

## **Cartographie de la composition spécifique des forêts riveraines : Un outil pour comprendre et agir**

**Auteur** : Ronse, Michaël

**Promoteur(s)** : Michez, Adrien; Huylenbroeck, Léo

**Faculté** : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

**Diplôme** : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

**Année académique** : 2019-2020

**URI/URL** : <http://hdl.handle.net/2268.2/10779>

---

### *Avertissement à l'attention des usagers :*

*Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.*

*Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.*

---

# **CARTOGRAPHIE DE LA COMPOSITION SPÉCIFIQUE DES FORÊTS RIVERAINES : UN OUTIL POUR COMPRENDRE ET AGIR**

**MICHAEL RONSE**

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET ESPACES NATURELS**

**ANNEE ACADEMIQUE 2019-2020**

**CO-PROMOTEURS: ADRIEN MICHEZ  
LEO HUYLENBROECK**

*Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.*

*Le présent document n'engage que son auteur.*

# **CARTOGRAPHIE DE LA COMPOSITION SPÉCIFIQUE DES FORÊTS RIVERAINES : UN OUTIL POUR COMPRENDRE ET AGIR**

**MICHAEL RONSE**

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE  
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET ESPACES NATURELS**

**ANNEE ACADEMIQUE 2019-2020**

**CO-PROMOTEURS: ADRIEN MICHEZ  
LEO HUYLENBROECK**



# Remerciements

Je tenais à remercier sincèrement Léo Huylenbroeck et Adrien Michez, tous deux co-promoteurs de ce mémoire de fin d'études. Ils toujours ont été très présents et réactifs face à mes nombreuses interrogations. Grâce à leurs précieux conseils et leurs remarques toujours pertinentes, ils ont su me guider et me rassurer pour pouvoir finalement clôturer ce travail que je suis fier de présenter dans ce document.

Je voulais aussi exprimer ma gratitude envers l'équipe de l'unité forestière de la faculté de Gembloux Agro Bio-Tech, pour m'avoir donné les clefs qui me manquaient pour avancer dans ce projet. Je pense ici particulièrement à Nicolas Latte, Corentin Bolyn et Louise Leclere, dont le dévouement et la vitesse pour pouvoir répondre au mieux à mes attentes n'ont cessé de m'impressionner.

Je voulais aussi remercier toutes les personnes de la faculté qui ont su m'éclairer, de manière plus ponctuelle, quand je les ai sollicitées. Je voulais citer ici Yves Brostaux pour ces précieux conseils sur les aspects statistiques, ainsi qu'Aurore Degré et Maude Grandry sur des aspects hydrologiques. C'est aussi l'occasion de remercier l'ensemble du corps enseignant, mais aussi le personnel de la faculté dans son ensemble, pour m'avoir permis d'accomplir cette enrichissante formation dans les meilleures conditions.

Mes remerciements vont aussi Didier Deglin et Jean-Charles Horlait de la DCENN et à Thibault Empain de chez Hydroskan, d'ailleurs ancien Gembloutois, pour m'avoir permis d'utiliser les résultats du modèle hydraulique, mais aussi pour nous avoir accueillis et partagé des discussions toujours très riches, et dans la bonne humeur.

Enfin, il est aussi important pour moi de remercier mon entourage qui a su me donner le courage suffisant et la motivation pour conduire ce projet à son terme dans ce contexte aussi spécial que difficile. Je pense ici à mes parents, à mes frères et à mes grands-parents, à qui je serai très fier de pouvoir proposer cette lecture. Je voulais aussi remercier Tracy, comme ses parents, qui m'ont épaulé du début à la fin, et grâce à qui le souvenir des mois qui se sont écoulés est aujourd'hui truffé de beaux moments. Il ne serait pas juste non plus d'oublier Berni, Loïc et Thorsten avec qui j'ai pu partager ces moments d'amitié si chers à mes yeux.

# Résumé

Les zones riveraines ont été durablement dégradées par l'intense pression des activités humaines. À l'interface entre les écosystèmes aquatiques et les écosystèmes terrestres, les forêts de ces milieux produisent pourtant une multitude de services écosystémiques. L'importance de ces habitats est maintenant reconnue, mais davantage d'efforts doivent être réalisés pour mieux comprendre ces milieux, évaluer leur état actuel et orienter leur gestion vers des pratiques plus durables. La télédétection permet d'offrir des informations spatialement continues sur de larges étendues et facilite ainsi le monitoring de ces zones. Dans ce travail, nous utilisons des images multispectrales et des données provenant d'un LiDAR bispectral à haute densité de points pour cartographier la composition en essences ligneuses avec une approche orientée objet (OBIA) et un algorithme Random Forest pour la classification. Les résultats sont plutôt encourageants : 5 groupes d'essences forestières sont déterminés avec une précision globale de 85.9% pour la carte produite. Certaines essences comme l'aulne (*Alnus glutinosa*) demeurent néanmoins difficiles à différencier des autres essences. Nous identifions plusieurs leviers à travers lesquels nous pourrions améliorer les résultats de notre classification. La carte des essences forestières est ensuite croisée avec les résultats d'une modélisation hydraulique. En couplant l'emprise spatiale des événements de crues théoriques avec la cartographie des essences forestières, on peut examiner la relation entre la forêt riveraine et son cours d'eau grâce à un indicateur direct du régime de perturbations fluviales. L'utilisation de ce concept novateur a permis d'ouvrir la voie pour approfondir des aspects fondamentaux de l'écologie des zones riveraines et améliorer leur gestion.

## Abstract

Riparian zones have been strongly degraded due to many anthropogenic pressures. Between aquatic and terrestrial ecosystems, riparian forests provide multiple ecosystemic services. The concern of those habitats is now acknowledged but ecological understanding of riparian zones, monitoring and sustainable management must be improved. Remote sensing provides valuable spatially continuous data covering large areas and therefore supports accurate monitoring. In this study, we use multispectral images and high point density airborne bispectral LiDAR data to map species composition of riparian forests with an object-based image analysis (OBIA) approach and a Random Forest classifier. Results are encouraging : 5 groups of tree species are identified with an overall accuracy of 85.9% for the produced forest map. However, some species are still not well separated but we determined various solutions to improve our classification. The tree species map is then crossed with the results of a hydraulic model. Combining theoretical flooded areas with the tree species map, we can examine the relationship between riparian forests and the stream thanks to direct hydrological parameters of fluvial disturbances. Eventually, the use of this novel conceptual model allows to better understand fundamental ecological aspects of riparian zones and as well as the room for improvement of their own specific management.

# Table des matières

<b>1</b>	<b><u>INTRODUCTION : L'ESPACE RIVERAIN, SES FORÊTS ET LEURS FONCTIONS.....</u></b>	<b>1</b>
1.1	LA VÉGÉTATION RIVERAINE.....	2
1.2	FORÊT RIVERAINE : ENTRE FONCTIONS ET SERVICES .....	3
1.2.1	LUTTE CONTRE LES INONDATIONS.....	3
1.2.2	PROTECTION CONTRE L'ÉROSION .....	3
1.2.3	RÉGULATION DU MICRO CLIMAT .....	3
1.2.4	FILTRATION DES POLLUANTS .....	4
1.2.5	PRODUCTION DE BOIS.....	4
1.2.6	SOURCE DE BIODIVERSITÉ .....	4
1.2.7	APPRÉCIATION CULTURELLE .....	4
1.3	BESOIN D'UNE GESTION DURABLE .....	4
1.4	LA NÉCESSITÉ D'UNE DÉFINITION PARTAGÉE .....	5
1.5	L'USAGE DE LA TÉLÉDÉTECTION POUR CARACTÉRISER LES FORÊTS RIVERAINES.....	7
1.6	OBJECTIFS DU TRAVAIL .....	8
	<b><u>Première partie : .....</u></b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b><u>MATÉRIEL.....</u></b>	<b>10</b>
2.1	DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE.....	10
2.2	DONNÉES DE RÉFÉRENCE .....	11
2.3	DONNÉES CARTOGRAPHIQUES UTILISÉES .....	13
2.3.1	LES ORTHOPHOTOS .....	13
2.3.2	LES DONNÉES LIDAR .....	14
<b>3</b>	<b><u>MÉTHODE .....</u></b>	<b>16</b>
3.1	INTRODUCTION ET CHOIX DE LA MÉTHODE.....	16
3.2	CRÉATION D'UN MASQUE LIGNEUX .....	19
3.3	SEGMENTATION .....	20
3.4	EXTRACTION DES INDICES .....	22
3.4.1	INDICES SPECTRAUX.....	22
3.4.2	INDICES CALCULÉS DIRECTEMENT À PARTIR DU NUAGE DE POINTS LIDAR.....	22
3.4.3	INDICES TEXTURAUX.....	23
3.5	SÉLECTION DES VARIABLES ET CHOIX DU MODÈLE .....	24
3.5.1	ALGORITHME UTILISÉ.....	24
3.5.2	CHOIX DU MODÈLE ET VALIDATION.....	25

3.6	MONTÉE EN ÉCHELLE ET PRODUCTION DE LA CARTE .....	27
<b>4</b>	<b><u>RÉSULTATS.....</u></b>	<b>28</b>
4.1	GROUPES D'ESSENCES SÉLECTIONNÉS.....	28
4.2	SÉLECTION DES VARIABLES.....	28
4.3	PRÉCISION DU MODÈLE.....	30
<b>5</b>	<b><u>DISCUSSION .....</u></b>	<b>32</b>
5.1	LES DONNÉES DE RÉFÉRENCE « TERRAIN » .....	32
5.2	LA MÉTHODOLOGIE ET LES DONNÉES UTILISÉES .....	33
5.3	L'IMPORTANCE DE LA HAUTEUR DANS LA CLASSIFICATION .....	35
5.4	QUELQUES PISTES D'AMÉLIORATION.....	35
<b>6</b>	<b><u>CONCLUSION .....</u></b>	<b>37</b>
	 <b><u>Deuxième partie :.....</u></b>	 <b>38</b>
<b>7</b>	<b><u>INTRODUCTION.....</u></b>	<b>39</b>
7.1	L'INFLUENCE RÉCIPROQUE ENTRE LES FORÊTS RIVERAINES ET LEUR COURS D'EAU .....	39
7.2	LE CONCEPT .....	40
7.3	L'OBJECTIF.....	40
<b>8</b>	<b><u>MÉTHODOLOGIE .....</u></b>	<b>40</b>
8.1	LE MODÈLE HYDRAULIQUE .....	40
8.1.1	LES DONNÉES SPATIALES.....	41
8.1.2	LES DONNÉES HYDROLOGIQUES.....	41
8.2	DÉFINITION DU ZONAGE .....	42
8.3	ESSENCES CONCERNÉES.....	43
8.4	AGRÉGATION DES SEGMENTS ET PRODUCTION DE LA CARTE FINALE .....	44
<b>9</b>	<b><u>RÉSULTATS.....</u></b>	<b>46</b>
9.1	COUVERT FORESTIER.....	46
9.2	COMPOSITION SPÉCIFIQUE .....	47
<b>10</b>	<b><u>DISCUSSION GÉNÉRALE.....</u></b>	<b>48</b>

<b>10.1</b>	<b>INTERPRÉTATION DE LA DISTRIBUTION.....</b>	<b>48</b>
<b>10.2</b>	<b>PISTES D'AMÉLIORATION .....</b>	<b>48</b>
<b>10.3</b>	<b>OUTIL DE GESTION.....</b>	<b>50</b>
<b>11</b>	<b><u>CONCLUSIONS .....</u></b>	<b><u>53</u></b>
	<b><u>Conclusion générale .....</u></b>	<b><u>54</u></b>
<b>12</b>	<b><u>BIBLIOGRAPHIE .....</u></b>	<b><u>56</u></b>

## Liste des figures

<i>Figure 1 : Pressions anthropiques directes sur les écosystèmes riverains à travers le monde.....</i>	<i>2</i>
<i>Figure 2 : Illustration de la variabilité des zones riveraines et de la végétation. ....</i>	<i>7</i>
<i>Figure 3: Description de la zone d'étude.....</i>	<i>10</i>
<i>Figure 4 : Exemple illustrant les houppiers d'arbres inventoriés sur le terrain dont la couronne a été matérialisée par un disque dans un SIG. ....</i>	<i>11</i>
<i>Figure 5: Illustration schématisant le fonctionnement de la technologie LiDAR.....</i>	<i>15</i>
<i>Figure 6 : Global workflow.....</i>	<i>18</i>
<i>Figure 7: illustration du masque ligneux.....</i>	<i>19</i>
<i>Figure 8: Identification des segments de référence sur base du diamètre des couronnes inventoriées.....</i>	<i>21</i>
<i>Figure 9 : Illustration du résultat de la segmentation.....</i>	<i>21</i>
<i>Figure 10 : Description des différentes étapes cartographiques réalisées pour obtenir les résultats.....</i>	<i>45</i>
<i>Figure 11: Distribution longitudinale du couvert forestier de la zone 1 à la zone 3.....</i>	<i>46</i>
<i>Figure 12 : Diagrammes illustrant la proportion totale des groupes d'essences retrouvées sur la portion du cours d'eau selon les quatre zones différentes. ....</i>	<i>47</i>
<i>Figure 13 : illustration de la désagrégation du linéaire sur un méandre de la Semois.....</i>	<i>50</i>

## Liste des tableaux

<i>Tableau 1: Effectif des différentes essences retrouvées dans le jeu de données de référence utiles. ....</i>	<i>13</i>
<i>Tableau 2 : Synthèses des indices calculés.....</i>	<i>24</i>
<i>Tableau 3 : Importance des variables du modèle final selon la Mean Decrease Accuracy.....</i>	<i>29</i>
<i>Tableau 4 : Importance des variables du modèle final selon la Mean Decrease Gini.....</i>	<i>29</i>
<i>Tableau 5 : Matrice de confusion du modèle final utilisé pour la production de la carte. ....</i>	<i>30</i>
<i>Tableau 6 : Matrice de confusion moyenne des modèles testés.....</i>	<i>30</i>
<i>Tableau 7 : Statistiques descriptives présentant la moyenne et l'écart type des rapports, par section, entre la surface du couvert forestier et la surface totale de l'emprise spatiale de la zone. ....</i>	<i>46</i>

# 1 Introduction : l'espace riverain, ses forêts et leurs fonctions

Occupées par l'Homme depuis des centaines voire des milliers d'années, les rives des cours d'eau sont des espaces dynamiques, qui ont co-évolué avec l'Homme au fil des siècles à travers un mélange de processus naturels et, mais aussi anthropiques (Naiman et al., 2005). Au cours du XXe siècle, ces processus anthropiques se sont d'ailleurs accentués dans les pays industrialisés (Downs et al., 2019; Ferreira et al., 2019). Il n'est d'ailleurs plus possible de considérer les systèmes aquatiques continentaux sans l'influence de l'homme (Meybeck, 2003; Downs et al., 2019). Même s'ils ne couvrent qu'une part restreinte du territoire, ces espaces, particulièrement vulnérables, sont altérés par les pressions anthropiques croissantes qui sévissent aujourd'hui aux quatre coins du globe (Holmes et al., 2005; Nally et al., 2011; Poff et al., 2011; Hughes et al., 2012; Stella et al., 2019). L'impact de l'Homme sur les écosystèmes de ces zones peut d'ailleurs prendre différentes formes (Stella et al., 2019) (Figure 1). Les changements d'utilisation du sol sont nombreux et leur intensité est d'autant plus marquée avec le développement économique et l'augmentation démographique dans certaines régions d'Europe notamment (EEA, 2016). La régulation des fluctuations des cours d'eau et les pollutions font aussi partie des principales menaces pour ces écosystèmes fragiles. En 2002 déjà, Tockner et Stanford (2002) estimaient à près de 90% la proportion des zones riveraines dégradée en Europe et en Amérique du Nord. Plus récemment, un autre chiffre avancé par Stella et Bendix (2019) pour le continent européen fait état de 25 % des zones riveraines se trouvant encore en bon état écologique.

Outre les pressions directement infligées sur ces milieux, il faut aussi prendre en compte l'impact indirect des activités anthropiques et leurs conséquences qui déstructurent l'équilibre de ces écosystèmes en dérégulant les nombreux processus biologiques, chimiques et physiques qui s'y produisent. De plus, tandis que la faune comme la flore sont altérées par tous ces changements, elles doivent aussi affronter aujourd'hui de nouvelles compétitions face à des espèces exotiques envahissantes par exemple (Richardson et al., 2007). D'ailleurs, il est aussi essentiel de considérer ces éléments dans le contexte du changement global bien connu. À ce propos, il n'est plus nécessaire de démontrer la responsabilité des activités humaines, notamment sur le réchauffement climatique et ses conséquences dramatiques. Il faut alors souligner l'importance de ces écosystèmes dans l'atténuation des conséquences dommageables de l'augmentation, en fréquence et en intensité, des événements hydrologiques extrêmes attendus dans certaines régions (Fernandes et al., 2016). Mais il est surtout d'autant plus impératif de considérer leur vulnérabilité face à ces changements critiques (Alfieri et al., 2016; EEA, 2016; Garssen et al., 2017; Jia et al., 2019).

