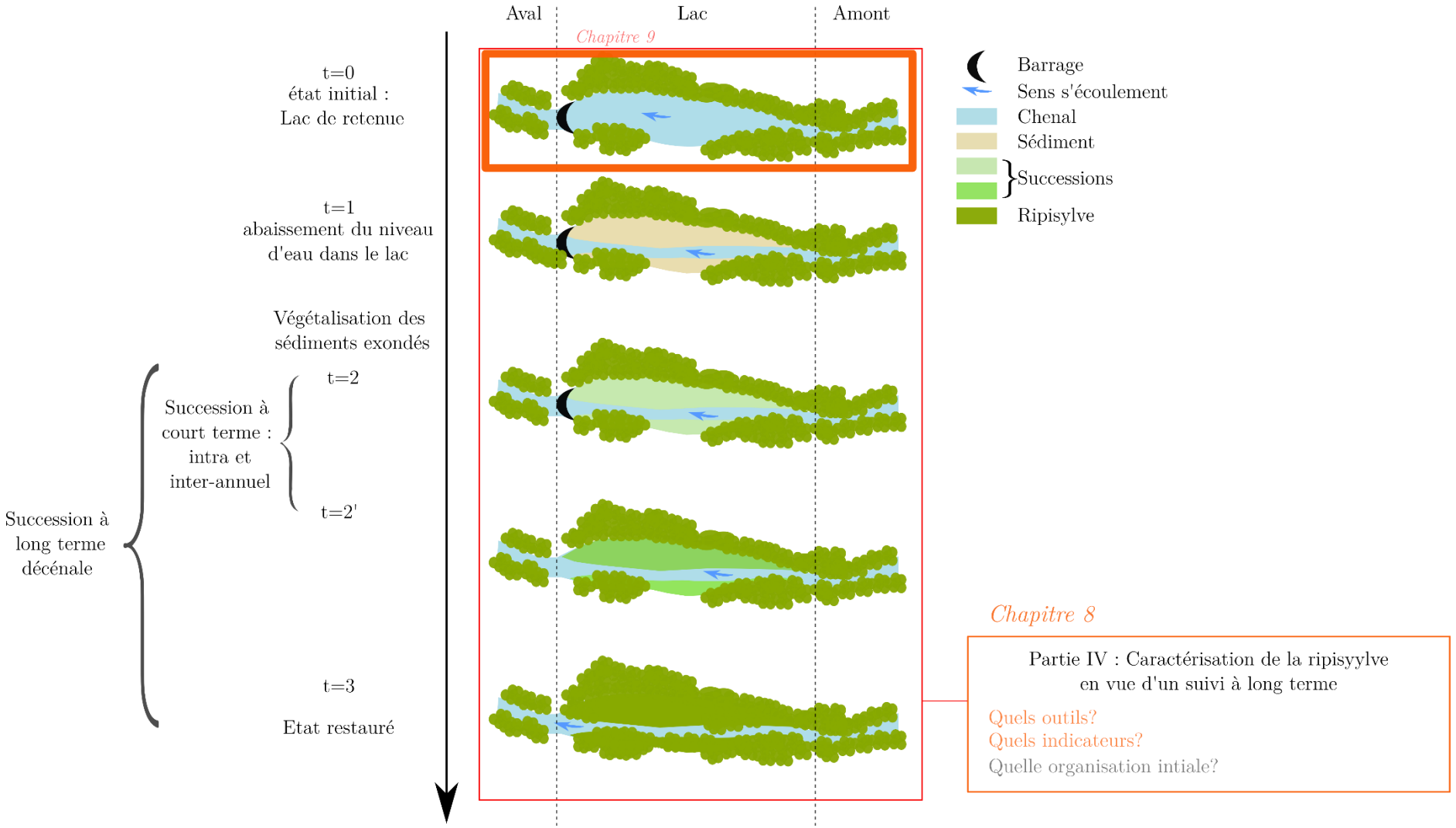


Figure 12:Position du chapitre 8 dans le schéma général de la thèse

Chapitre 8 : Apport des données LiDAR été et hiver pour la cartographie d'espèces ripariennes.

Les traitements présentés dans ce chapitre ont été réalisés en collaboration avec Antoine Ba dans le cadre d'un contrat d'ingénieur de recherche. Ce chapitre a fait l'objet d'une présentation au colloque SPIE Remote Sensing en septembre 2017, et de la publication d'un acte de colloque :

« Comparison of leaf-on and leaf-off ALS data for mapping riparian tree species"

Laslier Marianne[(a)]; Ba Antoine[(a)]; Hubert-Moy Laurence[(a)]; Dufour Simon[(a)]

(a) LETG-RENNES COSTEL UMR CNRS 6554, Université Rennes 2, Place du Recteur Henri le Moal 35043 Rennes cedex, France

2 Materials 203
2.1 Study site 203
2.2 Field data 204
2.3 LiDAR data 204

3 Methods 205
3.1 Preprocessing 205
3.2 Metric extraction 206
3.3 Classification framework 210

4 Results 212
4.1 Feature Selection 212
4.2 Tree Classification 212

5 Discussion 214
5.1 Feature Selection 214
5.2 Tree classification 215

6 Conclusion 217

1 Introduction

Forest species composition is a fundamental indicator of forest study and management (Kirby and Potvin, 2007). However, describing forest species composition at large scales and of highly diverse populations remains an issue (Fassnacht et al., 2016). Remote sensing technology can provide significant contribution by giving information on large areas and at high spatial and temporal resolutions (Fassnacht et al., 2016; Vanden Borre et al., 2011). While new sensors have rendered the use of this powerful tool more accessible and operational, these sensors do have not the same spectral sensitivities to assess forest species composition (Fassnacht et al., 2016). Yet, forest composition can only be characterized at high spatial resolution, as the object of study -i.e. the tree- is quite small (few meters). Moreover, tree species are principally recognized according to their morphological aspect (Li et al., 2013) and phenology (Chuine and Beaubien, 2001). For example, one of the simplest classification of trees, which aims to separate coniferous from deciduous trees, is based on their phenology. Intra-annual and/or 3D data are needed for identifying tree species (Brandtberg, 2007a; Kim et al., 2009; Næsset, 2005; Wasser et al., 2013).

Laser Detection and Ranging (LiDAR) data give 3D information about object structure (Coops et al., 2007; Riaño et al., 2004; Wulder et al., 2008). As the laser pulse is very fine, it can penetrate tree canopy and inform about internal structure of trees. It is consequently an increasingly widely used tool to assess forest structure and composition over large areas (Fassnacht et al., 2016; Koenig and Höfle, 2016). Recent advances in LiDAR data processing have shown the interest of using dense point clouds to derive morphological and structural metrics characterizing tree structures precisely(Koenig and Höfle, 2016; Li et al., 2013; Lin and Hyyppä, 2016).

Studies concerning tree species identification focus either on the separation of deciduous from coniferous species (Reitberger et al., 2008), or exclusively on coniferous species (Deng et al., 2016; Hyyppä et al., 2012; Korpela, 2017a), or also on mixed forests (Cao et al., 2016; Lindberg et al., 2014).Test sites and species studied might therefore change classification accuracies according to species and study-site conditions (e.g., gentle terrain, dense stands, low degrees of species mixture, sparse number of age classes, homogeneity of sylviculture practices, good accessibility) (Fassnacht et al., 2016). For example, coniferous species are generally mapped with higher accuracy (more than 80 %) than deciduous species (Lindberg et al., 2014). Indeed, deciduous species remain more difficult to map precisely than coniferous species(Cao et al., 2016), and mixed forests seem to be more difficult to map than homogeneous plantations. Moreover, the number

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

of species to classify remains an issue, knowing that most of the time, the higher the number of species, the lower the accuracy is (Fassnacht et al., 2016).

Riparian corridors are valuable ecosystems with high species richness (Naiman et al., 2010), but few studies have focused on monitoring riparian tree species with remote sensing data, particularly with ALS data (Carbonneau and Piégay, 2012). (Michez et al., 2013a) identified 4 riparian species with a high precision (84%) using UAV and Lidar data. (Johansen et al., 2010) characterized riparian zones attributes with LiDAR data and VHSR imagery. (Riedler et al., 2015) identified riparian species and riparian functions in Germany using Worldview and LiDAR data. All these studies focused on spectral properties of tree species and not on morphological properties of trees. They did not use the full potential of LiDAR data, as they did not use the point cloud data.

This study aimed to determine which metrics derived from LiDAR data are best suited to identify and map riparian tree species. For that purpose, we compared three datasets combining leaf-off and leaf-on LiDAR data from which we derived several metrics, reflecting either external morphology or internal structure of trees. Finally, we conducted several classification tests with different sets of riparian species.

2 Materials

2.1 Study site

The study was conducted along the Sélune River, France (fig. 1). The Sélune River flows 91 km from Saint-Cyr-du-Bailleul to the Mont-Saint-Michel Bay in Normandy. The climate is oceanic, with precipitation throughout the year. The growing season runs from April-August. The Sélune watershed covers 1009 km^2 and is predominantly agricultural. Two dams are located on the Sélune River – Vezins and La Roche-qui-Boit – which form one 19 km-long reservoir. Along the Sélune River, the riparian areas are composed of tree lines, an alluvial forest, or a slope forest. The tree-lines (80% of the Sélune river riparian trees) are located upstream and downstream the reservoir lake. The riparian area along the reservoir lake is composed of dense slope forest.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

2.2 Field data

Eight sites were investigated along the Sélune River in summer 2016 and summer 2017, three being located downstream the reservoir lake and four along the reservoir lake. Three sites were composed of tree lines and 4 were composed of riparian forest or slope forest. We inventoried 181 trees of the principal species of the site (Fig. 8-1): willow, alder, oak, ash, chestnut, lime, beech, and poplar (Table 8-1). We recorded tree positions with a DGPS Trimble GeoExplorer GeoXT 2005 of 75 cm mean horizontal accuracy. We also recorded diameter at breast height in two directions (perpendicular and parallel to the river) and information on herbaceous and shrub vegetation (presence, density, composition).

Table 8-1: Number of trees inventoried per species

Species	**Oak (oak)**	**Ash (ash)**	**Lime (lim.)**	**Alder (ald.)**	**Willow (wil.)**	**Poplar (pop.)**	**Chestnut (ch.e)**	**Beech (bee.)**
Species number	1	2	3	4	5	6	7	8
Number of trees	24	19	15	28	28	30	17	20

2.3 LiDAR data

The LiDAR data used in this study were acquired in June 2015 and January 2017. The data were collected with an Optech ALS TITAN mounted on an aircraft flying at 400 and 800m in the green and near infra-red channels (532 and 1150 nm respectively) (Fig. 8-1). This sensor can record up to 5 discrete points per laser pulse.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

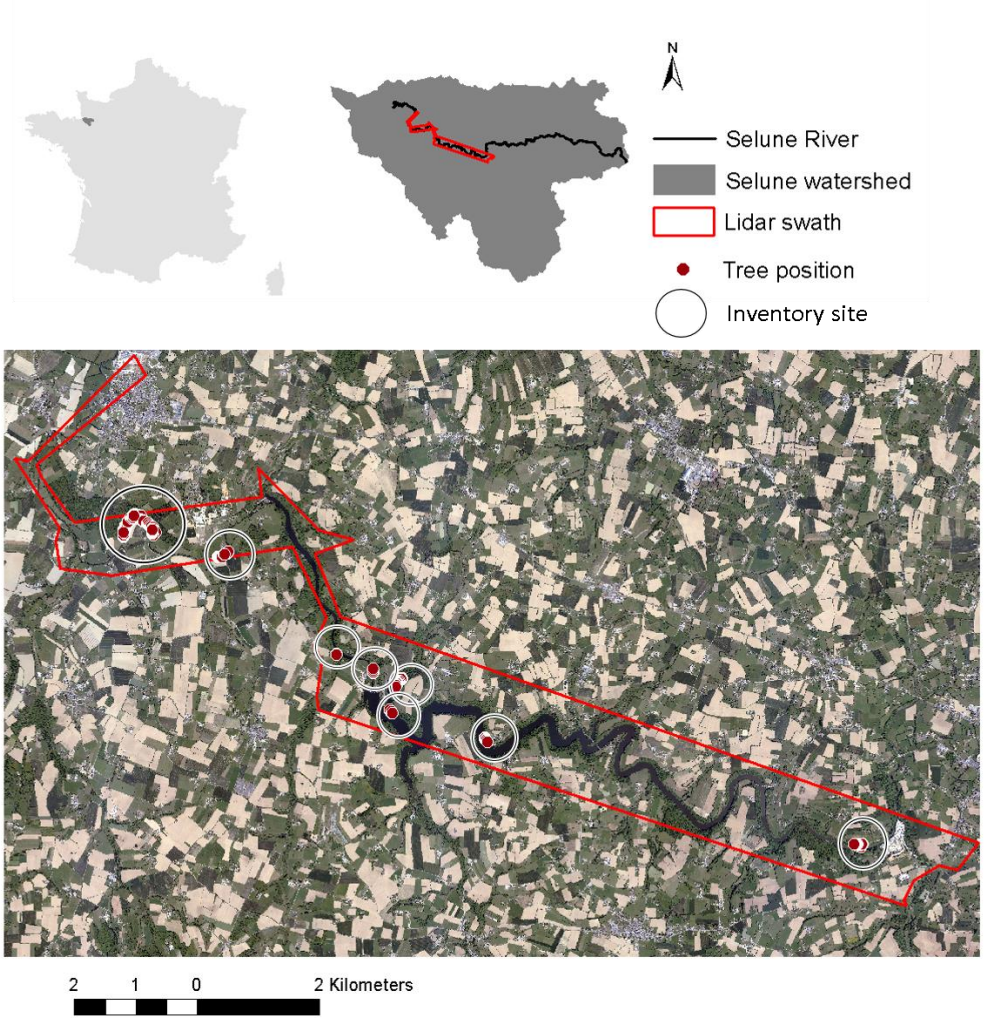


Figure 8-1 : Location of tree positions and LiDAR swath

3 Methods

3.1 Preprocessing

First, point clouds were extracted on the seven study sites from the two datasets (June 2015 and January 2017). The point clouds were then filtered using the FUSION software (McGaughey, 2009). The soil and surface points were extracted with FUSION software to create a Digital Elevation Model (DEM, accounting for the terrain elevation), a Digital Surface model (DSM, accounting for the terrain and above ground features elevation) and a Canopy Height Model (CHM) with a 25cm spatial resolution. Last returns were considered as ground points and used to generate the DEM. The point clouds were normalized using soil points with LAStools© (Isenburg, 2015). Each of the

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

181 tree crowns were manually digitized from the CHM, and the corresponding tree point clouds were extracted.

3.2 Metric extraction

A total of 68 metrics were computed from the tree point clouds (table 2). We calculated leaf-on, leaf-off and change metrics (difference and normalized difference between leaf-off and leaf-on metrics) for each tree. Leaf-on and leaf-off metrics were computed with the June 2015 and the January 2017 data respectively. We divided the metrics into morphological and structural metrics. Morphological metrics give information about the external morphology of the trees, while structural metrics give an insight of their internal structure (Lin and Hyyppä, 2016).

3.2.1 Morphological metrics

The morphological metrics selected were tree height, diameter, basal area, volume, ratios between volume, diameter, and height, and an indicator of the symmetry of the tree. These metrics were used in previous studies for classification of forest species based on Lidar data (Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016; Nie et al., 2017). Height (H) was calculated as the highest point of the tree point clouds. Volume (V) and area (A) were calculated using the convex hulls of the trees. Diameter (D) was calculated as the equivalent diameter of the area. The dissymmetry (Di) metric was computed as the absolute difference between two diameters. It was computed because some riparian trees near the river, such as willows or alders, can be oriented in the direction of the river and thus very dissymmetric. We simplified the method proposed by (Lin and Hyyppä, 2016), as we selected only two diameters in two directions (X and Y). Ratios of Volume to Diameter (V/D), Diameter to height (D/H) and Volume to height (V/H) were also computed.

3.2.2 Structural metrics

Internal structure of the trees is an important component for tree characterization. The point distribution is a good proxy of the tree structure and has shown its interest in classification of forest species (Fassnacht et al., 2016; Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016). Based on the assumption that LiDAR measurements can penetrate the

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

canopy, the Laser Penetration Index (LPI) can be used to quantify this penetration (Barilotti et al., 2007). It is defined as follows:

$$LPI_{ij} = \frac{g_{ij}}{g_{ij}+v_{ij}} \quad (1)$$

Where g is the ground point density and v the tree point density.

Since the surface units used in this study are the horizontal footprints of the trees, g and v are respectively the number of ground points and the number of vegetation points for a given tree.

The Leaf Area Index (LAI), which is an index that characterizes plant canopy, is widely used to discriminate species or estimate plant physiology (Kwak et al., 2007; Solberg et al., 2006). Using the Beer-Lambert law, LiDAR data can give information about the gap fraction, which is related to LAI (Solberg et al., 2009, 2006). Solberg et al., (2006) found a proxy of LAI using LiDAR data corresponding to the logarithm of the number of tree points divided by the number of soil points (under the tree crown). For example, the bigger the leaves are, the less the laser penetrates the canopy and reaches the ground. Therefore, the ratio number of points/ number of soil points is high.

$$LAI = \log\frac{r}{g} \quad (2)$$

Where r is the total number of points for a given tree, and g is the number of ground points under the tree.

The number of discrete returns of each pulse can be used for characterizing canopy structure. Penetration of signal (P) corresponds to the number of first returns divided by the total number of returns for a tree.

$$P = \frac{r1}{r} \quad (3)$$

Where r1 is the number of first returns, and r the number of all returns.

Mean number of returns of each point (mean_N) and the standard deviation of number of returns of each point (SD_N) were also calculated. These two metrics are proxies of the degree of canopy opening: The denser the canopy is, the less penetration of the LiDAR signal into the canopy is.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Finally, the 3D patterns of canopy, for example the degree of canopy opening or thickness of branches can be described with LiDAR data using four indices based on the points density estimated in 1m x 1m boxes: mean (mean_D), variance (Var_D), skewness (Sq_D) and Kurtosis (Kt_D). Therefore, a homogeneous canopy has a lower variance.

3.2.3 Inter-seasonal changes

In order to assess the phenology of trees, inter-seasonal changes were quantified by two means: For each metric, a basic difference was computed as well as a normalized difference between leaf-on and leaf-off conditions. They are defined as follows:

$$\text{metric}_{\text{diff}} = \text{metric}_{2017} - \text{metric}_{2015} \quad (4)$$

and

$$\text{metric}_{\text{norm_diff}} = \frac{\text{metric}_{2017} - \text{metric}_{2015}}{\text{metric}_{2015}}. \quad (5)$$

Where $metric_{diff}$ is the metric difference, $metric_{norm_diff}$ the metric normalized difference, $metric_{2015}$ the metric value in June 2015 and $metric_{2017}$ the metric value in January 2017.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 8-2 : Metrics computed from the two LiDAR point clouds. We computed each metric with the leaf-on and leaf-off dataset.

Type of metric	Definition	Metric	Reference
Morphological	Height	H	(Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016; Nie et al., 2017)
	Diameter	D	(Koenig and Höfle, 2016)
	Area	A	(Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016)
	volume	V	(Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016)
	dissymmetry	Di	(Lin and Hyyppä, 2016)
	Ratio Volume / diameter	V/D	(Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016)
	Ratio Diameter/height	D/H	(Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016)
	Ratio Volume/height	V/H	(Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016)
Structural	Leaf penetration index	LPI	(Barilotti et al., 2007)
	Leaf area index	LAI	(Solberg et al., 2006)
	Penetration of signal	P	(Li et al., 2013)
	Mean number of returns	Mean_N	(Lindberg et al., 2014)
	Standard deviation of number of returns	SD_N	(Lindberg et al., 2014; Nie et al., 2017)
	Mean density	Mean_D	(Li et al., 2013)
	Variance of density	Var_D	(Li et al., 2013)
	Skewness of density	Sk_D	(Li et al., 2013)
	Kurtosis of density	Kt_D	(Li et al., 2013)
Difference between leaf-off and leaf-on	Difference of previous metrics	$metric_{diff}$	
	Normalized difference of previous metrics	$metric_{norm}$	

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

3.3 Classification framework

3.3.1 Tree selection

The classification of trees was conducted following several steps (fig. 8-2). First, a selection of species to classify was done, based on the relevance and number of trees recorded for each species. As an outcome, it was chosen to perform the classification on five combinations of species, the first combination regrouping the four most represented species and the last combination being the entire dataset (table 8-3). One species was added for each new combination.

Table 8-3 : Classified trees combinations.

Combinations	**Species**							
	Oak (oak)	Ash (ash)	Lime (lim.)	Alder (ald.)	Willow (wil.)	Poplar (pop.)	Chestnut (ch.e)	Beech (bee.)
1	X			X	X	X		
2	X			X	X	X		X
3	X	X		X	X	X		X
4	X	X		X	X	X	X	X
5	X	X	X	X	X	X	X	X

3.3.2 Sequential Features Selection

Based on the 68 metrics derived from LiDAR data, a total of $2.9515 * 10^{20}$ possible combinations of metrics existed for the classification. Thus, a selection of features describing the data set was needed to optimize the classification results. A Sequential Forward Selection (SFS) was then used to choose the best descriptors (Marcano-Cedeño et al., 2010; Rückstieß et al., 2011). The sequential selection implies that the SFS adds features one by one to the new features subset, based on a criterion that estimates the feature accuracy for predicting the data set. This accuracy estimation is performed using Leave-One-Out cross-validation. A similar feature selection was used by (Wang and Glennie, 2015) for classifying different land cover types based on hyperspectral and LiDAR derived features using the SVM.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

3.3.3 SVM classification

SVM algorithm, which is a very powerful method to classify objects (Hsu et al., 2003) adapted to small datasets (Mountrakis et al., 2011), has already been widely used for tree species classification (Dalponte et al., 2014; Lin and Hyyppä, 2016; Vaughn et al., 2012). SVM classifications were performed on matlab using libSVM package (Chang and Lin, 2011). We calculated SVM parameters by cross-validation, and assessed the classification accuracy by leave-one-out cross-validation. Leave-one out cross-validation is a cross-validation suited to small datasets, as every sample is used as training and validation sample (Fassnacht et al., 2016). One iteration was performed for each sample (here 181 trees). For each iteration, one sample was taken apart as validation sample. The other (here 180 trees) samples were used as training samples to build the classification model. The model was applied to the validation samples to predict the species. Finally, we calculated overall accuracy and kappa index to validate the classification (Fig. 8-2).

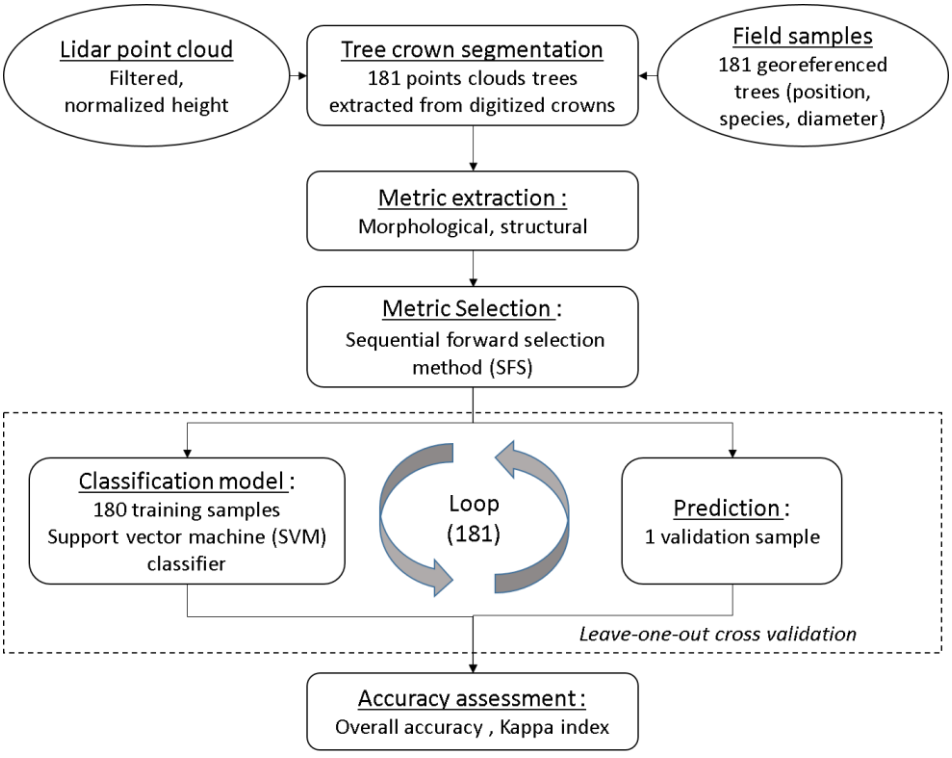


Figure 8-2 : Methodological classification framework.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

4 Results

4.1 Feature Selection

Feature selection algorithm allows to assess the most informative metrics for the three datasets (table 8-4) for which all metrics were retained. Height, was kept in the 3 datasets. Area, Diameter and ratio Volume/ diameter were the kept in the 2015 and 2017 datasets. A maximum of seven metrics was kept for the joint 2015-2017 dataset. For this dataset, one differential metric was kept: Difference of penetration between 2015 and 2017, three metrics of 2015, and three metrics of 2017. Therefore, both leaf-off and leaf-on metrics were used equally in the classification. Both morphological and structural metrics were kept in 2015 and 2017 datasets, suggesting that morphology and structure at the two dates are relevant for tree classification.

Table 8-4 : Best metrics selected from the 2015, 2017 and joint 2015-2017 datasets.

dataset	2015	2017	2015-2017
metric	H_{2015} A_{2015} D_{2015} Di_{2015} V/D_{2015} P_{2015}	H_{2017} A_{2017} D_{2017} V/H2017 V/D_{2017} LAI_{2017}	H_{2015} $Mean_N_{2015}$ LPI_{2015} D/H_{2017} SD_N_{2017} Var_D_{2017} P_{norm_diff}

4.2 Tree Classification

Accuracy of classifications revealed to differ according to datasets and the species selected (table 8-5). Joint 2015-2017 dataset predicted with higher accuracy the tree species than the other datasets (minimum of 52 % of Overall accuracy and maximum of 77.27 of Overall accuracy). Combination of 2015 and 2017 allowed a maximum increase of 8% and 15 % compared to 2015 and 2017 datasets respectively.

Accuracy of classifications was higher when classifying less species. For the joint 2015-2017 dataset, the overall accuracy achieved 52.49% considering all species, and 77.27% for the four predominant species (oak, alder, willow and poplar). The six

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

predominant species were necessary to achieve an overall accuracy above 0.6, and the five predominant species to achieve an overall accuracy above 0.6.

Table 8-5 : Overall Accuracy (OA), kappa coefficient (K) and gain of accuracies (%) for five selections of trees using the most pertinent metrics derived on the 2015, 2017 and 2015-2017 joint datasets. For species number, refer to tables 1 and 3.

Species combination	**Number of trees**	**Accuracy (%) according to the dataset used**						**Accuracy gain (%) using 2 dates compared to only one date**			
		2015		2017		2015-2017		compared to 2015		compared to 2017	
		OA	*K*	OA	*K*	OA	*K*	OA	*K*	OA	*K*
1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8	181	48.1	39.8	45.9	37.3	52.5	44.9	4.4	5.1	6.6	7.7
1,2,4,5,6,7,8	166	55.4	47.6	45.8	35.9	56.6	48.8	1.2	1.2	10.9	12.8
1,2,4,5,6,8	149	57.7	48.9	53.0	43.1	65.8	58.6	8.1	9.7	12.8	15.5
1,4,5,6,8	130	64.6	55.4	55.4	43.5	69.2	61.3	4.6	5.9	13.9	17.7
1,4,5,6	110	69.1	58.7	62.7	50.2	77.3	69.6	8.2	10.9	14.5	19.4

The confusion matrices (tables 8-6 and 8-7) revealed that willow is the best well classified species, since for both classifications, 23 of 28 trees were well classified which corresponds to 82.1% of accuracy. Other accuracies differ for the two classifications. In the classification of the four predominant species, 24 of 30 poplar trees were well classified, which corresponds to 80% of accuracy. Willows were misclassified with alders and oaks, poplars with alders, and oaks and alders that had lower accuracies (respectively 75 and 71.4%) with the other species.

Concerning the classification with the eight species, best accuracies were obtained for the four predominant species: oaks, alders, willows and poplars. Limes were the less well classified, with only 6% percent of accuracy and were misclassified with ashes, alders and beeches. Ashes, chestnuts and beeches were classified with higher accuracies of 36, 41 and 20% respectively. Beeches were misclassified with oaks and chestnuts, whereas ashes were mainly misclassified with oaks, limes and alders.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 8-6: Confusion matrix of the SVM classification for the four predominant species, based on the joint 2015-2017 dataset.

		Predicted					
	species	oak	alder	willow	poplar	total	OA (%)
	oak	18	2	3	1	24	75
	alder	0	20	5	3	28	71.4
Truth	willow	2	2	23	1	28	82.1
	poplar	2	2	2	24	30	80
	total	22	26	33	28	110	77.27

Table 8-7: Confusion matrix of the SVM classification for the eight species based on the joint 2015-2017 dataset

		Predicted								
	species	Oak	Ash	Lime	Alder	Willow	Poplar	Chestnut	Beech	Total	OA (%)
	Oak	13	3	1	1	4	1	1	0	24	54.1
	Ash	4	7	2	3	0	1	0	2	19	36.8
	Lime	2	3	1	3	3	0	0	3	15	6.6
Truth	Alder	2	0	0	18	4	4	0	0	28	64.2
	Willow	2	0	0	2	23	1	0	0	28	82.1
	Poplar	1	2	0	1	2	22	1	1	30	73.3
	Chestnut	1	0	0	0	1	2	7	6	17	41.1
	Beech	5	2	2	2	0	0	5	4	20	20
	Total	30	17	6	30	37	31	14	16	181	52.49

5 Discussion

5.1 Feature Selection

Feature selection revealed the interest in using both leaf-on and leaf-off data. We observed that using two dates allows a mean increase of 8% accuracies for tree species classification. This is concordant with (Kim et al., 2009) who found that combining leaf-off and leaf-on datasets increased species classification results. Leaf-on and leaf-off

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

conditions do not give the same information about the tree, and therefore are complementary. Tree height is for example best predicted in leaf-on condition than in leaf-off condition. Conversely, penetration of signal in winter will give information about branches structure; when penetration of signal in summer will give information about the leaf-density or the biomass. However, if only one acquisition should be done (for economic reasons for example), leaf-on conditions should be preferred since the classifications showed better results in leaf-on conditions than in leaf-off conditions. Conversely to our results, Kim et al., (2009), Ørka et al., (2009) and Reitberger et al., (2008) found that classification results were higher using leaf-off than leaf-on data.

For the three datasets, both morphological and structural metrics were kept, suggesting the complementarity of these two types of metrics. This result is concordant with Li et al., (2013) and Lin and Hyyppä, (2016) who performed classification of boreal forest species with high accuracy (> 80%) using structural and morphological metrics. However, in the joint 2015 and 2017 dataset structural metrics were in higher number than morphological metrics, suggesting that internal structural information may be more relevant than external morphological information. This result confirms the great potential of LiDAR data, and particularly FWF data that can penetrate structures at a tree scale. Moreover, this confirm the interest in using more than the sole CHM to classify species. Point distribution revealed to be of most interest for classifying riparian tree species.

5.2 Tree classification

Classification results showed good overall accuracy (77%) for the classification of Alder, Oak, Poplar and Willow. The four principal species of our study site were accurately classified with the metrics. This result is interesting since the majority of studies focused on coniferous species, and that the studies focusing on mixed deciduous forests achieved accuracies around 0.7 (Lindberg et al., 2014 ; Fassnacht et al., 2016; Koenig and Höfle, 2016). Alder were predicted with a good accuracy (71.4%) conversely to (Lindberg et al., 2014) who did not achieve to predict the species (accuracy of O %) with Fullwaveform and point density metrics.

However, results show a high variability in accuracy according to species. Willow and poplar revealed to be the best well classified. This is concordant, since the poplars and willows present in the study site were very homogeneous and very different from the other trees: Tall and with low diameter for poplar, ball shaped morphology for the willow. These particular morphologies would have been well resumed by the metrics we

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

calculated. Other species were less well classified. Two reasons may explain this observation: First, this can be due to the variety of morphologies, for example for alder. Indeed trees can be very different according to the context (alignment of forest), the age (young or well developed) or the management type (multi-trunk shape) (Fassnacht et al., 2016). Yet this intra-species variability can be reflected in tree morphologies and then confuse the signal recorded by the laser. The second reason can be due to the relative lack of clear morphological differentiation between some tree species. For example, tall large trees like oak, lime, chestnut or ash cannot be differentiated according to their height, volume or diameter. It seems that metrics we calculated were not sufficient to differentiate those species.

In this scope, use of other metrics, from the waveforms for example may help to increase confidence and classification results. Metrics derived from waveforms, such as intensity of waveform, shape of waveform have shown their interest in classify tree species in different forests contexts (Hovi et al., 2016; Reitberger et al., 2008; Vaughn et al., 2012; Yao et al., 2012). However, no studies have tested yet this type of metrics for the study of riparian tree species. This study focused on the use of 3D LiDAR data, and on morphological and structural information derived. Our study revealed the necessity of temporal information (leaf-off Leaf-on values) to classify riparian tree species. Therefore, going further in phenology analysis would be of interest, for example completing LiDAR data acquisition with UAV acquisitions. Indeed, the use of UAV time series have shown its interest in classifying riparian species (Husson, 2012; Michez et al., 2013a). Use of spectral information could be used too, in order to bring complementary information. (Riedler et al., 2015) and (Johansen et al., 2007) used multispectral imagery and discrete LiDAR data to classify types of riparian species. The increase of spatial resolution of optical captors could be of high interest to represent single tree spectral signatures, especially with new generations of hyperspectral captors.

Finally, this study did not focus on tree segmentation, since we chose to segment tree crowns manually. Hence, automatic segmentation would be necessary to apply the classification models built in this study to entire forest datasets and produce maps of species distribution. However, no methods have already shown their efficiency in segmenting tree crowns precisely (Larsen et al., 2011) and tree segmentation remains a research field in its own (Koch et al., 2014).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

6 Conclusion

As a conclusion, this study showed the interest of dense LiDAR data to accurately classify riparian forest species. 77% of overall accuracy was obtained classifying alders, oaks, poplars and willows. Other species (limes, beeches, ashes and chestnuts) were more difficult to classify. Moreover, the results revealed the complementarity of leaf-off and leaf-on data acquisitions, in order to extract different types of metrics related to tree morphology or structure. Both morphological and structural metrics were necessary to classify riparian tree species, but we found that structural metrics are of higher importance than morphological ones. Therefore, further work should focus on internal structural information extraction, for example using LiDAR waveform data.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

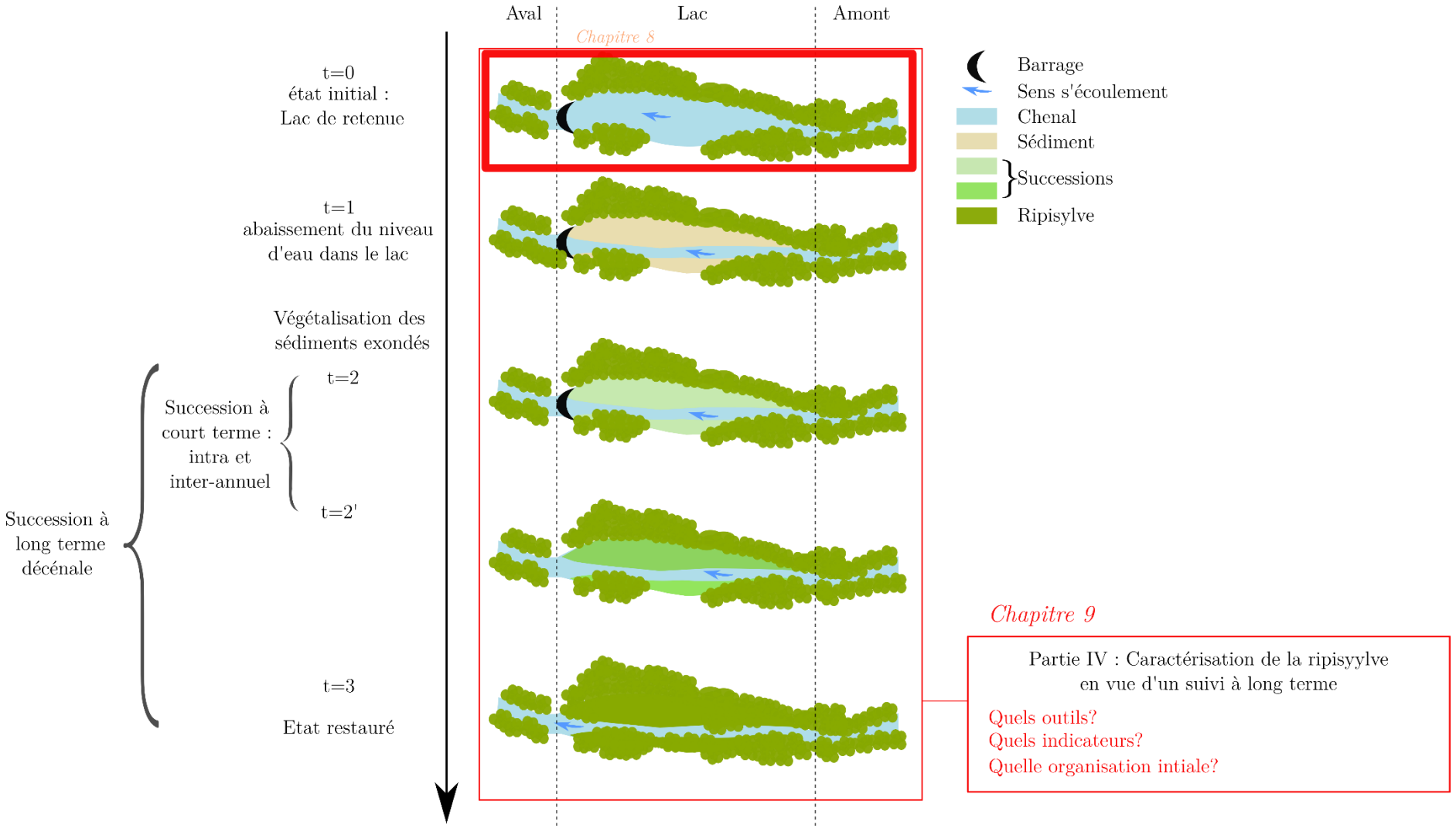


Figure 3:Position du chapitre 9 dans le schéma général de la thèse

Chapitre 9 : Spatialisation d'indicateurs de l'état des ripisylves : application à l'état initial d'une action de restauration.

1 Introduction 220

2 Material and methods 222

2.1 Study site 222

2.2 General Framework 224

2.3 LiDAR data 225

2.4 Field data 225

3 Methods 226

3.1 Preprocessing 226

3.2 Indicators of riparian status 227

4 Results 235

4.1 Mapping riparian indicators through an indirect approach 235

4.2 Longitudinal characterization of the Selune River. 237

5 Discussion 241

5.1 Contribution of LIDAR data to riparian vegetation assessment 241

5.2 Longitudinal characterization of riparian vegetation along a dammed river. 244

5.3 Perspective for restoration 245

6 Conclusion 246

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Introduction

Riparian zones provide multiple ecosystems services such as sediment bank stabilization, water fluxes regulation and flood prevention, or habitat provision (Naiman et al., 2010). As riparian zones intersect land and water; they are exceptionally rich in biodiversity (Naiman Robert J. et al., 1993). Moreover they act as ecological corridors and provide a high diversity of habitats for birds and other animal species (Hilty and Merenlender, 2004; Skagen et al., 2005; Tabacchi Eric et al., 2002). However, river ecosystems are subjected to a lot of anthropic pressures. For example, the presence of dams affect river ecosystems properties like continuity (Nilsson and Berggren, 2000), sediment transport (Toniolo Horacio et al., 2007; Williams and Wolman, 1984), water quality (Meybeck, 2003) and biodiversity (Nilsson and Berggren, 2000). As a consequence, river ecosystems are the center of restoration operations like dam removal: these operations are willing to restore river and riparian properties (like connectivity for example).

River restoration operations efficiency is known to be insufficiently monitored for several reasons (Morandi et al., 2017). This is particularly true for riparian vegetation. Indeed, only a few studies analyze dam removal effect on riparian vegetation restoration even if the surrounding riparian vegetation is an important driver of ecological restoration actions implemented to enhance the services provided by riparian buffers (González et al., 2015b). In the case of riparian ecosystems, their shape and dynamic represent a potential limitation to monitoring processes and raise some methodological issues (Dufour et al., 2012). Indeed indicators of restoration success need to respect some characteristics to be efficient: they need to be meaningful in terms of processes indicated, to be easy to produce and understand by managers, to be spatialized on the all river scale (large scale), to be quickly produced (for example just after a flood event, or just after the dam removal), to be produced with high temporal frequencies (to finely assess the river response to restoration operation) (González et al., 2015b). These indicators have to be produced before the restoration action (e.g. dam removal), in order to document the initial state of the system, and after to monitor the restoration effect. Furthermore, the indicators produced need to be in accordance with the restoration objectives (Tullos et al., 2016): Should indicators of restoration be related to general properties of the riparian vegetation, or should some particular properties or functions need to be pointed out?

Remote sensing is a tool more and more used to map ecosystems status, and over the last decade a large body of work has been dedicated to build this framework, and several studies achieved precise maps of riparian zones attributes with remote sensing

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

data (Akasaka et al., 2010; Antonarakis et al., 2008a; Johansen et al., 2010, 2007; Michez et al., 2016c, 2013b; Riedler et al., 2015). As many riparian functions are linked to the 3 dimensional structure, indicators reflecting this 3D structure have been produced with new generation of remote sensing data such as Airborne Laser scanning (ALS) data, or Laser Detection and Ranging data (LiDAR). But this step remains a challenge. Indeed the complexity of riparian zones (i.e. high species biodiversity, high stratification, and high variability of riparian patches sizes) still needs a better methodological framework to map 3D riparian vegetation characteristics at large scale (Dufour et al., 2012).

The principle of laser scanning correspond to laser pulses sent by a laser mounted on an aircraft, combined with a record of information each time the pulse touches a surface. As the laser pulse is narrow (few cm), the laser can penetrate some surfaces such as tree canopies, and returns 3D information. Therefore, Lidar data have been widely used in forestry applications to estimate forest inventories metrics such as tree species (Fassnacht et al., 2016; Kim et al., 2009; Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016; Michez et al., 2016c; Ørka et al., 2009; Yu et al., 2017), above ground biomass (Bortolot and Wynne, 2005; Drake et al., 2003; Jochem et al., 2010; Kronseder et al., 2012), diameter at breast height (DBH), (Yao et al., 2012), stem density. But, most of these studies have been focused on non-riparian forests, and especially on large coniferous forests (Fassnacht et al., 2016), while riparian vegetation is usually characterized by a high structural complexity due to an important species richness and vertical stratification (Fassnacht et al., 2016).

Only few studies focus on riparian attributes and LiDAR data (Hall et al., 2009), and the majority of these studies only used 2D products of LiDAR data such as Digital elevation models (DEM) and canopy height models (CHM). For example, (Michez et al., 2013b), and (Akasaka et al., 2010) and (Riedler et al., 2015) used CHM to characterize the variance of canopy height. Riedler et al. (2015) used CHM to count the number of old trees, assuming that higher and larger trees are necessarily older trees. Akasaka et al (2010) achieved to measure the volume of open area under the water surface by the product of stream width, height from water surface to lowest tree and longitudinal distance from upstream to downstream (20m). (Antonarakis et al., 2008b) achieved to estimate vegetative fluid resistance of riparian big stems with LiDAR data. They were able to extract tree crown using a canopy height model. (Straatsma and Baptist, 2008) achieve to map vegetation roughness using LiDAR data. These studies indeed did not take full advantage of all information of LiDAR data and especially on stratification

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

information or spectral information. Using only the highest (top of canopy) and lowest (ground) returns of LiDAR data they skip the information between those points.

In addition to elevation information, LiDAR data provide information on the intensity of energy absorbed by the objects in the wavelength of the laser. Most of the time, the LiDAR records information of intensity in the near infra-red (NIR) canal as it is the most penetrating for canopies (Fassnacht et al., 2016). This intensity is related to spectral properties of objects like chlorophyll content for vegetation objects, but is also highly related to others parameters like scan angle or flight altitude that can make this information difficult to analyze. New generation of LiDAR can record information in different wavelengths simultaneously, allowing to normalize the intensity information and cancel the bias due to scan angle or flight altitude. As this type of LiDAR is quite new, few studies have focused on the interest of using two or more channels in LiDAR studies (Hopkinson et al., 2016; Yu et al., 2017), and none were focused on structurally complex riparian buffers.

The aims of the study were then 1) to develop spatialized indicators of riparian status using 3D bi-spectral LiDAR data, 2) to test the effect of LIDAR intensity on the accuracy of the indicators, and 3) to apply these indicators on a real dam removal project in order to assess the state of riparian vegetation before removal along the two sub-systems: upstream and downstream the dam. Hence, we mapped species composition, density of herbaceous strata, and density of shrubby layer, number of trunks per tree, canopy stratification, area and biomass of foliage overhanging the channel.

2 Material and methods

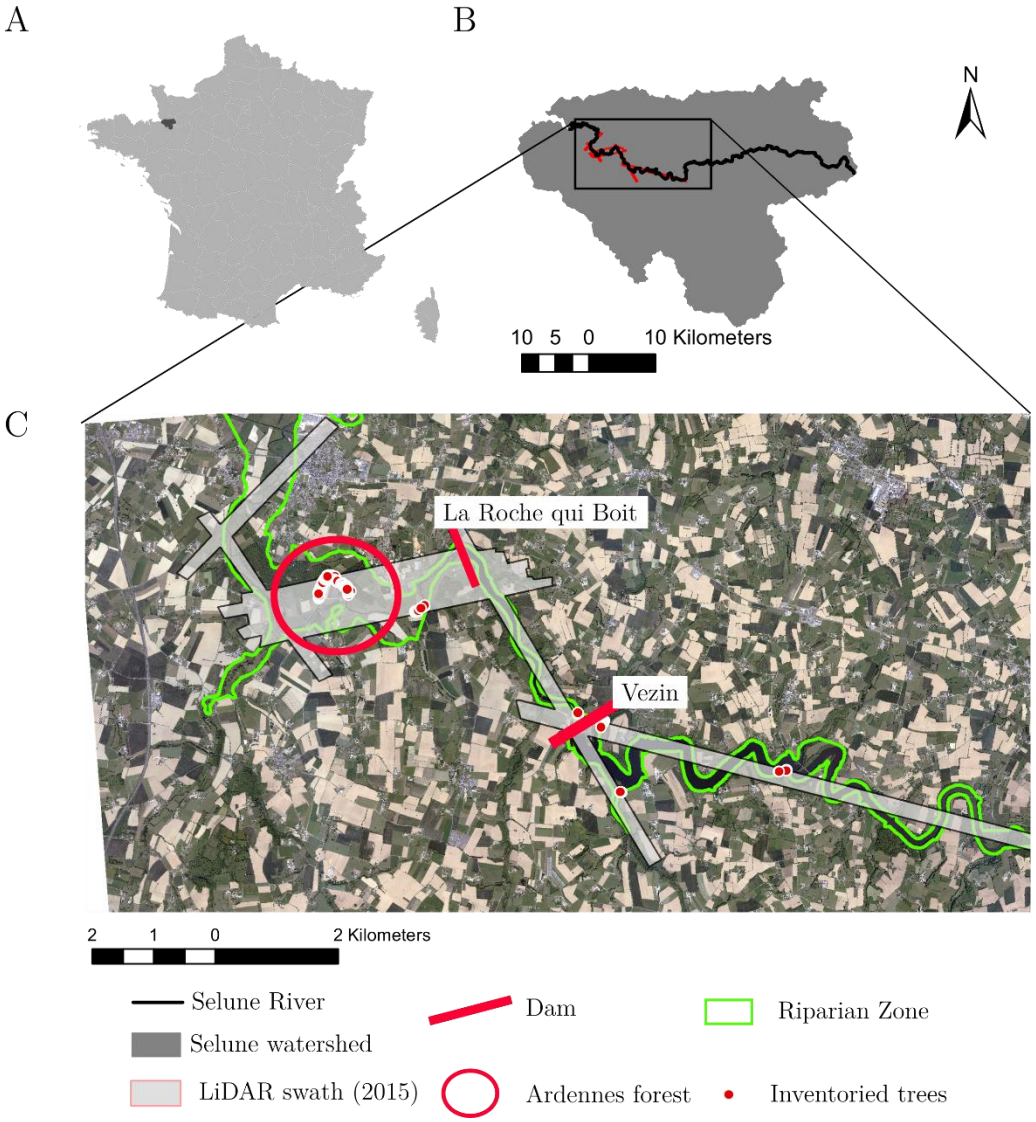
2.1 Study site

The study was conducted along the Sélune River, France (Fig. 9-1). The Sélune River flows 91 km from Saint-Cyr-du-Bailleul to the Mont-Saint-Michel Bay in Normandy. The climate is oceanic, with precipitation throughout the year. The growing season runs from April-August. The Sélune watershed covers 1009 km^2 and is predominantly agricultural. Two dams are located on the Sélune River – Vezins and La Roche-qui-Boit – which form one 19 km-long reservoir. Both will be removed by the French Government in 2020 to restore river connectivity and because they no longer

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

produce electricity profitably. Along the Sélune River, the riparian areas can take three forms: Narrow buffer strips, floodplain forest and hillslope forest (in the dam reservoir). The tree-lines (80% of the Sélune river riparian trees) are located upstream and downstream the reservoir lake.

All trees located in the riparian zone were considered (Fig. 9-1). Riparian zone is supposed to describe the area interacting with the River, -i.e.- that can be flooded by the River and that can bring materials to the River. Riparian zone was composed of floodplain area (extracted from DEM according to (Alber and Piégay, 2011) method) for floodplain forest and buffers strips, and of an arbitrary 30m wide buffer along the water for hillslope forest.

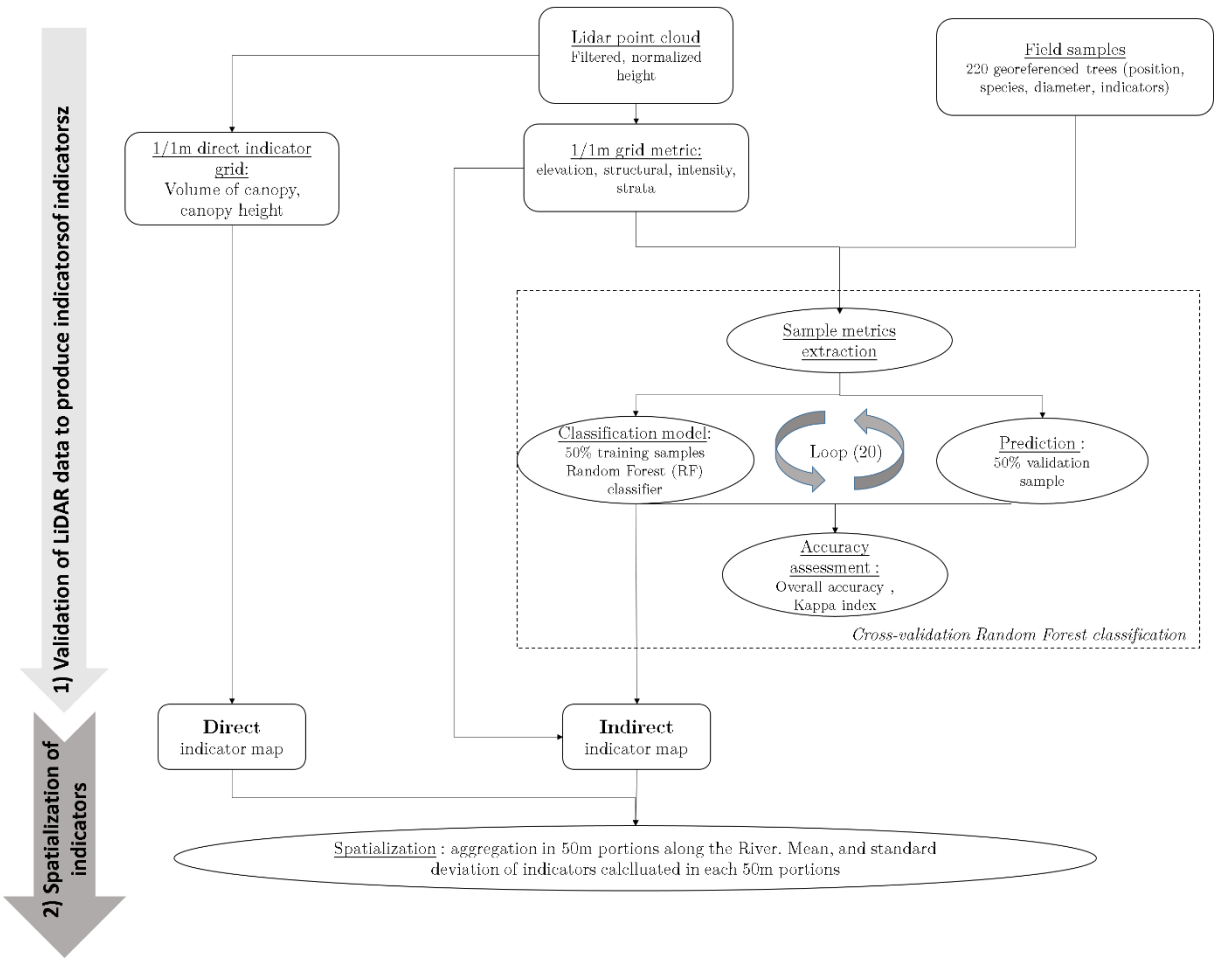


Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Figure 9-1: A. Location of Sélune watershed, B localization of study site, C Location of riparian zone, and inventoried trees according to dam localization and LiDAR swath..

2.2 General Framework

The general framework of the study (Fig. 9-2) can be summarized in two steps: The first step consists in validating the use of LiDAR data to produce riparian indicators. These indicators are either obtained directly by LiDAR metrics, or indirectly by supervised classification of the LiDAR metrics. The second step of the study consists in spatializing these indicators, and analyzing the longitudinal profile of these indicators into 50m long portions of the riparian zone, upstream and downstream the La Roche-qui-Boit dam. The validation of LiDAR data was done using the all LiDAR swath, while the spatialization of indicators was done only on the La Roche-qui-boit reservoir and downstream.



Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Figure 9-2 : General framework of the study, applied consecutively for each indicator (see table 2 for list of indicators).

2.3 LiDAR data

The LiDAR data used in this study were acquired in June 2015 and January 2017. The data were collected with an Optech ALS TITAN mounted on an aircraft flying at 400m in the green and near infra-red channels (532 and 1150 nm respectively) (Fig.1). This sensor can record up to 5 discrete points per laser pulse at a very point density (table 2).

Table 9-1 : LiDAR acquisition characteristics

parameter	**Configuration**
Canal	532nm Visible 1064nm NIR
altitude	400m
Point density	> 45pt/m2
Scan angle	20
Scan frequency	0-210 kHz
PRF	50-300 kHz
Beam divergence	0.7 mrad (1/e) 0.35 mrad
Laser range precision	5<0.008m
Accuracy (z)	2,3 < 5 - 10 cm

2.4 Field data

Seven sites were investigated along the Sélune River in summers 2016 and 2017, 2 being located downstream and 5 along the reservoir. Two sites were composed of narrow buffer strips and 5 were composed of alluvial forest or hillslope forest. 170 trees of the 8 principal species of the site were inventoried: willow, alder, oak, ash, chestnut, lime, beech, and poplar. Tree positions were recorded with a DGPS Trimble GeoExplorer GeoXT 2005 of 75 cm mean horizontal accuracy. Under each tree, we recorded diameter at breast height in two directions (perpendicular and parallel to the river), number of

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

branches (2 classes: more than 2, single trunk), density and composition of shrub layer (3 classes: weak, mid and high proportion), density and composition of herbaceous layer (3 classes: weak, mid and high proportion). Table 9-1 records the number of tree inventoried for each indicator. In order to validate elevations recorded by the LiDAR sensor, elevation was recorded on a bare soil site with a tachometer in March 2015.

Table 9-2: Number of trees inventoried for each value of riparian indicators.

attribute		Class	number of trees
species composition	oak	1	20
	ash	2	19
	lime	3	15
	alder	4	28
	willow	5	14
	poplar	6	31
	chestnut	7	21
	beech	8	21
number of trunks	less than 2	1	147
	more than 2	2	23
density of shrubby strata	low density	1	116
	mean-density	2	30
	high-density	3	24
density of herbaceous strata	low density	1	80
	mean-density	2	69
	high-density	3	21

3 Methods

3.1 Preprocessing

Point clouds of June 2015 and January 2017 were filtered using the FUSION software (McGaughey, 2009). The soil and surface points were extracted with FUSION software to create a Digital Elevation Model (DEM, accounting for the terrain elevation), a Digital Surface model (DSM, accounting for the terrain and above ground features elevation) and a Canopy Height Model (CHM) with a 50cm spatial resolution. Last

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

returns were considered as ground points and used to generate the DEM. The point clouds were normalized using soil points with LAStools© (Isenburg, 2015).

3.1.1 Validation of elevation extracted from LiDAR point cloud

Elevation was estimated by LiDAR point cloud with a R^2 of 95% and a RMSE of 0.27m compared to tachometer measurements (Fig 9-3). This result suggests that there is a mean distance of 26cm between true elevation (tachometer) and LiDAR elevation. As the subject of this study is riparian forest properties, a difference around 20 cm off riparian tree heights is not significant, and the elevations recorded by the LiDAR are expected to be correct.

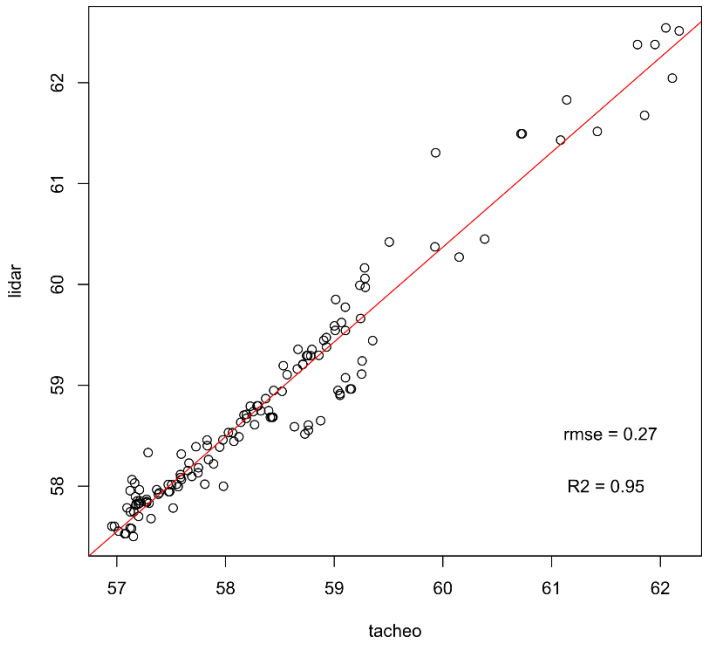


Figure 9-3: Lidar and tachometer elevation relationship

3.2 Indicators of riparian status

Indicators of riparian status can be extracted with LiDAR data. In the case of riparian vegetation properties, a lot of services are linked to the structural and functional characteristics of vegetation. In this study, 8 indicators were extracted regarding their importance in characterizing riparian function and status (Table 9-3). These indicators are either characterized directly with LiDAR data (Stratification, biomass overhanging the channel) or indirectly using classification models (species composition, density of understory strata and number of tree trunks).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 9-3 : Indicators of riparian status

Indicator	Function	Method and metric of estimation		Validation method
Mean Canopy height	Spatial heterogeneity linked to species richness (Naiman et al., 2010)	CHM	Direct	Elevation validation with tachometer data.
Standard deviation of canopy height		CHM		
Vertical canopy structure	Vertical heterogeneity linked to habitat (Tabacchi et al., 1998)	Standard deviation of point elevation		
Area of vegetation overhanging the river	Shading effect, water temperature regulation (Davies-Colley et al., 2009)	Area of vegetation		
Volume of vegetation overhanging the river		Area*Height of vegetation overhanging the river		
Species composition	Biodiversity (Naiman et al., 2010	Supervised classification	Indirect	Direct : Field data
Density of understory strata	<1m : Flood regulation, bank stabilization (Kouwen, 2000)	Supervised classification		
	>1m : Flood regulation, habitat (Darby Stephen E. and Thorne Colin R., 1996)	Supervised classification		
Number of trunks	Flood regulation (Hupp, 1992)	Supervised classification		

3.2.1 Direct indicators: Vertical canopy structure, biomass and area overhanging the channel

3.2.1.1 Vertical Canopy structure

Variation of elevation in the canopy can therefore give information about vertical structure of the canopy (Johansen et al., 2010; Michez et al., 2016c; Riedler et al., 2015).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Vertical structure of canopy is highly correlated to species composition (some species are taller than others) but also to stratification of vegetation (a homogeneous canopy would be less stratified than heterogeneous canopy). In order to assess these vertical canopy information, statistical metrics based on elevation were calculated: Maximum elevation (max_elev), average elevation (mean_elev) and standard deviation of elevation (stdv_elev). Furthermore, spatial variation of vertical structure is also related to riparian functions : Mean height and Spatial variation of canopy height is indeed linked to species richness as it increases diversity of habitat provision (Naiman et al., 2010).

3.2.1.2 Biomass overhanging the river channel

The overhanging character of vegetation is a crucial indicator of river status : It provides shade to the channel and bring biomass to the channel that can be used as habitat and nutrients for fishes (Barton et al., 1985; Beschta et al., n.d.; Shirvell, 1990). Michez et al., (2013) developed an index describing the area of vegetation overhanging the channel. This index is related to the continuity of riparian corridor, the shading effect of vegetation on the channel and the biomass overhanging the channel. However it is only a 2D index and biomass can be described with 3D index: Above ground biomass of forests is approximated in many studies as the volume of vegetation in a given area. Therefore, it is possible to estimate the potential biomass overhanging the river channel by calculating the volume of vegetation overhanging the river channel.

River channel area was estimated with the BD TOPO database. Vegetation polygons were extracted by filtering the CHM. Overhanging tree polygons were extracted by intersecting vegetation polygon with channel polygon. Potential volume of vegetation was calculated as the height (H in figure 9-4) of vegetation overhanging the channel in 1/1m grid cells. However, this estimation of biomass can be biased as it assumes that all the volume between surface and vegetation height is filled by vegetation. Therefore a "real volume" of vegetation was calculated using the elevation range of point overhanging water in 1/1 m grid (h in figure 9-2) and the area of tree crown overhanging the channel (a in figure 9-2).

$$Overhanging\ surface\ index\ = \frac{\mathrm{a}}{A} * 100$$

Where a is the area of projected tree crown overhanging the channel, and A is the area of the channel

$$Volume = \mathrm{a} * \mathrm{h}$$

Where a is the area of projected tree crown overhanging the channel, and h is the elevation range of points overhanging the channel.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

$$Potential\ Volume = a * H$$

Where a is the area of projected tree crown overhanging the channel, and H is the maximum elevation of vegetation overhanging the channel.

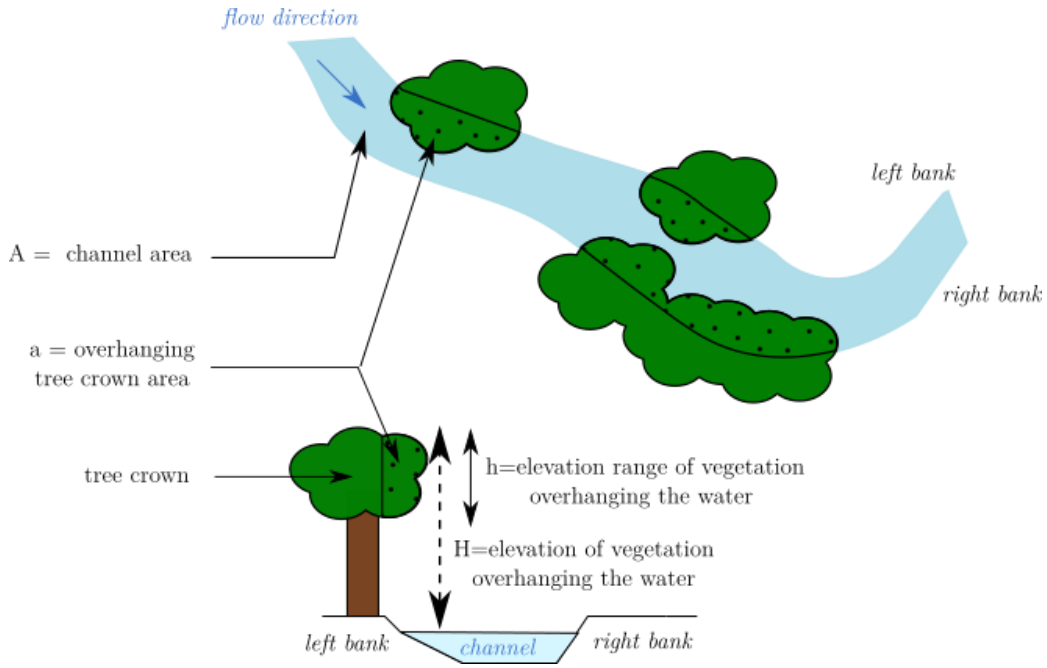


Figure 9-4 : Estimation of volume and area of biomass overhanging the channel

3.2.2 Indirect indicators: Species composition, density of herbaceous strata, density of shrubby strata, and number of trunks.