Le constat est donc alarmant et la nécessité de retrouver dans ces zones des écosystèmes fonctionnels est urgente. Cependant, située à l'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre, les zones riveraines et la végétation qui y évolue sont des systèmes extrêmement complexes. Une bonne compréhension des processus et des composantes qui interagissent dans ces milieux est indispensable pour garantir une gestion efficace capable de restaurer et conserver ces milieux.



Figure 1 : Pressions anthropiques directes sur les écosystèmes riverains à travers le monde.

*Dans le sens des aiguilles d'une montre à partir du coin supérieur droit : résidus de l'extraction minière d'or issue du dragage de la plaine alluviale (Merced River, CA, US [Stillwater Sciences]); modification des berges en périphérie de ville (Syracuse, NY, US); cours d'eau urbanisé et effluents de tannage (Oued Issil, Marrakech, Morocco); plaine alluviale modifiée par les pratiques agricoles et digues de contrôle d'inondation (Sacramento-San Joaquin Delta, CA, US [CA Dept. of Water Resources]); canalisation d'une rivière pour la navigation et le transport de fret (Sacramento River, CA, US [CA Dept. of Water Resources] ); Barrage hydroélectrique et déviation pour la navigation canal (Rhône River, France). Issu de Stella et Bendix, 2019.*

## 1.1 La végétation riveraine

Une proportion importante des bandes riveraines est encore aujourd'hui couverte par de la végétation. Sa composition et sa structure, intensément influencées par le cours d'eau qu'elles jouxtent, varient graduellement selon le régime hydrique et les composantes géopédologiques qui caractérisent une station précise dans le bassin versant. Elles diffèrent aussi selon le contexte d'occupation du sol actuel et les transformations anthropiques subies par le passé, directement ou indirectement. Les pratiques agricoles, la modification des écoulements ou encore l'introduction d'espèces exotiques sont tout autant de facteurs qui ont modifié la végétation riveraine. Différentes successions végétales, de composition spécifique hétérogène, se distribuent donc dans le paysage pour donner généralement une mosaïque écologique complexe. Parmi elles, on peut fréquemment retrouver diverses formations ligneuses. Forêts riveraines, ripisylves ou encore forêts alluviales, nombreuses sont les appellations utilisées pour désigner, avec justesse ou non, les peuplements forestiers qui occupent ces espaces. Ces dernières



partagent néanmoins deux caractéristiques principales. Elles font référence à un critère structurel désignant une formation forestière composée d'arbres, et un critère spatial confirmant leur position au sein même de l'hydrosystème (Dufour et al., 2006). Qu'elles soient indigènes ou artificielles, ces forêts, qui font l'objet de ce mémoire, seront désignées dans ce travail par le terme de : « forêts riveraines ». Choisie par l'équipe de Piégay (2003) dans l'ouvrage francophone de référence sur le sujet, cette dénomination permet de regrouper des peuplements forestiers d'origine et d'écologie variées. Notons néanmoins qu'elle laisse une certaine incertitude sur leurs caractéristiques structurelles (Michez A., 2016).

## **1.2 Forêt riveraine : entre fonctions et services**

La végétation qui se développe dans les zones riveraines en fait des écosystèmes généralement d'une très riche biodiversité, et fournit par ailleurs de nombreux services écosystémiques (Naiman and et al., 1997; Piégay et al., 2003; Dufour et al., 2006; Dufour, Rodríguez-González, et al., 2019). Les forêts qui s'y établissent jouent un rôle central dans la plupart de ces services. Cette partie vise donc à parcourir brièvement les principales retombées sociétales positives offertes par ces formations ligneuses.

### **1.2.1 Lutte contre les inondations**

La présence de forêts sur les rives des cours d'eau est un atout majeur pour maîtriser le débordement des cours d'eau. Les peuplements qui évoluent le long des rivières ralentissent considérablement les écoulements latéraux. Ils augmentent en effet la rugosité des berges et de la plaine alluviale. Ils ralentissent aussi la vitesse de montée des eaux et diminuent le débit maximum des zones situées en aval, puisqu'ils augmentent localement le niveau de l'eau par le volume qu'ils occupent et permettent ainsi le stockage de l'eau. Tout comme les individus encore bien debout, le bois mort amplifie aussi les forces de friction (Maridet et al., 1996; Piégay et al., 2004).

### **1.2.2 Protection contre l'érosion**

L'enracinement des arbres stabilise les berges. Il forme une ossature complexe qui les solidifie et favorise leur cohésion (Corenblit et al., 2007). En outre, le ralentissement des écoulements évoqué plus haut diminue leur capacité érosive et favorise la sédimentation (Stallins, 2006; Nisbet et al., 2011). Notons toutefois que selon les contextes et les événements, certaines composantes des forêts peuvent parfois provoquer de l'érosion. La diversité des strates forestières, des essences qui les composent, leur affinité pour certains types de stations et la présence de bois mort, font partie des facteurs impactant directement l'érosion des berges des cours d'eau (Moulin, 2005).

### **1.2.3 Régulation du micro climat**

À l'instar de nombreux paysages, on retrouve fréquemment des forêts riveraines dans des milieux fragmentés. La canopée de ces peuplements offre un ombrage qui contraste avec les amplitudes thermiques environnantes et constitue donc souvent un refuge pour de nombreuses espèces, tant pour la faune sauvage que pour le bétail des éleveurs. Les variations de température du cours d'eau sont également atténuées lorsque les marges du cours d'eau sont boisées (Moore et al., 2005; Olson et al., 2007; Broadmeadow et al., 2011).

### **1.2.4 Filtration des polluants**

La présence des forêts riveraines garantit aussi l'épuration des ruissellements. Les systèmes racinaires favorisent ainsi le dépôt des sédiments porteurs de polluants et augmentent la capacité d'absorption notamment des nitrates (Lowrance et al., 1997; Mayer et al., 2007). Véritables réacteurs biologiques, ils participent à de multiples processus bio-physico-chimiques qui favorisent le recyclage des nutriments et influencent considérablement la concentration de certains polluants, améliorant ainsi la qualité de l'eau (Tabacchi et al., 2000; Stewart et al., 2001; Piégay et al., 2003). Dans des paysages agricoles, des cordons ligneux autour des affluents agissent comme des tampons efficaces pour essuyer les effluents agricoles (Nisbet et al., 2011).

### **1.2.5 Production de bois**

Les forêts riveraines sont également la source de nombreux produits comme le bois pour la construction et l'énergie. En effet, malgré des conditions d'exploitation parfois difficiles et des dégâts fréquents, les bords des cours d'eau restent des milieux souvent très fertiles où la croissance des végétaux peut être surprenante. Ainsi, il n'est pas rare d'observer des plantations forestières sur les rives des cours d'eau. La populiculture en est un exemple bien connu.

### **1.2.6 Source de biodiversité**

Les espaces riverains augmentent la biodiversité locale et régionale, en multipliant les types d'habitats terrestres et aquatiques de qualité, et en jouant le rôle de corridor écologique pour un bon nombre d'espèces animales, mais aussi végétales (Decamps et al., 1987; Johansson et al., 1996). Plus particulièrement, la végétation ligneuse, qui fournit du bois mort, participe d'une part à l'amélioration de la qualité chimique de l'eau et d'autre part à l'atténuation des variations de luminosité et de température des cours d'eau, accomplit ainsi un rôle crucial, entre autres, pour les réseaux trophiques des communautés aquatiques (Piégay et al., 2003; Bowler et al., 2012). Ces écotones complexes et dynamiques accueillent une multitude de taxons tant ils offrent des combinaisons de conditions abiotiques variées (Ward J.V. et al., 1999; Decamps H., 2003; Dufour et al., 2006).

### **1.2.7 Appréciation culturelle**

À noter enfin que les espaces riverains en général, tout comme les forêts, sont aussi des lieux de rencontre d'intérêts culturels très appréciés pour des activités de récréation et de tourisme (EEA, 2016). Parmi les services écosystémiques déjà évoqués, on reconnaît donc aussi que les forêts riveraines améliorent notablement la qualité des paysages (Broadmeadow et al., 2004).

## **1.3 Besoin d'une gestion durable**

Comme on vient de le voir, les intérêts de conserver une végétation riveraine fonctionnelle sont multiples. Pourtant, les forêts riveraines ne jouissent pas toujours d'une bonne réputation. Ainsi, elles sont parfois pointées du doigt pour être à l'origine de certains dommages qui ont pu justifier des pratiques préjudiciables. En période de sécheresse par exemple, même si leur ombrage limite l'évaporation, on reproche au peuplement ligneux de puiser de l'eau, si convoitée dans ces moments de pénurie. En outre, les embâcles et le bois mort, charriés par le cours d'eau, sont parfois à l'origine de

dégâts sur certains ouvrages anthropiques (Piégay et al., 2004; Moulin, 2005; Dufour et al., 2006). Enfin, gestionnaire et grand public partagent souvent l'idée qu'une rivière propre et en bon état est une rivière exempte de bois mort. Source de dissension notoire, la place du bois dans les rivières partage (Le Lay, 2007).

Malheureusement, héritage des conséquences des activités économiques du siècle passé, le constat sur l'état des bandes riveraines est alarmant. Même si les mentalités évoluent vers une prise de conscience encourageante, la compréhension de ces systèmes complexes et le transfert des connaissances peinent encore à fournir les outils adéquats aux gestionnaires (Dufour et al., 2006).

Paradoxalement, depuis quelques années déjà, directives et autres accords internationaux dessinent le cadre législatif pour contrôler la pression de l'homme sur ces milieux. Ils dressent ainsi les bases d'une gestion plus durable pour la mise en place de mesures locales aux quatre coins de l'Europe (Schmutz et al., 2018). Ainsi, la vulnérabilité et l'intense pression évoquées plus haut qui affectent ces milieux expliquent le nombre important des habitats riverains classés dans l'annexe I de la directive européenne Habitat (DH) (EU, 1992). À l'instar de cette dernière, de nouvelles législations ont donc été mises en vigueur depuis le début des années 2000 pour enrayer cette dégradation. La directive-cadre sur l'eau (DCE), la directive inondations (FD) et plus récemment, le plan d'action pour la sauvegarde des ressources en eau de l'Europe (Water Blueprint) et la Stratégie européenne 2020 pour la biodiversité, réactualisée il y a peu par la version « pour 2030 », établissent le cadre légal et le plan d'action pour la protection et la restauration de ces zones riveraines (EU, 2000, 2007, 2012, 2020). L'application de ces directives et la mise en œuvre d'actions de restauration cohérentes à l'échelle régionale, ou encore nationale, restent néanmoins un défi de taille pour assurer la préservation de ces écosystèmes et leurs fonctionnalités (Dufour et al., 2009; Hering et al., 2010).

Pour pouvoir mettre en œuvre ces directives et orienter les stratégies des gestionnaires, une phase de diagnostic doit être réalisée afin d'identifier précisément les différents processus qui modifient et altèrent ces écosystèmes, mais aussi, et surtout, connaître leur état actuel. Dès lors, un programme de monitoring de ces zones riveraines à très large échelle doit être établi. Ce dernier vise donc à évaluer l'efficacité des mesures déjà mises en place et déterminer l'état actuel des zones riveraines. Il permettra de garantir une gestion et planification judicieuse et aussi d'éventuellement modéliser les résultats attendus afin de garantir la pertinence de chacune des actions entreprises (González et al., 2015). À l'échelle de la Wallonie, ces opérations prennent place dans le cadre des Programmes d'actions sur les rivières par une approche intégrée et sectorisée (PARIS) créés en 2012. Les PARIS contribuent à implémenter sur le terrain les considérations liées à la DCE/WFD et à la Directive Inondations (Desteucq et al., 2012).

## **1.4 La nécessité d'une définition partagée**

Avant de pouvoir envisager des stratégies de conservation cohérente et efficace à l'échelle d'une région, d'un pays, voire même d'un continent, il est essentiel de pouvoir définir et délimiter ces espaces. Cependant, l'identification des zones riveraines est un exercice difficile tant leurs structures et leurs fonctionnements écologiques varient selon des gradients longitudinaux, latéraux, verticaux et temporels, des systèmes fluviaux (Dufour & Rodríguez-González, 2019). Afin de faciliter cette conceptualisation, l'hydromorphologie fluviale permet de rappeler quelques précieuses notions. Cette discipline étudie les

processus physiques des cours d'eau et des formes qui en résultent. Elle distingue généralement différentes unités spatiales interconnectées par les ruissellements de surfaces et les écoulements souterrains au sein d'un même système : l'hydrosystème fluvial. On parlera alors du « lit mineur » pour désigner la partie du lit inondée par des débits compris entre le débit d'étiage et le débit moyen. Il s'agit donc de l'espace compris généralement entre les crêtes des deux berges. Alors qu'on utilisera le terme de « lit majeur » pour caractériser la portion du lit inondée lors des crues exceptionnelles (Malavoi J.R. et al., 2010; Huylenbroeck et al., 2020). Entre eux se dessinent les bandes riveraines.

Les zones riveraines, espaces où se rencontrent une multitude d'objets de recherche, ont passionné depuis des décennies déjà, et passionnent toujours, bon nombre de scientifiques. Focalisés sur cette portion du territoire, de très nombreux projets de recherches, appliquées notamment, ont permis de constituer une abondante littérature sans pour autant permettre véritablement à une communauté scientifique spécialisée explicitement sur l'objet des espaces riverains de voir le jour (Dufour et al., 2019). D'ailleurs, une définition unanimement acceptée du concept manque toujours. Ainsi, tandis que certains utilisent une distance fixe par rapport au lit mineur, d'autres s'essayent à des approches plus structurelles et utilisent, par exemple, des caractéristiques topographiques. En outre, plusieurs préfèrent même employer des critères hydrauliques, afin d'ajouter une dimension fonctionnelle (Gurnell et al., 2016; Sosa et al., 2018). Enfin, d'autres encore choisissent de combiner les approches proposées entre-elles. Depuis des décennies, la littérature tente d'apporter une définition précise pour caractériser et délimiter les zones riveraines (Verry et al., 2004). Aujourd'hui, le terme reste encore ambigu. Certains ont donc décidé récemment de s'accorder pour fixer une définition assez générale qui permet de promouvoir des échanges scientifiques et professionnels pertinents, gage d'une gestion durable. Selon Dufour et Rodriguez-Gonzalez (2019), les zones riveraines sont : « des paysages hybrides et ouverts : hybrides parce qu'ils résultent d'une co-construction poussée par des processus anthropiques et naturels, et ouverts, parce que les terres longeant le système fluvial influencent, et sont influencées, par la rivière et ses processus associés ».

Pour mieux cerner cette définition, on comprendra le terme de zones riveraines par des écosystèmes situés à l'interface du lit mineur et du lit majeur des cours d'eau. Ce sont donc des écotones situés entre les milieux terrestres et les écosystèmes d'eau douce. Ces paysages caractéristiques sont des systèmes dynamiques ouverts qui partagent de multiples processus biologiques, chimiques et physiques, avec les écosystèmes qui les entourent. Ils supportent donc de nombreux échanges d'énergie et de matière, qu'ils influencent à leur tour. Leur aspect actuel est le fruit d'innombrables transformations résultant des perturbations naturelles et anthropiques à travers les siècles (Naiman et al., 1997; Dufour et al., 2019).