4 indicators were indirectly produced using supervised classifications because of their ability to assess riparian status: Species composition, density of understory strata (herbaceous and shrubby) and number of trunks. Species composition can be correlated to the habitat provision, bank stabilization of flood regulation (Hupp, 1992). Willow is for example a pioneer species implicated in bank stabilization (Hupp, 1992). Density of understory strata therefore provides a lot of functions : Herbaceous cover is linked to flood regulation(Darby Stephen E. and Thorne Colin R., 1996; Kouwen, 2000; Tabacchi et al., 2000) and sediment fixation (Tabacchi et al., 2000). Finally Riparian tree trunks are implicated in flood regulation, acting like a resistance to flood (Antonarakis et al., 2008b; Darby Stephen E. and Thorne Colin R., 1996; Tabacchi et al., 2000).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

The production of these indicators is based on classification models. These classifications require calculations of several metrics related to the indicators and calculated on LiDAR point cloud.

3.2.2.1 Metrics computed for classification

A total of 32 metrics were computed from the point clouds (table 3) to classify riparian species, density of herbaceous strata, and density of shrubby strata and management type (number of trunks). Leaf-on and leaf-off metrics were calculated for each 1 per 1 meter pixel. Leaf-on and leaf-off metrics were computed with the June 2015 and the January 2017 data respectively. We divided the metrics in 3 categories: Vertical canopy structure, density of strata, Penetration of signal and spectral intensity. Statistics of elevation gives information about vertical structure of canopy (described previously), density of strata can be related to point density in different vertical layers, penetration of signal gives information about biomass and density of the trees, and finally intensity recorded by laser gives information on spectral properties of the canopy.

3.2.2.2 Point density in vertical layers

Density of point in different elevation layers or strata gives information about the density of branches and foliage in the strata. Two strata were chosen: herbaceous strata that corresponds to elevation between 0.1 cm and 1m above ground. Ground points were not taken because they can either correspond to low grass or to bare soil. Density of herbaceous strata then corresponds to the percentage of points into the herbaceous strata. Shrubby strata correspond to elevation between 1m and 3m above ground. Density of shrubby strata would then correspond to the percentage of points into the shrubby strata.

$$Pourc_shrub = \frac{n_{1<elev<3}}{\mathrm{p}}$$

$$Pourc_herbaceous = \frac{n_{0.1<elev<1}}{\mathrm{p}}$$

Where $\boldsymbol{n}$ *is the number of points in the layer (shrubby or herbaceous) and p is the total number of points in the cell.*

3.2.2.3 Penetration of signal

Internal structure of the trees is an important component for tree characterization. The point distribution is a good proxy of the tree structure and has shown its interest in

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

classification of forest species (Fassnacht et al., 2016; Koenig and Höfle, 2016; Lin and Hyyppä, 2016). Based on the assumption that LiDAR measurements can penetrate the canopy, the Laser Penetration Index (LPI) can be used to quantify this penetration (Barilotti et al., 2007). It is defined as follows:

$$\mathrm{LPI} = \frac{g_j}{p}$$

Where g is the ground point density and p the cell point density.

Since the surface units used in this study are the horizontal footprints of the trees, g and p are respectively the number of ground points and the number of vegetation points for a given 1/1 meter cell.

The Leaf Area Index (LAI), which is an index that characterizes plant canopy, is widely used to discriminate species or estimate plant physiology (Kwak et al., 2007; Solberg et al., 2006). Using the Beer-Lambert law, LiDAR data can give information about the gap fraction, which is related to LAI (Solberg et al., 2009, 2006). (Solberg et al., 2006) found a proxy of LAI using LiDAR data corresponding to the logarithm of the number of tree points divided by the number of soil points (under the tree crown). For example, the bigger the leaves are, the less the laser penetrates the canopy and reaches the ground. Therefore, the ratio number of points/ number of soil points is high.

$$\mathrm{LAI} = \log\frac{\mathrm{p}}{\mathrm{g}}$$

Where p is the total number of points for a given cell, and g is the number of ground points for the given cell.

The number of discrete returns of each pulse can be used for characterizing canopy structure. Penetration of signal (P) corresponds to the number of first returns divided by the total number of returns for a pixel.

$$\mathrm{P} = \frac{\mathrm{r1}}{\mathrm{p}}$$

Where r1 is the number of first returns, and p the number of all returns.

Mean number of returns of each point (mean_N) and the standard deviation of number of returns of each point (SD_N) were also calculated. These two metrics are proxies of the degree of canopy opening: The denser the canopy is, the less penetration of the LiDAR signal into the canopy is detected.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

3.2.2.4 Intensity (multispectral ratios)

Ratios of intensity in the green and NIR band were calculated in leaf-on and leaf-off conditions, in order to assess spectral properties of canopy. Intensity can give very powerful information about tree canopy (Kim et al., 2009; Ørka et al., 2009; Vauhkonen et al., 2010; Yu et al., 2017), even if it is dependent of flight altitude, atmospheric conditions, and scan angle. Intensity can therefore be difficult to interpret or analyze. However, the use of ratios of two bands allow to normalize intensity and limits the influence of flight altitude and scan angle (Yu et al., 2017).

$$\text{N_ratio} = \frac{i_{pir} - i_{green}}{\text{i}_{pir} + i_{green}}$$

$$\text{ratio} = \frac{i_{pir}}{\text{i}_{pir} + i_{green}}$$

Where i_{nir} is the pixel intensity in near infrared canal; and i_{green} is the pixel intensity in the green canal.

.

Table 9-4 : Metrics computed from the two LiDAR point clouds. Each metric was computed with the leaf-on and leaf-off dataset.

Type of metric	Definition	Metric	Reference
Vertical canopy structure	Maximum elevation	Max_elev	(Johansen et al., 2010; Michez et al., 2013b; Riedler et al., 2015)
	Mean elevation	Mean_elev	(Johansen et al., 2010; Michez et al., 2013b; Riedler et al., 2015)
	Standard deviation of elevation	SD_elev	(Johansen et al., 2010; Michez et al., 2013b; Riedler et al., 2015)
	Density of herbaceous strata :Percentage of points below 1m	Pourc_herbaceous	--
	Density of shrub strata :Percentage of points between 1 and 3m	Pourc_shrub	--
Penetration of signal	Leaf area index	LAI	(Solberg et al., 2006)
	Penetration of signal	P	(Li et al., 2013)

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

	Mean number of returns	Mean_N	(Lindberg et al., 2014)
	Standard deviation of number of returns	SD_N	(Lindberg et al., 2014; Nie et al., 2017)
intensity	Ratio_mean	Ratio_mean	(Yu et al., 2017)
	Ratio_max	Ratio_max	(Yu et al., 2017)
	Ratio_var	Ratio_var	(Yu et al., 2017)
	N_ratio_mean	N_ratio_mean	(Yu et al., 2017)
	N_ratio_max	N_ratio_max	(Yu et al., 2017)
	N_ratio_var	N_ratio_var	(Yu et al., 2017)

3.2.2.5 Classification with Random Forest algorithm

Random Forests (RF) (Breiman, 2001) is a powerful algorithm used in classification frameworks (Michez et al., 2016b; Naidoo et al., 2012). The principle is based on classification and regression trees, but adapted to high numbers of variables and samples. The Random Forest algorithm tests several numbers of random classification (or regression) trees with fixed number (Mtry) of randomly selected variables, -called a forest- and tests their classification power. The final classification is a combination of all trees. Random Forest package was used to classify riparian functions with the 32 metrics extracted from the point cloud. 50% of samples were used as training and the other 50% were used as validation. Cross-validation were applied to increase the robustness of algorithm: training and validation samples were randomly selected and used in the classification. The Mtry value was assessed automatically by cross-validation of the training samples. Classifications were iterated 20 times with the different samples. Mean accuracy and Kappa index were calculated for the classification. One other interest of Random Forest algorithm is that it allows the calculation of the mean decrease accuracy index for each metric (Breiman, 2001). This index calculates the decrease of accuracy classification that would occur on classification if the metric was removed from the dataset, and allows to sort metrics according to their importance for classification. Mean decrease accuracy index was then calculated for each indicator of each classification.

3.2.3 Longitudinal characterization of the river

Statistics of each indicators of riparian status were calculated in 50m portions of the interaction zone along the river: mean canopy elevation, mean standard deviation of point elevation, mean number of species and major species for species composition,

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

potential volume of vegetation overhanging the river, percentage of area of vegetation overhanging the river, percentage of multi-trunk trees, mean density of herbaceous and shrubby strata.

4 Results

4.1 Mapping riparian indicators through an indirect approach

4.1.1 Metric selection

All 32 metrics were kept in the Random Forest model for the classification (Fig. 9-5). However, some metrics were more frequently used in the algorithm than others. For each indicator, the mean decrease index goes from 0 to a maximum of 10% of accuracy, which means that the most important variable decreases classification results of only 10%. This result highlights the probable complementarity of all metrics.

For the 4 indicators, the elevation metrics of both dates (leaf-on and leaf-off) were kept as the most important (mean decrease accuracy indexes). Dealing with the species composition, a large number of metrics were kept as important (6 metrics). Standard deviation and mean of return number in leaf-off condition was kept as the 3th and 4th most important metrics respectively. Best metrics kept for number of trunk and density of shrubby strata classifications were only elevation statistics metrics for the two dates. For the density of herbaceous strata, average number of return in 2017 was kept as the 3th most important metric, standard deviation of number of returns in 2017 was kept as the 6th most important metric, and maximum of Normalized intensity ratio in 2015 was kept as the 7th most important metric.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

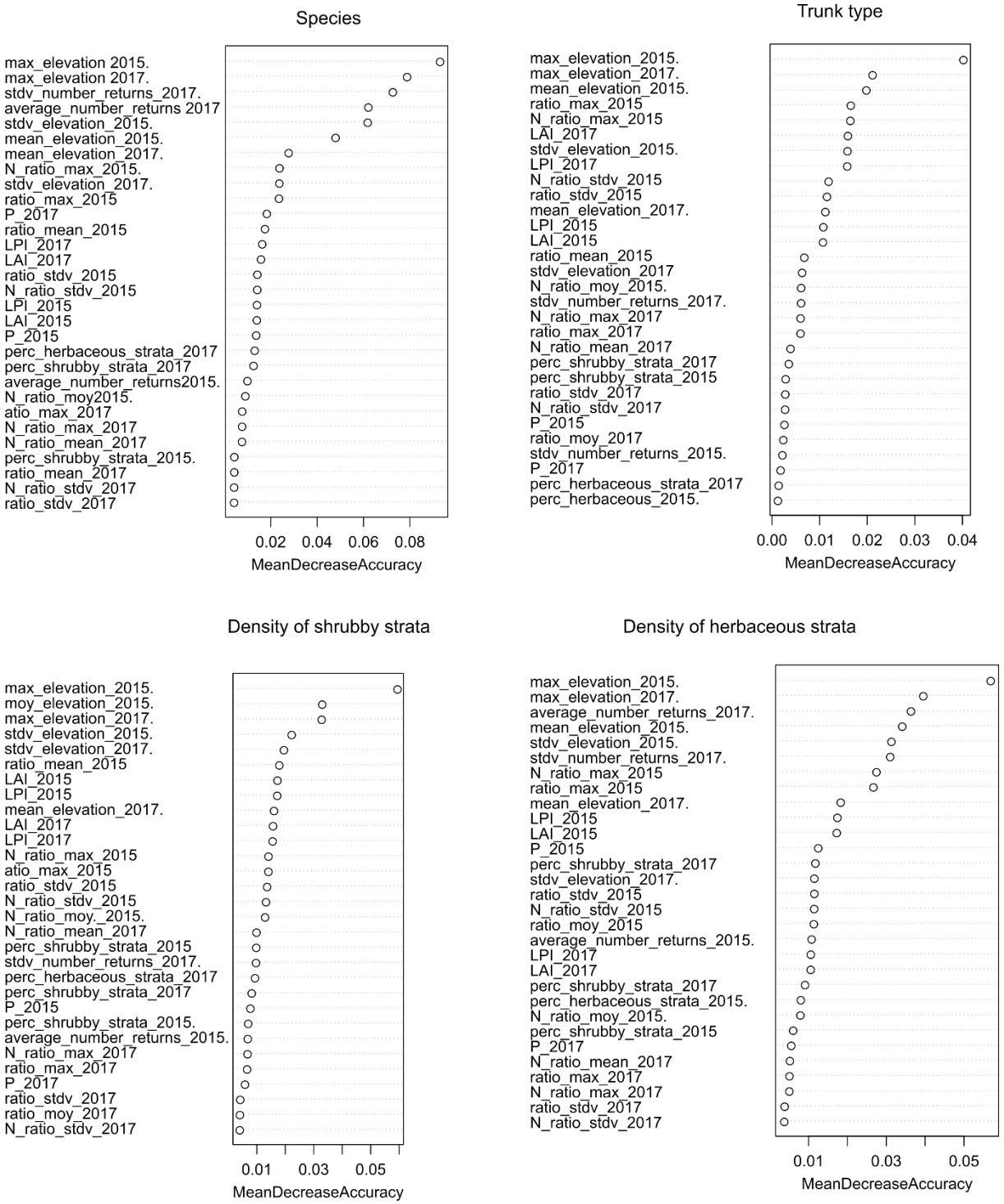


Figure 9-5: Metric importance for the classifications of riparian status indicators, calculated using the mean decrease accuracy index.

4.1.1 Classification results

Random Forest algorithm and metrics calculated achieved good results for classifying riparian indicators. Accuracies of all riparian indicators were indeed higher than 67% and higher than 73% except from species composition (table 9-4). Number of

trunks was the indicator with highest accuracy (88%), but the lowest kappa coefficient (30%). Density of strata were well classified with respectively 73% and 78% accuracy for herbaceous and shrubby strata. Adding intensity metrics to random forest model had slightly no effect on classification results, as it increased of 6% maximum of classification accuracies and kappa.

Table 9-5: Overall accuracy and kappa coefficients for classifications of riparian functions with Random Forest algorithm.

	All metrics		**Without intensity metrics**		**improvement**	
	Overall accuracy (%)	Kappa (%)	Overall accuracy (%)	Kappa (%)	Overall accuracy (%)	Kappa (%)
Species composition	67	61	62	55	+5	+6
Density of herbaceous strata	73	55	72	53	+1	+2
Density of shrubby strata	78	34	78	37	+0	-5
Number of trunks	88	30	88	31	+0	-1

4.2 Longitudinal characterization of the Selune River.

Riparian canopy height was significantly higher in the impoundment lake (around 15m) than downstream (Fig 9-6A and 9-7A). Canopy height was higher in the Ardennes forest, were it reaches 20m high, than in portion just after La-Roche-qui-boit dam. However standard deviation of canopy height was not significantly different between the impoundment lake part of the river and the downstream part (Fig. 9-6B and 9-7B). Conversely vertical canopy structure revealed to be more diverse (ie higher standard deviation of point elevation) just upstream the dam (Fig 9-6C), and downstream in the Ardennes forest (Fig 9-7C). For all indicators, high variability was observed between 50m portions (Fig 9-7 A, B, C).

Percentage of channel area covered by vegetation was significantly higher downstream than upstream the dam (Fig 9-6D), as it reaches 10% in mean in the reservoir part and 50% in the downstream part, around the Ardennes forest (Fig 9-7D). The channel width, very large in the lake part and very narrow in the downstream part

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

(see Fig 1) led to a different river status in the two parts, from an opened channel to a narrower and shaded one. The volume of vegetation show the same evolution, with significantly higher volume (and so biomass) overhanging the channel in the downstream part (Fig 9-4 E). A mean of 7000 m^3 of biomass was estimated per 50m sample. Volume was higher around the La Roche-qui-Boit dam (mean of 12000 m^3 of biomass) than in the Ardennes forest (Fig 9-5E).

River channel revealed to be composed in majority of oak, willow and poplar, followed by chestnut and Beech. Significant difference of species composition was observed along the channel (Fig 9-6 F). Poplar and Chestnut were indeed mostly located upstream the dam, in the reservoir. Downstream Ardennes forest was principally composed of oak and beech. No difference in species richness was observed though (fig 9-7F). High local variation occurred all along the river, suggesting probably some diversity of local conditions.

Trunk type (multi-trunk, single trunk) vary significantly between upstream and downstream conditions (Fig 9-6G and 9-7 G). Percentage of multi-trunk area were slightly higher in the principal impoundment lake before Vezin dam (around 20 %) than downstream (around 10%).

Density of shrubby strata did not vary significantly between upstream and downstream conditions (Fig 9-6H). Mean values of 1.5 were obtained for each 50m portion of river (Fig 6H) but high local variations were observed (Fig 9-7H). Conversely, variation of herbaceous strata occurs along the river. Herbaceous strata was significantly denser in the impoundment lake than elsewhere (Fig 9-6I). The Ardennes forest showed low density of herbaceous strata (lower than 2) conversely to the open area upstream Ardennes forest who showed higher densities (around 2.5) (Fig 9-7I).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

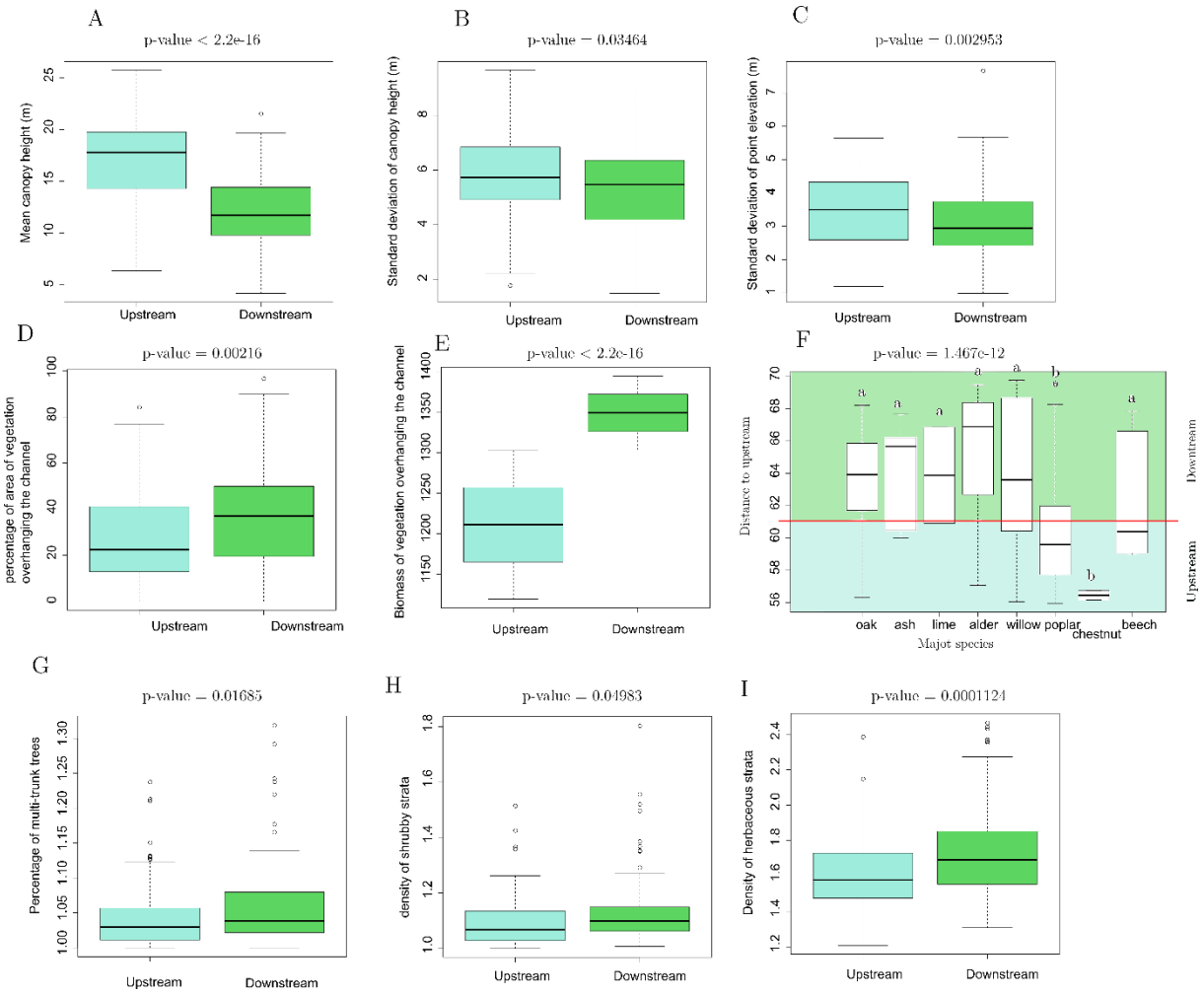


Figure 9-6: indicators of riparian status according to their position from the dam: upstream or downstream the La Roche-qui-boit dam. A. Mean canopy height; B standard deviation of canopy height, C standard deviation of point elevation, D, percentage of channel area overhanged by vegetation, E volume of vegetation overhanging the channel. F. major species, G percentage of multi-trunk trees, H density of shrubby strata, I density of herbaceous strata.

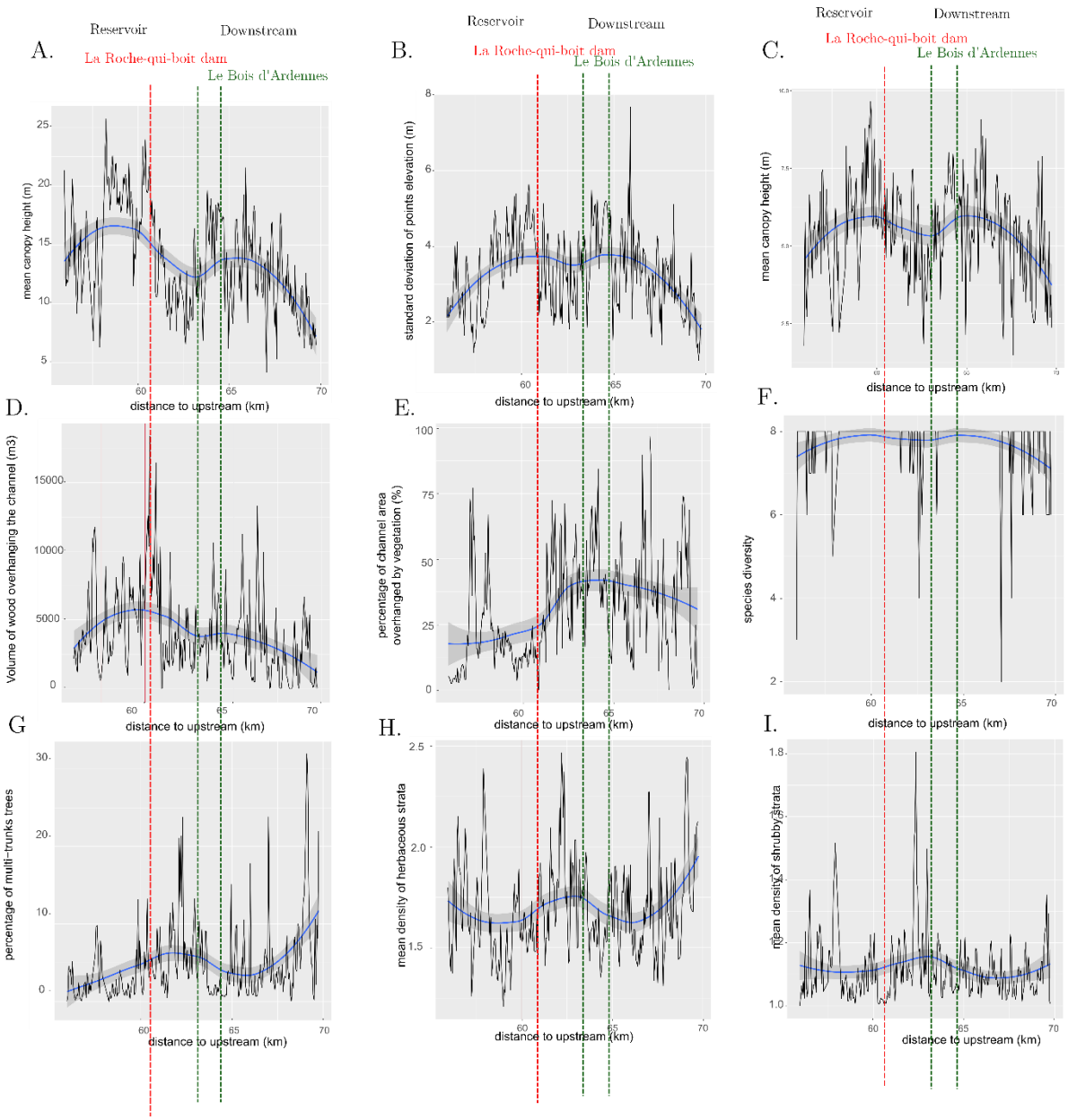


Figure 9-7: Longitudinal variation of indicators of riparian status. Blue line correspond to the loess smoothing function, with its confidence intervals represented in grey region. La Roche-qui-boit dam and the Bois d'Ardennes locations are indicated with the red and green dashed lines respectively. A. Mean canopy height; B standard deviation of canopy height, C standard deviation of point elevation, D, percentage of channel area overhanged by vegetation, E volume of vegetation overhanging the channel. F. species diversity, G percentage of multi-trunk trees, H density of shrubby strata, I density of herbaceous strata.

5 Discussion

5.1 Contribution of LIDAR data to riparian vegetation assessment

5.1.1 3D LiDAR data and indicator production

High precision elevation information (20cm) allowed to derive accurate canopy height models used to derive indicators of riparian status. Riparian canopy vertical structure was then assessed with high precision. On the same way, LiDAR data was used to map area and biomass overhanging the river as Michez et al., (2013) did. The LiDAR data therefore provided a supplementary 3D information about biomass that would not have been possible with classical optical imagery. Indeed, NDVI is a good indicator of biomass, but it is known that it saturates and can underestimate forest biomass (author and Skidmore, 2004; Wang et al., 2005; Zhu and Liu, 2015).

Dealing with the classifications of indicators, the first metric of interest was maximum elevation. This result assume that only a simple CHM with sufficient point density would be enough to produce indicators of riparian status like species composition. This result can be explained by the difference of elevation of certain species, like willow and poplar: Willow are smaller trees (around 8m) than oak or poplar (around 20 m) (Fig. 9-8). Other important metrics were other elevation statistics (mean and standard deviation of elevation). This result could be explained because the point distribution can very different according to the species or number of trunks: Willow have particular ball-shaped crowns, with regular point distribution and Oak have different crowns, with points concentrated on the top of the tree. On the same way, point distribution will be different according the density of strata: The same tree will have different point distributions (mean point elevation and standard deviation) with high density of shrubby strata or not. Moreover, only simple statistics of elevation seemed to be sufficient to produce indicators of riparian status. More work should be done to better analyze the effect of each metric type (CHM, elevation statistics, internal structure, penetration of signal) on classification results.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

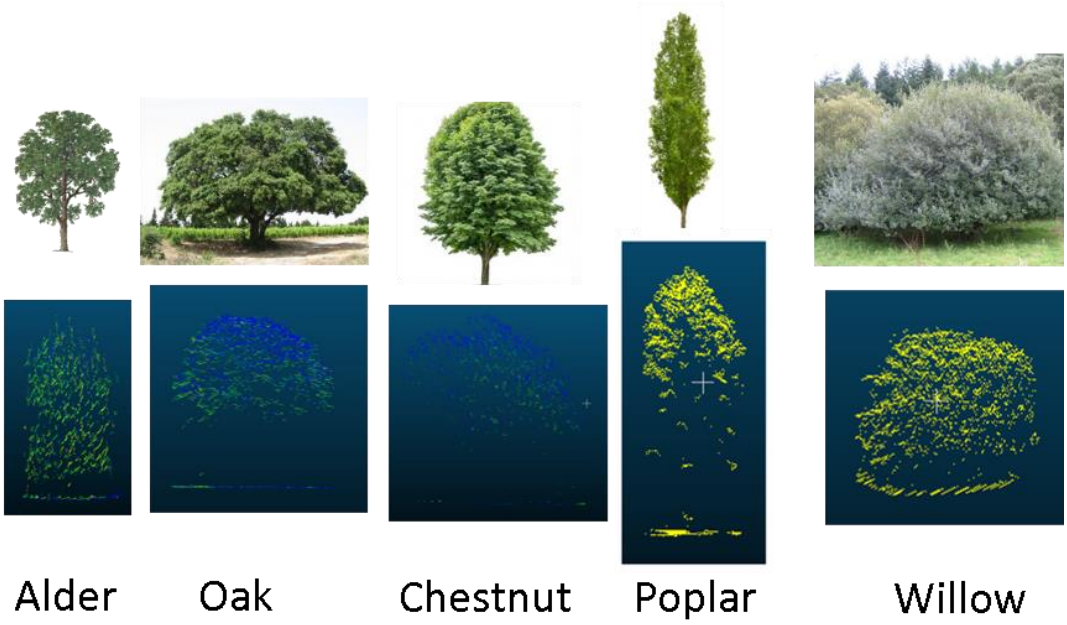


Figure 9-8: 3D point cloud representation of tree species: Alder, Oak, Chestnut, poplar and willow.

Indeed penetration of signal metrics (LAI, LPI and P) were the second type of most relevant metrics in all classifications except species composition classification. This result highlights the potential interest of extracting more information than using only the CHM. Internal canopy structure seems to give supplementary information of high interest to describe riparian forests attributes properly. This result is concordant with Lin and Hyppa (2016) who achieved to map forest species with internal canopy structure. Hence, the indicator of biomass derived in this study assume that canopy density is homogeneous and does not take into account variation of canopy density. Information related to canopy density like LAI or penetration of signal could be used to weight volume information and better estimate the above ground biomass. Moreover, as above ground biomass is an addition of foliage biomass, trunk biomass and branches biomass, estimation of trunk and branches biomass would be useful to precise the estimation. Trunk biomass can be indirectly assessed with diameter at height breast or directly using the gap corresponding to the trunk in the point cloud (Harikumar et al., 2017).

5.1.2 Particularities of TITAN Lidar: Bi-spectral and intensity

Beyond the interest of using more than a CHM to extract riparian indicators, this study analyzed the potential of new LiDAR data: multi-temporal acquisition (leaf off and leaf on) and bi-spectral information. Metrics calculated in leaf-off and leaf-on conditions were recorded as most relevant, showing the complementarity of the

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

information. This result is concordant with (Brandtberg, 2007b; Kim et al., 2009) who achieve to classify forest species with both leaf-on and leaf-off datasets.

Conversely intensity metrics had no effect on classification accuracies (maximum of 6%of gain using intensity metrics). This result could be explained because no correction have been applied to intensities. As intensities can vary according to a lot of parameters (scan angle, degree of signal penetration, atmospheric conditions,), it seem to be difficult to extract the correct intensity information even when using ratios of intensity. Therefore bi-spectral properties of TITAN are not useful to produce intensity indicators of riparian status, except to provide higher point density (points extracted from the NIR laser added to those from the Green laser). This result is not concordant with Antonarakis et al., (2008a) who used intensity and vertical canopy structure to map riparian land cover, and especially poplar populations (natural, planted and young) with accuracies higher than 80%. However, they did not discriminate different vegetation species, as they focused only on poplars. Moreover, if they were able to discriminate poplars plantation with accuracies higher than 80%, more "difficult" classes like mature natural poplars were only classified with accuracies of 66%.