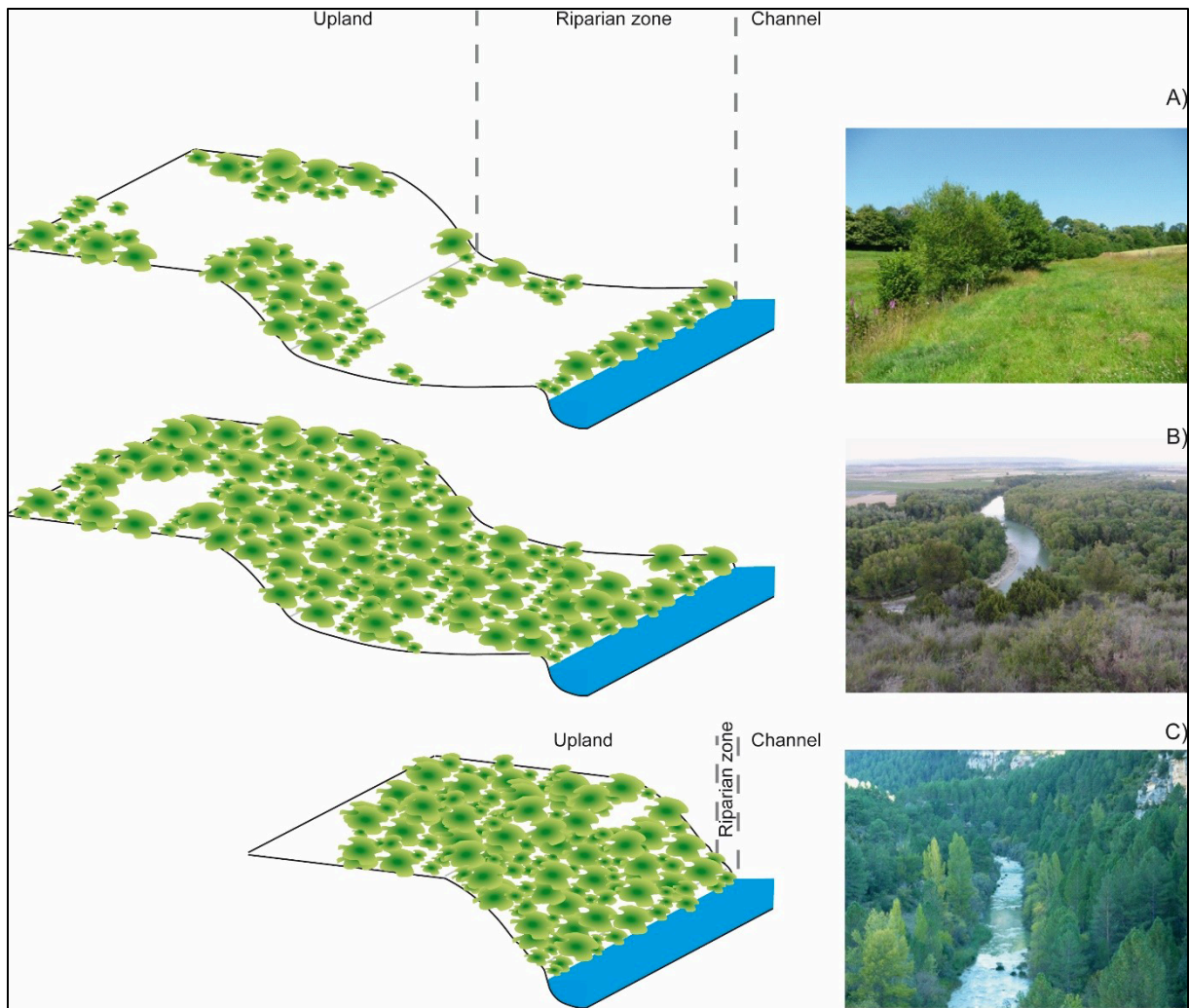


Figure 2 : Illustration de la variabilité des zones riveraines et de la végétation.

A: un petit cours d'eau rural avec une zone riveraine dominée par des prairies, avec un cordon étroit d'arbres longeant le cours d'eau (Normandie, France); B: une large plaine alluviale couverte par la forêt (rivière Aragón, Ebro basin, Espagne); C: étroite rivière en amont du bassin versant avec des berges couvertes de forêt et des pentes marquées (partie en amont du bassin versant de la rivière Tagus, Espagne). Issu de Dufour et al., 2019.

## 1.5 L'usage de la télédétection pour caractériser les forêts riveraines

À partir d'une définition claire, il devient alors pertinent d'entamer des campagnes de monitoring pour dresser un bilan sur la situation de la végétation riveraine. Cependant, évaluer l'état des forêts riveraines nécessite des investissements en temps et en coût colossaux. Les nouvelles technologies de télédétection permettent parfois de limiter un travail laborieux sur le terrain (Johansen et al., 2007; Debruxelles et al., 2009). En améliorant considérablement la précision des études et la fréquence d'acquisition de l'information, elles réduisent aussi les coûts. Elles facilitent donc notablement la mise à jour des connaissances sur la situation actuelle de certains écosystèmes parfois dépourvus d'une documentation récente. Pour étudier les corridors que forment les milieux riverains, il ne fait maintenant aucun doute que la télédétection à très haute résolution est un outil très adapté. La télédétection à très haute résolution fait d'ailleurs l'objet d'un intérêt grandissant pour étudier les corridors riverains (Huylenbroeck et al., 2020). Parmi les différentes techniques proposées, les données LiDAR présentent l'avantage

considérable de décrire la topographie de la plaine d'inondation sous la végétation. De plus, l'utilisation de données LiDAR permet d'étudier de nombreux paramètres physiques et écologiques des milieux riverains (Goetz, 2006; Hall et al., 2009; Dufour et al., 2013). Il est notamment possible d'extraire de différents indicateurs qui permettent, par exemple, d'évaluer l'état des fonctions écologiques de ces écosystèmes (Michez et al., 2013; Laslier et al., 2019). Par ailleurs, nombreuses sont les études qui ont déjà utilisé cette technologie pour distinguer la composition d'espèces ligneuses et cartographier leur distribution (Dalponte et al., 2012, 2014; Fassnacht et al., 2016; Koenig et al., 2016). Un des avantages notables du LiDAR est qu'il construit des informations homogènes en 3D (Antonarakis et al., 2008). Cette avancée technique est extrêmement utile pour analyser des paramètres structuraux de la végétation avec précision (Akay et al., 2012; Hutton et al., 2012; Dutta et al., 2017). Il est d'ailleurs maintenant possible de réaliser ce type d'étude sur de larges étendues, ce qui s'avère très intéressant pour aiguiller les stratégies de gestions des zones riveraines à une échelle régionale (Johansen et al., 2010; Michez et al., 2017). Enfin, un autre avantage de l'utilisation des données LiDAR est la possibilité d'obtenir une diversité d'informations provenant soit directement du jeu de données collectées soit après les avoir dérivées d'un traitement ultérieur, ce qui multiplie les résultats pouvant être obtenus (Koenig et al., 2016). Parallèlement à l'utilisation du LiDAR, les données passives multispectrales et hyperspectrales issues d'ortho-photos aériennes font aussi partie de la panoplie des outils efficaces pour étudier le couvert forestier, notamment dans la caractérisation de la composition d'espèces où elles ont davantage été utilisées dans un contexte riverain, et ce, comparé à la technologie LiDAR, plus récente (Richter et al., 2016; Macfarlane et al., 2017; Huylenbroeck et al., 2020).

## **1.6 Objectifs du travail**

Quelques projets de recherches ont déjà utilisé des données issues d'un LiDAR multispectral à haute densité de points dans un contexte forestier, notamment pour y cartographier les essences (Hopkinson et al., 2016; Yu et al., 2017; Budei et al., 2018a). Cependant, peu d'études ont utilisé pleinement cette ressource pour étudier la végétation dans un contexte riverain (Dufour et al., 2019; Laslier et al., 2019; Ba et al., 2020). Ce travail a donc pour objectif principal de présenter une méthodologie pour produire une carte de la distribution de la composition spécifique des essences forestières qui évoluent le long d'une section d'un cours d'eau grâce à la combinaison de données orthophotos multispectrales et de données LiDAR bispectrales. La composition spécifique est un bon indicateur de l'intégrité écologique des zones riveraines et est souvent utilisée pour justifier des stratégies de gestion (Innis et al., 2000; Naiman et al., 2005; Debruxelles et al., 2009; Michez et al., 2016). La méthodologie et la carte produite seront présentées dans la première partie de ce travail.

La deuxième partie viendra illustrer l'intérêt de produire une telle carte pour appuyer des projets de recherche et de gestion des milieux riverains. Une bonne compréhension de la relation entre la végétation et le cours d'eau est essentielle pour pouvoir apprécier correctement l'état de santé de ces milieux et engager des actions de gestion cohérentes. Un modèle hydraulique construit sur une portion de la zone étudiée sera croisé avec la carte des essences pour essayer de mieux comprendre leur distribution grâce à des indicateurs directs du régime hydrique, les fréquences d'inondation. Sur base des résultats obtenus, quelques pistes pour employer cette nouvelle carte dans le cadre d'une gestion raisonnée du milieu riverain seront proposées.

## **Première partie :**

*Production d'une carte de la distribution de  
la composition spécifique des essences  
forestières le long d'une section d'un cours  
d'eau*

## 2 Matériel

### 2.1 Description de la zone d'étude

L'étude a été réalisée sur une portion de la Semois ardennaise, en Belgique, des environs de Florenville jusqu'à frontière française, après Vresse-sur-Semois ( $49^{\circ}52'33.6''\text{N}$   $4^{\circ}53'33.8\text{E}$  ;  $49^{\circ}44'34.8''\text{N}$   $5^{\circ}20'46.8''\text{E}$ ).

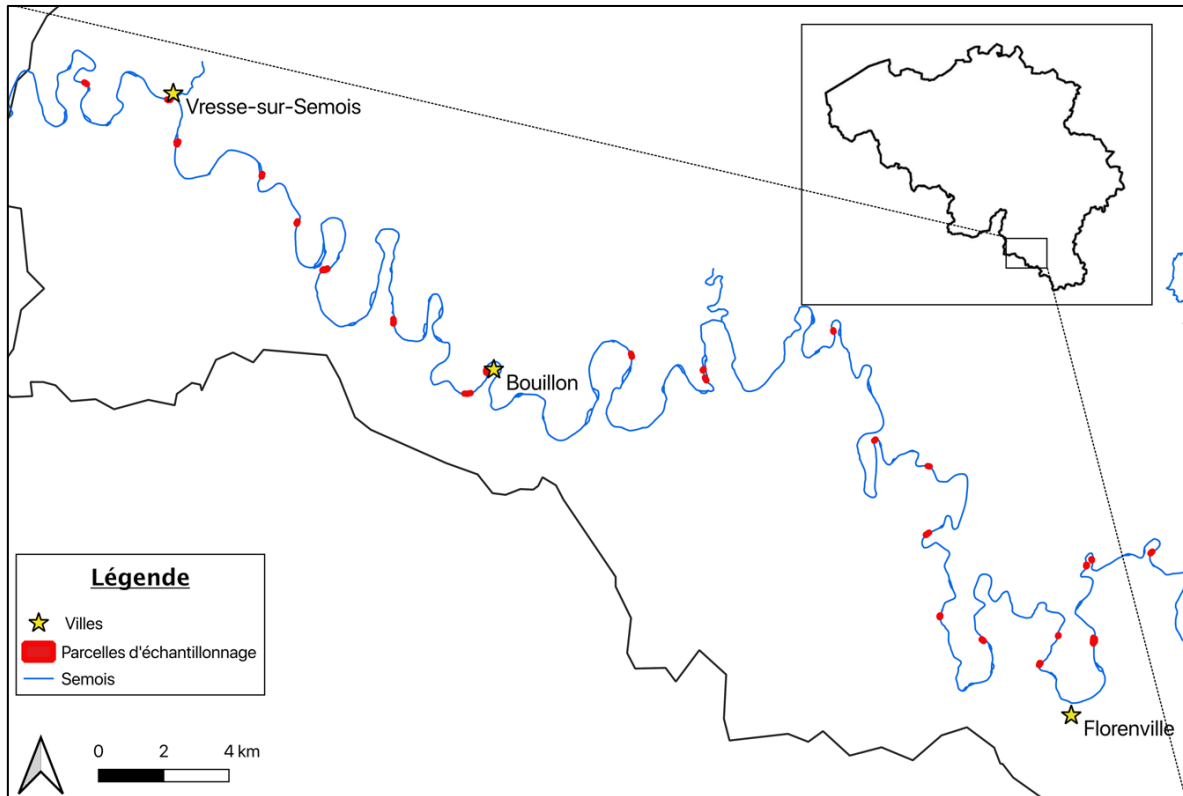


Figure 3: Description de la zone d'étude

La Semois est une rivière qui prend sa source à 400 m d'altitude à Arlon, en Belgique. Elle s'écoule vers l'ouest sur pas moins de 200 kilomètres, en traversant d'abord la Lorraine belge, pour gagner ensuite le plateau de l'Ardenne. Elle quitte la Belgique à hauteur de Bohan-sur-Semois pour se jeter quelques kilomètres plus loin en France, dans la Meuse, sur la commune de Monthermé, à 130 m d'altitude.

La portion ardennaise de la Semois diffère de sa portion en amont qui s'étend sur la Lorraine. Elle est davantage sinueuse et ses larges méandres encaissés illustrent, par leur orientation Nord/Sud, la proximité du substrat schisteux imperméable, caractéristique de la région (Semois et Vierre asbl, 2001; Grimberieux, et al., 1995, cité par Droeven E., 2010). Ses versants sont assez abrupts et ont un caractère forestier marqué, qui contraste avec la Haute Semois qui s'écoule en Lorraine à travers un paysage beaucoup plus agricole. La profondeur du lit est faible comparativement à sa largeur. De plus, sa pente douce en fait globalement une rivière de faible puissance (Petit et al., 2005). En termes de climat, la Basse Ardenne reçoit annuellement presque 1200 mm de précipitation avec une température annuelle



moyenne de 8,7°C. On peut considérer que la zone étudiée s'étale sur la Moyenne et la Basse Semois, couvrant environ 430 kilomètres carrés du bassin versant (GEOFIT Expert, 2018).

## 2.2 Données de référence

Au cours de l'été 2019, des opérateurs de terrains se sont rendus entre Florenville et Vresse-sur-Semois pour échantillonner une portion de la végétation riveraine bordant la rivière (Figure 4). L'idée était d'obtenir des objets de référence permettant de représenter les principales essences ligneuses évoluant sur les rives de la Semois. Ils ont parcouru environ une trentaine de placettes, longeant chacune la rivière sur au moins 50 mètres. Au sein de chaque placette, ils ont mesuré tous les arbres dont le diamètre du tronc était supérieur à dix centimètres pour les tiges seules, ou supérieur à cinq centimètres pour les brins de cépée, ainsi que tous les arbres dont le houppier vu du ciel était visible sur une image aérienne avec un diamètre d'au moins un mètre. Au total, un peu plus de 600 arbres ont donc pu être inventoriés. La position géographique des arbres a été enregistrée à l'aide d'un GPS RTK connecté au réseau Walcors<sup>1</sup>. Outre leur position géographique précise, les opérateurs ont pu enregistrer leur espèce, et d'autres caractéristiques comme le nombre de tiges qui composaient l'individu dans le cas d'une cépée, une mesure de leur grosseur en renseignant le diamètre à hauteur de poitrine (DBH), une note sur leur état de santé (health) et surtout le diamètre de leur houppier (crown). Grâce à ce dernier, il a été possible de créer une couche cartographique "shapefile" de polygones permettant de délimiter spatialement le houppier de chaque individu dans un système d'information géographique (Figure 4).



Figure 4 : Exemple illustrant les houppiers d'arbres inventoriés sur le terrain dont la couronne a été matérialisée par un disque dans un SIG.

L'intention poursuivie était, avant tout, de constituer un jeu de données suffisamment riche pour être exploité dans le cadre de travaux de recherche futurs, comme le projet présenté dans ce document.

<sup>1</sup> <https://gnss.wallonie.be/walcors/reseau-walcors.html> (Consulté le 3/08/2020)

Puisque ce jeu de données n'avait justement pas été produit expressément pour satisfaire le canevas méthodologique utilisé dans ce travail, quelques adaptations devaient être effectuées avant de pouvoir l'utiliser de manière efficiente et atteindre les objectifs poursuivis.

Ainsi, près du tiers des échantillons inventoriés sur le terrain était constitué d'arbres dont la cime, vue du ciel, était cachée par leurs voisins. Comme les principales ressources utilisées dans ce travail sont des données issues d'images aériennes qui illustrent la partie visible de la canopée, ces arbres n'ont pas été retenus. De plus, puisque certaines essences fréquemment rencontrées dans le contexte forestier ardennais n'étaient que très peu représentées dans les données récoltées, il a été jugé pertinent de rajouter quelques individus. 112 individus "Résineux" et 67 "Hêtres" ont été ajoutés a posteriori pour compléter le jeu de données. Leur identification a été effectuée par photo-interprétation à l'aide d'un modèle numérique de hauteur<sup>2</sup> et d'une orthophoto. En d'autres termes, il a été possible de localiser la couronne de ces individus en les distinguant des autres essences parmi la canopée grâce à la superposition de deux images aériennes. Pour les résineux, cette opération est relativement facile puisqu'on les repère aisément par leur forme et leur couleur dans des massifs équiens monospécifiques caractéristiques. Pour les hêtres, différentes placettes ont été inventoriées au sein de peuplements purs dans le cadre du doctorat de Louise Leclere, doctorante au sein de la faculté de Gembloux Agro Bio-Tech. Celles situées à proximité du lit du cours d'eau ont été préférées pour pouvoir délimiter le houppier des individus à ajouter.