5.1.3 Indirect attributes: Particular classification issues

Random Forest classification models predicted the indicators of riparian properties well: Every indicator was predicted with accuracy higher than 65%. This result proves the interest of using Random Forest models to assess riparian structure. This result is concordant with Michez et al (2016) who used Random Forest to map riparian tree species with UAV and LiDAR data with accuracies higher than 80%. However, some errors were observed on the maps produced. For example, some trees were classified in two or more species (Fig. 9-9): the top of the crown would be classified as "tall" tree like poplar, and the external part of the crown would be classified as another species. This result can be due to an over-fitting of random forest algorithm, even with the cross-validation technique. Indeed, the random forest algorithm fit very closely the learning data, and in case of variability in the predicted data that are not present in the training data, the random forest algorithm won't be able to classify the predicted data properly. This results show the difficulty to build models taking into account all the variability on the field. Moreover, for very large areas, the possibility of inventory all the area is vain, or would request a costly and time-consuming effort. Secondly the results show the problem of pixel-based classifications on objects like tree crowns. One solution would be to classify tree crowns as objects instead of pixels, but tree segmentation of deciduous

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

forests remains a field research and no method has achieved a proper segmentation of deciduous trees yet.

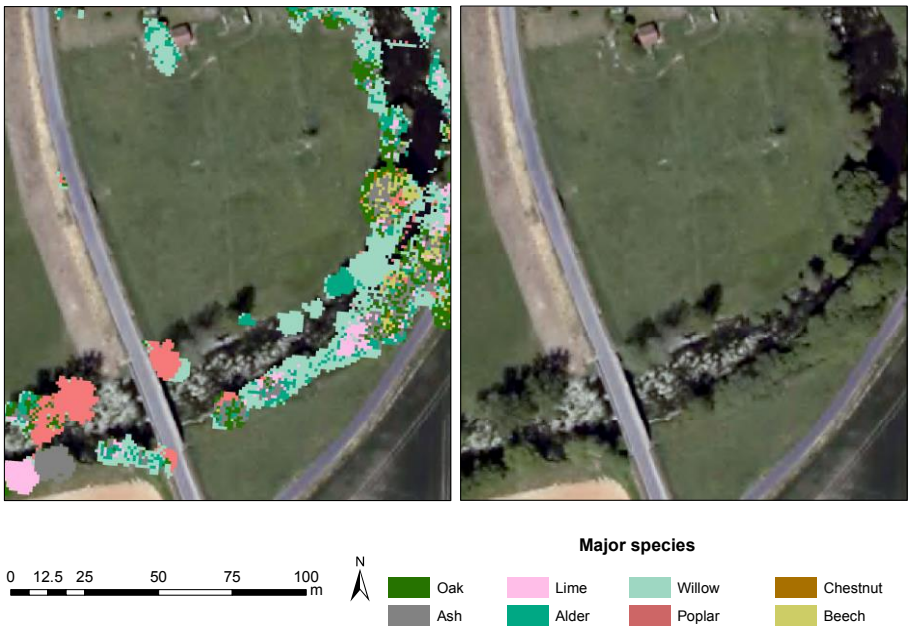


Figure 9-9: Focus on riparian species map: Problem of mixed species for one tree crown

5.2 Longitudinal characterization of riparian vegetation along a dammed river.

5.2.1 Two compartments: The reservoir and downstream the reservoir

Longitudinal analyses revealed a differentiation of riparian properties in the reservoir and the downstream part of the river. Not surprisingly the reservoir was more open with lower biomass overhanging the river than elsewhere. Species composition was also significantly different in the reservoir: poplar and chestnut were most present in the reservoir. Percentage of multi-trunks and density of herbaceous strata were significantly lower in the reservoir, upstream the dam. Vertical structure of the canopy also differs along the river.

5.2.2 High local variations of indicators

However, very high local variations were observed for each indicator of riparian status, revealing a probably weak influence of geomorphological properties of the river. This result can be explained by the particular status of the river: First, the river has low

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

energy and low slope (0.02%), which leads to low water and sediment transport and low geomorphological dynamics. Second, the river is included in a managed agricultural landscape, except for the reservoir part included in deep gorges. Therefore, anthropic pressure and management can affect riparian structure more than typical geomorphological variables. Variations could be better explained by the type of riparian zone than the longitudinal position. For example, the downstream part of the river is composed of buffer strips of aligned trees, where willow and alder were more present. This upsurge of willow in alignment parts could explain the increase proportion of multi-trunk trees in these parts of the river. Indeed willow inventoried on the field were mostly composed of a high number of trunks, creating the particular ball-shape of the tree. In addition the alluvial forest (Ardennes forest) downstream the dam had higher trees, with higher diversity of height and higher stratification of canopy than the other part of the river. This observation can be explained by the status of the forest: It is a protected forest belonging to the ZNIEFF network (Dupont, 2011), and it is managed in order to protect it. It is then a quite old forest and it seems logical that older trees would be higher, and highly stratified regarding alignment parts of the river. These results highlight that the longitudinal analyses may not have been a good approach to analyze riparian status patterns in managed landscape like the Sélune River. Maybe a finer analyze focusing on particular riparian types would be more suitable.

5.3 Perspective for restoration

Previous studies on dam removal showed that the dam removal operation will lead to the liberation of dewatered sediments and the creation of a novel riparian areas in the reservoir (Auble et al., 2007; Orr and Stanley, 2006; Shafroth et al., 2002). Taking into account these results, the novel riparian areas will probably have higher strata density (herbaceous and shrubby) and higher species diversity than the actual one with a majority of willow, with higher vegetation overhanging the river, and higher biomass.

One question can be asked about the behavior of the novel alluvial floodplain created, as it will always be constrained by the gorges located in the actual impoundment part. Assuming that all the dewatered sediments will be colonized by riparian vegetation the future riparian zone will be probably disconnected to the agricultural landscape, and the actual interaction between trees located on the slope of the gorges and the river will decrease. According to the riparian properties observed downstream the river, it is probable that attributes of future riparian zones will be either like the ones located on the Ardennes forest, or take a different form that occurs now, probably with higher

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

density of willow and less connected with the agricultural landscape. Future studies should evaluate the response of indicators produced to monitor the evolution of riparian vegetation after the removal.

6 Conclusion

From a methodological point of view this study revealed the potential of LiDAR data to map indicators of riparian zones. First LiDAR data provide direct information about riparian attributes related to elevation such as biomass overhanging the river or vertical structure of riparian forest. Second the extraction of metrics related to vertical canopy structure, penetration of signal, density of strata or spectral intensity allows to map other indicators such as species composition or density of herbaceous and shrubby strata. These indicators would be helpful to describe riparian forests before and after dam removal and evaluate the restoration.

From a thematic point of view, results revealed a difference of attributes in the reservoir and elsewhere. This result highlight the two sub-compartments observed classically with a dam: upstream the dam and downstream. Dam removal operation will obviously change this configuration and probably delete these differences. The Ardennes forest observed as a particular case of the downstream compartment could be a representation of the future riparian zone in the impoundment lake after dam removal. However in this study, we only focus on the pre-restauration status of the river. The evaluation of restoration success using the indicators produced in this study still has to be done.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Discussion et conclusion générale

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

1 Introduction

Les travaux présentés dans cette thèse visaient à définir d'une part les dynamiques de colonisation des berges exondées à court terme dans un contexte de restauration et d'autre part à développer des indicateurs de suivi à long terme des zones ripariennes. Ces travaux ont été menés dans un cadre pluridisciplinaire mêlant écologie et géographie, avec une volonté de répondre, essentiellement à partir de données de télédétection, à des objectifs thématiques, méthodologiques et opérationnels.

La troisième partie de la thèse a porté sur l'analyse des processus de recolonisation à court terme des berges d'un lac de retenue, suite à l'abaissement du niveau d'eau dans ce même lac. Cette question a été abordée à deux échelle temporelles (intra-annuelle, interannuelle), deux échelles spatiales (échelle de la retenue et échelle d'un banc), et selon trois approches méthodologiques (analyse par imagerie drone, écologie des communautés, écologie fonctionnelle). Au regard de ces analyses, cinq résultats se dégagent : on observe (1) une colonisation rapide dès la première année d'abaissement suggérant la possibilité d'une restauration passive; (2) des dynamiques de successions accélérées comparées à celles qui ont été observées dans d'autres systèmes rivulaires plus dynamiques ;(3) des patrons d'organisation de la végétation assez similaires à l'échelle locale par rapport à l'échelle de la retenue ;(4) une faible influence des variables physiques sur la colonisation ; (5)des potentialités mitigées des images RVB produites à l'aide d'un drone pour l'étude des dynamiques de colonisation, dans la mesure où leur faible résolution spectrale (seulement trois bandes, dans le rouge, le vert et le bleu) ne permet pas de discriminer précisément les communautés végétales colonisant les berges exondées même si elles ont permis de cartographier précisément la couverture végétale.

L'objectif de la quatrième partie de la thèse était d'une part de tester l'intérêt des données LiDAR pour cartographier des indicateurs de l'état des ripisylves, et d'autre part de faire un état des lieux du statut des boisements riverains présents le long de la Sélune avant la suppression des barrages de Vezins et la Roche-qui-boit. Trois résultats se dégagent de cette partie : (1) la comparaison de métriques dérivées à partir de données enregistrées à deux hauteurs de vol différentes (350 et 10000m) avec une même densité de points a mis en lumière la différence de pénétration du signal entre ces deux hauteurs de vol; (2) il est possible de réaliser des cartes relativement précises des indicateurs de statut des ripisylves à l'aide de données LIDAR en 3 dimensions. Ainsi, des indicateurs comme l'espèce, le nombre de troncs, ou l'aire de boisement au-dessus du cours d'eau ont pu être cartographiés ; (3) deux sous-systèmes distincts à l'amont et à l'aval du barrage de la Roche-qui-boit ont ainsi pu être mis en évidence.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Les principaux résultats, leurs limites ainsi que les perspectives envisagées seront décrits dans les trois prochaines sections au regard des objectifs initiaux de la thèse : thématique, méthodologique et opérationnel.

2 Objectifs thématiques : vers une meilleure compréhension du phénomène de restauration écologique après arasement de barrage

L'objectif thématique de la thèse était double. D'une part, il visait à étudier la réponse à court terme de la végétation à l'arasement. Ces travaux ont également permis une réflexion sur les dynamiques successionnelles de la végétation en milieu faiblement perturbé. D'autre part, il visait à développer des indicateurs de suivi des ripisylves, en vue d'un suivi à long terme de la restauration.

2.1 Dynamiques de colonisation

2.1.1 A l'échelle locale, les dynamiques de succession semblent accélérées comparativement aux dynamiques observées dans des systèmes fluviaux plus dynamiques

Les résultats produits dans les chapitres 5, 6 et 7 de la thèse ont mis en lumière une colonisation très rapide du milieu. Cette colonisation rapide s'accompagne d'une dynamique successionnelle classique pour les zones riveraines, passant d'espèces de milieu aquatique à des espèces plus terrestres (Corenblit et al ; 2007 ; Pautou et al 1985 a et b). Cependant, les résultats présentés dans la thèse ont montré une dynamique à l'échelle intra-annuelle alors que dans des systèmes plus dynamiques, ces évolutions sont décrites sur des échelles de temps plus longues (quelques années) (Corenblit et al, 2007). Dans notre cas, la rapidité du phénomène pourrait s'expliquer d'une part par le contexte géographique et hydrologique de la Sélune, et d'autre part par le contexte particulier d'arasement de barrage. En effet, le phénomène de recolonisation observé s'assimile à une succession secondaire (Egler, 1954), du fait notamment de la présence d'une banque de graine (Goodson et al., 2001), qui permet une germination plus rapide. De plus, le contexte géographique et contraint de la Sélune fait des dépôts sédimentaires de la retenue une zone peu perturbée et riche en nutriments, et donc propice à des dynamiques de succession rapides. Les chapitres 5 et 6 ont ainsi montré le passage de communautés

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

à dominance rudérale et aquatique, caractérisées par des espèces comme *Callitriche brutia* ou *Limosella aquatica* en début de saison, à des communautés compétitrices plus terrestres caractérisées par des espèces comme *Juncus effusus*, *Phalaris arundicea* ou *Urtica dioica*. D'un point de vue structurel et fonctionnel, les chapitres 5 et 6 ont révélé une augmentation de la richesse spécifique dans le temps, accompagnée d'une augmentation de la proportion de plantes pollinisées par des facteurs biotiques (insectes, autopollinisation) et une diminution de plantes pollinisées par des facteurs abiotiques comme le vent ou l'eau. Ces résultats sont en partie cohérents avec ceux de Prach et al., (1997) qui ont observé une augmentation des espèces compétitrices (stratégies C), au dépend d'espèces rudérales (stratégie R) dans les 10 premières années d'une succession secondaire en République Tchèque, ainsi qu'avec ceux de (Caccianiga Marco et al., 2006) obtenus en contexte de succession primaire. Cependant, Prach et al. (1997) ont noté une absence d'évolution des systèmes de pollinisation, contrairement aux résultats présentés dans la thèse. D'autres traits fonctionnels comme les types de dispersion des graines pourraient alimenter l'analyse et permettre de vérifier les tendances observées. Par exemple, l'hydrochorie est connue pour être un facteur extrêmement structurant des patrons de végétation riparienne (Burkart Michael, 2001; Nilsson Christer et al., 1989).

L'analyse interannuelle effectuée dans le chapitre 7 a montré une diminution des espèces ligneuses *Salix atrocinerea* et *Alnus glutinosa* en juillet 2017 par rapport à juillet 2015 au profit d'espèces plus compétitrices comme *Urtica dioica* ou *Juncus effusus.* Ce résultat laisserait supposer un blocage par les joncs et les orties de la succession classique initiée la première année de colonisation (2015) à un stade herbacée. En effet, Tullos et al., (2016) mettent en cause ces espèces dans le blocage de la croissance des saules. De surcroît, ce type de blocage de succession induit par des espèces herbacées très compétitives a aussi été mis en évidence dans d'autres milieux forestiers. En effet, Royo et Carson (2006) ont démontré, à partir d'une base bibliographique regroupant 126 articles scientifiques, que des espèces appartenant aux strates herbacées pouvaient modifier sensiblement les trajectoires de succession en milieu forestier, en rentrant en compétition directe avec les rejets des ligneux adjacents. En forêt alluviale tempérée ce type de phénomène a de plus été observé avec la prolifération de lianes ralentissant des dizaines d'années la régénération de ligneux et la fermeture de la canopée (Schnitzler, 1997). Enfin, l'absence de perturbations liées au lac de retenue ainsi que la finesse et la richesse des sédiments pourraient expliquer le développement rapide des orties et des joncs.

Il existe néanmoins un biais au niveau des analyses statistiques réalisées : l'absence de correspondance des quadras d'une année sur l'autre. C'est pourquoi les données botaniques n'ont pas été traitées en tant que séries temporelles à proprement parler,

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

c'est-à-dire pour lesquelles chaque quadra aurait été inventorié à chaque date de suivi (mars, mai, juillet 2015, et juillet 2016 et 2017). Une analyse géomatique de type distance au plus proche voisin pourrait peut-être permettre de relier les quadras de différentes dates entre eux selon leur rapprochement géographique, et permettre une analyse temporelle plus fine et plus robuste statistiquement.

2.1.2 Facteurs de contrôle de la colonisation

2.1.2.1 Interactions entre variables physiques et biologiques

Les chapitres 6 et 7 ont montré une structuration assez forte de la composition végétale en mai 2015 et juillet 2017. Dans ces cas, les gradients de hauteur par rapport au cours d'eau et de distance au cours d'eau permettent d'expliquer la composition spécifique et la structure fonctionnelle observées sur le terrain. En mai 2015 et juillet 2017 par exemple, les espèces rudérales et aquatiques sont plus proches du cours d'eau et plus basses en altitude que les espèces terrestres plus compétitrices. Par ailleurs, la sélection des modèles de régression utilisés retient les deux variables, ce qui montre bien leur complémentarité pour prédire la composition végétale des mois de mai 2015 et juillet 2017. Ces résultats sont cohérents par rapport aux gradients de perturbation classiques décrits dans la littérature, qui montrent une structuration forte des communautés ripariennes en fonction de la distance au cours d'eau (Gregory et al., 1991) et de la microtopographie (Simmons et al., 2012; Vivian-Smith, 1997).

A l'échelle de la retenue, les analyses statistiques réalisées dans le chapitre 6 ont révélé la présence d'un gradient longitudinal de composition spécifique et de recouvrement : Au niveau du pont de la République et en amont de la retenue, des taux de recouvrement plus forts ainsi qu'une composition spécifique différente ont été observés par rapport au secteur plus aval.

Il convient toutefois de noter que des facteurs d'autocorrélation spatiale, liés à la structure du jeu de données terrain sous forme de transects et répliquas n'ont pas été pris en compte dans les analyses. La prise en compte dans les analyses de la position des quadras, en rajoutant par exemple les numéros de transects et les numéros de répliquas pourrait remédier à ce problème et augmenter la robustesse des analyses statistiques.

2.1.2.2 L'abaissement progressif structure les relations entre la végétation et le cours d'eau

L'année 2017 a été marquée par un nouvel abaissement du niveau d'eau du lac de retenue. Cet abaissement a eu pour conséquences de libérer de nouveaux sédiments et la colonisation de ceux-ci par la végétation. De ce fait, les analyses du chapitre 7 indiquent

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

une forte recolonisation entre les années 2016 et 2017 sur les zones nouvellement dénoyées. De surcroît, l'analyse botanique a mis en lumière une composition spécifique différente sur les zones dénoyées depuis 2015 et les zones dénoyées depuis 2017. Une recrudescence d'espèces rudérales et d'adventices a été observée sur les zones dénoyées en 2017, tandis qu'une forte densité d'espèces terrestres de lisière a été observée sur les zones dénoyées depuis 2015. Ces résultats laissent suggérer la présence d'un gradient temporel (ou successionnel) de végétation, suivant les différents niveaux d'abaissement progressif du niveau d'eau dans la retenue.

2.2 Impacts du barrage sur l'état des boisements ripariens de la Sélune

L'analyse longitudinale a montré une forte variabilité des indicateurs étudiés entre la retenue du barrage de la Roche qui Boit et la zone aval du barrage. Par exemple, une proportion plus importante de peupliers et de châtaignier a été observée dans la retenue, alors que l'aval de la retenue est composé majoritairement de chênes, de saules et d'aulnes. En revanche, cette structuration ne semble pas reliée avec le vieillissement des peuplements ripariens habituellement observé à l'aval d'un barrage (Shafroth et al, 2016). D'autre part, une très forte variabilité a pu être observée localement, signifiant une probable faible influence des facteurs géomorphologiques sur l'organisation de la végétation. Cette faible influence pourrait s'expliquer par le style fluvial de la Sélune, qui reste un cours d'eau à faible énergie comparé à d'autres systèmes rivulaires plus dynamiques classiquement étudiés comme la Sacramento (Stella et al., 2011), l'Allier (Hortobágyi et al., 2017d) ou la Drôme (Dufour et al., 2007). Dans des contextes géographiques de faible énergie, des facteurs anthropiques pourraient donc être plus structurants que les paramètres géomorphologiques classiquement mis en cause. Cette hypothèse reste peu évoquée dans la littérature car les études se focalisent sur l'influence du degré d'énergie sur la réponse morphologique du cours d'eau et ses conséquences sur la végétation (Corenblit et al., 2018). Elle pourrait être étayée par des analyses mettant en relation des paramètres géomorphologiques, botaniques et paysagers pour expliquer la structure des peuplements ripariens. Par ailleurs, la comparaison amont/aval masque des différences de paysage observées le long de la Sélune. En effet la zone des lacs correspond à une zone encaissée recouverte d'une forêt de versant tandis que la partie aval se compose d'alignements d'arbres et d'une forêt alluviale préservée : le Bois d'Ardennes. Il conviendrait donc de poursuivre les analyses en prenant en compte à la fois la position longitudinale (amont, et aval des barrages) mais aussi le type de végétation observé (versant, alignement, forêt alluviale) et les pratiques de gestion et d'exploitation agricole.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Enfin, les cartographies ayant été produites avant l'arasement complet du barrage, on peut considérer que ces variables correspondent à un état initial avant arasement. Il reste donc à suivre l'évolution de ces indicateurs après arasement. En toute logique, les différences observées devraient s'amoindrir au fur et à mesure de la reconnexion de la partie des lacs avec les parties amont et aval. Par ailleurs, les travaux de la thèse se sont concentrés uniquement sur la composante végétale de la restauration. Il pourrait être intéressant d'étudier les relations entre la végétation et les autres composants de l'hydrosystème. Par exemple, des données faunistiques pourraient être récoltées pour étudier (et valider) l'impact des indicateurs produits sur les biocénoses piscicoles et aviaires par exemple. La mise en relation des cartes produites avec des données biologiques dans des modèles pourrait être très utile afin d'évaluer le succès de la restauration. Dans le cas d'un suivi à long terme des oiseaux par exemple, les cartes de végétation produites pourraient être utilisées dans des modèles de connectivité pour étudier l'impact de la reconnexion des parties amont et aval des barrages sur la biodiversité.

3 Objectifs méthodologiques

L'objectif méthodologique de la thèse consistait à étudier l'apport des images drone RVB et des données LiDAR FWF pour l'étude des milieux ripariens. Quels indicateurs peuvent être cartographiés avec des données drone ou LiDAR ? A quelles échelles spatiale et temporelle ? Avec quelle méthodologie et quelle précision ? Les travaux de cette thèse ont tenté de répondre à ces interrogations.

3.1 Pertinence des images drone RVB pour l'étude des dynamiques successionnelles

Les chapitres 5 et 7 ont permis l'étude des potentialités des images drone RVB pour caractériser des dynamiques de recolonisation. Les résultats montrent le fort potentiel de ce type de données pour cartographier la couverture végétale déjà mis en évidence par d'autres auteurs (Dunford et al., 2009; Hervouet et al., 2011; Husson, 2016; Kaneko and Nohara, 2014; Lejot, 2008; Michez, 2016). Des indicateurs basés sur les propriétés texturales et spectrales des objets ont permis d'identifier très précisément les recouvrements de végétation, et ce quelle que soit la date d'acquisition (6 vols au total). Par ailleurs, la flexibilité des drones (Dufour et al., 2013 ; Carbonneau et Piégay 2012) a

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

largement été exploitée car elle a permis la production de 7 orthophotographies en 3 ans et l'estimation de dynamiques de colonisation sur deux échelles temporelles.

Cependant, les images couleur produites par drone ne semblent pas encore suffisantes pour cartographier des communautés végétales, lorsque celles-ci sont peu différenciées. Les résultats du chapitre 5 ont en effet montré de très fortes disparités de qualité de résultats selon les dates et les communautés végétales cartographiées, révélant par la même les précautions à prendre lors de ce type de cartographie. Ainsi, la qualité de classification est directement dépendante de la séparabilité spectrale des classes, qui elle-même est dépendante du type de classification, du capteur utilisé et des objets à classer(Richards and Richards, 1999). Pour un même couple vecteur/capteur (un appareil photo RVB monté sur un drone par exemple), et des méthodes de classification similaires, les résultats de classification peuvent varier d'un objet à l'autre. Par exemple, Michez et al., (2016) ont étudié la répartition d'espèces invasives sur des cours d'eau wallons : ils ont ainsi pu cartographier la balsamine de l'Himalaya, la renouée du Japon et la berce du Caucase avec des précisions globales de 72%, 68%, et 97% respectivement. La plus forte précision des cartographies de la berce du Caucase s'explique par la présence des inflorescences blanches, très caractéristiques visuellement (et donc spectralement) par rapport aux autres éléments de la scène. Dans le cadre des travaux réalisés durant la thèse, il semblerait que les communautés végétales cartographiées en mai et juillet 2015 sont plus différentes spectralement que celles décrites en mars 2015. Ce résultat pourrait s'expliquer d'une part par la faible différence de structure de ces communautés (même composition mais abondances différentes), et d'autre part par la faible différence spectrale observée dans les canaux RVB entre deux herbacées sans leurs inflorescences. Une des solutions envisagées pour palier la faible distinction spécifique des communautés observées serait de cartographier non plus la végétation sous forme de communautés végétales (sous forme de classes donc), mais un continuum d'espèces. Il pourrait donc être intéressant de réaliser des cartes à partir de régressions en utilisant les axes de NMDS comme proxy d'un continuum d'espèces. (Schmidtlein et al., 2007) ont réalisé ce type d'approche avec succès sur des types de végétation de zone humide en Allemagne.

Enfin, cette thèse a été l'occasion de tester des méthodes de classification automatiques sur les orthophotographies produites par drone. Ces méthodes, bien que très répandues en télédétection satellitaires avaient jusqu'à présent été peu utilisées pour le traitement d'images drones (Michez et al., 2016 ; Husson et al., 2016), au profit des analyses par photo-interprétation plus fastidieuses mais plus sûres (Husson et al 2016, Hervouet et al., 2011). Les résultats mitigés en matière de classification montrent bien toute la difficulté des traitements automatiques. De surcroît, l'échelle spatiale limitée des drones limite nécessairement la quantité de données à photointerpréter et donc la plus-

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

value des traitements automatiques par rapport à la photointerprétation (Husson et al., 2016). Pour ce qui est de la cartographie de classes bien visibles à une date donnée et sur de petites surfaces, comme différents stades de succession (herbacée, ligneux,…) au sein d'une forme fluviale, la pertinence de l'utilisation de traitements automatiques pourrait donc être remise en question. Néanmoins, en ce qui concerne la cartographie de données continues, comme cela a été fait pour le recouvrement de la végétation, la photointerprétation n'est pas possible et le passage au développement de traitements automatiques s'avère nécessaire.

3.2 Cartographie d'indicateurs à large échelle à partir de données LIDAR

3.2.1 Pertinence des indicateurs liés à la structure et à la morphologie des arbres

Les chapitres 8 et 9 ont mis en lumière l'intérêt de dériver, à partir des données LiDAR, des variables de morphologie externe, de structure interne, à la fois à l'échelle de l'arbre et à l'échelle du pixel pour identifier les espèces ripariennes. Ce résultat est concordant avec celui de (Lin and Hyyppä, 2016) qui ont obtenu des précisions de classification autour de 0.8 sur des forêts boréales en utilisant ce type de variables. De plus, l'étude à l'échelle de l'arbre a montré la complémentarité des données d'été, plus précises pour dériver des variables morphologiques, avec des données d'hiver plus précises pour dériver des variables de structure interne. Les espèces majoritaires de la Sélune ont ainsi pu être identifiées avec des précisions globales autour de 0.7. Ces résultats sont cohérents par rapports à ceux obtenus dans le cadre d'autres études se focalisant sur la classification d'essences forestières, qui atteignent des précisions de classification équivalentes (Fassnacht et al., 2016; Koenig and Höfle, 2016; Lindberg et al., 2014).

En outre, ces résultats montrent la pertinence de l'utilisation du nuage de points en tant que tel, alors même qu'une partie des études relatives aux ripisylves s'arrêtent à l'exploitation d'un modèle numérique de canopée (Akasaka et al., 2010; Antonarakis et al., 2008a; Johansen et al., 2010; Riedler et al., 2015). Pourtant, l'exploitation de ce type de données est largement répandue parmi la communauté de chercheurs forestiers (Fassnacht et al., 2016; Koenig and Höfle, 2016; Korpela, 2017b; Solberg et al., 2006). Les méthodes développées dans ce contexte pourraient donc servir de base et être adaptées à l'étude des ripisylves.

Enfin, la thèse s'est concentrée sur l'utilisation des modèles de canopée ou de nuages de point 3D mais n'a pas abordé les traitements des retours d'ondes complètes

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

produites par le LiDAR TITAN. De ce fait, cette analyse reste à faire, notamment afin d'améliorer les indicateurs de structure des arbres. Enfin, la thèse s'est concentrée sur l'analyse des données aéroportées. Il reste donc à étudier les potentialités de l'imagerie satellitaire, et notamment des nouveaux produits Sentinel 1 et 2 pour l'étude de la végétation riparienne.

3.2.2 Echelle orientée-objet ou pixel ?

En télédétection, on distingue deux approches de classification. La classification orientée-pixel qui vise à attribuer une classe à tous les pixels de l'image, et la classification orientée-objet qui segmente l'image en objets avant de classer ces objets (Li et al., 2014). Les travaux de cette thèse ont testé ces deux types d'approche pour cartographier les espèces des boisements ripariens.

L'approche pixel a fourni des cartes de présence d'espèces sur une partie du linéaire de la Sélune. Cependant, des problèmes de classifications ont été observés dans le chapitre 9, avec notamment un mélange des classes au sein de couronnes bien distinctes. L'approche orientée-objet réalisée dans le chapitre 8 a permis la production d'indicateurs liés à la morphologie générale de l'arbre, ce qui permettrait de pallier ces problèmes de classifications rencontrés dans le chapitre 9. Cependant, cette approche nécessite une segmentation des objets au préalable, et la segmentation automatique de couronnes de feuillus mixtes à l'aide de données LiDAR reste encore aujourd'hui un défi (Larsen et al 2011 ; Koch et al 2014). La segmentation manuelle des arbres inventoriés sur le terrain a été suffisante pour produire des modèles de classification mais pas pour les spatialiser. Les méthodes classiques de segmentation de couronnes d'arbres à partir de données LiDAR se basent sur l'utilisation de modèles numériques de hauteur (MNH), en localisant notamment les apex des arbres à l'aide de maxima locaux (Antonarakis et al., 2008a; Chen et al., 2006; Popescu et al., 2003; Popescu and Wynne, 2004). Ces méthodes sont cependant peu efficaces pour segmenter des forêts de feuillus ou mixtes d'âge et de taille différente (Larsen et al 2011 ; Koch et al 2014). L'application de ces méthodes sur les boisements de la Sélune a confirmé ces résultats en montrant leur efficacité pour les alignements d'arbres (80% de bonne segmentation), mais pas pour les boisements plus denses (20% de bonne segmentation). De nouvelles méthodes se basant sur le nuage de points (Ferraz et al., 2012; Qin et al., 2014) ou les waveforms associées (Yao et al., 2013) pourraient apporter des solutions à la segmentation automatique des couronnes.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

4 Objectifs opérationnels

Le troisième et dernier objectif de la thèse avait un caractère opérationnel. D'un point de vue thématique, l'objectif était de fournir des pistes pour la gestion de la restauration, c'est pourquoi une partie du travail a été effectuée sur le potentiel de stabilisation des sédiments par la végétation. D'un point de vue méthodologique, l'objectif était de tester et de produire des indicateurs de suivi par télédétection.

4.1 La colonisation très rapide, suggère un potentiel de stabilisation des sédiments et une restauration passive possible

Les cartes produites par imagerie drone aux échelles intra (chapitre 5) et interannuelles (chapitre 7) ont montré une recolonisation extrêmement rapide du secteur du pont de la République, accompagnée de la fermeture du milieu en l'espace de trois ans. Cette couverture spatiale augure du potentiel de stabilisation des sédiments par la végétation. Cependant, aucun lien n'a été fait avec la structure des sols, et le potentiel de stabilisation reste donc à vérifier. Par ailleurs, les travaux présentés dans la thèse se sont concentrés sur une analyse en 2 dimensions du processus de colonisation. Des données étalons relatives aux hauteurs de végétation ont été collectées sur le terrain mais n'ont pas été mises en relation avec les données drones. La comparaison des modèles numériques de surface produits à partir des vols drone avec les données terrain pourrait donner une information sur l'évolution de la biomasse aérienne recolonisant les berges à des échelles intra et interannuelle, et ainsi affiner les estimations du potentiel de stabilisation. L'utilisation des données LiDAR terrestre acquises en 2015, 2016 et 2017 pourrait permettre l'extraction d'un modèle numérique de terrain précis et d'estimer des hauteurs de végétation. Par exemple, Michez, (2016) a réalisé ce type de traitement avec des données LiDAR aéroporté et drone pour estimer des hauteurs de canopée le long de cours d'eau Wallons.

L'analyse des traits fonctionnels réalisée dans le chapitre 6 a montré une colonisation rapide dès le mois de mars 2015 par des espèces pérennes, possédant des structures en rosettes. Ces structures, très couvrantes présentent là encore un potentiel de stabilisation des sédiments. Les traits phénologiques ont de plus montré une succession des périodes de floraison, assurant ainsi un potentiel couvert végétal tout au long de la saison de végétation. Il convient toutefois de noter que ces analyses n'ont pas pris en compte de traits racinaires qui pourraient être plus à même de rendre compte de la

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

stabilité des sédiments (Lavorel S. and Garnier E., 2002; O'Hare et al., 2016). Des traits issus d'autres bases de données telles que BiolFlor ou Quew garden, comme les formes de vies (Raunkiaer, 1934), ou la profondeur d'enracinement pourraient préciser le potentiel de stabilisation des sédiments par la végétation (O'Hare et al., 2016). De plus, les valeurs de traits ont été récoltées à partir de bases de données qui ne sont peut-être pas représentatives de celles observées sur le terrain.

4.2 Pertinence des indicateurs produits par télédétection

4.2.1 Indicateurs à l'échelle locale : Retour d'expérience sur l'utilisation des drones

L'utilisation de données drones dans la thèse permet un retour d'expertise sur leur utilisation potentielle par des gestionnaires. Comme évoqué plus haut, la flexibilité des acquisitions a été largement utilisée tout au long de la thèse. Cependant, dans une région comme la Normandie, l'obligation de voler dans des conditions climatiques parfaites peut s'avérer être un frein pour certaines acquisitions, notamment en hiver. A titre d'exemple, sur la station météorologique de Saint-Jean-de-la-Haize (50), le nombre moyen de jours par an ayant reçu au moins 1mm pluie sur la période 2009-2017 est de 133 jours, soit un peu plus d'un tiers de l'année. De plus, en décembre 2017, sur cette même station le nombre de jours ayant reçu 1mm de pluie ou plus est monté à 25 jours, rendant quasiment impossible le moindre vol à cette période. Ces observations sont cohérentes avec celles de Lejot (2008) qui comptait environ 180 jours d'acquisitions possibles par an dans la région de Lyon, soit une tous les deux jours environ, en prenant en compte à la fois la pluviométrie mais aussi l'aérologie (vents <20km/h). Les nouveaux drones accessibles sur le marché sont de plus en plus adaptés au vol par vent plus fort, ce qui permet d'augmenter les fenêtres d'acquisition. A titre d'exemple, le modèle e-bee dernière génération testé en juillet 2017 a la possibilité théorique de supporter des rafales de 45km/h.

Du point de vue pratique, une journée s'avère nécessaire pour voler et réaliser les relevés de végétation sur le site du pont de la République. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Lejot (2008) qui prévoyait aussi une journée de terrain par site. De plus, comme préconisé par Lejot (2008), une base de points d'amers fixes a été réutilisée pour chaque vol, ce qui a permis de gagner un temps considérable dans la pose de balises. Seulement une dizaine de mires ont de ce fait été posées sur le banc à chaque vol, afin de parfaire la reconstruction photogrammétrique sur cette zone. Cependant, il convient de noter que le site du pont de la République est assez petit en surface (environ 500m^2).

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Il faudrait donc compter plusieurs jours pour acquérir des images sur de plus grandes surfaces, comme par exemple un linéaire entier. Une autre journée était nécessaire pour prétraiter les données et produire les orthophotographies, avec une prise en main correcte du logiciel Agisoft Photoscan ©. De surcroît, les nouveaux drones et logiciels proposent des solutions de plus en plus automatisées et nécessitant moins de compétences techniques. A titre d'exemple, le logiciel pix4D fourni avec les nouvelles versions d'e-bee (Sensefly) propose une chaîne de traitements entièrement automatisée pour produire des othophotographies de qualité. D'un point de vue opérationnel, ces résultats montrent bien la facilité d'utilisation des drones par un large public. Il convient toutefois de préciser que le nouveau cadre législatif autour des drones professionnels, fixant des contraintes sur les conditions de vol (Permis drone obligatoire, hauteur réglementaire, voler à vue) constitue un frein à leur utilisation.

Enfin, les indicateurs de colonisation proposés dans la thèse ont nécessité un certain degré de compétences techniques en traitement du signal, en langage de programmation, et en télédétection, ce qui pourrait freiner leur production dans une cadre opérationnel. Cependant, l'apparition d'entreprises de services proposant de traiter les données ainsi que le développement de capteurs facilitant la production d'indicateurs (par exemple un canal proche infra-rouge pour détecter facilement la végétation) pourraient simplifier l'utilisation des données drones et la production d'indicateurs de suivi.

4.2.2 Indicateurs à large échelle : retour d'expérience sur l'utilisation des données LiDAR

La plupart des indicateurs calculés dans la thèse à partir des données LiDAR ont nécessité l'analyse directe du nuage de points 3D, l'utilisation de logiciels spécifiques (Cloud Compare, LASTOOLS, FUSION) et des compétences en programmation (R, Matlab). Par exemple, la cartographie d'espèces nécessite le traitement des nuages de points en 3Dimensions pour obtenir des résultats concluants. La production de ces indicateurs dans le cadre de routines peut donc s'avérer coûteuse en temps (temps de traitements) et en moyens humains. Cependant, parmi les indicateurs produits à l'aide des données LiDAR, certains n'utilisent qu'un modèle numérique de canopée (MNH). C'est le cas de par exemple de la surface et de la biomasse au-dessus du cours d'eau. Aujourd'hui, les campagnes LiDAR peuvent fournir à la fois les nuages de points bruts, mais aussi les modèles de surface, d'élévation et de canopée. Il est alors très facile d'extraire cette variable d'ombrage sans connaissance de traitement de nuage 3D au

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

préalable. Cet indicateur semble tout à fait opérationnel et pourrait être facilement produit par des gestionnaires.

4.2.3 Du suivi à l'évaluation de la restauration : perspectives à long terme

D'un point de vue opérationnel, les travaux de cette thèse se sont concentrés sur des aspects méthodologiques liés à la production d'indicateurs, et des aspects techniques liés à une problématique d'ingénierie (la stabilisation des sédiments). Or la production d'indicateurs n'est utile que si elle permet un diagnostic, c'est-à-dire qu'un indicateur doit pouvoir être évalué au regard d'un objectif donné. Par exemple, il resterait à définir des seuils de niveau de recouvrement de cours d'eau par la végétation à atteindre pour un bon état écologique. Ces seuils pourraient être calculés sur la base de valeurs moyennes calculées à large échelle sur des cours d'eau types de bonne qualité. Néanmoins, ce travail nécessite impérativement un dialogue avec les gestionnaires et la société civile pour définir des objectifs en matière de gestion ou d'usage du cours d'eau.

Cette question est loin d'être anecdotique car la notion même d'indicateurs et de restauration présuppose de définir des trajectoires d'évolution qui sont bel et bien à définir par l'ensemble des acteurs concernés et ce, en prenant en compte les visions et les attentes de chacun.

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Références bibliographiques

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Akaike, H., 1973. Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. Biometrika 60, 255–265.

Akasaka, T., Akasaka, M., Yanagawa, H., 2010. Relative importance of the environmental factors at site and landscape scales for bats along the riparian zone. Landscape Ecol Eng 6, 247–255. https://doi.org/10.1007/s11355-010-0105-4

Alber, A., Piégay, H., 2011. Spatial disaggregation and aggregation procedures for characterizing fluvial features at the network-scale: Application to the Rhône basin (France). Geomorphology 125, 343–360. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.09.009

Allouis Tristan, Bailly Jean-Stéphane, Pastol Yves, Le Roux Catherine, 2010. Comparison of LiDAR waveform processing methods for very shallow water bathymetry using Raman, near-infrared and green signals. Earth Surface Processes and Landforms 35, 640–650. https://doi.org/10.1002/esp.1959

Amoros, C., Petts, G.E., 1993. Bases conceptuelles. Hydrosystèmes fluviaux, Paris, Masson, coll. Ecologie 24, 3–17.

Amri, R., Nicolas, H., Sourisseau, A., Bottner, B., Haury, J., 2009. Hyperspectral remote sensing of the aquatic invasive plant, Ludwigia grandiflora. North-West France-In: Pieterse A., Rytkönen AM & Hellsten S.(Eds.), Aquatic Weeds 2009. Proceedings of the 12th European Weed Research Society Symposium, Finnish Envrionment Institute (SYKE), Helsinki, Finland.

Andrew, M.E., Ustin, S.L., 2008. The role of environmental context in mapping invasive plants with hyperspectral image data. Remote Sensing of Environment 112, 4301–4317. https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.07.016

Antonarakis, A.S., Richards, K.S., Brasington, J., 2008a. Object-based land cover classification using airborne LiDAR. Remote Sensing of Environment 112, 2988–2998. https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.02.004

Antonarakis, A.S., Richards, K.S., Brasington, J., Bithell, M., Muller, E., 2008b. Retrieval of vegetative fluid resistance terms for rigid stems using airborne lidar. J. Geophys. Res. 113, G02S07. https://doi.org/10.1029/2007JG000543

AR, FE, TU (1999). *Dam removal success stories : restoring rivers through selective removal of dams that don't make sense*. Rapport final. 176 p.

Arnaud, F., Piégay, H., Schmitt, L., Rollet, A.J., Ferrier, V., Béal, D., 2015. Historical geomorphic analysis (1932–2011) of a by-passed river reach in process-based restoration perspectives: The Old Rhine downstream of the Kembs diversion dam (France, Germany). Geomorphology 236, 163–177.

Aronson, J., Floret, C., Floc'h, E., Ovalle, C., Pontanier, R., 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A View from the South. Restoration ecology 1, 8–17.

Asaeda, T., Rashid, M.H., Sanjaya, H.L.K., 2015. Flushing sediment from reservoirs triggers forestation in the downstream reaches. Ecohydrology 8, 426–437.

Auble, G.T., Shafroth, P.B., Scott, M.L., Roelle, J.E., 2007. Early Vegetation Development on an Exposed Reservoir: Implications for Dam Removal. Environmental Management 39, 806–818. https://doi.org/10.1007/s00267-006-0018-z

Audry, S., Schäfer, J., Blanc, G., Jouanneau, J.-M., 2004. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). Environmental Pollution 132, 413–426. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.025

Ayboga, E., 2008. The removal of the Krebsbach Dam in Germany. Rückbau der Talsperre Krebsbach Talsperre, Rückbau, biologische Durchgängigkeit, Uranbergbau.

Azami, K., Suzuki, H., Toki, S., 2004. Changes in riparian vegetation communities below a large dam in a monsoonal region: Futase Dam, Japan. River Research and xc

Ba, A. 2017. Télédétection par analyse de retours d'onde LiDAR et spectrométrie à hautes résolutions des espaces sensibles en environnement côtier (Doctoral dissertation, Université de Nantes Faculté des sciences et des techniques).

Bailly, J.-S., Le Coarer, Y., Languille, P., Stigermark, C.-J., Allouis, T., 2010. Geostatistical estimations of bathymetric LiDAR errors on rivers. Earth Surface Processes and Landforms 35, 1199–1210.

Baltsavias, E.P., 1999. Airborne laser scanning: existing systems and firms and other resources. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing 54, 164–198.

Barilotti, A., Sepic, F., Abramo, E., Crosilla, F., 2007. Improving the morphological analysis for tree extraction: a dynamic approach to lidar data. Int. Arch. Photogram. Remote Sens. Spat. Inf. Sci 36–3.

Barton, D.R., Taylor, W.D., Biette, R.M., 1985. Dimensions of Riparian Buffer Strips Required to Maintain Trout Habitat in Southern Ontario Streams. North American Journal of Fisheries Management 5, 364–378. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1985)5<364:DORBSR>2.0.CO;2

Barton, K., Barton, M.K., 2018. Package 'MuMIn.'

Baxter, R.M., 1977. Environmental Effects of Dams and Impoundments. Annual Review of Ecology and Systematics 8, 255–283. https://doi.org/10.1146/annurev.es.08.110177.001351

Bechtold, J.S., Naiman, R.J., 2009. A Quantitative Model of Soil Organic Matter Accumulation During Floodplain Primary Succession. Ecosystems 12, 1352–1368. https://doi.org/10.1007/s10021-009-9294-9

Bednarek, A.T., 2001. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. Environmental management 27, 803–814.

Bendix, J., Hupp, C., 2000. Hydrological and geomorphic impacts on riparian plant communities. Hydrological Processes - HYDROL PROCESS 14, 2977–2990. https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2977::AID-HYP130>3.0.CO;2-4

Bernez, I., Daniel, H., Haury, J., Ferreira, M.T., 2004. Combined effects of environmental factors and regulation on macrophyte vegetation along three rivers in western France. River Res. Applic. 20, 43–59. https://doi.org/10.1002/rra.718

Bernhardt, E.S., Sudduth, E.B., Palmer, M.A., Allan, J.D., Meyer, J.L., Alexander, G., Follastad-Shah, J., Hassett, B., Jenkinson, R., Lave, R., 2007. Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of US river restoration practitioners. Restoration Ecology 15, 482–493.

Bertoldi, W., Drake, N.A., Gurnell, A.M., 2011a. Interactions between river flows and colonizing vegetation on a braided river: exploring spatial and temporal dynamics in riparian vegetation cover using satellite data. Earth Surf. Process. Landforms 36, 1474–1486. https://doi.org/10.1002/esp.2166

Bertoldi, W., Gurnell, A.M., Drake, N.A., 2011b. The topographic signature of vegetation development along a braided river: Results of a combined analysis of airborne lidar, color air photographs, and ground measurements. Water Resour. Res. 47, W06525. https://doi.org/10.1029/2010WR010319

Beschta, R.L., Bilby, R.E., Brown, G.W., Holtby, L.B., Hofstra, T.D., n.d. CHAPTER SIX Stream Temperature and Aquatic Habitat: Fisheries and Forestry Interactions.

Bioucas-Dias, J.M., Plaza, A., Dobigeon, N., Parente, M., Du, Q., Gader, P., Chanussot, J., 2012. Hyperspectral Unmixing Overview: Geometrical, Statistical, and Sparse Regression-Based Approaches. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 5, 354–379. https://doi.org/10.1109/JSTARS.2012.2194696

Birnie-Gauvin, K., Larsen, M.H., Nielsen, J., Aarestrup, K., 2017. 30 years of data reveal dramatic increase in abundance of brown trout following the removal of a small hydrodam. Journal of Environmental Management 204, 467–471. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.022

Bollati, I.M., Pellegrini, L., Rinaldi, M., Duci, G., Pelfini, M., 2014. Reach-scale morphological adjustments and stages of channel evolution: the case of the Trebbia River (northern Italy). Geomorphology 221, 176–186.

Bonin, L., Proulx, R., Rheault, G., 2014. A digital photography protocol for the rapid assessment of herbaceous communities in riparian buffers. Riparian Ecology and Conservation 2, 35–44.

Bornette, G., Tabacchi, E., Hupp, C., Puijalon, S., Rostan, J.C., 2008. A model of plant strategies in fluvial hydrosystems. Freshwater Biology 53, 1692–1705. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.01994.x

Bortolot, Z.J., Wynne, R.H., 2005. Estimating forest biomass using small footprint LiDAR data: An individual tree-based approach that incorporates training data. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 59, 342–360. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2005.07.001

Bowman, M.B., 2002. Legal Perspectives on Dam Removal: This article outlines the legal issues associated with dam removal and examines how environmental restoration activities such as dam removal fit into the existing US legal system. AIBS Bulletin 52, 739–747.

Brandtberg, T., 2007a. Classifying individual tree species under leaf-off and leaf-on conditions using airborne lidar. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 61, 325–340. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2006.10.006

Brandtberg, T., 2007b. Classifying individual tree species under leaf-off and leaf-on conditions using airborne lidar. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 61, 325–340. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2006.10.006

Braun-Blanquet, J., 1932. Plant sociology. The study of plant communities. First ed. xviii + 439 pp.

Bredenhand, E., Samways, M.J., 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. Journal of Insect Conservation 13, 297–307.

Breiman, L., 2001. Random Forests. Machine Learning 45, 5–32. https://doi.org/10.1023/A:1010933404324

Brown, R.L., Chenoweth, J., 2008. The Effect of Glines Canyon Dam on Hydrochorous Seed Dispersal in the Elwha River. Northwest Science 82, 197–209. https://doi.org/10.3955/0029-344X-82.S.I.197

Brufao, P., 2008. Dam Removal on a Roll in Spain. International rivers. People–water–life.

Bunn, S.E., Arthington, A.H., 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. Environmental Management 30, 492–507. https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0

Burkart Michael, 2001. River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. Global Ecology and Biogeography 10, 449–468. https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.2001.00270.x

Caccianiga Marco, Luzzaro Alessandra, Pierce Simon, Ceriani Roberta M., Cerabolini Bruno, 2006. The functional basis of a primary succession resolved by CSR classification. Oikos 112, 10–20. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14107.x

Calçada, E.A., Lenoir, J., Plue, J., Broeckx, L.S., Closset-Kopp, D., Hermy, M., Decocq, G., 2015. Spatial patterns of water-deposited seeds control plant species richness and composition in riparian forest landscapes. Landscape Ecol 30, 2133–2146. https://doi.org/10.1007/s10980-015-0236-y

Cannatelli, K.M., Curran, J.C., 2012. Importance of hydrology on channel evolution following dam removal: case study and conceptual model. Journal of Hydraulic Engineering 138, 377–390.

Cao, L., Coops, N.C., Innes, J.L., Dai, J., Ruan, H., She, G., 2016. Tree species classification in subtropical forests using small-footprint full-waveform LiDAR data. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 49, 39–51. https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.01.007

Carbiener, R., 1983. Le grand Ried Central d'Alsace: écologie et évolution d'une zone humide d'origine fluviale rhénane. Bull. Ecol 14, 249–277.

Carbonneau, P., Pi?gay, H., 2012. Fluvial Remote Sensing for Science and Management. John Wiley & Sons.

Carbonneau, P.E., Piégay, H., 2012. Introduction: The Growing Use of Imagery in Fundamental and Applied River Sciences, in: Carbonneau, P.E., Piégay, H. (Eds.), Fluvial Remote Sensing for Science and Management. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 1–18. https://doi.org/10.1002/9781119940791.ch1

Carle, M.V., Sasser, C.E., Roberts, H.H., 2013. Accretion and vegetation community change in the Wax Lake Delta following the historic 2011 Mississippi River flood. Journal of Coastal Research 31, 569–587.

Casado, M.R., Gonzalez, R.B., Kriechbaumer, T., Veal, A., 2015. Automated identification of river hydromorphological features using UAV high resolution aerial imagery. Sensors 15, 27969–27989.

Chang, C.-C., Lin, C.-J., 2011. LIBSVM: A Library for Support Vector Machines. ACM Trans. Intell. Syst. Technol. 2, 27:1–27:27. https://doi.org/10.1145/1961189.1961199

Chen, Q., Baldocchi, D., Gong, P., Kelly, M., 2006. Isolating individual trees in a savanna woodland using small footprint lidar data. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 72, 923–932.

Cheng, F., 2005. Sediment transport and channel adjustments associated with dam removal. The Ohio State University.

Cholley F., Perrin T., Vindimian E 2015 « Expertise du projet d'effacement des ouvrages de Vezins et La Roche-qui-Boit sur la Sélune » Rapport N°008106-02

Chuine, I., Beaubien, E.G., 2001. Phenology is a major determinant of tree species range. Ecology Letters 4, 500–510. https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00261.x

Clewell, A.F., Aronson, J., 2013. Ecological Restoration, Second Edition: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession. Island Press.

Collinge, S.K., Ray, C., 2009. Transient patterns in the assembly of vernal pool plant communities. Ecology 90, 3313–3323. https://doi.org/10.1890/08-2155.1

Congalton, R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. Remote Sensing of Environment 37, 35–46. https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B

Congalton, R.G., Birch, K., Jones, R., Schriever, J., 2002. Evaluating remotely sensed techniques for mapping riparian vegetation. Computers and Electronics in Agriculture 37, 113–126.

Cook, K.L., Wallender, W.W., Bledsoe, C.S., Pasternack, G., Upadhyaya, S.K., 2011. Effects of native plant species, mycorrhizal inoculum, and mulch on restoration of reservoir sediment following dam removal, Elwha River, Olympic Peninsula, Washington. Restoration ecology 19, 251–260.

Coops, N.C., Hilker, T., Wulder, M.A., St-Onge, B., Newnham, G., Siggins, A., Trofymow, J.A. (Tony), 2007. Estimating canopy structure of Douglas-fir forest stands from discrete-return LiDAR. Trees 21, 295. https://doi.org/10.1007/s00468-006-0119-6

Corenblit, D., Baas, A., Balke, T., Bouma, T., Fromard, F., Garófano-Gómez, V., González, E., Gurnell, A.M., Hortobágyi, B., Julien, F., Kim, D., Lambs, L., Stallins, J.A., Steiger, J., Tabacchi, E., Walcker, R., 2015. Engineer pioneer plants respond to and affect geomorphic constraints similarly along water–terrestrial interfaces world-wide. Global Ecology and Biogeography n/a-n/a. https://doi.org/10.1111/geb.12373

Corenblit, D., Garófano-Gómez, V., González, E., Hortobágyi, B., Julien, F., Lambs, L., Otto, T., Roussel, E., Steiger, J., Tabacchi, E., Till-Bottraud, I., 2018. Niche construction within riparian corridors. Part II: The unexplored role of positive intraspecific interactions in Salicaceae species. Geomorphology, Resilience and Bio-Geomorphic

Systems – Proceedings of the 48th Binghamton Geomorphology Symposium 305, 112–122. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.09.016

Corenblit, D., Steiger, J., Tabacchi, E., 2010. Biogeomorphologic succession dynamics in a Mediterranean river system. Ecography 33, 1136–1148. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.05894.x

Corenblit, D., Tabacchi, E., Steiger, J., Gurnell, A.M., 2007. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: A review of complementary approaches. Earth-Science Reviews 84, 56–86. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2007.05.004

Corenblit Dov, Steiger Johannes, Gurnell Angela M., Naiman Robert J., 2009. Plants intertwine fluvial landform dynamics with ecological succession and natural selection: a niche construction perspective for riparian systems. Global Ecology and Biogeography 18, 507–520. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00461.x

Cortese, A.M., Bunn, R.A., 2017. Availability and function of arbuscular mycorrhizal and ectomycorrhizal fungi during revegetation of dewatered reservoirs left after dam removal. Restoration Ecology 25, 63–71.

Courel, M.-F., Chamard, P.C., Guenegou, M.C., Lerhun, J., Levasseur, J., Togola, M., 1991. Utilisation des bandes spectrales du vert et du rouge pour une meilleure évaluation des formations végétales actives, in: Congrès AUPELF-UREF.

Crook, D.A., Robertson, A.I., 1999. Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. Marine and Freshwater Research 50, 941–953.

Cubley, E.S., Brown, R.L., 2016. Restoration of Hydrochory Following Dam Removal on the Elwha River, Washington. River Research and Applications 32, 1566–1575.

Cummings, A.R., Karale, Y., Cummings, G.R., Hamer, E., Moses, P., Norman, Z., Captain, V., 2017. UAV-derived data for mapping change on a swidden agriculture plot: preliminary results from a pilot study. International Journal of Remote Sensing 0, 1–17. https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1295487

Dabiri, Z., Hölbling, D., Lang, S., Bartsch, A., 2015. Applicability of Multi-Seasonal X-Band SAR Imagery for Multiresolution Segmentation: a Case Study in a Riparian Mixed Forest. The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 40, 123.

Dalponte, M., Ørka, H.O., Ene, L.T., Gobakken, T., Næsset, E., 2014. Tree crown delineation and tree species classification in boreal forests using hyperspectral and ALS data. Remote Sensing of Environment 140, 306–317. https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.09.006

Dandois, J.P., Ellis, E.C., 2013. High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. Remote Sensing of Environment 136, 259–276. https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.04.005

Dandois, J.P., Ellis, E.C., 2010. Remote Sensing of Vegetation Structure Using Computer Vision. Remote Sensing 2, 1157–1176. https://doi.org/10.3390/rs2041157

Darby Stephen E., Thorne Colin R., 1996. Predicting Stage-Discharge Curves in Channels with Bank Vegetation. Journal of Hydraulic Engineering 122, 583–586. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1996)122:10(583)

Davies-Colley, R.J., Meleason, M.A., Hall, R.M.J., Rutherford, J.C., 2009. Modelling the time course of shade, temperature, and wood recovery in streams with riparian forest restoration. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 43, 673–688. https://doi.org/10.1080/00288330909510033

DDTM 50 2012 Effacement des barrages de la Sélune, gestion des sédiments contaminés et plan de gestion phase 1: synthèse des données et état des lieux du site70p www.manche.gouv.fr/content/download/13572/80166/file/R

Deng, S., Katoh, M., Yu, X., Hyyppä, J., Gao, T., 2016. Comparison of Tree Species Classifications at the Individual Tree Level by Combining ALS Data and RGB Images Using Different Algorithms. Remote Sensing 8, 1034. https://doi.org/10.3390/rs8121034

Derville, I., Bonenfant, M., Royet, P., Lepetit, D., Jigorel, A., 2001. Retour d'expérience du démantèlement du barrage de Kernansquillec. Ingénieries-EAT 13–27.

Dixon, P., 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. Journal of Vegetation Science 14, 927–930. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x

Doeg, T.J., Koehn, J.D., 1994. Effects of draining and desilting a small weir on downstream fish and macroinvertebrates. River Research and Applications 9, 263–277.

Dosskey Michael G., Vidon Philippe, Gurwick Noel P., Allan Craig J., Duval Tim P., Lowrance Richard, 2010. The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 46, 261–277. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x

Doyle, M.W., Stanley, E.H., Orr, C.H., Selle, A.R., Sethi, S.A., Harbor, J.M., 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the Heartland. Geomorphology 71, 227–244.

Drake, J.B., Knox, R.G., Dubayah, R.O., Clark, D.B., Condit, R., Blair, J.B., Hofton, M., 2003. Above-ground biomass estimation in closed canopy Neotropical forests using lidar remote sensing: factors affecting the generality of relationships. Global Ecology and Biogeography 12, 147–159. https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00010.x

Dufour, S., Barsoum, N., Muller, E., Piégay, H., 2007. Effects of channel confinement on pioneer woody vegetation structure, composition and diversity along the River Drôme (SE France). Earth Surf. Process. Landforms 32, 1244–1256. https://doi.org/10.1002/esp.1556

Dufour, S., Bernez, I., Betbeder, J., Corgne, S., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., Rapinel, S., Sawtschuk, J., Trollé, C., 2013. Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help? Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst. 10. https://doi.org/10.1051/kmae/2013068

Dufour, S., Hayden, M., Stella, J., Battles, J., Piegay, H., 2015a. Maintaining channel abandonment processes increases riparian plant diversity within fluvial corridors. Ecohydrol. 8, 780–791. https://doi.org/10.1002/eco.1546

Dufour, S., Muller, E., Straatsma, M., Corgne, S., 2012. Image Utilisation for the Study and Management of Riparian Vegetation: Overview and Applications, in: Carbonneau, P.E., Piégay, H. (Eds.), Fluvial Remote Sensing for Science and Management. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 215–239. https://doi.org/10.1002/9781119940791.ch10

Dufour, S., Piégay, H., 2010. Channel vertical mobility, hydro-geomorphic disturbances and understory vegetation in floodplain forests of the Ain River (France). Géomorphologie : relief, processus, environnement 16, 371–386. https://doi.org/10.4000/geomorphologie.8101

Dufour, S., Piégay, H., 2006. Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves: spécificités, fonctions et gestion.

Dufour, S., Rinaldi, M., Piégay, H., Michalon, A., 2015b. How do river dynamics and human influences affect the landscape pattern of fluvial corridors? Lessons from the Magra River, Central–Northern Italy. Landscape and Urban Planning 134, 107–118.

Dufour, S., Rollet, A.J., Chapuis, M., Provansal, M., Capanni, R., 2017. On the Political Roles of Freshwater Science in Studying Dam and Weir Removal Policies: A Critical Physical Geography Approach. Water Alternatives 10.

Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological monographs 67, 345–366.

Dugdale, S.J., 2007. An evaluation of imagery from an unmanned aerial vehicle (UAV) for the mapping of intertidal macroalgae on Seal Sands, Tees Estuary, UK (Masters). Durham University.

Dunford, R., Michel, K., Gagnage, M., Piégay, H., Trémelo, M.-L., 2009. Potential and constraints of Unmanned Aerial Vehicle technology for the characterization of Mediterranean riparian forest. International Journal of Remote Sensing 30, 4915–4935. https://doi.org/10.1080/01431160903023025

Dupont B. 2011, Bois d'Ardennes, INPN, SPN-MNMH Paris, https://inpn.mnhn.fr/zone/znieff/250008116.pdf

Dusseux, P., 2014. Exploitation de séries temporelles d'images satellites à haute résolution spatiale pour le suivi des prairies en milieu agricole. Université Rennes 2.

EC 2011 The UE Biodiverstiy Strtegy to 2020 European Commission

EEA, 2015f, State of nature in the EU: Results from reporting under the nature directives 2007–2012, EEA Technical report No 2/2015, European Environment Agency.

EEA, 2016 Flood risks and environmental vulnerability Exploring the synergies between floodplain restoration, water policies and thematic policies EEA Technical report No 1/2016, European Environment Agency.

Egler, F.E., 1954. Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development with 2 figs. Vegetatio Acta Geobot 4, 412–417. https://doi.org/10.1007/BF00275587

Elger, A., Bornette, G., Barrat-Segretain, M.-H., Amoros, C., 2004. Disturbances as a structuring factor of plant palatability in aquatic communities. Ecology 85, 304–311.

EPTV 2009 Une dynamique en marche en faveur des poissons migrateurs du bassin de la Vienne, Plaquette, 7p. www.eptb-vienne.fr/IMG/pdf/Plaquette_migrateurs_EPTBVienne.pdf

Fassnacht, F.E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L.T., Straub, C., Ghosh, A., 2016. Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. Remote Sensing of Environment 186, 64–87. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.08.013

Feld, C.K., Birk, S., Bradley, D.C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Pedersen, M.L., Pletterbauer, F., 2011. From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice, in: Advances in Ecological Research. Elsevier, pp. 119–209.

Ferraz, A., Bretar, F., Jacquemoud, S., Gonçalves, G., Pereira, L., Tomé, M., Soares, P., 2012. 3-D mapping of a multi-layered Mediterranean forest using ALS data. Remote Sensing of Environment 121, 210–223.

Ferreira, M.T., Aguiar, F.C., Nogueira, C., 2005. Changes in riparian woods over space and time: influence of environment and land use. Forest Ecology and Management 212, 145–159.

Finlayson, G.D., Schiele, B., Crowley, J.L., 1998. Comprehensive colour image normalization, in: Burkhardt, H., Neumann, B. (Eds.), Computer Vision — ECCV'98, Lecture Notes

in Computer Science. Presented at the European Conference on Computer Vision, Springer Berlin Heidelberg, pp. 475–490. https://doi.org/10.1007/BFb0055685

Foley, M.M., Bellmore, J.R., O'Connor, J.E., Duda, J.J., East, A.E., Grant, G.E., Anderson, C.W., Bountry, J.A., Collins, M.J., Connolly, P.J., Craig, L.S., Evans, J.E., Greene, S.L., Magilligan, F.J., Magirl, C.S., Major, J.J., Pess, G.R., Randle, T.J., Shafroth, P.B., Torgersen, C.E., Tullos, D., Wilcox, A.C., 2017. Dam removal: Listening in. Water Resour. Res. 53, 5229–5246. https://doi.org/10.1002/2017WR020457

Foley, M.M., Duda, J.J., Beirne, M.M., Paradis, R., Ritchie, A., Warrick, J.A., 2015. Rapid water quality change in the Elwha River estuary complex during dam removal. Limnology and Oceanography 60, 1719–1732.

Fonda, R.W., 1974. Forest Succession in Relation to River Terrace Development in Olympic National Park, Washington. Ecology 55, 927–942. https://doi.org/10.2307/1940346

Forzieri, G., Moser, G., Vivoni, E.R., Castelli, F., Canovaro, F., 2010. Riparian vegetation mapping for hydraulic roughness estimation using very high resolution remote sensing data fusion. Journal of Hydraulic Engineering 136, 855–867.

Fraaije, R.G.A., ter Braak, C.J.F., Verduyn, B., Breeman, L.B.S., Verhoeven, J.T.A., Soons, M.B., 2015. Early plant recruitment stages set the template for the development of vegetation patterns along a hydrological gradient. Funct Ecol 29, 971–980. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12441

Fraley, J.J., 1979. Effects of elevated stream temperatures below a shallow reservoir on a cold water macroinvertebrate fauna, in: The Ecology of Regulated Streams. Springer, pp. 257–272.

Galay, V.J., 1983. Causes of river bed degradation. Water resources research 19, 1057–1090.