Au total, 599 arbres/cépées, de plus de 26 espèces différentes, ont été retenus pour construire la couche vectorielle matérialisant le houppier des arbres de référence (Tableau 1).

---

<sup>2</sup> Un modèle numérique de hauteur, ou encore modèle numérique de canopée en contexte forestier, est le résultat de la soustraction d'un modèle numérique de surface (digitalisation des premiers échos du nuage de points, les points les plus élevés) par un modèle numérique de terrain (digitalisation de la topographie du terrain grâce aux points sol) (Vega et al., 2010)

Tableau 1: Effectif des différentes essences retrouvées dans le jeu de données de référence utiles.

Essence	Genre/espèce représentée	Nombre d'individus
Résineux <sup>3</sup>	<i>Picea abies</i>	117
Aulnes glutineux	<i>Alnus glutinosa</i>	108
Hêtre	<i>Fagus sylvatica</i>	82
Chênes indigènes	<i>Quercus robur/petraea</i>	62
Charmes	<i>Carpinus betulus</i>	52
Frêne	<i>Fraxinus excelsior</i>	38
Érable sycomore	<i>Acer pseudoplatanus</i>	32
Saule	<i>Salix sp.</i>	63
Bouleau	<i>Betulus pubescens / Betula pendula</i>	6
Noisetier	<i>Corylus avellana</i>	6
Érable champêtre	<i>Acer campestre</i>	3
Peuplier	<i>Populus sp.</i>	3
Sorbier	<i>Sorbus aucuparia</i>	3
Chêne rouge	<i>Quercus rubra</i>	2
Prunellier	<i>Prunus spinosa</i>	2
Aulne blanc	<i>Alnus incana</i>	1
Érable plane	<i>Acer platanoides</i>	1
Marronnier	<i>Aesculus hippocastanum</i>	1
Orme	<i>Ulmus sp.</i>	1
Pommier	<i>Malus sp.</i>	1
Tilleul	<i>Tilia sp.</i>	1
Autres feuillus	/	14
<b>TOTAL</b>		<b>599</b>

## 2.3 Données cartographiques utilisées

La télédétection est un domaine aux multiples applications. Elle permet d'apporter des informations sur une portion de territoire grâce aux ondes électromagnétiques, émises ou réfléchies, par les objets situés à la surface terrestre. Ces ondes sont enregistrées à un moment donné grâce à différents capteurs supportés par des plateformes généralement aériennes ou satellitaires (Bonnet et al., 2011). Deux types de données ont été exploités ici : les ortho-images et les données produites par un LiDAR aérien.

### 2.3.1 Les orthophotos

Les ortho-images, ou orthophotos proviennent de l'enregistrement d'images aériennes prises à quelques trois ou quatre mille mètres d'altitude. Il s'agit d'un produit qualifié de "passif" puisque les capteurs enregistrent l'émission ou la réflexion du rayonnement dit naturel des objets, provoqué par l'éclairement

<sup>3</sup> Il est possible que d'autres espèce soient représentées dans ce groupe avec l'ajout d'individus réalisés par photo-interprétation comme le douglas *Pseudotsuga menziesii*

du soleil. Le préfixe “ortho” apporte un complément d’information pour expliquer la correction apportée aux images brutes au sein desquelles les déformations provoquées par l’angle de prise de vue et le relief sont rectifiées (Bonnet et al., 2011).

Deux mosaïques d’orthophotos multispectrales ont été utilisées dans ce travail. Nous avons donc bénéficié d’une part des tuiles orthos de 2016 et d’autre part des tuiles orthos de 2018. Les premières ont été générées grâce au survol de la Wallonie en fin de saison végétative, entre septembre et octobre 2016. Pour les images de 2018, le survol s’est effectué en juillet sur une fenêtre temporelle très réduite de quelques jours. Les deux jeux de données offrent une résolution spatiale de 25 cm et contiennent l’empilement de quatre bandes spectrales : le rouge, le vert, le bleu et l’infrarouge proche.

### **2.3.2 Les données LiDAR**

LiDAR est l’acronyme communément utilisé pour désigner en anglais « Light (ou Laser imaging) detection and ranging ». Comme évoqué plus haut dans le document, il s’agit d’une technologie utilisée notamment en observation de la surface de la Terre, pour offrir une information en 3D d’une grande qualité. Cette méthode d’acquisition de données offre ainsi une multitude d’applications dans différents domaines scientifiques. Il s’agit aussi de dispositifs aériens survolant les zones d’intérêt à une altitude cette fois plus faible, comprise habituellement entre 200 et 1000 mètres (Baltsavias, 1999). Contrairement aux instruments qui capturent des ortho-images, on qualifie cet outil comme “actif”. Ces systèmes émettent en effet une impulsion lumineuse qui sera réfléchiée par les objets qu’elle rencontrera sur sa trajectoire. Un capteur enregistre alors ses différents échos et peut reconstituer un nuage de points en trois dimensions selon les distances des retours qu’il a rassemblées. Il couple en effet cette information avec la direction du faisceau lumineux et sa position GPS pour reconstituer les coordonnées planimétriques “X” et “Y” et altimétrique “Z” de chaque point d’impact (Zhang et al., 2003; Bonnet et al., 2013). Enfin, en plus de cette information spatiale, certains dispositifs saisissent aussi une mesure de l’intensité des retours qui vient compléter le jeu de données. Cette dernière permet de quantifier la réflectance des échos et apporte ainsi une information spectrale supplémentaire (Bonnet et al., 2013).

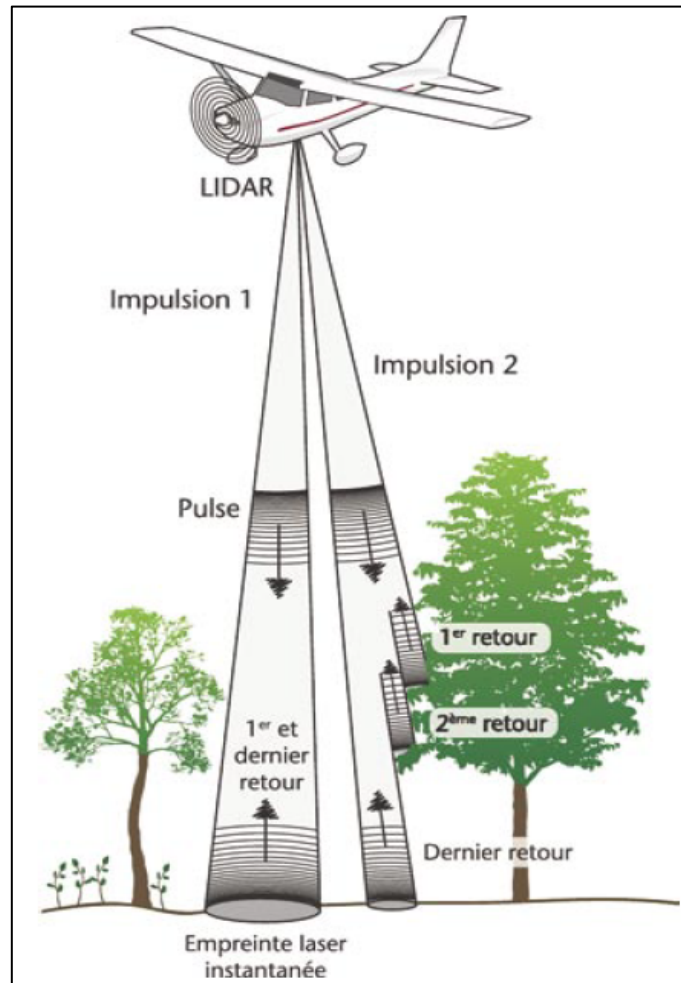


Figure 5: Illustration schématisant le fonctionnement de la technologie LiDAR. Issu de : Bonnet et al., 2013.

Dans le cadre de ce travail de fin d'études, nous avons pu utiliser un jeu de données LiDAR d'une grande qualité. En effet, nous avons pu bénéficier des produits issus d'un survol de la Semois à bord duquel était embarqué un capteur très sophistiqué : le lidar Titan DualWave. Cet instrument, développé par la société Teledyne Optech (Canada), produit des nuages de points LiDAR particulièrement denses. Mais son originalité réside surtout dans les deux longueurs d'onde utilisées. C'est-à-dire qu'il émet des ondes à 1064 nm qui sont absorbées par l'eau et d'autres ondes à 532 nm qui elles, pénètrent bel et bien dans l'eau. Ces deux canaux d'émission, émis par des lasers distincts pouvant être utilisés séparément, en font un instrument de mesure topo-bathymétrique de premier choix encore très peu utilisé dans le domaine fluvial (GEOFIT Expert, 2018). Le nuage de points utilisé dans ce travail possède une précision théorique inférieure à cinq centimètres pour le canal infrarouge (1064nm), tant verticalement qu'horizontalement. Cette précision est similaire pour le canal vert (532 nm) en horizontal. Sa précision verticale est d'environ vingt centimètres. Toutes ces précisions correspondent à une altitude de vol de 400m. Les données utilisées ont été discrétisées en quatre retours maximum par impulsion. Par ailleurs, tout comme Budei et al., (2018b) qui ont aussi utilisé des données LiDAR multispectrales pour une classification d'essence forestière, les intensités ont été calibrées suivant la méthode utilisée par Korpela et al. (2010). Enfin, les points des deux nuages produits par le canal infrarouge et le canal vert ont ensuite été fusionnés pour donner un nuage de points plus dense. La densité moyenne pour l'ensemble de la zone d'acquisition et pour tous les types de points confondus est de 56 points par mètre carré pour

le canal topographique et 48 points par mètre carré pour le canal bathymétrique. On comprend donc par là que le nuage de points employé est remarquablement riche.

L'ensemble de ces données ont été acquises en 2018 par la société Geofit Expert dans le cadre d'une collaboration avec l'université de Rennes. Elles ont ensuite été mises à disposition de l'unité forestière de la faculté de Gembloux Agro Bio-Tech via une autre collaboration avec la DCENN, service public en charge des cours d'eau non navigables pour la Région wallonne.

## **3 Méthode**

### **3.1 Introduction et choix de la méthode**

L'objectif général est de produire une carte de la distribution des espèces ligneuses le long du cours d'eau étudié. Puisque la nature des classes ciblées est connue a priori, ici des essences ligneuses, il s'agira donc d'une opération de classification supervisée.

D'une manière générale, pour pouvoir lancer un modèle de classification sur un jeu de données, il est nécessaire de l'entraîner au préalable sur base de données de référence. Ces données permettent à la fois de fournir l'information à retenir pour distinguer les classes entre elles et aussi vérifier la validité de cette classification en amont.

Pour réaliser cette opération, il est important de déjà définir la nature des objets qui seront classés. On oppose généralement deux approches: la méthode de classification par pixel et l'approche orientée sur les objets OBIA. Dans ce travail, l'approche OBIA a été préférée. Cette méthode consiste à regrouper des pixels similaires pour former des objets. Son intérêt a été démontré dans de nombreuses analyses d'images et dans des domaines d'analyses spatiales plus particulièrement, pour des milieux riverains notamment (Blaschke et al., 2014; Strasser et al., 2015). Elle présente des avantages considérables par rapport à une approche par pixel lorsque la résolution spatiale des images utilisées est d'une très fine précision, surtout lorsque celle-ci est inférieure à la taille des objets de classification (Blaschke, 2010). En effet, avec des pixels d'une résolution spatiale submétrique, le niveau de détail est tel que la signature spectrale du produit qui en résulte est d'autant plus hétérogène, surtout dans un contexte forestier (Bonnet et al., 2011). Il est alors difficile pour des opérations de classification de trier cette information pixellisée correctement. Il convient donc de l'agréger.

Pour illustrer cela, un rapide exemple lié à la présente étude permet de comprendre ce phénomène. Comme l'expliquent Bonnet et al. (2011), quatre pixels voisins situés au centre d'un arbre peuvent correspondre à des éléments complètement différents. L'un de ces pixels pourrait par exemple représenter une partie de la canopée éclairée et un autre une branche basse cachée dans l'ombre, voire même une partie du sol. En les regroupant, on résume quelque part la structure de l'arbre et ses caractéristiques intrinsèques qu'il sera possible de retrouver chez un individu de la même classe. On essaye ainsi de rassembler, sur base de critère d'homogénéité spatiale et spectrale, des pixels voisins, spécifiques à chacune des classes des objets que l'on souhaite séparer. Distinguer individuellement ces pixels amènerait davantage de confusion au modèle lorsqu'il tentera d'affecter une classe à un pixel qui appartient en réalité à un objet d'une tout autre nature. Cette méprise serait encore plus prononcée dans

un contexte riverain. En effet, les couronnes des arbres sont plus ouvertes et les morphologies plus variables que dans des massifs forestiers dont la canopée est généralement plus fermée. De plus, contrairement à un milieu forestier plus homogène, la végétation ligneuse des espaces riverains est fragmentée à travers des éléments justement de nature très variées. Les routes, l'eau ou encore les bâtiments sont tout autant d'éléments du paysage riverain qui se mélangent à la végétation et complexifient les images de la canopée vue du ciel.

Créer une carte en suivant une procédure de classification supervisée basée sur des objets de référence demande une planification des différentes étapes réfléchie et rigoureuse. Bien orchestrer ces étapes permet d'optimiser le calcul des résultats et de diminuer les temps de traitement. Les prochains chapitres visent donc à expliquer dans l'ordre ces manipulations. La construction du masque ligneux sera expliquée dans un premier temps. Elle sera suivie de la segmentation des images. Ensuite, le calcul des différentes métriques pour les objets de référence sera présenté. Enfin, la description de l'entraînement du modèle sera clôturée par la sélection des variables et le choix du modèle retenu. Un dernier chapitre s'attardera finalement sur la montée en échelle et la production de la carte.

Il est important de noter ici que la procédure proposée est celle qui a été retenue en définitive. Différentes approches sont effectivement possibles pour converger vers des résultats similaires. Les applications disponibles et les réglages sont très nombreux, tout comme les ressources et les méthodes envisageables. Celle qui sera présentée dans les chapitres qui suivent est l'aboutissement de nombreux essais et d'échanges qu'il n'a pas été jugé pertinent de présenter explicitement dans cette partie. Ils permettront néanmoins d'enrichir les pistes d'amélioration dans la discussion des résultats.

L'ensemble des données a été traité grâce à trois logiciels OpenSource : la version 3.4.7-Madeira de QGIS, la boîte à outils Orfeo Toolbox (OTB) et la version 1.2.5019 de RStudio (Maschler et al., 2018) ([R] Development Core Team, 2011). Une partie des résultats ont aussi été traités sur Microsoft® Excel, version 16.16.24.

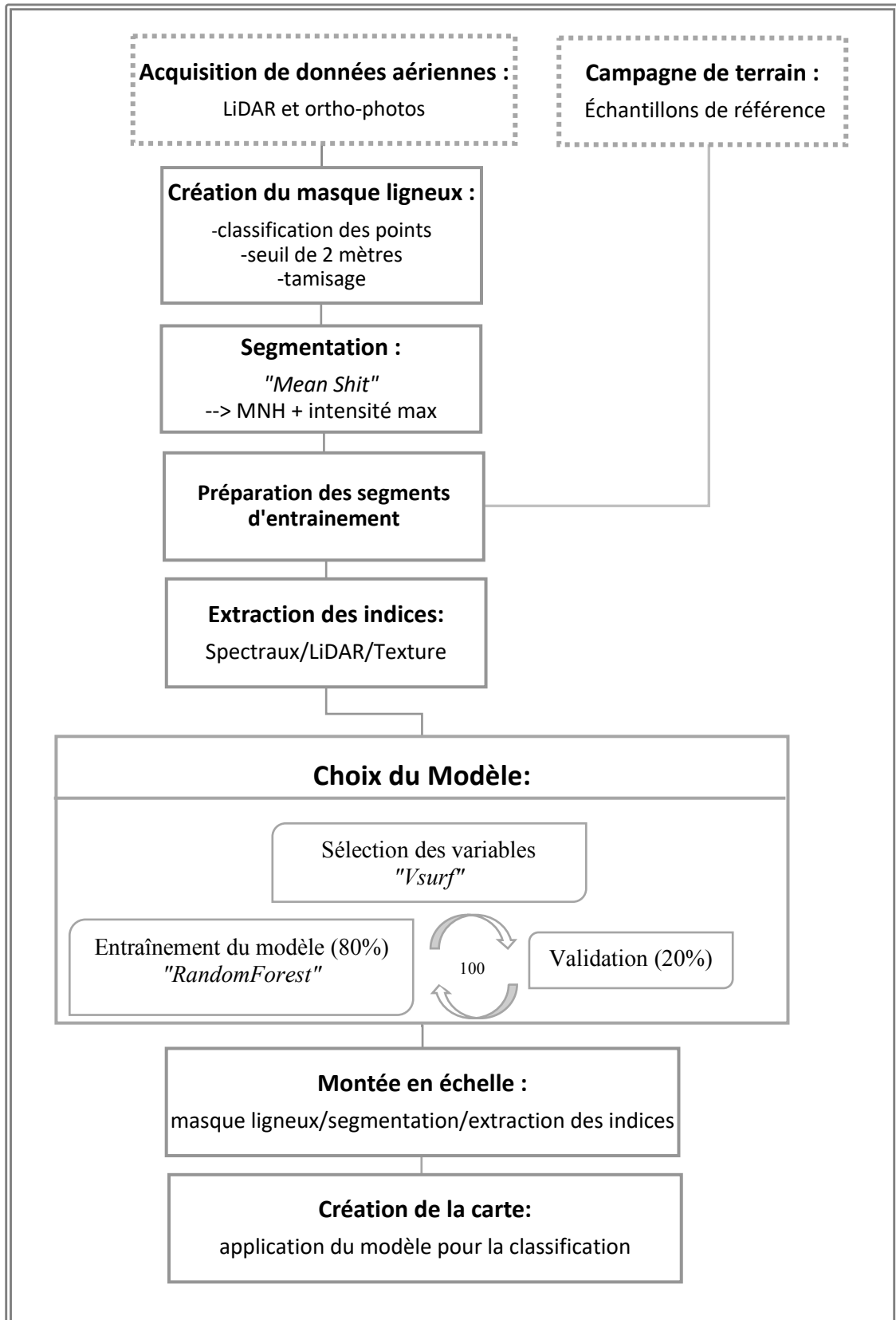


Figure 6 : Global workflow



## 3.2 Création d'un masque ligneux

Pour gagner en précision et réduire considérablement le temps de traitement, construire un masque ligneux sur les différentes tuiles traitées peut s'avérer être une opération judicieuse avant même d'entraîner le modèle. Il s'agit d'une opération à l'évidence nécessaire au moment de lancer la classification sur l'ensemble de la zone étudiée pour ne retenir que les arbres. Différentes méthodes peuvent s'utiliser pour classer la couverture du sol et ne retenir que la végétation ligneuse. Ici, il a été possible d'utiliser une classification du nuage de points LIDAR multi spectral déjà réalisée par la société qui a réalisé l'acquisition donnée, Geofit Expert. De manière succincte, cette classification s'est construite en deux étapes. Une première classification automatique a été réalisée sous TerraScan, qui est l'application principale du logiciel de traitement de points LiDAR, TerraSolid. Cette classification a permis d'affecter une classe de couverture de sol pour la majorité des points. Elle a réussi à distinguer, grâce à une succession d'algorithmes filtrant le nuage de points par des itérations aux paramètres de plus en plus fins, le sol du sursol, puis les bâtiments de la végétation, etc. La firme a ensuite nettoyé la classification obtenue manuellement. Cette classification a été conservée dans les attributs du nuage de points utilisés dont ont été filtrés directement les points de végétation. Un simple seuil de hauteur de deux mètres, appliqué directement sur le produit de la classification, a permis d'éviter les confusions avec de la végétation herbeuse de grande taille, abondante aux endroits où se développent des mégaphorbiaies par exemple. Le résultat obtenu est tout à fait satisfaisant pour concentrer le traitement sur la végétation ligneuse de la zone. Pour parfaire ce masque, un tamisage a finalement permis de filtrer les derniers groupes de pixels isolés.

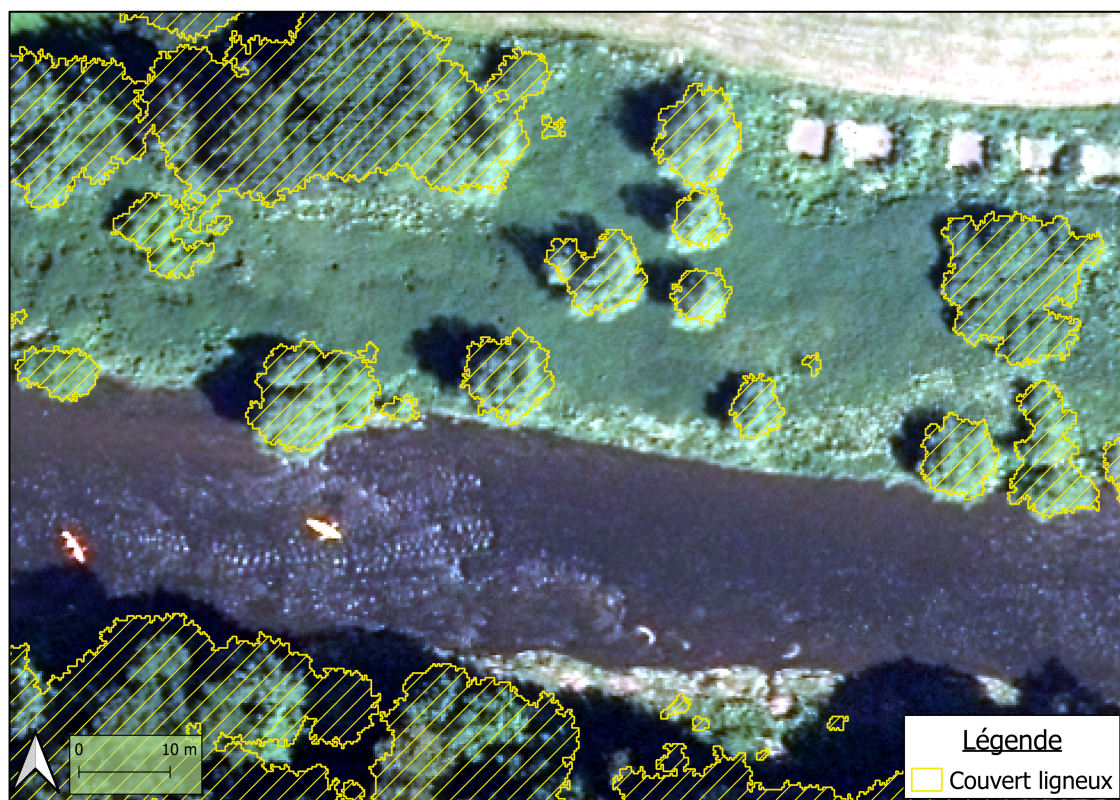


Figure 7: illustration du masque ligneux.

### 3.3 Segmentation

La segmentation est une étape déterminante pour la qualité de la classification. Comme évoqué plus haut, nous avons opté pour l'approche OBIA. Pour créer les objets, il faut fragmenter les images d'intérêt en segments distincts. Ces segments regroupent donc des pixels qui partagent des informations similaires, différentes des pixels circonscrits par les segments voisins. Un algorithme fréquemment employé pour cette opération est le « Mean Shift ». Il s'agit d'une méthode non paramétrique qui vise à localiser les maxima des fonctions de densité de probabilité pour les variables impliquées (Cheng, 1995). Il s'emploie dans beaucoup de domaines et notamment dans la segmentation d'arbres en forêt (Maschler et al., 2018). Cet algorithme permet de segmenter une image à partir de l'information issue de plusieurs bandes. Ici, nous avons utilisé l'empilement de deux couches rasters de 25 cm de résolution : un modèle numérique de canopée et l'intensité maximale des premiers retours, tous deux produits grâce au nuage de points LiDAR<sup>4</sup>. Les valeurs des deux bandes ont été rééchelonnées pour pouvoir équilibrer leur poids dans le traitement. Comme le montre Antonarakis et al. (2008), l'emploi de ces deux couches permet d'apporter une information spatiale en 3D grâce à la hauteur et aussi une information spectrale par l'intensité. L'optimisation des paramètres de calcul est un mélange subtil qu'il convient d'améliorer par essai-erreur. Dans notre exercice, nous n'avons pas pour ambition de délimiter parfaitement le houppier de chaque individu. C'est d'ailleurs un objectif de recherche à part entière qui stimule déjà de nombreux scientifiques (Fassnacht et al., 2016). Ici, l'idée était de volontairement sursegmenter, c'est-à-dire obtenir des segments de taille inférieure à celle d'un houppier, sans pour autant former des segments de taille trop proche du pixel et de perdre dès lors l'intérêt d'une approche par objet. Cette technique a porté ses fruits dans le travail de Michez et al (2016) qui ont travaillé dans un contexte similaire.

Nous avons utilisé l'outil de segmentation mis à disposition par la boîte à outils de traitement Orfeo Toolbox (OTB). Pour l'algorithme Mean Shift, trois paramètres principaux sont à considérer : le "spatial radius", qui définit la fenêtre de pixels voisins employée pour les calculs, le "range radius" qui lui délimite l'intervalle des valeurs que le modèle peut accepter pour regrouper des pixels voisins ensemble et le "min.region.size" qui lui, fixe la taille minimale des objets à générer. La fenêtre de recherche calcule pour chaque point la moyenne des pixels qui l'entourent. Elle se déplace après chaque calcul vers le pixel qui se rapproche de la moyenne calculée et répète cette opération jusqu'à ne plus bouger de manière significative. Les pixels dont la fenêtre de calcul s'est dirigée vers la moyenne et dont la valeur respecte le seuil fixé par le range radius sont alors groupés ensemble (Maschler et al., 2018). Les paramètres utilisés pour notre segmentation ont été les suivants (en pixels) :

- Kspatial/spatial radius : 20
- Krange/range radius : 5
- Min.region.size : 64

Pour le dernier, comme la taille des pixels employée est de 25 centimètres de côté, il faut comprendre que la surface minimale des objets créés est d'une superficie supérieure ou égale à quatre mètres carrés.

---

<sup>4</sup> Ici, tant l'intensité des points issus du nuage de points dérivés des impulsions du laser infrarouge que celle du nuage de points dérivé des impulsions du canal vert ont été utilisées.

Pour obtenir une classification non biaisée, les segments d'entraînement (utilisés pour calibrer le modèle de classification) doivent ressembler aux segments qui seront classés lors de la montée en échelle sur l'ensemble de la zone. Ici, afin d'obtenir ces objets d'entraînement et accélérer les traitements, une première segmentation s'est concentrée sur des tuiles réduites aux alentours des parcelles inventoriées sur le terrain. Une fois terminée, il a été possible d'extraire les segments d'entraînement.

Il est ensuite nécessaire de lier l'information acquise sur le terrain à ces segments d'entraînement. Rappelons-le, les opérateurs de terrain avaient enregistré le diamètre du houppier de chacun des arbres qu'ils avaient inventoriés. Grâce à ceux-ci, il a été possible de matérialiser le houppier de chaque individu par un disque qui se voulait assez conservateur. C'est-à-dire que l'aire dessinée par ce disque englobait une partie de la couronne propre à cet arbre et ne se mélangeait pas à ses voisins. Les segments d'entraînement illustrent les variations de la canopée et sont généralement plus petits que les houppiers délimités à la main. Il a donc fallu déterminer un seuil pour reconnaître l'appartenance des segments dont au moins une partie était comprise dans les disques des individus échantillonnés. Trois critères suffisent indépendamment les uns des autres pour effectivement attribuer l'identifiant de l'arbre en question aux segments :

1. Le segment est entièrement compris dans les limites du disque
2. Au moins un tiers de la surface du segment est compris dans le disque
3. Au moins un tiers de la surface du disque est occupé par une partie du segment

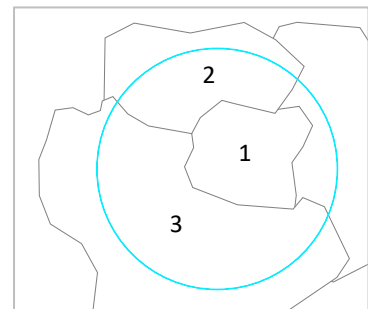


Figure 8: Identification des segments de référence sur base du diamètre des couronnes inventoriées.

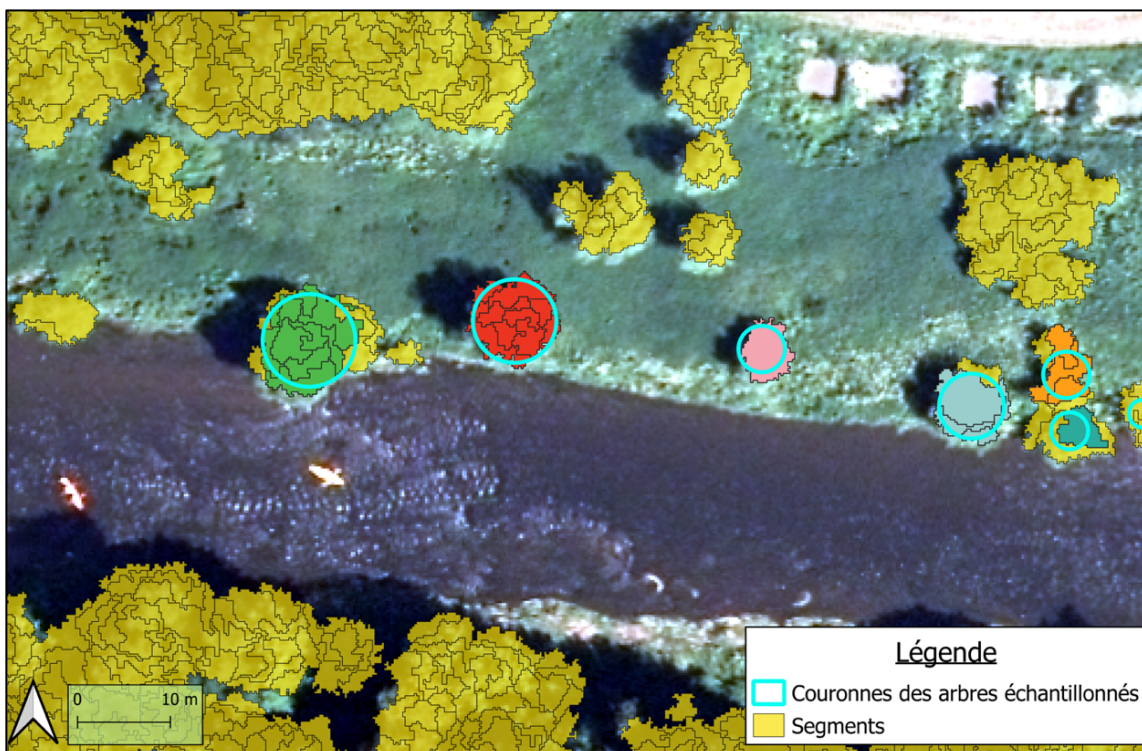


Figure 9 : Illustration du résultat de la segmentation. Les segments de référence retenus pour l'entraînement du modèle sont affichés avec une unique couleur par houppier échantillonné sur le terrain.

Au total, la segmentation a permis de distinguer pas moins de 2272 segments au départ de 599 tiges inventoriées.

### **3.4 Extraction des indices**

Dans le cadre d'une classification automatisée, il est intéressant de multiplier les indices calculés pour les objets d'entraînement. Il est en effet assez intuitif de comprendre que plus nombreuses sont les variables, plus nombreuses seront également les possibilités pour pouvoir distinguer différents groupes, et pourquoi pas, les différentes espèces. Nous disposons ici de deux types de données desquels il est possible d'extraire des indices. Les chapitres qui suivent présentent successivement les calculs pour extraire les indices dérivés directement des images orthophotos multispectrales et du nuage de points LiDAR. Enfin, cette partie sera complétée par des indices d'une nature, différente, relative cette fois à la texture.