Gallardo, A., 2003. Spatial Variability of Soil Properties in a Floodplain Forest in Northwest Spain. Ecosystems 6, 564–576. https://doi.org/10.1007/s10021-003-0198-9

Garófano-Gómez, V., Metz, M., Egger, G., Díaz-Redondo, M., Hortobágyi, B., Geerling, G., Corenblit, D., Steiger, J., 2017. Vegetation succession processes and fluvial dynamics of a mobile temperate riparian ecosystem: the lower Allier River (France). Géomorphologie : relief, processus, environnement.

Gayraud, S. ((Cemagref I. de R. pour l'Ingénierie de l'Agriculture et de l'Environnement, Herouin, E., Philippe, M., 2002. The clogging of stream beds: a review of mechanisms and consequences on habitats and macroinvertebrate communities. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture (France).

Germaine, M.-A., Lespez, L., 2017. The Failure of the Largest Project to Dismantle Hydroelectric Dams in Europe?(Sélune River, France, 2009-2017). Water Alternatives 10.

Germaine, M.-A., Lespez, L., 2014. Le démantèlement des barrages de la Sélune (Manche). Des réseaux d'acteurs au projet de territoire? Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie 5.

Gervais F. 2010 Éléments de photogrammétrie. Cours de photo-interprétation. Ecole polytechnique de Lausanne

Gibson, A.M., Villalobos, L.M., Snyder, E.B., 2011. Ecosystem Responses to Low-Head Dam Removal: Assessment of Physical Habitat, Water Chemistry, and Macroinvertebrates. Grand Valley State University.

Gilvear, D.J., Hunter, P., Stewardson, M., 2016. Remote sensing: mapping natural and managed river corridors from the micro to the network scale, in: Gilvear, D.J., Greenwood, lcolm T., Thoms, rtin C., Wood, P.J. (Eds.), River Science. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 171–196. https://doi.org/10.1002/9781118643525.ch9

Goetz, A.F., Vane, G., Solomon, J.E., Rock, B.N., 1985. Imaging spectrometry for earth remote sensing. Science 228, 1147–1153.

González, E., González-Sanchis, M., Cabezas, Á., Comín, F.A., Muller, E., 2010. Recent changes in the riparian forest of a large regulated Mediterranean river: implications for management. Environmental Management 45, 669–681.

González, E., Masip, A., Tabacchi, E., Poulin, M., 2017. Strategies to restore floodplain vegetation after abandonment of human activities. Restor Ecol 25, 82–91. https://doi.org/10.1111/rec.12400

González, E., Sher, A.A., Tabacchi, E., Masip, A., Poulin, M., 2015a. Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. Journal of Environmental Management 158, 85–94. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.033

González, E., Sher, A.A., Tabacchi, E., Masip, A., Poulin, M., 2015b. Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. Journal of Environmental Management 158, 85–94. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.033

Goodson, J.M., Gurnell, A.M., Angold, P.G., Morrissey, I.P., 2001. Riparian seed banks: structure, process and implications for riparian management. Progress in Physical Geography 25, 301–325.

Goodwin, N.R., Coops, N.C., Culvenor, D.S., 2006. Assessment of forest structure with airborne LiDAR and the effects of platform altitude. Remote Sensing of Environment 103, 140–152.

Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters 4, 379–391. https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x

Greco, S.E., Fremier, A.K., Larsen, E.W., Plant, R.E., 2007. A tool for tracking floodplain age land surface patterns on a large meandering river with applications for ecological planning and restoration design. Landscape and Urban Planning 81, 354–373. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.01.002

Greet, J., Angus Webb, J., Cousens, R.D., 2011. The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics: a systematic review using causal criteria analysis. Freshwater Biology 56, 1231–1247. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02564.x

Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., Cummins, K.W., 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. BioScience 41, 540–551.

Grime, J.P., 1988. The CSR model of primary plant strategies—origins, implications and tests, in: Plant Evolutionary Biology. Springer, pp. 371–393.

Gurnell, A. m., Boitsidis, A.J., Thompson, K., Clifford, N.J., 2006. Seed bank, seed dispersal and vegetation cover: Colonization along a newly-created river channel. Journal of Vegetation Science 17, 665–674. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02490.x

Hall, R.K., Watkins, R.L., Heggem, D.T., Jones, K.B., Kaufmann, P.R., Moore, S.B., Gregory, S.J., 2009. Quantifying structural physical habitat attributes using LIDAR and hyperspectral imagery. Environ Monit Assess 159, 63. https://doi.org/10.1007/s10661-008-0613-y

Handcock, R.N., Torgersen, C.E., Cherkauer, K.A., Gillespie, A.R., Tockner, K., Faux, R.N., Tan, J., 2012. Thermal infrared remote sensing of water temperature in riverine landscapes. Fluvial remote sensing for science and management 85–113.

Harikumar, A., Bovolo, F., Bruzzone, L., 2017. An Internal Crown Geometric Model for Conifer Species Classification With High-Density LiDAR Data. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 55, 2924–2940. https://doi.org/10.1109/TGRS.2017.2656152

Hervouet, A., Dunford, R., Piégay, H., Belletti, B., Trémélo, M.-L., 2011. Analysis of Post-flood Recruitment Patterns in Braided-Channel Rivers at Multiple Scales Based on an Image Series Collected by Unmanned Aerial Vehicles, Ultra-light Aerial Vehicles, and Satellites. GIScience & Remote Sensing 48, 50–73. https://doi.org/10.2747/1548-1603.48.1.50

Hilty, J.A., Merenlender, A.M., 2004. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in northern California. Conservation Biology 18, 126–135.

Hodges, J.D., 1997. Development and ecology of bottomland hardwood sites. Forest Ecology and Management, Harvesting Impacts on Bottomland Hardwood Ecosystems 90, 117–125. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03906-0

Hopkinson, C., Chasmer, L., Gynan, C., Mahoney, C., Sitar, M., 2016. Multisensor and Multispectral LiDAR Characterization and Classification of a Forest Environment. Canadian Journal of Remote Sensing 42, 501–520. https://doi.org/10.1080/07038992.2016.1196584

Hortobágyi, B., Corenblit, D., Ding, Z., Lambs, L., Steiger, J., 2017a. Above- and belowground responses of Populus nigra L. to mechanical stress observed on the Allier River, France. Géomorphologie : relief, processus, environnement.

Hortobágyi, B., Corenblit, D., Steiger, J., Peiry, J.-L., 2017b. Establishment area and biogeomorphic feedback window of three pioneer riparian Salicaceae species within a dynamic riparian corridor (Allier River, France), in: EGU General Assembly Conference Abstracts. p. 957.

Hortobágyi, B., Corenblit, D., Vautier, F., Steiger, J., Roussel, E., Burkart, A., Peiry, J.-L., 2017c. A multi-scale approach of fluvial biogeomorphic dynamics using photogrammetry. Journal of environmental management 202, 348–362.

Hortobágyi, B., Corenblit, D., Vautier, F., Steiger, J., Roussel, E., Burkart, A., Peiry, J.-L., 2017d. A multi-scale approach of fluvial biogeomorphic dynamics using photogrammetry. Journal of environmental management 202, 348–362.

Hovi, A., Korhonen, L., Vauhkonen, J., Korpela, I., 2016. LiDAR waveform features for tree species classification and their sensitivity to tree- and acquisition related parameters. Remote Sensing of Environment 173, 224–237. https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.08.019

Hsu, C.-W., Chang, C.-C., Lin, C.-J., 2003. A practical guide to support vector classification.

Hung, C., Xu, Z., Sukkarieh, S., 2014. Feature learning based approach for weed classification using high resolution aerial images from a digital camera mounted on a UAV. Remote Sensing 6, 12037–12054.

Hupp, C.R., 2000. Hydrology, geomorphology, and vegetation of Coastal Plain rivers in the southeastern United States. Hydrological processes 14, 2991–3010.

Hupp, C.R., 1992. Riparian Vegetation Recovery Patterns Following Stream Channelization: A Geomorphic Perspective. Ecology 73, 1209–1226. https://doi.org/10.2307/1940670

Hupp, C.R., Osterkamp, W.R., 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. Geomorphology 14, 277–295.

Hupp, C.R., Osterkamp, W.R., 1985. Bottomland Vegetation Distribution along Passage Creek, Virginia, in Relation to Fluvial Landforms. Ecology 66, 670–681. https://doi.org/10.2307/1940528

Husson, E., 2016. Images from unmanned aircraft systems for surveying aquatic and riparian vegetation.

Husson, E., 2012. The potential of an unmanned aircraft system for surveying lake and river vegetation.

Husson, E., Ecke, F., Reese, H., 2016. Comparison of manual mapping and automated object-based image analysis of non-submerged aquatic vegetation from very-high-resolution UAS images. Remote Sensing 8, 724.

Huston, M.A., 1999. Local Processes and Regional Patterns: Appropriate Scales for Understanding Variation in the Diversity of Plants and Animals. Oikos 86, 393–401. https://doi.org/10.2307/3546645

Hutchins, M.G., Johnson, A.C., Deflandre-Vlandas, A., Comber, S., Posen, P., Boorman, D., 2010. Which offers more scope to suppress river phytoplankton blooms: Reducing nutrient pollution or riparian shading? Science of The Total Environment 408, 5065–5077. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.033

Hyyppä, J., Yu, X., Hyyppä, H., Vastaranta, M., Holopainen, M., Kukko, A., Kaartinen, H., Jaakkola, A., Vaaja, M., Koskinen, J., Alho, P., 2012. Advances in Forest Inventory Using Airborne Laser Scanning. Remote Sensing 4, 1190–1207. https://doi.org/10.3390/rs4051190

Im, D., Kang, H., Kim, K.-H., Choi, S.-U., 2011. Changes of river morphology and physical fish habitat following weir removal. Ecological Engineering 37, 883–892.

Isenburg, M., 2015. LAStools—Efficient Tools for LiDAR Processing; Version 120628.

Jakubowski, M.K., Li, W., Guo, Q., Kelly, M., 2013. Delineating Individual Trees from Lidar Data: A Comparison of Vector- and Raster-based Segmentation Approaches. Remote Sensing 5, 4163–4186. https://doi.org/10.3390/rs5094163

Jensen, A.M., Neilson, B.T., McKee, M., Chen, Y., 2012. Thermal remote sensing with an autonomous unmanned aerial remote sensing platform for surface stream temperatures, in: Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2012 IEEE International. IEEE, pp. 5049–5052.

Jochem, A., Hollaus, M., Rutzinger, M., Höfle, B., 2010. Estimation of Aboveground Biomass in Alpine Forests: A Semi-Empirical Approach Considering Canopy Transparency Derived from Airborne LiDAR Data. Sensors 11, 278–295. https://doi.org/10.3390/s110100278

Johansen, K., Coops, N.C., Gerge, S.E., Stange, Y., 2007. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. Remote Sensing of Environment 110, 29–44. https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.02.014

Johansen, K., Phinn, S., Witte, C., 2010. Mapping of riparian zone attributes using discrete return LiDAR, QuickBird and SPOT-5 imagery: Assessing accuracy and costs. Remote Sensing of Environment 114, 2679–2691. https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.06.004

Johnson, S.E., Waller, D.M., 2012. Influence of dam regulation on 55-year canopy shifts in riparian forests. Canadian journal of forest research 43, 159–170.

Johnson, W.C., 2000. Tree recruitment and survival in rivers: influence of hydrological processes. Hydrological Processes 14, 3051–3074.

Johnson, W.C., 1998. Adjustment of riparian vegetation to river regulation in the Great Plains, USA. Wetlands 18, 608–618. https://doi.org/10.1007/BF03161676

Kalliola, R., Salo, J., Puhakka, M., Rajasilta, M., 1991. New Site Formation and Colonizing Vegetation in Primary Succession on the Western Amazon Floodplains. Journal of Ecology 79, 877–901. https://doi.org/10.2307/2261087

Kaneko, K., Nohara, S., 2014. Review of Effective Vegetation Mapping Using the UAV (Unmanned Aerial Vehicle) Method. Journal of Geographic Information System 06, 733–742. https://doi.org/10.4236/jgis.2014.66060

Kattenborn, T., Sperlich, M., Bataua, K., Koch, B., 2014. Automatic single tree detection in plantations using UAV-based photogrammetric point clouds. The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 40, 139.

Kelly, V.J., 2001. Influence of reservoirs on solute transport: a regional-scale approach. Hydrological Processes 15, 1227–1249.

Kim, S., McGaughey, R.J., Andersen, H.-E., Schreuder, G., 2009. Tree species differentiation using intensity data derived from leaf-on and leaf-off airborne laser scanner data. Remote Sensing of Environment 113, 1575–1586. https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.03.017

Kirby, K.R., Potvin, C., 2007. Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project. Forest Ecology and Management 246, 208–221. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.072

Kloehn, K.K., Beechie, T.J., Morley, S.A., Coe, H.J., Duda, J.J., 2008. Influence of Dams on River-Floodplain Dynamics in the Elwha River, Washington. Northwest Science 82, 224–235. https://doi.org/10.3955/0029-344X-82.S.I.224

Koch, B., Kattenborn, T., Straub, C., Vauhkonen, J., 2014. Segmentation of Forest to Tree Objects, in: Forestry Applications of Airborne Laser Scanning, Managing Forest

Ecosystems. Springer, Dordrecht, pp. 89–112. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8663-8_5

Koenig, K., Höfle, B., 2016. Full-Waveform Airborne Laser Scanning in Vegetation Studies—A Review of Point Cloud and Waveform Features for Tree Species Classification. Forests 7, 198. https://doi.org/10.3390/f7090198

Kondolf, G.M., 1997. PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. Environmental management 21, 533–551.

Kondolf, G.M., Anderson, S., Lave, R., Pagano, L., Merenlender, A., Bernhardt, E.S., 2007. Two decades of river restoration in California: What can we learn? Restoration ecology 15, 516–523.

Korpela, I., 2017a. Acquisition and evaluation of radiometrically comparable multi-footprint airborne LiDAR data for forest remote sensing. Remote Sensing of Environment 194, 414–423. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.052

Kosuth, P., Tormos, T., Cernesson, F., Lalande, N., Villeneuve, B., 2010. Assessing the role of riparian vegetation and land use on river ecological status using remote sensing and spatial modelling, in: SER : Proceedings 7th European Conference on Ecological Restoration. Avignon, France, p. 4 p.

Kouwen, N., 2000. Effect of Riparian Vegetation on Flow Resistance and Flood Potential. Journal of Hydraulic Engineering 126, 954–954. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2000)126:12(954)

Kraus, K., Pfeifer, N., 1998. Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. ISPRS Journal of Photogrammetry and remote Sensing 53, 193–203.

Kronseder, K., Ballhorn, U., Böhm, V., Siegert, F., 2012. Above ground biomass estimation across forest types at different degradation levels in Central Kalimantan using LiDAR data. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 18, 37–48. https://doi.org/10.1016/j.jag.2012.01.010

Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. Journal of the American Statistical Association 47, 583–621. https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441

Kühn, I., Durka, W., Klotz, S., 2004. BiolFlor: a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology. Diversity and Distributions 10, 363–365.

Kwak, D.-A., Lee, W.K., Cho, H.K., 2007. Estimation of LAI using LiDAR remote sensing in forest, in: ISPRS Workshop on Laser Scanning and SilviLaser.

Lague, D., Launeau, P., Michon, C., Gouraud, E., Juge, C., Gentile, W., Hubert-Moy, L., Crave, A., 2016. A geomorphologist's dream come true: synoptic high resolution river

bathymetry with the latest generation of airborne dual wavelength lidar, in: EGU General Assembly Conference Abstracts. p. 12238.

Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology 91, 299–305. https://doi.org/10.1890/08-2244.1

Larsen, M., Eriksson, M., Descombes, X., Perrin, G., Brandtberg, T., Gougeon, F.A., 2011. Comparison of six individual tree crown detection algorithms evaluated under varying forest conditions. International Journal of Remote Sensing 32, 5827–5852. https://doi.org/10.1080/01431161.2010.507790

Laurin, G.V., Del Frate, F., Pasolli, L., Notarnicola, C., 2012. Forest/vegetation types discrimination in an alpine area using RADARSAT2 and ALOS PALSAR polarimetric data and Neural Networks, in: Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2012 IEEE International. IEEE, pp. 5340–5343.

Lavorel S., Garnier E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. Functional Ecology 16, 545–556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x

Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., Bonis, A., 2008. Assessing functional diversity in the field – methodology matters! Functional Ecology 22, 134–147. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x

Leaniz, C.G. de, 2008. Weir removal in salmonid streams: implications, challenges and practicalities. Hydrobiologia 609, 83–96. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9397-x

Lefebvre, A., Corpetti, T., Hubert-Moy, L., 2011. Ondelettes et théorie des évidences pour la classification orientée-objet. Géomatique et Occupation Des Sols, RIG 21, 29–325.

Lejon, A., Malm Renöfält, B., Nilsson, C., 2012. Dam removal effects on riparian vegetation.

Lejon, A., Malm Renöfält, B., Nilsson, C., 2009. Conflicts associated with dam removal in Sweden. Ecology and Society 14.

Lejot, J., 2008. Suivi des formes fluviales par télédétection à très haute résolution. Application aux programmes de restauration de la basse vallée de l'Ain et du Haut-Rhône (Chautagne). Unpublished thesis, University of Lyon.

Lejot, J., Delacourt, C., Piégay, H., Fournier, T., Trémélo, M.-L., Allemand, P., 2007. Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform. Earth Surf. Process. Landforms 32, 1705–1725. https://doi.org/10.1002/esp.1595

Leopold, L.B., Bull, W.B., 1979. Base level, aggradation, and grade. Proceedings of the American Philosophical Society 123, 168–202.

Lessard, J.L., Hayes, D.B., 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. River research and applications 19, 721–732.

Li, J., Hu, B., Noland, T.L., 2013. Classification of tree species based on structural features derived from high density LiDAR data. Agricultural and Forest Meteorology 171–172, 104–114. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.11.012

Li, M., Zang, S., Zhang, B., Li, S., Wu, C., 2014. A review of remote sensing image classification techniques: The role of spatio-contextual information. European Journal of Remote Sensing 47, 389–411.

Lin, Y., Hyyppä, J., 2016. A comprehensive but efficient framework of proposing and validating feature parameters from airborne LiDAR data for tree species classification. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 46, 45–55. https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.11.010

Lindberg, E., Eysn, L., Hollaus, M., Holmgren, J., Pfeifer, N., 2014. Delineation of Tree Crowns and Tree Species Classification From Full-Waveform Airborne Laser Scanning Data Using 3-D Ellipsoidal Clustering. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 7, 3174–3181. https://doi.org/10.1109/JSTARS.2014.2331276

Lisein, J., Michez, A., Claessens, H., Lejeune, P., 2015. Discrimination of deciduous tree species from time series of unmanned aerial system imagery. PLoS One 10, e0141006.

Liu, W., Zhang, Q., Liu, G., 2009. Seed banks of a river–reservoir wetland system and their implications for vegetation development. Aquatic Botany 90, 7–12. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.04.014

Lowrance, R., Vellidis, G., 1995. A conceptual model for assessing ecological risk to water quality function of bottomland hardwood forests. Environmental Management 19, 239–258. https://doi.org/10.1007/BF02471994

Lucieer, A., Malenovský, Z., Veness, T., Wallace, L., 2014. HyperUAS—Imaging Spectroscopy from a Multirotor Unmanned Aircraft System. J. Field Robotics 31, 571–590. https://doi.org/10.1002/rob.21508

Luo, J., Duan, H., Ma, R., Jin, X., Li, F., Hu, W., Shi, K., Huang, W., 2017. Mapping species of submerged aquatic vegetation with multi-seasonal satellite images and considering life history information. International journal of applied earth observation and geoinformation 57, 154–165.

Mahoney, J.M., Rood, S.B., 1998. Streamflow requirements for cottonwood seedling recruitment—An integrative model. Wetlands 18, 634–645. https://doi.org/10.1007/BF03161678

Malavoi, J.-R., Salgues, D., 2011. Arasement et dérasement de seuils. Rapport ONEMA, IRSTEA, 83p.

Marcano-Cedeño, A., Quintanilla-Domínguez, J., Cortina-Januchs, M.G., Andina, D., 2010. Feature selection using Sequential Forward Selection and classification applying Artificial Metaplasticity Neural Network, in: IECON 2010 - 36th Annual Conference on IEEE Industrial Electronics Society. Presented at the IECON 2010 - 36th Annual Conference on IEEE Industrial Electronics Society, pp. 2845–2850. https://doi.org/10.1109/IECON.2010.5675075

Martignac, F., 2016. Utilisation de deux outils hydroacoustiques pour analyser la dynamique migratoire du saumon atlantique (Salmo salar L.) dans deux fleuves de la baie du Mont-Saint-Michel. Agrocampus Ouest.

Mason, D.C., Cobby, D.M., Horritt, M.S., Bates, P.D., 2003. Floodplain friction parameterization in two-dimensional river flood models using vegetation heights derived from airborne scanning laser altimetry. Hydrological processes 17, 1711–1732.

McGaughey, R.J., 2009. FUSION/LDV: Software for LIDAR data analysis and visualization. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: Seattle, WA, USA 123.

McKean, J., Isaak, D., Wright, W., 2009a. Improving Stream Studies With a Small-Footprint Green Lidar. Eos, Transactions American Geophysical Union 90, 341–342.

McKean, J., Nagel, D., Tonina, D., Bailey, P., Wright, C.W., Bohn, C., Nayegandhi, A., 2009b. Remote Sensing of Channels and Riparian Zones with a Narrow-Beam Aquatic-Terrestrial LIDAR. Remote Sensing 1, 1065–1096. https://doi.org/10.3390/rs1041065

Millenium Ecosystem Assessment., 2005. Synthesis report. Island, Washington, DC.

Melun, G., 2012. Evaluation des impacts hydromorphologiques du rétablissement de la continuité hydro-sédimentaire et écologique sur l'Yerres aval. Université Paris-Diderot-Paris VII.

Merritt David M., Nilsson Christer, Jansson Roland, 2010. Consequences of propagule dispersal and river fragmentation for riparian plant community diversity and turnover. Ecological Monographs 80, 609–626. https://doi.org/10.1890/09-1533.1

Merritt David M., Wohl Ellen E., 2005. Plant dispersal along rivers fragmented by dams. River Research and Applications 22, 1–26. https://doi.org/10.1002/rra.890

Merritt, D.M., Cooper, D.J., 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. River Research and Applications 16, 543–564.

Meybeck, M., 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences 358, 1935–1955. https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1379

Michel, J.T., Helfield, J.M., Hooper, D.U., 2011. Seed Rain and Revegetation of Exposed Substrates Following Dam Removal on the Elwha River. Northwest Science 85, 15–29. https://doi.org/10.3955/046.085.0102

Michez, A., 2016. Caractérisation multi-échelle des bandes riveraines des cours d'eau wallons par télédétection active et passive. Université de Liège, Liège, Belgique.

Michez, A., Lisein, J., Toromanoff, F., Bonnet, S., Lejeune, P., Claessens, H., 2013a. Classification of riparian forest species (individual tree level) using UAV-based Canopy Height Model and multi-temporal orthophotos (Vielsalm, Eastern Belgium).

Michez, A., Piégay, H., Jonathan, L., Claessens, H., Lejeune, P., 2016a. Mapping of riparian invasive species with supervised classification of Unmanned Aerial System (UAS) imagery. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 44, 88–94. https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.06.014

Michez, A., Piégay, H., Jonathan, L., Claessens, H., Lejeune, P., 2016b. Mapping of riparian invasive species with supervised classification of Unmanned Aerial System (UAS) imagery. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 44, 88–94. https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.06.014

Michez, A., Piégay, H., Lejeune, P., Claessens, H., 2017. Multi-temporal monitoring of a regional riparian buffer network (> 12,000 km) with LiDAR and photogrammetric point clouds. Journal of environmental management 202, 424–436.

Michez, A., Piégay, H., Lisein, J., Claessens, H., Lejeune, P., 2016c. Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from unmanned aerial system. Environ Monit Assess 188, 146. https://doi.org/10.1007/s10661-015-4996-2

Michez, A., Piégay, H., Toromanoff, F., Brogna, D., Bonnet, S., Lejeune, P., Claessens, H., 2013b. LiDAR derived ecological integrity indicators for riparian zones: Application to the Houille river in Southern Belgium/Northern France. Ecological Indicators 34, 627–640. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.024

Miller, J.R., Schulz, T.T., Hobbs, N.T., Wilson, K.R., Schrupp, D.L., Baker, W.L., 1995. Changes in the landscape structure of a southeastern Wyoming riparian zone following shifts in stream dynamics. Biological Conservation 72, 371–379. https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00049-V

Minchin, P.R., 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. Vegetatio 69, 89–107. https://doi.org/10.1007/BF00038690

Moeslund, J.E., Arge, L., Bøcher, P.K., Dalgaard, T., Odgaard, M.V., Nygaard, B., Svenning, J.-C., 2013. Topographically controlled soil moisture is the primary driver of local vegetation patterns across a lowland region. Ecosphere 4, 1–26. https://doi.org/10.1890/ES13-00134.1

Morandi, B., Kail, J., Toedter, A., Wolter, C., Piégay, H., 2017. Diverse Approaches to Implement and Monitor River Restoration: A Comparative Perspective in France and Germany. Environmental Management 60, 931–946. https://doi.org/10.1007/s00267-017-0923-3

Moser, D., Gygax, A., Bäumler, B., Wyler, N., Palese, R., 2002. Liste rouge des fougères et plantes à fleurs menacées de Suisse. BUWAL, Bern.

Mountrakis, G., Im, J., Ogole, C., 2011. Support vector machines in remote sensing: A review. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 66, 247–259. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2010.11.001

Mtamba, J., van der Velde, R., Ndomba, P., Zoltán, V., Mtalo, F., 2015. Use of Radarsat-2 and Landsat TM images for spatial parameterization of Manning's roughness coefficient in hydraulic modeling. Remote sensing 7, 836–864.

Muller, E., 1997. Mapping riparian vegetation along rivers: old concepts and new methods. Aquatic Botany, Geographic information systems and remote sensing in Aquatic Botany 58, 411–437. https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00049-1

Muller, I., 2013. Restauration de marais temporaires et de pelouses méso-xériques à partir d'anciennes rizières: Rôle respectif des filtres dans l'assemblage des communautés. Université d'Avignon.

Mutanga, O.., Skidmore, A.K., 2004. Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation. International Journal of Remote Sensing 25, 3999–4014. https://doi.org/10.1080/01431160310001654923

Næsset, E., 2005. Assessing sensor effects and effects of leaf-off and leaf-on canopy conditions on biophysical stand properties derived from small-footprint airborne laser data. Remote Sensing of Environment 98, 356–370. https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.07.012

Naidoo, L., Cho, M.A., Mathieu, R., Asner, G., 2012. Classification of savanna tree species, in the Greater Kruger National Park region, by integrating hyperspectral and LiDAR data in a Random Forest data mining environment. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 69, 167–179. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.03.005

Naiman, R.J., Bechtold, J.S., Drake, D.C., Latterell, J.J., O'Keefe, T.C., Balian, E.V., 2005. Origins, Patterns, and Importance of Heterogeneity in Riparian Systems, in: Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Springer, New York, NY, pp. 279–309. https://doi.org/10.1007/0-387-24091-8_14

Naiman, R.J., Decamps, H., 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. Annual review of Ecology and Systematics 28, 621–658.

Naiman, R.J., Decamps, H., McClain, M.E., 2010. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Academic Press.

Naiman, R.J., Décamps, H., Pastor, J., Johnston, C.A., 1988. The Potential Importance of Boundaries of Fluvial Ecosystems. Journal of the North American Benthological Society 7, 289–306. https://doi.org/10.2307/1467295

Naiman Robert J., Decamps Henri, Pollock Michael, 1993. The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. Ecological Applications 3, 209–212. https://doi.org/10.2307/1941822

Nakamura, F., Yajima, T., Kikuchi, S., 1997. Structure and composition of riparian forests with special reference to geomorphic site conditions along the Tokachi River, northern Japan. Plant Ecology 133, 209–219. https://doi.org/10.1023/A:1009787614455

Nie, S., Wang, C., Zeng, H., Xi, X., Li, G., 2017. Above-ground biomass estimation using airborne discrete-return and full-waveform LiDAR data in a coniferous forest. Ecological Indicators 78, 221–228. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.045

Nilsson, C., Berggren, K., 2000. Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River RegulationDam operations have caused global-scale ecological changes in riparian ecosystems. How to protect river environments and human needs of rivers remains one of the most important questions of our time. BioScience 50, 783–792. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0783:AORECB]2.0.CO;2

Nilsson, C., Nilsson, E., Johansson, M.E., Dynesius, M., Grelsson, G., Xiong, S., Jansson, R., Danvind, M., 1993. Processes structuring riparian vegetation. Current topics in botanical research 1, 419–431.

Nilsson Christer, Grelsson Gunnel, Johansson Mats, Sperens Ulf, 1989. Patterns of Plant Species Richness Along Riverbanks. Ecology 70, 77–84. https://doi.org/10.2307/1938414

O'Connor, J.E., Duda, J.J., Grant, G.E., 2015. 1000 dams down and counting. Science 348, 496–497. https://doi.org/10.1126/science.aaa9204

O'Hare, M.T., Mountford, J.O., Maroto, J., Gunn, I.D.M., 2016. Plant traits relevant to fluvial geomorphology and hydrological interactions. River Research and Applications 32, 179–189.

2016 ONEMA et Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer « L'eau et les milieux aquatiques, chiffres clés. » *www.eaufrance.fr/IMG/pdf/chiffrescleeau_ed2016_201602.pdf*

Optech 2014 Optech ALTM Intelligent Waveform Recorder 12-bit IWR-2 Operation and Processing Manual

Ørka, H.O., Næsset, E., Bollandsås, O.M., 2009. Classifying species of individual trees by intensity and structure features derived from airborne laser scanner data. Remote Sensing of Environment 113, 1163–1174. https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.02.002

Orr, C.H., Stanley, E.H., 2006. Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin. River Res. Applic. 22, 281–295. https://doi.org/10.1002/rra.891

Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allan, J.D., Lake, P.S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C.N., Follstad Shah, J., 2005. Standards for ecologically successful river restoration. Journal of applied ecology 42, 208–217.

Palmieri, A., Shah, F., Dinar, A., 2001. Economics of reservoir sedimentation and sustainable management of dams. Journal of Environmental Management 61, 149–163. https://doi.org/10.1006/jema.2000.0392

Pautou, G., 1984. L'organisation des forêts alluviales dans l'axe rhodanien entre Genève et Lyon; comparaison avec d'autres systèmes fluviaux. Document de cartographie écologique 27, 43–64.

Pautou, G., Décamps, H., 1985. Ecological interactions between the alluvial forests and hydrology of the Upper Rhone. Archiv fuer Hydrobiologie AHYBAY 104.

Pautou, G., Décamps, H., Amoros, C., Bravard, J.-P., 1985. Successions végétales dans les couloirs fluviaux: l'exemple de la plaine alluviale du Haut-Rhône français. Bulletin d'écologie 16, 203–212.

Pautou, G., Girel, J., Peiry, J.L., Hughes, F., Richards, K., Foussadier, R., Garguet-Duport, B., Harris, T., Barsoum, N., 1996. Les changements de végétation dans les hydrosystèmes fluviaux. L'exemple du Haut-Rhône et de l'Isère dans le Grésivaudan. Revue d'écologie alpine 3, 41–66.

Pautou, G., Piégay, H., Ruffinoni, C., 2003. Forêts riveraines, ripisylves ou forêts alluviales: un compartiment complexe de l'hydrosystème. Les forêts riveraines des cours d'eau. Ecologie, fonctions et gestion. Paris, Institut pour le Développement Forestier 10–28.

Pedersen, M.L., Andersen, J.M., Nielsen, K., Linnemann, M., 2007. Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area. Ecological Engineering, Wetland restoration at the Society for Ecological Restoration International Conference in Zaragoza, Spain 30, 131–144. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.009

Petkovšek, G., 2017. Long-term modelling of reservoir sedimentation with turbid underflows. J Soils Sediments 1–13. https://doi.org/10.1007/s11368-017-1814-1

Pettit, N.E., Froend, R.H., Davies, P.M., 2001. Identifying the natural flow regime and the relationship with riparian vegetation for two contrasting western Australian rivers. River Research and Applications 17, 201–215.

Petts, G.E., 1980. Long-term consequences of upstream impoundment. Environmental Conservation 7, 325–332.