#### **3.4.1 Indices spectraux**

Pour les indices spectraux, rappelons ici que deux jeux de données étaient disponibles, les orthophotos de 2016 et de 2018, tous deux constitués de l'empilement de quatre bandes spectrales. Une batterie d'indices a pu être calculée au moyen de différentes fonctions. La fonction « RadiometricIndices » de la boîte à outils OTB a été utilisée pour calculer les premiers indices. Cet outil permet de combiner les différentes bandes pour construire des indices spectraux prédéfinis, fréquemment utilisés dans le domaine de l'analyse d'image spatiale. Outre ces premiers résultats, d'autres indices ont été créés pour ce projet inspiré par le travail de Michez et al. (2016). La fonction BandMathX de la librairie OTB, permet aussi de réaliser différentes opérations arithmétiques sur les bandes spectrales employées. Au total, 34 indices spectraux différents ont été calculés pour chaque jeu de données sur chacun des segments. La médiane a été préférée à la moyenne pour sa robustesse face aux valeurs aberrantes (« outliers ») lors de l'agrégation des valeurs par segments. Cette stratégie sera d'ailleurs répétée pour le calcul d'indices dérivés d'autres données.

#### **3.4.2 Indices calculés directement à partir du nuage de points LiDAR**

Les données LiDAR ont principalement été extraites à l'aide du package “lidR” qui permet de travailler directement sur le nuage de points (Roussel et al., 2020). Une multitude d'indices différents ont donc été calculés sur le nuage de points afin d'exploiter la panoplie d'information enregistrée dans chaque point. Pour rappel, nous avons travaillé sur un nuage de points très dense issu de la fusion entre des deux nuages de points distincts construits grâce aux échos des impulsions émises par le canal vert et le canal infrarouge respectivement. La fonction « tree\_metrics » de ce package permet d'extraire différentes variables par segment selon des opérations mathématiques composées par l'utilisateur. Cela a permis d'étudier différents types d'information comme le nombre de retours par impulsion, l'intensité des points ou encore la hauteur par rapport au sol. Par ailleurs, la fonction « stdmetrics » du même package, qui calcule différents paramètres prédéfinis, a permis d'enrichir cette liste d'indices extraits des données LiDAR. Elle a été appliquée une première fois sur l'ensemble du nuage de point, puis répétée pour les premiers retours uniquement.

164 indices ont été ainsi calculés. Une partie des indices permettent donc de connaître, entre autres, la pénétration du signal et d'approcher les caractéristiques tridimensionnelles des individus étudiés. Ceux-

ci sont le fruit d'opération sur les attributs provenant directement du nuage de points qui concernent la hauteur et le nombre de retours par impulsion. Une autre partie des attributs permettent cette fois de renseigner une information spectrale avec l'intensité calibrée. Suivant les travaux de Laslier et al., (2019), les deux canaux d'intensité ont d'ailleurs été employés pour créer de nouveaux attributs. Cette approche est peu commune puisque la plupart des LiDAR n'utilisent qu'un unique canal d'émission. Les applications utilisées notamment ici ne sont donc pas conçues originellement pour combiner ce genre de données.

### 3.4.3 Indices texturaux

Un troisième type d'indices vient s'ajouter à la panoplie d'indices déjà calculés : les indices de texture. Deux couches cartographiques ont été utilisées pour calculer ces indices. Les premiers indices de textures ont été calculés sur la moyenne des quatre bandes spectrales des ortho-images de 2016, puis sur la moyenne des bandes de 2018. L'opération a été répétée ensuite une troisième fois sur le modèle numérique de hauteur. Il a été dérivé du nuage de points avec une résolution spatiale de 25 cm. Le MNH a été généré grâce à l'algorithme "p2r". Il s'agit d'un algorithme simple d'utilisation et assez rapide. Son acronyme signifie "points-to-raster". Il permet de construire un modèle de canopée sur base du nuage de points normalisés. L'altitude de chaque point a donc été normalisée par rapport au sol, attribuant ainsi une hauteur à chaque point. L'algorithme enregistre alors sous forme de raster la hauteur maximale qu'il trouve par pixel.

Les indices de texture sont des attributs fréquemment utilisés en cartographie forestière (Laliberte et al., 2009; Stumpf et al., 2011; Michez et al., 2016). La méthode utilisée est basée sur le concept de matrice de co-occurrence de niveau de gris (GLCM) introduit par Haralick en 1973 (Haralick et al., 1973). De manière très simplifiée, il s'agit d'une méthode qui permet d'apprécier la distribution spatiale des pixels dont la valeur (l'intensité), a été échelonnée sur une échelle de gris. L'arrangement des différentes combinaisons des voisinages de pixels permet de recréer une matrice d'occurrence dont une série d'opérations statistique peut générer des indices illustrant la texture des images utilisées. Pour générer ces derniers, la fonction HaralickTextureExtraction (OTB) permet d'extraire plusieurs sets d'indices texturaux. Le set « simple » et « advanced » ont été compilés pour les trois sources de données utilisées. Les paramètres de quantification utilisés ont été gardés par défaut pour les deux jeux de données orthophotos :

- image min : 0
- image max : 255
- nbin : 8

Seul le maximum pour l'intervalle des valeurs des images d'entrée du MNH a été modifié et abaissé à 40 dans le but de maximiser les séparations. Ainsi, 17 indices différents ont été générés pour chaque jeu de données, ajoutant donc 51 nouveaux indices à la base de données des segments d'entraînements.



Tableau 2 : Synthèses des indices calculés

Classe	Données sources	Outils de traitement	Types d'indices et opérations
<b>Spectral</b>	4 bandes spectrales issues des orthophotos (2016-2018) : bleu/vert/rouge/infra-rouge proche (nir)	<u>OTB</u> : -RadiometricsIndices -BandMathX	Indices de végétation, sol, luminosité... → ratio, normalisation et moyenne entre les bandes
<b>LiDAR</b>	Nuage de points LiDAR : hauteur, nombre de retours, numéro de retour, intensité calibrée	<u>Package lidR</u> : Tree_metrics, stdmetrics	Structure verticale de la canopée, densité des strates (percentiles de hauteurs), pénétration du signal, intensité (ratio entre les 2 canaux) → statistiques descriptives
<b>Texture</b>	- Moyenne des 4 bandes spectrales - Modèle numérique de hauteur	<u>OTB</u> : HaralickTextureExtraction	<u>Énergie, entropie, corrélation, moyenne, variance...</u>

### 3.5 Sélection des variables et choix du modèle

#### 3.5.1 Algorithme utilisé

Bien qu'il paraisse avantageux de multiplier les indices et leur nature pour pouvoir améliorer la classification, un jeu de données conséquent et une multitude de variables n'offrent cependant pas toujours les meilleures performances. De nombreuses variables sont redondantes et peuvent être éliminées sans perte de précision. De plus, l'utilisation d'un nombre très important de variables augmente les risques de surcalibration. Il est donc recommandé de sélectionner les variables les plus pertinentes pour améliorer la précision des résultats, faciliter leur interprétation, mais aussi pour accélérer le temps de traitement. Dans cette réflexion, une approche non paramétrique sera préférée aux procédures de discrimination par exemple linéaires. Indépendante de toutes hypothèses sur les populations échantillonnées, la méthode de sélection VSURF fait partie des procédures de choix pour ce type d'exercice (Genuer et al., 2015).

VSURF est l'acronyme anglais qui signifie : "Variable selection using random forests". Random Forest, ou forêt aléatoire en français, est une méthode basée sur les arbres de décisions non paramétriques. Cette technique d'apprentissage automatique (Machine learning) est apparue comme une révolution pour les opérations de classification au début des années 2000 (Breiman, 2001; Liaw et al., 2001). Aussi appelée bootstrap CART pour définir l'agrégation multiple d'arbres de classification ou de régression, cette technique a déjà été utilisée à maintes reprises dans des projets de classification d'habitats naturels, et

notamment pour la classification d'espèces d'arbres dans des contextes riverains (Hayes et al., 2014; Belgiu et al., 2016; Michez et al., 2016). Elle sera utilisée ici tant pour la sélection de variables et sa validation que pour lancer le modèle de prédiction.

Il est désormais possible d'utiliser une procédure VSURF grâce un package disponible dans Rstudio. Cette sélection se structure en trois étapes, basées sur l'importance relative de chaque variable au sein de forêts aléatoires (Genuer et al 2015). La première étape classe les variables selon leur ordre d'importance calculée grâce aux erreurs "out-of-bag" (erreur OOB). Elle élimine ensuite une partie des variables les moins pertinentes selon un seuil d'importance. La seconde étape, l'étape intermédiaire, réalise une deuxième sélection pour ne retenir que les variables hautement liées à la variable de réponse du modèle, peu importe la redondance qui peut exister, entre elles. Enfin, la troisième et dernière étape, l'étape de prédiction, construit un set composé d'un nombre plus réduit de variables non redondantes garantissant tout de même une très bonne précision pour les prédictions. Pour définir ce set, différents modèles RandomForest impliquent et testent progressivement les variables retenues pour l'interprétation. Ils gardent celles qui font varier significativement l'erreur OOB. Le dernier de ces modèles offre alors le sous-groupe de variables à retenir.

La significativité de la procédure VSURF peut ainsi être évaluée grâce à la OOB error du dernier modèle retenu. À la suite d'une VSURF, il est également possible d'analyser la matrice de confusion, et visualiser l'importance de chaque variable au sein du modèle allégé grâce à un classement selon deux indicateurs. La "mean decrease accuracy" explique la perte globale de précision engendrée par le retrait d'une variable donnée dans le modèle. L'indice de Gini qualifie lui l'impureté, c'est-à-dire la probabilité qu'ont les observations d'être classés dans un mauvais groupe. La "mean decrease Gini" montre l'importance de chaque variable pour séparer les classes de manière pure. Plus il est élevé, plus il indique que la variable concernée améliore la performance du modèle.

### **3.5.2 Choix du modèle et validation**

Garantir une sélection de variables pertinente et retenir un modèle final n'est pas une mince affaire. Plusieurs paramètres doivent être attentivement pensés pour optimiser la sélection avec le jeu d'entraînement disponible.

Dans le cas d'une classification d'essences forestières, il serait évidemment idéal de pouvoir isoler chaque espèce présente dans la zone étudiée. Ce n'est pourtant pas toujours réalisable, car les données de référence peinent même parfois à alimenter suffisamment les modèles d'entraînement pour les rendre significatifs. Ainsi, les essences rencontrées en nombre peu important ont été regroupées. De multiples tentatives ont été réalisées et le schéma offrant le meilleur compromis entre la précision et le nombre d'espèces distinguées a été retenu. Une attention particulière a été portée à la distinction du saule et de l'aulne, deux essences typiquement riveraines (voir 8.3).

Les modèles de classification qui utilisent des arbres de décision sont très sensibles aux jeux de données dont les effectifs sont inégaux. Ils favorisent les classes les mieux représentées et montrent des performances peu fiables. Il est dès lors impératif d'équilibrer les classes avant de lancer l'analyse. Cette remarque est importante puisqu'elle permet de déterminer quelles sont les classes qu'il est envisageable de séparer avec le jeu de données disponibles. Ici, un effort considérable a été fait pour maximiser le

nombre de classes tout en gardant une validation significative. Pour équilibrer les classes, plusieurs alternatives sont possibles. Nous avons délibérément répété des individus pour augmenter les effectifs de certaines classes. Cette astuce n'ajoute guère de variabilité pour les classes concernées, mais permet d'augmenter celle des autres puisqu'un nombre plus important d'individus sont pris en compte.

Outre la volonté de respecter cet équilibre, il était souhaité de pouvoir vérifier le modèle sur des données de validation indépendantes. Séparer le jeu de données en un set d'entraînement et de validation est d'ailleurs assez commun dans ce genre d'étude (Fassnacht et al., 2016). Il s'agit d'une validation dite croisée. Une portion des individus devait donc être mise de côté en amont. 20% des individus de chaque classe ont été mis de côté de façon aléatoire. Afin d'être complètement indépendante, cette sélection a été réalisée sur les arbres et non sur les segments afin d'éviter d'utiliser des segments d'entraînement et de validation extrêmement corrélés spatialement puisqu'issus du même individu.

Une fois les classes définies, les objets d'entraînement désignés et les attributs calculés, il ne restait plus qu'à lancer la sélection de variables. Les paramètres utilisés dans la Vsurf ont été fixés à la manière de Bolyn et al. (2018) :

- ntree = 1000
- nfor.thres = 20
- nfor.interp = 20
- nfor.pred = 20
- nmj = 1

Pour connaître la qualité d'un modèle, un test de validation peut être réalisé en générant des prédictions sur les segments qui n'ont pas été utilisés pour l'entraînement au moyen d'un modèle Random Forest qui utilise les variables sélectionnées par la VSURF. La précision du modèle est ensuite donnée par une précision globale, ainsi une précision d'utilisateur et de producteur pour chaque classe. La même procédure employée pour le set d'entraînement a été utilisée pour rééquilibrer les effectifs du jeu de données de validation afin de rassembler l'information dans une matrice de confusion globale cohérente.

La production d'une carte illustrant la distribution des essences ligneuses avec des outils de télédétection est un réel défi tant il existe une grande variabilité naturelle entre les ports des arbres au sein même des espèces. Et ce, d'autant plus dans un contexte riverain où les conditions de croissance des individus peuvent être fort différentes et où les massifs sont souvent très diversifiés en termes de composition et de structure. La plasticité phénotypique des individus dans une population et entre populations d'une même espèce peut-être considérable. Pour pouvoir entraîner un modèle qui permet de réaliser une classification aux performances satisfaisantes, mais surtout fiables, il est indispensable de capter cette variabilité en amont de la procédure. Le producteur doit donc apporter une attention particulière au jeu de données qu'il utilise. Il faut en effet qu'il dispose de suffisamment d'individus de chaque classe pour pouvoir entraîner le modèle à reconnaître les différences qui existent entre les espèces, mais aussi au sein des espèces. Avec des jeux de données réduits, différents résultats peuvent apparaître d'un essai à l'autre. Cette problématique liée aux données de références est un classique dans le domaine de la classification d'espèces avec des outils de télédétection. Pour critiquer correctement les précisions



obtenues et choisir un modèle cohérent, nous avons décidé de lancer un processus itératif répétant une centaine de fois la classification avec des jeux de données d'entraînement et de validation piochées aléatoirement. À chaque itération, chaque individu peut-être sélectionné à nouveau pour faire partie du jeu de données d'entraînement ou de validation et un nouveau modèle est testé. Cette méthode de rééchantillonnage appelée « bootstrap resampling » est une des stratégies de validation robuste les plus utilisées pour apprécier les précisions globales des modèles (Kuhn et al., 2013; Fassnacht et al., 2016). Une matrice de confusion moyenne est ensuite produite pour synthétiser les différentes répétitions. Grâce à elle, il a est possible de choisir un modèle aux performances proches des valeurs moyennes. De plus, elle permet de critiquer les précisions obtenues pour la carte produite en jugeant l'incertitude liée au biais et au surapprentissage des précisions obtenues.

### **3.6 Montée en échelle et production de la carte**

Pour appliquer le modèle de classification des espèces à l'ensemble de la zone, il faut d'abord délimiter l'emprise de la future carte. Les placettes d'échantillonnage sont réparties sur une large zone qui, on le rappelle, s'étend de Vresse-Sur-Semois jusque Florenville. Il aurait été tout à fait envisageable de couvrir cette surface. Cependant, comme on le verra dans la deuxième partie, la production de cette carte a pour objectif d'offrir un outil cartographique illustrant la distribution en termes de structure et de composition des essences ligneuses sur une zone où les emprises spatiales d'évènements hydrologiques sont aussi représentées. Pour cette opération, un modèle hydraulique a été utilisé ( Voir 8.1). Ce dernier, fourni par le prestataire HydroScan dans le cadre d'une collaboration avec la DCENN, ne couvre que le tiers supérieur de la zone inventoriée. Ainsi, nous avons cartographié uniquement la section de la Semois recouverte par ce modèle. L'emprise complète de la zone à cartographier a été définie dans ce tiers supérieur par les limites de l'espace recouvert en eau lors de l'évènement hydrologique extrême de référence, à savoir une crue de période de retour théorique de 50 ans.

Lorsque la superficie à couvrir est désignée, il ne reste plus qu'à répéter les étapes réalisées pour l'entraînement du modèle, mais cette fois sur l'entièreté de la zone. Il faut masquer, segmenter et extraire les attributs d'importance retenus lors de l'étape de prédiction de la sélection VSURF. Ces étapes peuvent être très chronophages. Une fois terminées, il faut lancer la classification en utilisant le modèle retenu.

## 4 Résultats

### 4.1 Groupes d'essences sélectionnés

Quatre classes ont montré des performances suffisantes pour pouvoir être séparées dans le modèle final tout en restant appropriées à l'objectif poursuivi qui est de pouvoir cartographier la composition spécifique des forêts riveraines longeant la Semois. Les classes du saule, de l'aulne, des résineux et du hêtre ont donc été conservées. Les multiples combinaisons réalisées avec les autres essences n'ont pas abouti à des résultats suffisamment convaincants pour justifier une quelconque distinction. Elles ont donc été regroupées dans une seule et unique classe : « Autres ». Cette dernière est composée principalement par quatre essences : le chêne, le charme, le frêne et l'érable. Elle comprend néanmoins d'autres essences en effectif beaucoup plus réduit.

Plusieurs essais de sélection de variables ont été réalisés pour converger vers un set d'attributs discriminants à peu près stable. L'étude de la matrice de confusion moyenne résumant les itérations successives des modèles Random Forest, réalisés avec la combinaison de classes retenues et la sélection définitive de variables, a permis de sélectionner un modèle proche des valeurs moyennes pour lancer la classification. Les caractéristiques de ce modèle et de la matrice de confusion moyenne sont présentées ci-après.

### 4.2 Sélection des variables

L'étape de prédiction, qui est la dernière étape effectuée par la sélection de variables VSURF, a retenu onze variables pour le modèle final sur un total de 286 au départ. Les tableaux présentés à la page suivante permettent d'apprécier l'importance relative par ordre décroissant des variables retenues grâce à la Mean Decrease Accuracy (MDA) et la Mean Decrease Gini (MDG) (Tableau 4).

Les deux sources de données sont représentées dans le set de variables finales et les trois classes d'indices sont utilisées puisqu'on y retrouve à la fois des indices spectraux, texturaux et dérivés directement du nuage de points LiDAR. Seule la hauteur maximale provient de ce nuage de points LiDAR. L'étude de la MDA et MDG indique cependant que c'est cette variable qui a le plus d'importance dans la classification. La "hauteur maximale" se distingue en effet très clairement des autres variables, dont l'importance est plus faible. Pour les autres indices spectraux et texturaux, il n'y a guère de différence notable et suffisante pour pouvoir les classer en plusieurs groupes d'importance relative.

Une rapide étude de la corrélation entre les variables avec la méthode de Pearson a également montré que les variables de textures présentent des relations assez étroites, et ce, de manière significative pour les variables "Sum of variance" et "Sum of entropy" de 2018.

Tableau 3 : Importance des variables du modèle final selon la Mean Decrease Accuracy

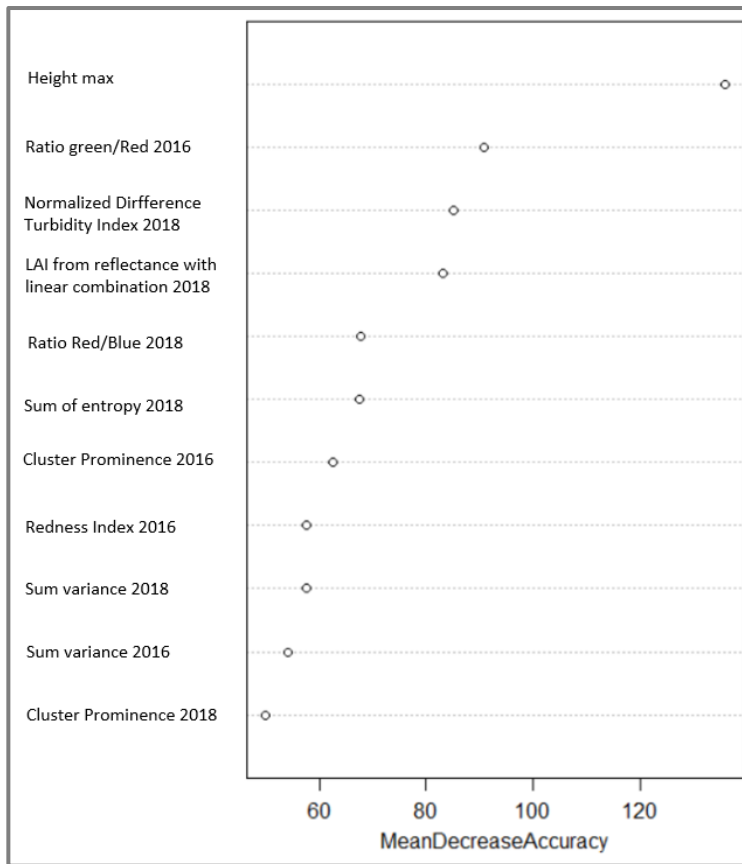
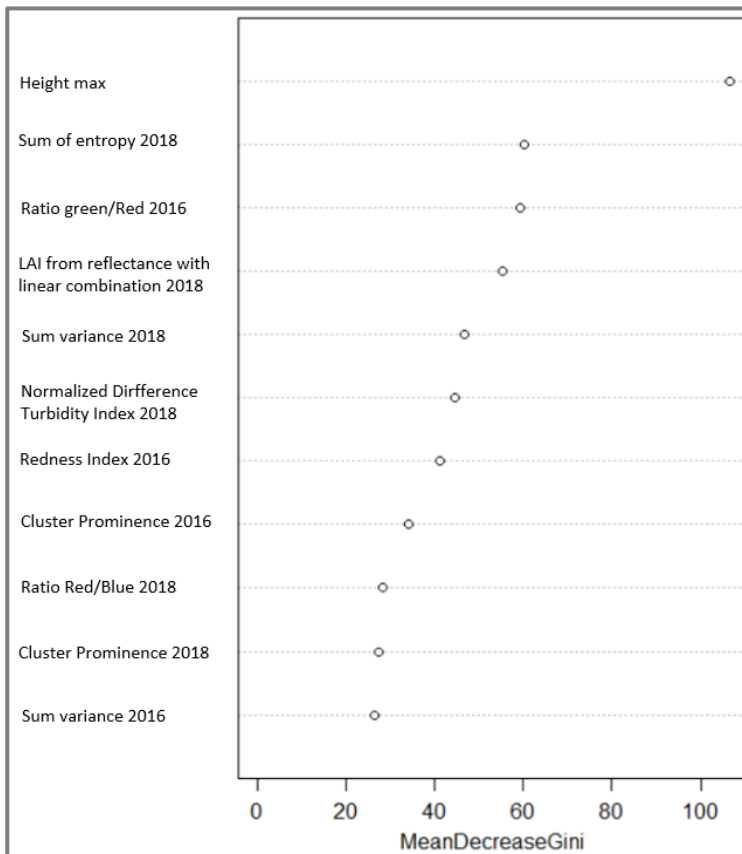


Tableau 4 : Importance des variables du modèle final selon la Mean Decrease Gini



### 4.3 Précision du modèle

La précision du modèle final utilisé pour la classification a été évaluée de manière indépendante. La précision globale s'élève à 85.9 %. Les classes "Hêtre" et "Résineux" sont les mieux séparées et offrent des précisions respectives excellentes. Les prédictions de la classe "Saules" sont aussi bien détectées, tandis que la classe "Autres" et la classe "Aulne glutineux" contrastent avec leurs précédentes, affichant une précision plus faible (Tableau 5).

Tableau 5 : Matrice de confusion du modèle final utilisé pour la production de la carte.

Les valeurs sont exprimées en nombre d'individus pour la partie centrale du tableau. Les précisions sont indiquées en pourcentage.

Prédictions Références	Aulne glutineux	Autres	Hêtres	Résineux	Saules	Précision producteur (%)
Aulne glutineux	64	18	0	0	10	69,6
Autres	24	68	0	0	0	73,9
Hêtres	0	0	92	0	0	100,0
Résineux	0	6	0	86	0	93,5
Saules	7	0	0	0	85	92,4
Précision utilisateurs (%)	67,4	73,9	100,0	100,0	89,5	<b>85,9</b>

Tableau 6 : Matrice de confusion moyenne des modèles testés.

Les valeurs sont exprimées en nombre d'individus pour la partie centrale du tableau. Les précisions sont indiquées en pourcentage. Les écarts-types sont affichés entre parenthèses aux côtés des moyennes calculées.

Prédictions Références	Aulne glutineux	Autres	Hêtres	Résineux	Saules	Précision producteur (%)
Aulne glutineux	47,3 (11,8)	22,0 (9,8)	0,3 (0,5)	0,2 (0,4)	5,5 (4,1)	62,7 (11,3)
Autres	9,6 (7,5)	59,7 (11,9)	1,4 (2,6)	3,4 (5,2)	1,2 (2,2)	79,6 (12,2)
Hêtres	0,3 (0,9)	2,0 (3,1)	72,7 (12,2)	0,3 (0,7)	0,0 (0,0)	96,5 (4,5)
Résineux	0,7 (1,2)	3,2 (4,2)	0,1 (0,4)	71,3 (12,2)	0,0 (0,0)	94,7 (5,6)
Saules	10,1 (7,9)	9,2 (10,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	56,1 (15,9)	74,4 (17,2)
Précision utilisateurs (%)	70,9 (10,6)	63,5 (9,9)	97,7 (3,0)	95,0 (6,4)	89,7 (6,7)	<b>81,6 (4,7)</b>

La matrice de confusion moyenne, qui synthétise la centaine de modèles réitérés, relativise la matrice de confusion du modèle final (Tableau 6). Il est plus judicieux de s’y attarder pour évaluer correctement la précision de la carte produite.

La précision globale des modèles s’élève en moyenne à 81,6 %. Elle modère donc la précision globale obtenue pour le modèle tout en restant assez bonne. Les valeurs des précisions pour le producteur et l’utilisateur sont similaires à celles du modèle final aussi bien pour la classe “Hêtres” que la classe “Résineux”, qui sont toujours très élevées. Cela confirme une classification efficace pour ces deux groupes. Ainsi, tant pour le producteur que l’utilisateur, les précisions de ces deux classes avoisinent les 95 %.

À la fois pour la classe “Saules”, mais aussi la classe “Aulnes glutineux”, les précisions sont par contre revues à la baisse par rapport à la MC du modèle final. Concernant les précisions du producteur<sup>5</sup>, elles sont inférieures de presque 20 pour cent et 10 pour cent, respectivement pour le saule et pour l’aulne, par rapport à la matrice de confusion du modèle final. Cela signifie que, en moyenne, 62,7 % des individus appartenant réellement à la classe “Aulnes glutineux”, et 74,4% à la classe “Saule” sont correctement prédits. Pour les aulnes, la majorité des erreurs de prédictions sont confondues par la classe “Autres”. Les saules sont eux confondus tant par des aulnes que par des essences représentées dans la classe “Autres”. En ce qui concerne la précision de l’utilisateur<sup>6</sup>, il est intéressant de remarquer que lorsqu’un saule est prédit sur la carte, il s’agit effectivement d’un saule dans 90% des cas. Pour les aulnes par contre, trois prédictions sur 10 appartiennent en réalité à d’autres essences.

Enfin, les écarts-types associés aux précisions des classes “Aulnes glutineux”, “Autres” et “Saules” sont relativement élevés comparés à ceux des deux autres classes. Ils témoignent de la variabilité qui existe entre les valeurs des précisions renseignées par les matrices de confusions des différents modèles testés et justifient l’intérêt d’avoir répété les validations sur plusieurs modèles.

D’une manière générale, la classification permet de bien distinguer les hêtres et les résineux, essences moins inféodées aux milieux riverains. Par contre, les performances pour séparer les saules et les aulnes des autres essences feuillues sont moins bonnes et les confusions, entre ces trois classes, sont importantes. Les prédictions pour le saule restent néanmoins encourageantes et montre que le modèle se trompe peu quand il les détecte.

---

<sup>5</sup> La précision du producteur renseigne sur la proportion de “faux négatifs”, c’est à dire qu’elle exprime à quel point la classification a prédit des individus dans une classe différentes que celle dont ils appartiennent réellement. Elle est calculée ici par ligne, comme le rapport entre le nombre d’individu dont la classe de référence correspond à la classe de prédiction (situé donc sur la diagonale principale) et le nombre d’individu totaux qui composent cette ligne.

<sup>6</sup> La précision de l’utilisateur explique la proportion de “faux positifs”, c’est à dire qu’elle indique comment la classification affecte une classe. Elle est calculée ici par colonne, comme le rapport entre le nombre d’individu dont la classe de référence correspond à la classe de prédiction (situé donc sur la diagonale principale) et le nombre d’individu totaux qui composent cette colonne.

## 5 Discussion

### 5.1 Les données de référence « terrain »

Pour pouvoir apprécier correctement les résultats présentés plus haut, il est important de déjà considérer que les jeux d'entraînement et de validation utilisés dans cette étude sont, d'une certaine manière, trop pauvres, notamment pour réussir à classer convenablement les groupes d'intérêts, comme le montrent les précisions pour le saule et l'aulne. Les efforts fournis pour pallier cette faiblesse ont déjà été évoqués plus haut dans la description de la méthode. Les résultats montrent qu'ils n'ont pas encore été suffisants. Les valeurs importantes des écarts-types dans la MC moyenne peuvent alors être expliquées. La taille des échantillons d'entraînement et de validation surtout, sont très réduits, avec à peine plus de 200 segments par classe pour l'entraînement et 70 pour la validation, en moyenne. Ainsi, le hasard de l'échantillonnage ne permet pas toujours de représenter la variabilité réelle retrouvée sur la zone étudiée pour entraîner correctement le modèle. Il peut aussi biaiser sa validation. En effet, une matrice de confusion ne peut pas représenter correctement sa qualité si les segments sensés valider sont complètement différents des segments d'entraînement, qui eux-mêmes ne représentent pas la variabilité de la zone. C'est particulièrement le cas pour les saules, qui sont répétés pour équilibrer les jeux de données. Sachant qu'en fine, seulement 58 saules ont pu être utilisés, il faut donc garder à l'esprit que les validations se sont faites sur les segments appartenant aux houppiers d'une douzaine d'individus seulement puisque 20% de la classe ont été consacrés pour cette opération. De plus, cette classe reprend différentes essences aux ports souvent différents. Citons par exemple le saule marsault (*Salix caprea*) et le saule blanc (*Salix alba*), qui d'ordinaire, évoluent plus vers des formes arborées à l'âge adulte, tandis que le saule à oreillettes (*Salix aurita*) sera rencontré généralement sous un aspect plus arbustif. Pour la classe « Aulne glutineux », qui a la chance d'avoir un effectif relativement plus conséquent, le problème reste important puisque cette essence a fait face déjà depuis de nombreuses années à la maladie provoquée par l'oomycète *Phytophthora alni* (Di Prinzio et al., 2013). Les différences de l'état sanitaire d'un individu à l'autre augmentent la diversité de conformations observées pour cette espèce. Malgré l'effort effectué pour rééquilibrer les classes vers les plus grands effectifs, les résultats sont remarquablement toujours très variables.

La procédure itérative de classification illustrée par la matrice de confusion moyenne permet donc de discuter la précision obtenue pour la carte produite et d'observer avec du recul la matrice de confusion du modèle utilisé. Toutefois, il faut encore être prudent avec les résultats de cette MC. Bien qu'une attention particulière ait été accordée pour valider les modèles avec des segments de houppiers indépendants, les données étaient encore une fois trop maigres pour garantir une indépendance totale de ces houppiers entre placettes. Il aurait fallu utiliser un autre jeu de données ou distinguer les jeux par placettes pour être tout à fait indépendant et éviter des problèmes d'autocorrélation spatiale. Ainsi, les résultats souffrent certainement d'une surcalibration (« overfitting ») qu'il est difficile de quantifier.

Pour la classe « autres », le problème est différent. En effet, cette dernière, dont l'effectif est cette fois considérable, n'est pas équilibrée en termes de nombre d'individus par espèce. Il y a donc une trentaine d'individus d'érables, autant de frênes, quelque 50 autres arbres pour représenter le charme et un effectif semblable pour les chênes. En plus de ceux-ci, il faut aussi rajouter tous les arbres qui représentent un

nombre important d'autres espèces, mais dont les effectifs respectifs sont encore plus réduits. Cela suppose deux conséquences majeures. D'une part, cette classe présente une telle variabilité de possibilités pour les individus des espèces qu'elle regroupe, qu'elle augmente la probabilité de pouvoir ressembler aux deux classes d'intérêts que sont les saules et l'aulne, contrairement aux résineux et aux hêtres, dont les individus sont plus caractéristiques et d'une variabilité de conformations moins élevées. Cela permettrait de comprendre pourquoi les saules et les aulnes leur sont si souvent confondus. D'autre part, du fait du hasard déjà évoqué plus haut et de certaines espèces plus représentées que d'autres dans cette classe, le set d'entraînement et celui de validation peuvent être mal distribués et l'appréciation des valeurs de précisions trompeuses avec un nombre d'individus si réduits.