Petts, G.E., Gurnell, A.M., 2005. Dams and geomorphology: research progress and future directions. Geomorphology 71, 27–47.

Petus, C., Lewis, M., White, D., 2013. Monitoring temporal dynamics of Great Artesian Basin wetland vegetation, Australia, using MODIS NDVI. Ecological Indicators 34, 41–52.

Piégay, H., 1995. Dynamiques et gestion de la ripisylve de cinq cours d'eau à charge grossière du bassin du Rhône (l'Ain, l'Ardèche, le Giffre, l'Ouvèze et l'Ubaye), XIXème-XXème siècles. Paris 4.

Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C., 2003. Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion. Forêt privée française.

Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology 13, 131–144. https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0

Podani, J., 2006. Braun-Blanquet's legacy and data analysis in vegetation science. Journal of Vegetation Science 17, 113–117. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02429.x

Poeppl, R.E., Keesstra, S.D., Hein, T., 2015. The geomorphic legacy of small dams—An Austrian study. Anthropocene 10, 43–55.

Popescu, S.C., Wynne, R.H., 2004. Seeing the trees in the forest. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 70, 589–604.

Popescu, S.C., Wynne, R.H., Nelson, R.F., 2003. Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. Canadian Journal of Remote Sensing 29, 564–577. https://doi.org/10.5589/m03-027

Power, M.E., Dietrich, W.E., Finlay, J.C., 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. Environmental management 20, 887–895.

Prach, K., Pyšek, P., Šmilauer, P., 1997. Changes in species traits during succession: a search for pattern. Oikos 79, 201–205.

Qin, Y., Ferraz, A., Mallet, C., Iovan, C., 2014. Individual tree segmentation over large areas using airborne LiDAR point cloud and very high resolution optical imagery, in: 2014 IEEE Geoscience and Remote Sensing Symposium. Presented at the 2014 IEEE Geoscience and Remote Sensing Symposium, pp. 800–803. https://doi.org/10.1109/IGARSS.2014.6946545

Räpple, B., Piégay, H., Stella, J.C., Mercier, D., 2017. What drives riparian vegetation encroachment in braided river channels at patch to reach scales? Insights from annual airborne surveys (Drôme River, SE France, 2005–2011). Ecohydrology.

Raunkiaer, C., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer. The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer.

Reitberger, J., Krzystek, P., Stilla, U., 2008. Analysis of full waveform LIDAR data for the classification of deciduous and coniferous trees. International Journal of Remote Sensing 29, 1407–1431. https://doi.org/10.1080/01431160701736448

Riaño, D., Valladares, F., Condés, S., Chuvieco, E., 2004. Estimation of leaf area index and covered ground from airborne laser scanner (Lidar) in two contrasting forests. Agricultural and Forest Meteorology 124, 269–275. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.02.005

Richards, John A., Richards, J. A., 1999. Remote sensing digital image analysis. Springer.

Richardson, A.J., Wiegand, C.L., 1977. Distinguishing vegetation from soil background information. Photogrammetric engineering and remote sensing 43, 1541–1552.

Rickard, C., 2003. River weirs: good practice guide. Bristol: Environment Agency.

Riedler, B., Pernkopf, L., Strasser, T., Lang, S., Smith, G., 2015. A composite indicator for assessing habitat quality of riparian forests derived from Earth observation data. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, Special Issue on Earth observation for habitat mapping and biodiversity monitoring 37, 114–123. https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.09.006

Robbins, J.A., Matthews, J.A., 2009. Pioneer vegetation on glacier forelands in southern Norway: emerging communities? Journal of Vegetation Science 20, 889–902. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01090.x

Rodríguez-González, P.M., Albuquerque, A., Martínez-Almarza, M., Díaz-Delgado, R., 2017. Long-term monitoring for conservation management: Lessons from a case study integrating remote sensing and field approaches in floodplain forests. Journal of environmental management 202, 392–402.

Rollet, A.-J., Beauchamp, A., Crave, A., Davidson, R., 2015. ENJEUX ET SUIVI DE LA DYNAMIQUE SÉDIMENTAIRE APRÈS ARRASEMENT D'OUVRAGE: LA SÉLUNE, in: Association Des Sédimentologistes Français. 15ème Congrès Français de Sédimentologie. pp. 360–361.

Rollet, A.J., Piégay, H., Dufour, S., Bornette, G., Persat, H., 2014. Assessment of Consequences of Sediment Deficit on a Gravel River Bed Downstream of Dams in Restoration

Perspectives: Application of a Multicriteria, Hierarchical and Spatially Explicit Diagnosis. River Res. Applic. 30, 939–953. https://doi.org/10.1002/rra.2689

Rousseeuw, P.J., 1987. Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. Journal of Computational and Applied Mathematics 20, 53–65. https://doi.org/10.1016/0377-0427(87)90125-7

Royo, A.A., Carson, W.P., 2006. On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. Can. J. For. Res. 36, 1345–1362. https://doi.org/10.1139/x06-025

Rückstieß, T., Osendorfer, C., van der Smagt, P.P., 2011. Sequential Feature Selection for Classification., in: Australasian Conference on Artificial Intelligence. Springer, pp. 132–141.

Sarneel, J.M., Janssen, R.H., Rip, W.J., Bender, I.M.A., Bakker, E.S., 2014. Windows of opportunity for germination of riparian species after restoring water level fluctuations: a field experiment with controlled seed banks. J Appl Ecol 51, 1006–1014. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12288

Schmidtlein, S., Zimmermann, P., Schüpferling, R., Weiß, C., Austin, M., 2007. Mapping the floristic continuum: Ordination space position estimated from imaging spectroscopy. Journal of Vegetation Science 18, 131–140. https://doi.org/10.1658/1100-9233(2007)18[131:MTFCOS]2.0.CO;2

Schmitz, D., Blank, M., Ammondt, S., Patten, D.T., 2009. Using historic aerial photography and paleohydrologic techniques to assess long-term ecological response to two Montana dam removals. Journal of environmental management 90, S237–S248.

Schnitzler, A., 1997. River dynamics as a forest process: interaction between fluvial systems and alluvial forests in large European river plains. The Botanical Review 63, 40–64.

Sear, D.A., 1995. Morphological and sedimentological changes in a gravel-bed river following 12 years of flow regulation for hydropower. River Research and Applications 10, 247–264.

Segura-Beltrán, F., Sanchis-Ibor, C., 2013. Assessment of channel changes in a Mediterranean ephemeral stream since the early twentieth century. The Rambla de Cervera, eastern Spain. Geomorphology 201, 199–214.

Society for Ecological Restoration 2004. The SER International primer on ecological restoration. SER Int. Prim. Ecol. Restor. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Shafroth, P.B., Friedman, J.M., Auble, G.T., Scott, M.L., Braatne, J.H., 2002. Potential Responses of Riparian Vegetation to Dam Removal. BioScience 52, 703–712. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0703:PRORVT]2.0.CO;2

Shafroth, P.B., Perry, L.G., Rose, C.A., Braatne, J.H., 2016. Effects of dams and geomorphic context on riparian forests of the Elwha River, Washington. Ecosphere 7, n/a-n/a. https://doi.org/10.1002/ecs2.1621

Shannon, C.E., 1948. A note on the concept of entropy. Bell System Tech. J 27, 379–423.

Shirvell, C.S., 1990. Role of Instream Rootwads as Juvenile Coho Salmon (Oncorhynchus kisutch) and Steelhead Trout (O. mykiss) Cover Habitat Under Varying Streamflows. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47, 852–861. https://doi.org/10.1139/f90-098

Simmons, M.E., Wu, X.B., Whisenant, S.G., 2012. Responses of Pioneer and Later-Successional Plant Assemblages to Created Microtopographic Variation and Soil Treatments in Riparian Forest Restoration. Restoration Ecology 20, 369–377. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00778.x

Skagen, S.K., Kelly, J.F., van Riper, C., Hutto, R.L., Finch, D.M., Krueper, D.J., Melcher, C.P., 2005. Geography of spring landbird migration through riparian habitats in southwestern north america. The Condor 107, 212–227. https://doi.org/10.1650/7807

Smola, A.J., Schölkopf, B., 2004. A tutorial on support vector regression. Statistics and Computing 14, 199–222. https://doi.org/10.1023/B:STCO.0000035301.49549.88

Solberg, S., Brunner, A., Hanssen, K.H., Lange, H., Næsset, E., Rautiainen, M., Stenberg, P., 2009. Mapping LAI in a Norway spruce forest using airborne laser scanning. Remote Sensing of Environment 113, 2317–2327. https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.06.010

Solberg, S., Næsset, E., Hanssen, K.H., Christiansen, E., 2006. Mapping defoliation during a severe insect attack on Scots pine using airborne laser scanning. Remote Sensing of Environment 102, 364–376. https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.03.001

Sona, G., Pinto, L., Pagliari, D., Passoni, D., Gini, R., 2014. Experimental analysis of different software packages for orientation and digital surface modelling from UAV images. Earth Sci Inform 7, 97–107. https://doi.org/10.1007/s12145-013-0142-2

Souchon, Y., Nicolas, V., 2011. Barrages et seuils: principaux impacts environnementaux. Onema-Cemagref, Vincennes, Antony.

Stanley, E.H., Doyle, M.W., 2003. Trading off: the ecological effects of dam removal. Frontiers in Ecology and the Environment 1, 15–22.

Steer, P., Lague, D., Gourdon, A., Croissant, T., Crave, A., 2016. 3D granulometry: grain-scale shape and size distribution from point cloud dataset of river environments, in: EGU General Assembly Conference Abstracts. p. 8514.

Steiger J., Tabacchi E., Dufour S., Corenblit D., Peiry J.-L., 2005. Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel–floodplain river systems: a review for

the temperate zone. River Research and Applications 21, 719–737. https://doi.org/10.1002/rra.879

Stella, J.C., Hayden, M.K., Battles, J.J., Piégay, H., Dufour, S., Fremier, A.K., 2011. The Role of Abandoned Channels as Refugia for Sustaining Pioneer Riparian Forest Ecosystems. Ecosystems 14, 776–790. https://doi.org/10.1007/s10021-011-9446-6

Stephens, J.L., 2017. Short-Term Response of Vegetation and the Riparian Bird Community to Dam Removal on the Rogue River, Oregon. Ecological Rest. 35, 328–340. https://doi.org/10.3368/er.35.4.328

Straatsma, M.W., Baptist, M.J., 2008. Floodplain roughness parameterization using airborne laser scanning and spectral remote sensing. Remote Sensing of Environment 112, 1062–1080.

Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Eos, Transactions American Geophysical Union 38, 913–920.

Suykens, J. a. K., Vandewalle, J., 1999. Least Squares Support Vector Machine Classifiers. Neural Processing Letters 9, 293–300. https://doi.org/10.1023/A:1018628609742

Tabacchi, E., Correll, D.L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A.-M., Wissmar, R.C., 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. Freshwater biology 40, 497–516.

Tabacchi, E., Lambs, L., Guilloy, H., Planty-Tabacchi, A.-M., Muller, E., Décamps, H., 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. Hydrol. Process. 14, 2959–2976. https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B

Tabacchi, E., Planty-Tabacchi, A.-M., Décamps, O., 1990. Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. Landscape Ecol 5, 9–20. https://doi.org/10.1007/BF00153800

Tabacchi Eric, Correll David L., Hauer Richard, Pinay Gilles, Planty-Tabacchi Anne-Marie, Wissmar Robert C., 2002. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. Freshwater Biology 40, 497–516. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00381.x

Tal, M., Gran, K., Murray, A.B., Paola, C., Hicks, D.M., 2004. Riparian vegetation as a primary control on channel characteristics in multi-thread rivers. Riparian vegetation and fluvial geomorphology 43–58.

Tamminga, A., Hugenholtz, C., Eaton, B., Lapointe, M., 2015. Hyperspatial Remote Sensing of Channel Reach Morphology and Hydraulic Fish Habitat Using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV): A First Assessment in the Context of River Research and Management. River Res. Applic. 31, 379–391. https://doi.org/10.1002/rra.2743

Tamminga, A.D., Eaton, B.C., Hugenholtz, C.H., 2015. UAS-based remote sensing of fluvial change following an extreme flood event. Earth Surf. Process. Landforms 40, 1464–1476. https://doi.org/10.1002/esp.3728

Tánago, M.G. del, Jalón, D.G. de, Román, M., 2012. River Restoration in Spain: Theoretical and Practical Approach in the Context of the European Water Framework Directive. Environmental Management 50, 123–139. https://doi.org/10.1007/s00267-012-9862-1

Taoufik, M., Dafir, J., 2002. Comportement du phosphore dans le sédiment des barragesde la partie aval du bassin versant d'Oum Rabiaa (Maroc). Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science 15, 235–249.

Toniolo Horacio, Parker Gary, Voller Vaughan, 2007. Role of Ponded Turbidity Currents in Reservoir Trap Efficiency. Journal of Hydraulic Engineering 133, 579–595. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2007)133:6(579)

Tormos T, Van Looy K. 2015. Méthodologie d'extraction de l'information sur formations végétales rivulaires sur de grands territoires à partir de la télédétection à très haute résolution spatiale. Rapport technique ONEMA IRSETA 24p.

Tormos, T., Kosuth, P., Durrieu, S., Dupuy, S., Villeneuve, B., Wasson, J.G., 2012. Object-based image analysis for operational fine-scale regional mapping of land cover within river corridors from multispectral imagery and thematic data. International Journal of Remote Sensing 33, 4603–4633. https://doi.org/10.1080/01431161.2011.637093

Tormos, T., Kosuth, P., Durrieu, S., Villeneuve, B., Wasson, J.G., 2011. Improving the quantification of land cover pressure on stream ecological status at the riparian scale using High Spatial Resolution Imagery. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C 36, 549–559.

Touzi, R., Deschamps, A., Rother, G., 2007. Wetland characterization using polarimetric RADARSAT-2 capability. Canadian Journal of Remote Sensing 33, S56–S67.

Townsend, P.A., 2002. Relationships between forest structure and the detection of flood inundation in forested wetlands using C-band SAR. International Journal of Remote Sensing 23, 443–460.

Townsend, P.A., 2001. Mapping seasonal flooding in forested wetlands using multi-temporal Radarsat SAR. Photogrammetric engineering and remote sensing 67, 857–864.

Tszydel, M., Kruk, A., 2015. Tailwater habitat stability after dam removal and return to a natural hydrological regime. Oceanological and Hydrobiological Studies 44, 410–425.

Tullos, D.D., Collins, M.J., Bellmore, J.R., Bountry, J.A., Connolly, P.J., Shafroth, P.B., Wilcox, A.C., 2016. Synthesis of Common Management Concerns Associated with Dam

Removal. J Am Water Resour Assoc 52, 1179–1206. https://doi.org/10.1111/1752-1688.12450

Ulaby, F.T., Moore, R.K., Fung, A.K., 1986. Microwave Remote Sensing, Active and Passive, Volume I, Microwave Remote Sensing Fundamentals and Radiometry. Reading, MA: Addison-Wesley.

Underwood, E.C., Mulitsch, M.J., Greenberg, J.A., Whiting, M.L., Ustin, S.L., Kefauver, S.C., 2006. Mapping invasive aquatic vegetation in the Sacramento-San Joaquin Delta using hyperspectral imagery. Environmental Monitoring and Assessment 121, 47–64.

Van der Valk, A.G., Pederson, R.L., Davis, C.B., 1992. Restoration and creation of freshwater wetlands using seed banks. Wetlands Ecology and Management 1, 191–197.

Van Dyke, C., 2016. Nature's complex flume. Using a diagnostic state-and-transition framework to understand post-restoration channel adjustment of the Clark Fork River, Montana. Geomorphology 254, 1–15.

Van Looy, K., Tormos, T., Ferréol, M., Villeneuve, B., Valette, L., Chandesris, A., Bougon, N., Oraison, F., Souchon, Y., 2013. Benefits of riparian forest for the aquatic ecosystem assessed at a large geographic scale. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 06.

Vanden Borre, J., Paelinckx, D., Mücher, C.A., Kooistra, L., Haest, B., De Blust, G., Schmidt, A.M., 2011. Integrating remote sensing in Natura 2000 habitat monitoring: Prospects on the way forward. Journal for Nature Conservation 19, 116–125. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.07.003

Vaughn, N.R., Moskal, L.M., Turnblom, E.C., 2012. Tree Species Detection Accuracies Using Discrete Point Lidar and Airborne Waveform Lidar. Remote Sensing 4, 377–403. https://doi.org/10.3390/rs4020377

Vauhkonen, J., Korpela, I., Maltamo, M., Tokola, T., 2010. Imputation of single-tree attributes using airborne laser scanning-based height, intensity, and alpha shape metrics. Remote Sensing of Environment 114, 1263–1276. https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.01.016

Vautier, F., Corenblit, D., Hortobágyi, B., Fafournoux, L., Steiger, J., 2016. Monitoring and reconstructing past biogeomorphic succession within fluvial corridors using stereophotogrammetry. Earth Surf. Process. Landforms 41, 1448–1463. https://doi.org/10.1002/esp.3962

Vinson, M.R., 2001. Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. Ecological Applications 11, 711–730.

Visser, F., Buis, K., Verschoren, V., Meire, P., 2015. Depth Estimation of Submerged Aquatic Vegetation in Clear Water Streams Using Low-Altitude Optical Remote Sensing. Sensors 15, 25287–25312. https://doi.org/10.3390/s151025287

Vivian-Smith, G., 1997. Microtopographic Heterogeneity and Floristic Diversity in Experimental Wetland Communities. Journal of Ecology 85, 71–82. https://doi.org/10.2307/2960628

Wang, H., Glennie, C., 2015. Fusion of waveform LiDAR data and hyperspectral imagery for land cover classification. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 108, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.05.012

Wang, Q., Adiku, S., Tenhunen, J., Granier, A., 2005. On the relationship of NDVI with leaf area index in a deciduous forest site. Remote Sensing of Environment 94, 244–255. https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.10.006

Ward, J.V., Stanford, J.A., 1979. Ecological Factors Controlling Stream Zoobenthos with Emphasis on Thermal Modification of Regulated Streams, in: The Ecology of Regulated Streams. Springer, Boston, MA, pp. 35–55. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-8613-1_4

Warrick, J.A., Duda, J.J., Magirl, C.S., Curran, C.A., 2012. River turbidity and sediment loads during dam removal. Eos, Transactions American Geophysical Union 93, 425–426.

Wasser, L., Day, R., Chasmer, L., Taylor, A., 2013. Influence of Vegetation Structure on Lidar-derived Canopy Height and Fractional Cover in Forested Riparian Buffers during Leaf-Off and Leaf-On Conditions. PLOS ONE 8, e54776. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054776

Weiher, E., Keddy, P.A., 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. Oikos 159–164.

Weisberg, P.J., Dilts, T.E., Becker, M.E., Young, J.S., Wong-Kone, D.C., Newton, W.E., Ammon, E.M., 2014. Guild-specific responses of avian species richness to lidar-derived habitat heterogeneity. Acta oecologica 59, 72–83.

Weyand, M., Redeker, M., Nusch, E.A., 2005. Restoration of fish passage: development and results of a master plan established for the Ruhr river basin. Water science and technology 52, 77–84.

Whitehead, K., Hugenholtz, C.H., Myshak, S., Brown, O., LeClair, A., Tamminga, A., Barchyn, T.E., Moorman, B., Eaton, B., 2014. Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 2: scientific and commercial applications. J. Unmanned Veh. Sys. 02, 86–102. https://doi.org/10.1139/juvs-2014-0007

Williams, G.P., Wolman, M.G., 1984. Downstream effects of dams on alluvial rivers.

Wintenberger, C., 2015. Dynamique fluviale et végétation pionnière à la Salicaceae en rivière sablo-graveleuse: études in et ex situ de la survie des semis durant les premiers stades de la succession biogéomorphologique en Loire Moyenne. Tours.

Wolfert, H.P., 2001. Geomorphological change and river rehabilitation : case studies on lowland fluvial ystems in the Netherlands [WWW Document]. URL http://dspace.library.uu.nl/handle/1874/540 (accessed 10.17.17).

Wulder, M.A., Bater, C.W., Coops, N.C., Hilker, T., White, J.C., 2008. The role of LiDAR in sustainable forest management. The Forestry Chronicle 84, 807–826. https://doi.org/10.5558/tfc84807-6

Yao, W., Krzystek, P., Heurich, M., 2013. Enhanced detection of 3D individual trees in forested areas using airborne full-waveform LiDAR data by combining normalized cuts with spatial density clustering. ISPRS Annals of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 1, 349–354.

Yao, W., Krzystek, P., Heurich, M., 2012. Tree species classification and estimation of stem volume and DBH based on single tree extraction by exploiting airborne full-waveform LiDAR data. Remote Sensing of Environment 123, 368–380. https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.03.027

Yu, X., Hyyppä, J., Litkey, P., Kaartinen, H., Vastaranta, M., Holopainen, M., 2017. Single-Sensor Solution to Tree Species Classification Using Multispectral Airborne Laser Scanning. Remote Sensing 9, 108. https://doi.org/10.3390/rs9020108

Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. Aquatic Sciences 77, 161–170.

Zhu, X., Liu, D., 2015. Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 102, 222–231. https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.08.014

Annexes

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 6 : Selected traits for calculation of functional diversity indices. Traits were collected from BiolFlor database

Trait	trait definition
Amount flowers rewards	Nectar, pollen, oil or deception provided by flowers that attracts insects
Basic_flow_color	Flower colour or description of flower coloration
Breeding_system	The breeding system is defined by the origin of gametes that unite to form offspring. Breeding system in plants range from obligate outcrossing (xenogamy) over mixed mating systems (facultative xenogamy, facultative autogamy) to selfing (autogamy) and automixis (only in ferns)
Degree_of_naturalisation	Degree of naturalization is presented after SCHROEDR (1969). This concept refers to the natural state of a vegetation unit in which a plant species grows. We present the maximum degree of naturalization in Germany, i. e. the level closest to naturalnes
Diaspore_type	Generative diaspores (units of dispersal) may be seeds or can be imbedded in additional structures or additional structure can be attached to them
Dichogamy	Dichogamy is the temporal separation of sexes: in protogyny the female function precedes the male function, in protandry the male function precedes the female function. In homogamy or adichogamy both functions occur at the same time
Dicliny	Dicliny, is the spatial separation of sexes with male and female organs on different flowers and/or plants. Hermaphroditic flowers with male and female organs are monocline
Endemism	Endemic species are restricted to a confined area and not found anywhere else (i. e. endemism)
Evolutionary_status	A taxon might have evolved naturally or due to human influence (anecophytes)
Floral_rewards	Nectar, pollen, oil or deception provided by flowers that attracts insects
Floristic_region	"Floristic regions" are continents or parts thereof in which a species occurs. When parts of continents are provided (e.g. "Alps"), a species is restricted to this area.

Floristic_status	The floristic status tells whether a plant is native or alien to Germany. Regarding aliens, we distinguish between archaeophytes (immigrants before the discovery of the Americas) and neophytes (immigrants after the discovery of the Americas)
Floristic_zone	Floristic zones are the characteristic sequences of plant assemblages from the poles to the equator due to climatic factors. Within a floristic zone, a plant may grow in several altitudinal levels. These altitudinal levels are not defined by an absolute altitude but may differ according the floristic zone or the exposition. Primary drivers are climatic factors (as for the floristic zones).
Flower_clas	MÜLLER (1881) classified the insect pollinated flowers into 9 classes. The main aim was to achieve grouping of pollinators. The nectariferous flowers were grouped according to the depth of nectar display in those with open (A), partly hidden (AB) and hidden (B, B´) nectar. Only rough groups of pollinators can be assigned to these groups, which differ in length of proboscis. Furthermore flowers with smaller pollinator range are grouped into e.g., bee (Hb), bumble bee (Hh), fly (D) and moth (Fn) flowers. Apart from these also morphological types are distinguished
Flower_type	Flower type after KUGLER
Fruit_type	The fruit is defined here only as the fruit at the time of seed ripening. Remaining parts of the flower are treated as "additional structures" and are identified with the germinules. Fruits are categorized according to characteristics of seed maturation, pericarp or arrangement of the pericarp
Grazing	Comparable to "Ellenberg's indicator values", we present a set of "indicator values for grassland species" which provide information on a species tolerance against trampling, mowing, grazing, as well as foraging value for cattle and deer.

Hemeroby	Hemeroby is a measure of departure from naturalness. Habitats and vegetation types are classified along the hemeroby scale from ahemerob (natural) to polyhemerobic (non-natural). Sites without plant life are metahemerobic. BIOLFLOR indicates the amplitudes of hermeroby, so that all levels of hemeroby are indicated in which a plant species can occur
Heteromorphic_type	
Heterostyle	Heterostyly is the formation of styles and filaments of different length on different plants which is often accompanied by differences in pollen size and pollen surface. Heterostyly often coincides with intramorph incompatibility and acts as outcrossing mechanism
Leaf_anatomy	Leaf anatomy" reflects main structures within a leaf to fulfil specific tasks (e.g. aeration, water storage, supporting tissues)
Leaf_form	We provide a brief overview about different leaf forms
Leaf_persistence	Leaf persistenc is a coarse classification of how long a leaf persists on a plant from emergence until cas
Life_form	The life form refers to the vertical position of vegetative buds (as an adaptation to uncomfortable seasons) (Raunkiaer 1934, 1937). Obviously life form and growth form show certain parallels (e.g. macrophanerkophytes - trees, nanophanerotphytes - shrubs)
Naturalization	Degree of naturalization is presented after SCHROEDR (1969). This concept refers to the natural state of a vegetation unit in which a plant species grows. We present the maximum degree of naturalization in Germany, i. e. the level closest to naturalness
Number_hemerobic	The "number of hemerobic levels" is a measure of the amplitude of a species regarding hemeroby as it counts the hemerobic levels that a species inhabits
Number_inhabitated_zone	The "Number of inhabited floristic zones" gives the number of floristic zones within the natural range of a plant species. "Southern temperate" and "northern temperate" are aggregated, as they are actually subzones of one zone
Oceanity	Oceanity reflects the amplitude of inhabited oceanic levels. It characterizes the range of a plant species from the coasts to the centres of the continent

Phenological_group	Phenological data for flowering are not given in months but refer to groups of coflowering species which are characteristic for specific seasons
Pollen_vector	Pollen vector or type of pollen transfer. Pollination is independent of fertilization
Region	Floristic regions" are continents or parts thereof in which a species occurs. When parts of continents are provided (e.g. "Alps"), a species is restricted to this area
Reproduction	Reproduction type (vegetative or not)
Root_meta	Root metamorphoses are modifications of the shoot. However this does not simply mean a transformation of the shape during growth and ageing, but is the development of different structures for special tasks (e.g. dispersal, storage) from comparable tissues.
Rosettes	Rosettes develop through the absence of shoot elongation between the nodes. Thus, the leaves grow densely (usually) at the shoot base
Seed	Generative germinules (units of germination) may be seeds or can be imbedded in additional structures or additional structure can attached to them
Seed_weight	Seed weight (g)
Self_ster	Presence and strength of self-incompatibility of self-sterility. Self-incompatibility is defined as the failure of production of viable zygotes after selfing. It is a genetically controlled mechanism of self recognition and rejection of self-pollen prior to fertilization of the egg cell. "Self-sterility" is defined similarly but without a defined mechanism
Shoot_meta	Shoot metamorphoses are modifications of the shoot. However this does not simply mean a transformation of the shape during growth and ageing, but is the development of different structures for special tasks (e.g. dispersal, storage) from comparable tissues
si_mec	Genetic/physiological mechanism of SI
Storage_organ	The occurrence of storage organs is usually associated with the ability of vegetative propagation and dispersal. Special storage organs may not only store nutritions but also water
Strategy_type	Ecological strategy type following the system of GRIME
Trampling	

Type_apomixis	Apomixis can be pseudogamous or autonomous. In pseudogamy, pollination is necessary, in autonomous apomixis no pollination is needed for seed production
UV_centre	UV refection in the periphery of the flower. Flowers often reflect UV light, which is important for flower recognition in insects. UV reflection may vary between central and peripheral parts of the flower leading to UV patterns.
UV_patter	
UV_periph	
Vegetative_propagation	Besides sexual (generative) propagation and dispersal with generative diaspores, many plant species are able to propagate and disperse asexually (vegetatively).
life_span	The life span refers not only to the classes of actual life span (annuals, biennials, perennials), but also to the number of generative reproductions. Here we distinguish if a species flowers and fruits only once and then dies or if it may repeatedly flower and fruit
Foraging	Comparable to "Ellenberg's indicator values", we present a set of "indicator values for grassland species" which provide information on a species tolerance against trampling, mowing, grazing, as well as foraging value for cattle and deer.
Foraging_deer	
Grazing	
Guild_GI	
Mowing	
Occurrence_GI	
Trampling	

Table 7: Linear regression models at reservoir scale between biological indicators and physical variables. S correspond to significant relation (p-value < 0.05), NS, to non-significant relation (p-value > 0.05). 1 correspond to relative elevation, 2 correspond t

			March							
	R^2	p-value	Best model estimator coefficients							
			Intercept	1	2	3	1*2	1*3	2*3	1*2*3
Shannon entropy	0.21	S	-	+	-	+				
Pielou's evenness	0.39	S	+	+	-	+			+	
Species richness	0.22	S	+	-	-	-	+			
Functional richness	-0.04	NS	+		-					
Functional evenness	0.25	S	+		-	-			+	
Functional divergence	0.11	S	+		-					
Functional dispersion	0.011	NS	+		+					
NMDS (axis 1)	0.47	S	+	+	-	+	+	-		
Phenological group	0.42	S	-	+	-	+	+	-		
Strategy R	0.11	NS	+	+	+		-			
Strategy C	0.24	S	-	+	-	+	+	-		

			June							
	R²	p-value	Best model estimator coefficients							
			Intercept	1	2	3	1*2	1*3	2*3	1*2*3
Shannon entropy	0.20	S	+	-		-		+		
Pielou's evenness	0.37	S	+	-		+				
Species richness	0.34	S	+	-		-		+		
Functional richness	0.21	S	+	-	-	-	+	+		
Functional evenness	0.35	S	+	-		+				
Functional divergence	0.00	NS	+		+					
Functional dispersion	0.14	S	+	+	-		-			
NMDS (axis 1)	0.71	S	+	+	-	-	+			
Phenological group	0.22	S	-	+	+	+		-		
Strategy R	0.25	S	+	-		-		+		
Strategy C	0.43	S	+	+	+	+	+	-	-	

			September							
	R²	p-value	Best model estimator coefficients							
			Intercept	1	2	3	1*2	1*3	2*3	1*2*3
Shannon entropy	0.16	S	+	-	-	-		+	+	
Pielou's evenness	0.02	NS	+	-						
Species richness	0.16	S	+	-	-	-		+	+	
Functional richness	0.26	S	+	-	-	-		+	+	
Functional evenness	-0.02	NS	+	+						
Functional divergence	0.14	S	+	-		-		+		
Functional dispersion	0.32	S	+	+	-	-		-		
NMDS (axis 1)	0.38	S	+		+	-				
Phenological group	0.48	S	+	-	-	-		+	+	
Strategy R	0.11	S	-			+				
Strategy C	0.41	S	+	-	-	-		+	+	

*Table 8 : Linear regression models at site scale. S correspond to significant relation (p-value < 0.05), NS, to non-significant relation (p-value > 0.05). 1 correspond to relative elevation, 2 to distance to water. 1*2 correspond to the interaction between the the variable 1 and 2.*

	March					
	R^2	p-value	Best model estimator coefficients			
			Intercept	1	2	1*2
Shannon entropy	0.20	S	-	+	+	
Pielou's evenness	0.04	NS	+		+	
Species richness	0.23	S	-	+		
Functional richness	0.61	S	+	-	-	+
Functional evenness	-0.02	NS	+	+		
Functional divergence	0.24	S	-	+	+	
Functional dispersion	-0.02	NS	+		+	
NMDS (axis 1)	0.25	S	+	-	-	+
Phenological group	0.41	S	-	+	+	
Strategy R	0.29	S	+	-	-	
Strategy C	0.39	S	+	+	+	-

			May			
	R^2	p-value	Best model estimator coefficients			
			Intercept	1	2	1*2
Shannon entropy	0.02	NS	+		-	
Pielou's evenness	0.34	S	+	-	-	+
Species richness	0.24	S	+	+	+	-
Functional richness	0.01	NS	+	+		
Functional evenness	0.07	S	+	-	-	+
Functional divergence	0.02	NS	+	-		
Functional dispersion	0.04	NS	+	+	-	
NMDS (axis 1)	0.78	S	-	+	+	-
Phenological group	0.50	S	+	-	-	+
Strategy R	0.29	S	+	+	+	-
Strategy C	0.31	S	+	-	-	+

			July			
	R^2	p-value	Best model estimator coefficients			
			Intercept	1	2	1*2
Shannon entropy	0.06	S	+	-		
Pielou's evenness	0.02	NS	+	+		
Species richness	0.07	S	+	-		
Functional richness	0.00	NS	+		-	
Functional evenness	-0.01	NS	+	-		
Functional divergence	0.03	NS	+	-		
Functional dispersion	0.05	NS	+	-		
NMDS (axis 1)	0.14	S	+	-	+	
Phenological group	0.30	S	+	+	-	
Strategy R	0.06	S	+	-		
Strategy C	0.17	S	+	+		

Tables et index

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table des matières

Remerciements ..... **i**

Sommaire ..... **iv**

INTRODUCTION GENERALE **1**

1 Contexte général 2
2 Problématique 3
3 Objectifs 4
3.1 Objectifs thématiques 5
3.2 Objectifs méthodologiques 5
3.3 Objectifs opérationnels 6
4 Plan de la thèse 7

PREMIERE PARTIE : ETAT DE L'ART **11**

Chapitre 1 : Dynamiques d'évolution des zones riveraines en contexte d'arasement de barrage **13**
1 Introduction 14
2 Fonctionnement écologique des zones riveraines 14
2.1 Définitions 14
2.2 Patrons spatiaux d'organisation de la végétation rivulaire en contexte tempéré 17
2.3 Dynamiques d'évolution des ripisylves en contexte tempéré 21
2.4 Fonctions de la ripisylve 22
3 Impacts des ouvrages en travers sur le fonctionnement des zones riveraines 28
3.1 Impacts sur le chenal et les biocénoses aquatiques 29
3.2 Impacts sur la végétation riveraine 32
4 L'arasement de barrage comme action de restauration écologique : principes généraux et impacts sur la végétation riveraine 34
4.1 La restauration écologique : Définition et concepts 35
4.2 Restauration suite à un arasement de barrage 37
4.3 Méthodes de suivi des actions de restauration 44
5 Conclusion : vers un suivi des milieux rivulaires en contexte d'arasement 46

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Chapitre 2 : Télédétection et suivi de la végétation rivulaire 49
1 Introduction 50
2 La télédétection : définitions et concepts 50
2.1 Télédétection passive et active 50
2.2 Télédétection satellitaire et aéroportée 51
2.3 Propriétés des capteurs passifs dans les domaines du visible et du proche-moyen infrarouge 52
2.4 Propriétés des capteurs actifs 55
2.4.1 Da 55
3 Production d'indicateurs de suivi des ripisylves par télédétection 56
3.1 Caractérisation physique du cours d'eau et de la zone riveraine 56
3.2 Caractérisation de la végétation rivulaire et aquatique 57
3.3 Dynamiques temporelles 61
4 Conclusion 66

DEUXIEME PARTIE : SITE D'ETUDE ET DONNEES 69

Chapitre 3 : Le projet d'arasement de barrage sur la Sélune 71
1 La vallée de la Sélune 72
1.1 Un fleuve côtier du massif armoricain 72
1.2 Contexte climatique et hydrologique 74
1.3 Un bassin versant rural anthropisé 75
1.4 Etat des lieux pré-arasement 76
2 Le projet d'arasement de barrage 79
2.1 Historique du projet 79
2.2 Travaux d'ingénierie 82
2.3 Suivi scientifique : un projet pluridisciplinaire 85

Chapitre 4 : Méthodes et données utilisées 87
1 Echelles d'analyse 88
2 Données biologiques 89
2.1 Suivi de la recolonisation 89
2.2 Caractérisation de la ripisylve en place 92
3 Données de télédétection 94
3.1 Les données drone 95
3.2 Données LiDAR 101

TROISIEME PARTIE : DYNAMIQUES DE COLONISATION DES BERGES EXONDEES 117

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Introduction 118
1 Initial colonization in context of dam removal 118
1.1 Initial colonization in fluvial context 118
1.2 Vegetation colonization in context of dam removal 119
2 Methodological issues 120
2.1 Dealing with multiple scale analyses 120
2.2 UAV to assess vegetation patterns at very high spatial scale 120
3 Objectives of the three chapters 122
3.1 Chapter 5 122
3.2 Chapter 6 122
3.3 Chapter 7 122

Chapitre 5 : Suivi intra-annuel de recolonisation des berges exondées par drone 125
1 Objective of the study 126
2 Materials and methods 126
2.1 Study site 126
2.2 Materials 127
2.3 Methods 129
3 Results 133
3.1 Vegetation cover mapping 133
3.2 Mapping vegetation communities 136
4 Discussion 141
4.1 Dynamic mapping of vegetation cover at very high resolution using UAV images 141
4.2 Mapping vegetation communities using UAV 144
4.3 Dynamics of vegetation communities 146
5 Conclusion 147

Chapitre 6 : Dynamiques de la phase initiale de colonisation de bancs alluviaux en contexte d'arasement de barrage. 151
1 Objective of the study 153
2 Materials and methods 153
2.1 Study Site 153
2.2 Methods 154
3 Results 160
3.1 Description of colonization process using several biological indicators 160
3.2 Physical drivers of colonization 166
4 Discussion 170
4.1 Comparison of colonization processes at two scales: representativeness issues 170
4.2 Characterization of the pioneer phase of colonization: A fast restoration process 171

4.3 From the pioneer to the ecological phase of colonization: geomorphological drivers. 172
4.4 Analyzing ecosystem properties: Case of sediment stabilization 175
5 Conclusion 175

Chapitre 7 : Dynamiques de colonisation interannuelle des zones dénoyées 177
1 Objectives of the study 178
2 Material and methods 178
2.1 Study site 178
2.2 Materials 179
2.3 Methods 181
3 Results 183
4 Discussion 190
4.1 Inter-annual vegetation dynamics: toward a closure of the system 190
4.2 Restoration management perspectives 191
5 Conclusion 195

QUATRIEME PARTIE : CARTOGRAPHIE D'INDICATEURS DE STATUT DES RIPISYLVES 197

Introduction 198

Chapitre 8 : Apport des données LiDAR été et hiver pour la cartographie d'espèces ripariennes. 201
1 Introduction 202
2 Materials 203
2.1 Study site 203
2.2 Field data 204
2.3 LiDAR data 204
3 Methods 205
3.1 Preprocessing 205
3.2 Metric extraction 206
3.3 Classification framework 210
4 Results 212
4.1 Feature Selection 212
4.2 Tree Classification 212
5 Discussion 214
5.1 Feature Selection 214
5.2 Tree classification 215
6 Conclusion 217

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Chapitre 9 : Spatialisation d'indicateurs de l'état des ripisylves : application à l'état initial d'une action de restauration. 219
1 Introduction 220
2 Material and methods 222
2.1 Study site 222
2.2 General Framework 224
2.3 LiDAR data 225
2.4 Field data 225
3 Methods 226
3.1 Preprocessing 226
3.2 Indicators of riparian status 227
4 Results 235
4.1 Mapping riparian indicators through an indirect approach 235
4.2 Longitudinal characterization of the Selune River 237
5 Discussion 241
5.1 Contribution of LIDAR data to riparian vegetation assessment 241
5.2 Longitudinal characterization of riparian vegetation along a dammed river. 244
5.3 Perspective for restoration 245
6 Conclusion 246

DISCUSSION ET CONCLUSION GENERALE 247

1 Introduction 248
2 Objectifs thématiques : vers une meilleure compréhension du phénomène de restauration écologique après arasement de barrage 249
2.1 Dynamiques de colonisation 249
2.2 Impacts du barrage sur l'état des boisements ripariens de la Sélune 252
3 Objectifs méthodologiques 253
3.1 Pertinence des images drone RVB pour l'étude des dynamiques successionnelles 253
3.2 Cartographie d'indicateurs à large échelle à partir de données LIDAR 255
4 Objectifs opérationnels 257
4.1 La colonisation très rapide, suggère un potentiel de stabilisation des sédiments et une restauration passive possible 257
4.2 Pertinence des indicateurs produits par télédétection 258

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 261

ANNEXES..... 295

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

TABLES ET INDEX 305

Table des matières 306

Table des illustrations 312

Liste des tableaux 320

Table des illustrations

Figure 1 : Schéma général de la thèse.....9

Figure 1-1 : A) Exemple de représentation de l'hydrosystème fluvial et de ses flux: 1 : flux longitudinaux, 2 flux latéraux, 3 flux verticaux et 4 flux temporels. B) Interactions hiérarchiques des éléments d'un écosystème au sein de l'hydrosystème (Gregory et al., 1991). 15

Figure 1-2: Trois types de végétation riparienne observés sur un même cours d'eau normand: A) forêt alluviale, B) alignement d'arbres, C) forêt de versant. Dans la photographie C, FV correspond à l'étendue de la forêt de versant, et R correspond à la limite de la zone riveraine, c'est-à-dire la portion de la forêt de versant pouvant influencer le cours d'eau.....17

Figure 1-3 : Organisation des styles fluviaux et des communautés ripariennes associées à l'échelle du bassin versant (Corenblit et al., 2018).....18

Figure 1-4: Processus de contrôle des communautés végétales, et différentes stratégies de vie, a) gradient de déposition/érosion des sédiments. b) type de granulométrie du banc. c) la fréquence d'inondation. Bornette et al (2008).....20

Figure 1-5: Principaux effets physiologiques et physiques de la végétation riparienne sur le cycle de l'eau. En bleu : effets physiologiques de la végétation sur le cycle de l'eau : 1. remontée par capillarité, 2. redistribution de l'eau, stockage dans les grosses racines, 3. Remontée de l'eau dans le tronc, 4. stockage dans le tronc, 5. stockage dans les branches, 6. Evapotranspiration. En noir : effet physiques de la végétation sur le cycle de l'eau : 1. résistance à l'inondation par le tronc, 2. résistance à l'inondation par les embâcles, 3. modification de l'infiltration par la litière, 4. turbulences accrues par les racines, 5. Augmentation de la porosité du sol par les racines, 6. Augmentation de la capillarité par les racines fines, 7. Ruissèlement par les branches et les feuilles, 8. Condensation et interception de l'eau par les feuilles. D'après Tabacchi et al. (2000).....25

Figure 1-6 : Relatons entre végétation riparienne, écoulements et sédiments (Corenblit et al., 2007).....26

Figure 1-7 : Schéma théorique du comportement de la végétation dans la plaine alluviale et dans le lit mineur en situation naturelle (A), à l'amont (B) et à l'aval (C) d'un barrage. D'après Melun (2012). 34

Figure 1-8 : Différents types de restauration écologiques (Muller, 2013).. 36

Figure 1-9 : Nombre d'opérations d'arasement de barrages sur la période 1900-2015 aux USA, en fonction de leur taille (supérieure ou inférieure à 10m). (Foley et al., 2017).....38

Figure 1-10: Conséquences théoriques d'un arasement de barrage dans l'ancienne retenue. D'après Doyle (2005), et Melun (2012). 40

Figure 1-11: Schéma théorique de l'évolution de la végétation rivulaire après un arasement de barrage.....41

Figure 1-12 : Nombre de publications par année comprenant les expressions « dam removal » et « vegetation » dans au moins le titre, l'abstract ou les mots clés. Source : Web of Science 42

Figure 1-13: Conséquences de l'arasement sur la végétation dans l'ancien lac de retenue (Melun 2012).....44

Figure 1-14 : 5 compartiments clés pour ne meilleure conservation et restauration des zones ripariennes. Parmi ces 5 compartiments, la télédétection est montrée comme étant un outil pertinent pour le suivi et l'inventaire des ripisyles (González et al. 2017). 46

Figure 2-1: Interactions du rayonnement électromagnétique avec la surface terrestre en contexte a) de télédétection passive et b) de télédétection active. E= rayonnement émis, R = rayonnement réfléchi. D rayonnement diffusé, T rayonnement transmis, A rayonnement absorbé (Dusseux, 2014). 52

Figure 2-2 : Signature spectrale d'un couvert végétal. A. théoriques, B. pour trois essences ligneuses, C. selon l'état de santé du couvert. Adapté de https://e-cours.univ-paris1.fr/modules/uved/envcal/html/vegetation/caracteristique-vegetation/proprietes.html. 54

Figure 3-1 Localisation du site d'étude.....73

Figure 3-2 : Diagramme ombrothermique à la station Saint-Jean de la haize (50), sur la période 2009-2018. A gauche, l'axe des précipitations, à droite l'axe des températures. Source : infoclimat.fr.....74

Figure 3-3 : Débits moyens mensuels au barrage de Vezins (moyenne de 1933 à 2014). Source: banque HYDRO.....75

Figure 3-4: Représentation illustrée de la Sélune laissant apparaitre les caractéristiques principales du fleuve : les deux barrages de Vezin et la Roche qui boit, le bois d'Ardennes et le Mont Saint-Michel. Crédits : Jean-Loup Charnais (2017).....76

Figure 3-5 : Proportions moyennes des granulométries de sédiments dans les lacs de retenue de la Sélune, réalisées à partir de 154 prélèvements le long de la retenue. (DDTM 50, 2012). 77

Figure 3-6: Flux hydriques à l'amont et l'aval des barrages. Source (équipe flux sédimentaires programme Sélune, AG Sélune 2017).....78

Figure 3-7: Frise chronologique conduisant à la prise de décision d'arasement de barrage. Source : MA Germaine sur le site http://selune.hypotheses.org/effacement-des-barrages/la-decision-deffacement 80

Figure 3-8: Affiches et banderoles de l'association des amis du barrage (Germaine et al 2014). 81

Figure 3-9: Niveaux progressifs du lac de retenue au niveau du barrage de Vezins. Source : Bassin de la Sélune (Observatoire de la Sélune). 83

Figure 3-10 : Evolution du secteur du Pont de la république (amont) entre février 2014 et novembre 2017. Source : Bassin de la Sélune (Observatoire de la Sélune). 83

Figure 3-11: Evolution de différents secteurs de la retenue de Vezin entre mai et novembre 2017. Source : Bassin de la Sélune (Observatoire de la Sélune).....84

Figure 4-1: Sites à différentes échelles considérés dans la thèse. Fond : Orthophotograghie IGN.....88

Figure 4-2: Plan d'échantillonnage à l'échelle d'un transect sur le site expérimental (D'après Ravot C.) 90

Figure 4-3 : Localisation des transects et des relevés de végétation à l'échelle du site du pont de la République. L'orthophoto présentée est celle de juillet 2017 (avant travaux).....91

Figure 4-4 : Sites d'études inventoriés en 2015 à l'échelle de la Retenue.....92

Figure 4-5 : Localisation des arbres inventoriés à l'échelle du cours d'eau. Le site des îlots correspond à un site d'alignements d'arbres. Les sites du bois d'Ardennes et de Barbotière correspondent à deux cas de forêt alluviale. Enfin le site du Lair correspond à un site de forêt de versant. 93

Figure 4-6 : Les deux types de drones : A. Aile volante (e-bee de sensefly dernière génération), B. hexacoptere (drone S900 dernière génération).....95

Figure 4-7: A. Représentation schématique du plan de vol suivi par un drone. Les rectangles de couleur correspondent aux photographies prises par le drone selon un recouvrement latéral et longitudinal. L'objet 0 sera ainsi présent entièrement sur les images1 et 3. B. extraction de points homologues d'un objet O entre le couple d'images 1 et 3.....97

Figure 4-8 : description du processus de photogrammétrie pour passer d'une série d'images drone à une orthomosaique et un modèle numérique de surface. (Michez, 2016).....98

Figure 4-9: A. Prise d'un point DGPS sur une mire. B. prise d'un point DGPS sur un objet fixe. C. Représentation de deux types de mires utilisées sur une image prise par drone : à gauche la dernière version retenue. ; à droite une première version composée d'un carré blanc de 20/20cm. 100

Figure 4-10:Principe d'acquisition d'un ALS avec balayage en zigzag (Ryan et al, 2014). 102

Figure 4-11 : Exemple d'un nuage de points obtenu par vol LiDAR sur la Sélune en juin 2015. Les couleurs représentent l'altitude des points. 102

Figure 4-12: Différents types de balayages d'un LiDAR aéroporté. Kim et al, (2013) 103

Figure 4-13: Principe du retour d'onde complet LiDAR (Waveform Data in TerraScan, TerraScan, versions 05.016 and above, GeoCue Group Support)..... 104

Figure 4-14 : « Single segment » et « multple segment » modes (Optech 2014). A gauche le signal complet et à droite le signal enregistré par le capteur. 106

Figure 4-15 : Emprise des traces LiDAR (Juin 2015). La zone de jonction correspond à la zone à la fois couverte par le survol à 350m et par le survol à 1100m. C'est sur cette zone que les analyses de la section 3-2-2 ont été réalisées. 108

Figure 4-16: Waveform transmises et concaténées, et échos discrétisés (d'après (Mallet and Bretar, 2009)..... 111

Figure 4-17: Vue en coupe des deux nuages de points au niveau de la zone de jonction. En bleu les points issus de la trace à 350m et en rouge les points issus de la trace à 1100m.113

Figure 4-18 : En X : trace 350m filtrée en Y trace 1100m A gauche même densité (10pt/m2) mais deux altitudes différentes. A droite : densités différentes mais altitudes équivalentes. 114

Figure 4-19:Bi-plots entre trace haute et trace basse filtrée (en haut), et trace basse et trace basse filtrée (en bas). 115

Figure 48 : Position du chapitre 5 dans le schéma général de la thèse 124

Figure 5-1: Location of the study site..... 127

Figure 5-2: General processing framework applied on the four dates..... 128

Figure 5-3 : Vegetation cover map (%) 134

Figure 5-4: Subset of vegetation cover dynamics (% gain or loss), between January and March, March and May, and May and July..... 135

Figure 5-5 : Periods of first colonization. The map was obtained by overlapping the gain and loss maps. The colors correspond to the first episode of colonization (period with more than 5% colonization) and does not take into account decolonization episodes. 136

Figure 5-6:Non-metric Multidimensional Scaling and classification results of principal species for (A) March, (B) May and (C) July. Ellipses were 95% and 50% confidence levels. Species indicated are the one occurring in a minimum of 10 quadrats. 139

Figure 5-7: Location of vegetation samples (MARCH). In image A, the class 2 correspond to four different texture and colors. In image B, the bare soil is represented by 3 classes (0, 1 and 2). In image C, bare soil is represented by 2 classes (0 and 3)..... 140

Figure 5-8: Map of vegetation communities in May and July 2015. 141

Figure 5-9 : Vegetation structure along the topographic gradient, on the principal sediment bar. Units (A, B, C…) are based on expert interpretation of the colonization map, and correspond to particular dynamics. Dynamics are described on the table and represent the colonization in winter (January, March), spring (March, May) and summer (May, July). Percentages correspond to colonization or decolonization during the period. Transects represent the topographic position of units from the channel. 144

Figure 58:Position du chapitre 6 dans le schéma général de la thèse..... 150

Figure 6-1 : Study site. A: Reservoir scale and B: Experimental site scale..... 154

Figure 6-2: correlation between DEM and Tachometer elevation..... 159

Figure 6-3 : Abiotic factors estimated for the study. 159

Figure 6-4 : Evolution of vegetation cover, species richness, functional richness and functional evenness at reservoir (A and B, C D) and site scale (E, F, G H). letters a,b and c correspond to significant differences of vegetation cover between dates. P-value correspond to Kruskal-Wallis test. 161

Figure 6-5: Number of species in common, between scales (A), and between survey dates (B) 162

Figure 6-6 : NMDS at reservoir scale (A) and site scale (B). Ellipses correspond to 95 and 50% confidence ellipses. 163

Figure 6-7 : CRS gradients values at reservoir and site scale..... 164

Figure 6-8: Colonization capacities traits modalities at reservoir and site scale. Light grey correspond to presence of trait modality and dark grey correspond to absence of trait modality. Right axis correspond to proportion of presence and absence of the trait modality in

the quadrats. S and NS correspond respectively to significant and non-significant differences (chit 2 test) between survey dates.....165

Figure 6-9 : Sediment stabilization traits modalities at reservoir and site scale. Light grey correspond to presence of trait modality and dark grey correspond to absence of trait modality. Right axis correspond to proportion of presence and absence of the trait modality in the quadrats. S and NS correspond respectively to significant and non-significant differences (chit 2 test) between survey dates.....166

Figure 6-10 : NMDS (axe 1) at reservoir scale for the June survey values in function of upstream distance (m). Main tributaries are indicated in light blue and approximate limits of reservoir are indicated in deep blue. République Bridge correspond to the upstream part of the reservoir.....167

Figure 6-11 : biogeomorphic succession according to Corenblit (2015).....172

Figure 6-12 : 2D projection of relative elevation (A) and distance to water (B) on NMDS plot, for May survey at site scale. Main species are indicated 174

Figure 71:Position du chapitre 7 dans le schéma général de la thèse.....176

Figure 7-1: Location of the study site.....179

Figure 7-2 : Vegetation cover in July 2015 (A), 2016 (B) and 2017 (C).....184

Figure 7-3: vegetation cover gain and loss from July 2015 to 2016 (A) and July 2016 to 2017 (B).....184

Figure 7-4 : Year of first colonization.....185

Figure 7-5 : Evolution of species diversity. © C. Ravot. 186

Figure 7-6 : NMDS ordination of all quadrats from years 2015 and 2017, classified by year of survey. Ellipses correspond to confidence intervals (95, 50%). Main species (present in almost 10 quadrats) are indicated. 187

Figure 7-7 : NMDS ordination and projection relative elevation (A and B) and distance to water (C and D) for the year 2015 (A and C) and 2017 (B and D). Main species (> 10 occurrences) are indicated. Color gradient correspond to physical gradient. 188

Figure 7-8: differences between quadrats dewatered in 2015 and 2017: A) vegetation cover, B total species richness, C mean species richness, D) Bray-Curtis distance, E) Shannon Entropy, F) Pielou's evenness. Source: C. Ravot.....189

Figure 7-9: A) Vegetation composition between quadrats dewatered in 2015 and 2017. B) Indicator species of quadrats dewatered in 2051 (cluster 1) and 2017 (cluster 2). Source: C Ravot. 190

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Figure 7-10 : Vegetation units, related to successional stages observed on the orthomosaic of 2017. 193

Figure 7-11: Orthomosaics of the site before and after the management operation (aggradation process due to deposition of scoured sediments on the bank) in July 2017. Red ellipse show the location of management operations and the destruction of vegetation.. 195

Figure 83:Position du chapitre 8 dans le schéma général de la thèse 200

Figure 8-1 : Location of tree positions and LiDAR swath 205

Figure 8-2 : Methodological classification framework. 211

Figure 86:Position du chapitre 9 dans le schéma général de la thèse 218

Figure 9-1: A. Location of Sélune watershed, B localization of study site, C Location of riparian zone, and inventoried trees according to dam localization and LiDAR swath.. 224

Figure 9-2 : General framework of the study, applied consecutively for each indicator (see table 2 for list of indicators). 225

Figure 9-3: Lidar and tachometer elevation relationship 227

Figure 9-4 : Estimation of volume and area of biomass overhanging the channel 230

Figure 9-5: Metric importance for the classifications of riparian status indicators, calculated using the mean decrease accuracy index. 236

Figure 9-6: indicators of riparian status according to their position from the dam: upstream or downstream the La Roche-qui-boit dam. A. Mean canopy height; B standard deviation of canopy height, C standard deviation of point elevation, D, percentage of channel area overhanged by vegetation, E volume of vegetation overhanging the channel. F. major species, G percentage of multi-trunk trees, H density of shrubby strata, I density of herbaceous strata 239

Figure 9-7: Longitudinal variation of indicators of riparian status. Blue line correspond to the loess smoothing function, with its confidence intervals represented in grey region. La Roche-qui-boit dam and the Bois d'Ardennes locations are indicated with the red and green dashed lines respectively. A. Mean canopy height; B standard deviation of canopy height, C standard deviation of point elevation, D, percentage of channel area overhanged by vegetation, E volume of vegetation overhanging the channel. F. species diversity, G percentage of multi-trunk trees, H density of shrubby strata, I density of herbaceous strata. 240

Figure 9-8: 3D point cloud representation of tree species: Alder, Oak, Chestnut, poplar and willow 242

Figure 9-9: Focus on riparian species map: Problem of mixed species for one tree crown 244

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Liste des tableaux

Table 1-1 : Principales fonctions exercées par les ripisylves, et leurs services écosystémiques associés. Modifié d'après Naiman (2005) 23

Table 2-1: Exemples d'indicateurs de caractérisation des cours d'eau extraits par télédétection..... 64

Table 3-1 : Caractéristiques hydrologiques de la Sélune à l'amont et à l'aval des barrages. Source Banque HYDRO. 75

Table 4-1:Variables inventoriées pour chaque arbre..... 94

Table 4-2:Caractéristiques techniques de deux types de drones dernière génération de la marque sensefly..... 96

Table 4-3:Paramètres des vols drone réalisés..... 99

Table 4-4: Caractéristiques techniques du LiDAR Titan de Optech (Ba 2017)..... 105

Table 4-5:Evolution du % de waveforms enregistrées et de la taille des échantillons enregistrés en fonction de la fréquence initiale de tir en mode « truncating ». Adapté d'Optech (2014)..... 107

Table 4-6:Evolution du % de waveforms enregistrées et de la taille des échantillons enregistrés en fonction de la fréquence initiale de tir en mode « decimating ». Adapté d'Optech (2014)..... 107

Table 4-7:Spécifications des vols réalisés sur le Sélune en 2015 et 2017..... 109

Table 4-8:Spécifications contenues dans les fichiers las1.2 utilisés. 110

Table 12: Importance of thematic and methodological objective, spatial and temporal scale of the chapters of part III 123

Table 5-1 Image acquisition characteristics..... 128

Table 5-2 : Best models and accuracy of vegetation cover maps. SD = standard deviation. Models are defined by the combination of pairs (textural metrics calculated on the vegetation indices)..... 134

Table 5-3 :Abundances of principal species in and total mean cover of each community in (A) March, (B) May, and (C) July. N is the number of surveys for each class..... 137

Laslier, Marianne. Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle - 2018

Table 5-4 : Classification of vegetation communities according to overall kappa values. As no vegetation survey were performed in January, we mapped vegetation communities for just three dates (March, May, July)..... 140

Table 6-1 : Indicators of colonization 156

Table 6-2: Description of the 8 functional traits recorded..... 157

Table 6-3 : Linear regression models at reservoir scale between biological indicators and physical variables. Only regressions with R^2 higher than 0.3 are recorded. For complete result, see table 37 in Supplementary material section. S correspond to significant relation (p-value < 0.05), NS, to non-significant relation (p-value > 0.05). 1 correspond to relative elevation, 2 correspond to distance to water, 3 correspond to distance to upstream. + correspond to positive coefficient, and – correspond to negative coefficient..... 168

Table 6-4 : Linear regression models at site scale. Only regressions with R^2 higher than 0.3 are recorded. For complete result, see table 38 in Supplementary material section. S correspond to significant relation (p-value < 0.05), NS, to non-significant relation (p-value > 0.05) 1 correspond to relative elevation, 2 to distance to water. 1*2 correspond to the interaction between the two variables 1 and 2. + correspond to positive coefficient, and – correspond to negative coefficient..... 169

Table 7-1:Image acquisition characteristics. 180

Table 7-2: Vegetation cover maps accuracies, and selected variables. 183

Table 24: Indicators extracted in chapters 8 and 9 of the thesis..... 199

Table 8-1: Number of trees inventoried per species..... 204

Table 8-2 : Metrics computed from the two LiDAR point clouds. We computed each metric with the leaf-on and leaf-off dataset..... 209

Table 8-3 : Classified trees combinations. 210

Table 8-4 : Best metrics selected from the 2015, 2017 and joint 2015-2017 datasets.. 212

Table 8-5 : Overall Accuracy (OA), kappa coefficient (K) and gain of accuracies (%) for five selections of trees using the most pertinent metrics derived on the 2015, 2017 and 2015-2017 joint datasets. For species number, refer to tables 1 and 3. 213

Table 8-6: Confusion matrix of the SVM classification for the four predominant species, based on the joint 2015-2017 dataset. 214

Table 8-7: Confusion matrix of the SVM classification for the eight species based on the joint 2015-2017 dataset..... 214

Table 9-1 : LiDAR acquisition characteristics 225

Table 9-2: Number of trees inventoried for each value of riparian indicators. 226

Table 9-3 : Indicators of riparian status 228

Table 9-4 : Metrics computed from the two LiDAR point clouds. Each metric was computed with the leaf-on and leaf-off dataset. 233

Table 9-5: Overall accuracy and kappa coefficients for classifications of riparian functions with Random Forest algorithm. 237

Table 37 : Selected traits for calculation of functional diversity indices. Traits were collected from BiolFlor database 296

Table 38: Linear regression models at reservoir scale between biological indicators and physical variables. S correspond to significant relation (p-value < 0.05), NS, to non-significant relation (p-value > 0.05). 1 correspond to relative elevation, 2 correspond t 301

Table 39 : Linear regression models at site scale. S correspond to significant relation (p-value < 0.05), NS, to non-significant relation (p-value > 0.05). 1 correspond to relative elevation, 2 to distance to water. 1*2 correspond to the interaction between the the variable 1 and 2. 303

Suivi des impacts d'un arasement de barrage sur la végétation riveraine par télédétection à très haute résolution spatiale et temporelle

Résumé : Les cours d'eau font l'objet de prescriptions législatives encourageant leur restauration, et l'arasement de barrages est une des solutions utilisées actuellement en France pour y parvenir. La végétation riparienne participe à l'intégrité et à la stabilité des systèmes fluviaux, Elle est donc une composante majeure à évaluer dans le cadre des actions de restauration .Les objectifs de la thèse sont d'analyser la dynamique de colonisation des berges exondées à court terme dans le contexte de l'arasement des barrages de la Sélune (Normandie) et de développer des indicateurs de suivi à long terme des zones ripariennes. Dans un premier temps, une analyse des dynamiques de colonisation aux échelles intra et interannuelles réalisée à l'aide d'images drone et de relevés terrain a révélé la pertinence de l'utilisation d'images drones pour cartographier la végétation, ainsi que des dynamiques successionnelles rapides, avec un potentiel de restauration passive et de stabilisation des sédiments. Dans un second temps, l'analyse de nuages de points LiDAR en trois dimensions acquis en hiver et en été a montré la complémentarité des deux dates d'acquisition pour cartographier des indicateurs de statut des ripisylves à large échelle tels que les essences principales, l'ombrage ou la densité de strates herbacées et arbustives. Ces résultats permettent de discuter les dimensions méthodologiques et opérationnelles de l'utilisation des approches par télédétection pour le suivi des ripisylves.

Mots clés: ripisylve, LiDAR, drone, dynamiques de succession, restauration écologique, indicateurs de suivi

Monitoring dam removal impacts on riparian vegetation unsing very high spatial and temporal resolution remote sensing

Abstract: Rivers are the object of legislation encouraging their restoration, and dam removal operations represent one of the solution to achieve it in France. Riparian vegetation plays a fundamental role in stabilizing and maintaining fluvial systems, being at the interface between terrestrial and aquatic environments. It is therefore a very important component which has to be evaluated in river restoration operations. One of the consequences of dam removal on riparian vegetation is the colonization of the dewatered sediments in the reservoir. The objective of the thesis are to define short term colonization dynamics of vegetation in context of dam removal (Sélune River, Normandy), and to develop long term indicators for the monitoring of riparian vegetation. First, an analysis of intra and interannual colonization dynamics revealed the potential of using drone images to map riparian vegetation, and fast successional dynamics with high passive restoration and sediment stabilization potential. Secondly, the analysis of 3D point clouds extracted from LiDAR data acquired in winter and summer highlighted the complementarity of the two acquisition dates to map indicators of riparian status at large scale, such as main riparian species, shading or density of herbaceous and shrubby strata. These results make it possible to discuss the methodological and operational dimensions of the use of remote sensing approaches for the monitoring of riparian vegetation

.**Keywords:** riparian vegetation, LiDAR, UAV, succession dynamics, ecological restoration, ecological evaluation

Laboratoire LETG-Rennes UMR 6554 CNRS
Université Rennes 2
Place du Recteur Henri Le Moal, CS 24037
35043 Rennes CEDEX, FRANCE

Imp. Service Reprographie - Rennes 2