Toutes ces raisons appuient l'intérêt d'enrichir le jeu de données utilisé. Cela permettrait donc de valider correctement la classification, mais aussi de pouvoir potentiellement distinguer efficacement d'autres essences d'intérêt pour un contexte riverain que sont l'érable et le frêne, par exemple. En effet, les résultats auraient été bien plus significatifs, tout comme le fruit de leur interprétation, si chaque classe eut été représentée par quelques dizaines, voire quelques centaines d'individus supplémentaires. Ici, il semblerait que doubler ou tripler le jeu de données en étoffant surtout les classes de faibles effectifs serait nécessaire pour atteindre des résultats tout à fait satisfaisants. Il faut néanmoins considérer dans ce cas la charge de travail de terrain nécessaire pour enrichir ce jeu de données.

## **5.2 La méthodologie et les données utilisées**

Malgré la retenue qu'il semble nécessaire de garder pour tirer des conclusions irréfutables sur bases des résultats de cette classification, quelques observations sur la nature des données utilisées et des variables sélectionnées peuvent être remarquées. Dans les chapitres qui suivent, différents commentaires seront également apportés pour éplucher l'influence de la méthodologie et des données employées sur les résultats obtenus.

Tout d'abord, si l'on envisage de reproduire la méthodologie proposée pour obtenir un produit cartographique semblable, le travail a pu démontrer que tant les ortho-images, que les données issues du LiDAR, peuvent apporter des informations essentielles et complémentaires. Bien entendu, cette remarque ne prend pas en compte le rapport entre la qualité et l'utilité opérationnelle de l'information avec le coût d'acquisition qui peut être bien différent d'une technologie à l'autre (Ørka et al., 2016). Mais c'est un débat qui sort du cadre de ce travail.

Ainsi, la sélection de variables a montré l'importance de la ressource multispectrale pour dériver des attributs différents grâce aux quatre bandes spectrales et ainsi séparer les classes dans le modèle de manière efficace. Les données produites par le nuage de points LiDAR se sont avérées quant à elles tout aussi indispensables pour deux raisons. Dans un premier temps, ce sont elles qui ont permis de construire un masque ligneux très précis et d'y réaliser la segmentation grâce à deux couches d'indices calculées : le MNH et le raster d'intensité maximale. Ensuite, dans un second temps, ce sont elles qui ont dirigé principalement la classification avec la variable « hauteur maximale ». Alors, on pourrait certes s'étonner de ne retrouver qu'une seule variable dérivée du jeu de données LiDAR dans la sélection finale. Cependant, il est alors important d'examiner deux hypothèses pour expliquer cela : la pertinence démontrée des variables spectrales pour distinguer des essences et le choix de la méthode de segmentation.

D'une part, il est maintenant reconnu que l'information spectrale située notamment dans l'intervalle de longueur d'onde de l'infrarouge proche et du rouge dans le visible est une des sources d'information principale qui permet de séparer efficacement des classes de végétation entre elles. Il est donc normal de retrouver un grand nombre de variables dérivées des données acquises par des capteurs passifs, les orthophotos. De plus, de nombreuses études ont montré que la combinaison d'indices spectraux et de textures offrait de meilleures précisions (Johansen et al., 2006; Mallinis et al., 2008). Par ailleurs, on a pu constater notamment que le jeu de données de 2016 et celui de 2018 ont été utilisés. Puisqu'ils illustrent respectivement deux périodes de la saison végétative différentes, ils pourraient tirer parti de certaines différences phénologiques entre les espèces et améliorer la classification. À ce sujet, différents projets de recherches ont obtenu des résultats concluants lorsqu'ils ont utilisé des séries temporelles pour classer des essences forestières (Hill et al., 2010; Michez et al., 2016). L'utilisation de plusieurs orthophotos rajoute de toute manière de la variabilité qu'il est possible d'exploiter<sup>7</sup>. Finalement, on pourrait déjà s'étonner de ne pas retrouver de variable dérivée de l'intensité du LiDAR puisqu'elle apporte aussi une information spectrale. Cependant, il faut évoquer alors le doute qui persiste sur la qualité de cette information malgré la calibration. L'atténuation des impulsions lors de la pénétration du signal dans la canopée, l'angle de l'émission et les propriétés de réflexions des objets sont trois facteurs qu'il reste encore difficile de combiner pour obtenir une information normalisée (Korpela et al., 2010; Kashani et al., 2015; Budei et al., 2018b).

D'autre part, à l'issue de la segmentation, les segments produits occupent une surface généralement bien inférieure à la couronne des arbres. Ceci pourrait expliquer en partie pourquoi on retrouve peu de variables dérivées du LiDAR dans l'ensemble de variables finales. En effet, bon nombre de caractéristiques qui peuvent être dérivées d'un nuage de points en trois dimensions sont bien plus pertinentes à l'échelle du houppier d'un arbre qu'à l'échelle de segments beaucoup plus petits. En effet, l'étude de la conformation intrinsèque des arbres entre espèces devient intéressante quand on s'attarde à l'architecture des houppiers, des branches et du feuillage de manière globale. La morphologie et la structure interne des arbres peuvent être examinées par le calcul d'attributs comme la pénétration du signal ou des percentiles de hauteurs point, qui laissent penser qu'un nombre de variables plus important dérivé du LiDAR aurait été retenu si les segments avaient été d'une taille plus importante.

D'ailleurs, il peut être intéressant de marquer ici une brève parenthèse pour évoquer les résultats intermédiaires qui avaient été obtenus avant de se focaliser sur la méthodologie présentée dans ce document. Ainsi, avant d'utiliser la VSURF sur des objets segmentés par l'algorithme « Mean Shift », une étude préliminaire avait permis d'illustrer l'importance des variables pour classer les espèces au moyen d'une analyse linéaire discriminante en utilisant directement les disques des houppiers de référence comme segments d'entraînement. Cette analyse avait permis toutefois de prévoir les tendances qui pourraient se dégager selon l'importance des variables à sélectionner pour la classification de ce jeu de données. Des variables dérivées directement de l'intensité LiDAR se sont clairement dégagées à plusieurs reprises pour expliquer la séparation des classes. Ces résultats s'accordent en l'occurrence

---

<sup>7</sup> Il faut toutefois faire attention avec celles-ci puisque nous avons aussi envisagé d'utiliser des données encore plus anciennes pour ce travail, datant de 2012. Après une rapide observation, il s'était avéré que l'évolution du couvert forestier était trop importante pour pouvoir être négligée. Il faut donc être prudent en manipulant des images aériennes de différentes dates, surtout dans des milieux aussi dynamiques que des bandes riveraines.



avec certaines études qui ont aussi montré l'importance de l'intensité du LiDAR pour des opérations de classification supervisée similaires (Heinzel et al., 2011). Enfin, d'autres variables relatives à la densité des strates comme les percentiles de hauteur sont aussi apparues assez fréquemment que pour les mentionner. On s'attend donc à retrouver davantage de variables liées aux données LiDAR avec une approche méthodologique différente pour traiter ce jeu de données.

### **5.3 L'importance de la hauteur dans la classification**

S'il est difficile de comprendre pourquoi aucun autre attribut dérivé directement du nuage de points LiDAR n'est retrouvé finalement dans le set de variables finales, on peut essayer de comprendre pourquoi la hauteur maximale a été conservée. La hauteur des arbres est sensée dépendre de l'âge des arbres, de leur compétition, des conditions situationnelles et de la sylviculture en place et donc dans une bien moindre mesure de l'espèce. À première vue, elle n'est donc pas supposée pouvoir séparer différentes essences dans une procédure de classification et pourrait même apporter de la confusion si l'on fait l'hypothèse d'étudier des peuplements stratifiés dont les espèces sont représentées par des individus d'âge, et donc de taille, différent (Fassnacht et al, 2016). Néanmoins, sur notre zone d'étude, les hêtraies et les pessières wallonnes, miroir des pratiques sylvicoles du siècle passé, sont souvent des massifs forestiers équiens où la cohorte de la strate dominante présente une hauteur moyenne bien plus élevée que celles des arbres d'espèce comme les saules ou l'aulne. En se rappelant que la taille du jeu de données peut difficilement représenter la variabilité des morphologies retrouvées sur la zone, il est facile de comprendre que le modèle utilise cette hauteur maximale pour discriminer ces essences entre elles. Cela pourrait aussi expliquer les moins bonnes performances pour distinguer les saules et les aulnes de la classe « Autres ». Il ne serait d'ailleurs pas étonnant de voir une partie des feuillus « Autres » regroupant des essences de petite taille comme du noisetier ou de l'aubépine, être prédits comme des saules. Notons toutefois que la hauteur a déjà montré à plusieurs reprises de bonnes performances en classification d'essences forestières même en dehors du contexte wallon (Naidoo et al., 2012).

### **5.4 Quelques pistes d'amélioration**

En évoquant ci-dessus la taille des segments, cela implique de revenir sur la méthode de segmentation utilisée. La qualité de cette dernière n'a en effet pas été évaluée. Déterminer la taille optimale des objets pour une classification supervisée est un objet de recherche à lui seul dont l'envergure dépasse évidemment les efforts alloués pour cette opération dans ce travail et s'éloigne des objectifs poursuivis. Néanmoins, il reste important de s'y attarder. Dans la partie « matériel et méthode » il a été mentionné la possibilité de recourir à différents algorithmes pour effectuer la segmentation. Sans tous les citer, il serait tout de même intéressant de comparer une classification réalisée sur des objets issus d'une segmentation qui ciblerait davantage la délimitation précise des houppiers. De récentes recherches sur le sujet ont ouvert l'accès à de nouvelles applications qui utilisent les données LiDAR pour détecter le sommet des houppiers et reconstruire ensuite leurs couronnes. Des problèmes de continuité entre les tuiles se posaient jusqu'à il y a peu, mais cette difficulté semble résolue et il est désormais possible de produire des résultats sur de larges étendues. L'emploi d'un autre algorithme de segmentation semble donc une prochaine étape intéressante pour tenter d'améliorer les résultats. Rappelons toutefois que la délimitation est un réel challenge pour des forêts feuillues mélangées, surtout dans les zones riveraines.

En outre, toujours dans la partie consacrée à la description de l'opération de segmentation, on a vu que différents paramètres pouvaient être fixés pour l'algorithme choisi, le Mean Shift. Si utiliser un autre algorithme est une alternative, il serait tout aussi intéressant de répéter l'opération en modifiant ces paramètres pour comparer les résultats et tenter d'optimiser la méthodologie poursuivie.

Par ailleurs, les résultats de la dernière étape de la VSURF invitent à revoir les paramètres fixés pour la sélection, tout comme les indices calculés. Pour ceux-ci, s'il faut rappeler l'effort considérable qui a été réalisé afin d'approcher l'exhaustivité pour la production d'indices, il reste toujours pertinent d'envisager la production d'indices supplémentaires qui permettraient vraisemblablement de rassembler une partie de la variabilité inter/intra-espèces, surtout si l'on s'oriente vers une segmentation dessinant des segments d'une plus grande taille. On pense ici par exemple à des écarts-types pour l'agrégation des indices spectraux qui pourraient être complémentaires aux médianes pour rassembler l'information contenue dans les pixels regroupés par segments. Puisqu'on mentionne ici la ressource multispectrales, il faut aussi évoquer les traitements qui sont envisageables pour atténuer l'effet de l'ombre dû à l'angle solaire et qui permettent d'améliorer encore la qualité des données. Ils n'ont pas été abordés dans ce travail. En ce qui concerne la sélection des variables, notons que cette opération avait été utilisée dans un double but d'améliorer d'une part les performances du modèle, mais aussi d'offrir, d'autre part, un set de variables finales suffisamment réduit pour être interprétable. Cependant, si quelques commentaires ont pu être apportés pour discuter de la « hauteur maximale », il est difficile de construire un raisonnement pour apprécier la présence des autres variables retenues dans le set final. Les différents essais effectués pour valoriser au mieux le jeu de données et garder la méthodologie la plus efficace n'ont pas dessiné une récurrence marquante dans le choix des variables. Hormis la hauteur maximale, différents attributs sont apparus et ont été remplacés au fil des répétitions des VSURF et il n'a pas été possible de souligner une tendance significative pour pouvoir expliquer les variables retenues. Il serait donc intéressant de revenir sur les paramètres employés pour les étapes de la VSURF afin de valoriser aux mieux les indices calculés et essayer de retenir un set de variables interprétables.

Enfin, au travers de ces discussions, l'on comprend progressivement que diverses adaptations peuvent être apportées à la méthodologie proposée. Certes des améliorations sont nécessaires, mais les résultats sont encourageants pour continuer à suivre le canevas proposé. D'ailleurs, l'approche pourrait éventuellement être répliquée sur d'autres cours d'eau wallons. En effet, cette région a la chance d'être survolée régulièrement par des campagnes d'acquisition d'ortho-photos et il serait envisageable d'obtenir la hauteur maximale aussi à l'échelle régionale grâce à un survol LiDAR. Il suffirait en théorie d'obtenir des données de terrain de référence et de substituer l'intensité maximale dans la segmentation pour répéter cette méthodologie. Pour revenir aux adaptations évoquées, dans l'hypothèse où le jeu de données de référence serait complété de manière considérable, il faudrait garder à l'esprit que toutes ces ressources demandent de manipuler des fichiers de tailles conséquentes et ce, d'autant plus si l'on ajoutait par exemple des bandes hyperspectrales aux sources de données utilisées. Il serait alors probablement judicieux de revoir toute la méthode et de profiter des nouveaux outils qui permettent d'exploiter de la richesse de ces données appelées dans le jargon « big data ». Depuis quelques années, le « deep learning » s'impose parmi les alternatives qui permettent de gérer efficacement ces jeux de données gourmands en espaces de stockage dans des analyses d'images et de classification, notamment pour la classification d'essences forestières (Szegedy et al., 2015; Raczko et al., 2017; Sun et al., 2019).

Sans entrer dans les détails, il est intéressant de souligner que ces méthodes peuvent construire des architectures de réseaux neuronaux qui permettent d'aller plus loin encore que l'apprentissage automatique (« machine learning »). Outre l'information spectrale, ils peuvent reconnaître et tirer profit des corrélations temporelles ou spatiales entre les variables impliquées, que d'autres méthodes auraient simplement traitées de manière indépendante. À titre d'exemple, un tel outil pourrait « comprendre » comment se distribuent les saules le long de la rivière, s'ils sont plus grégaires ou davantage isolés. L'algorithme pourrait également intégrer que les résineux évoluent principalement dans des massifs monospécifiques équiens sur le territoire wallon. Les perspectives d'utilisation pour cette technologie sont nombreuses et prometteuses et il serait certainement intéressant de l'appliquer dans un contexte riverain.

## 6 Conclusion

La cartographie de la distribution des essences forestières dans un contexte riverain au moyen de données multispectrales et de LiDAR bispectral est une méthode tout à fait adaptée pour produire une information de qualité et d'une grande précision. La précision globale obtenue pour la carte produite est encourageante et montre le potentiel prometteur des outils de traitements utilisés pour aboutir à une classification affichant de bonnes performances. Nous avons ainsi réussi à déterminer cinq groupes d'essences forestières avec une précision globale de 85.9%. Cependant, certaines essences d'intérêt comme l'aulne présentent des précisions moins bonnes. Il serait nécessaire de les améliorer, mais il serait aussi intéressant de distinguer d'autres essences typiques des ripisylves pour compléter ces groupes et ainsi mieux comprendre la diversité qui existe dans ces forêts riveraines. Nous avons identifié plusieurs pistes pour revoir différentes étapes de la méthodologie. La sélection des variables a montré que les variables dérivées du LiDAR sont très peu utilisées dans le modèle, d'ailleurs, uniquement la hauteur maximale a été retenue dans le sous-ensemble de variables retenues pour le modèle de classification finale. Nous avons alors évoqué l'intérêt d'utiliser une segmentation adaptée qui pourrait expliquer en partie pourquoi les variables LiDAR n'ont pas été plus exploitées ici. Cela démontre aussi qu'il subsiste encore une marge intéressante pour pouvoir améliorer les résultats et atteindre des produits cartographiques d'une qualité excellente. Néanmoins, les outils disponibles pour le traitement des données requièrent un temps important pour être maîtrisés. De plus, il est nécessaire de disposer d'une base de données de références suffisamment riche pour pouvoir exploiter la richesse des données de télédétection de manière efficace et couvrir la remarquable diversité qui existe au sein des forêts riveraines.

## **Deuxième partie :**

*Utilisation de paramètres hydrologiques pour  
comprendre la distribution des essences :  
combinaison d'une carte et d'un modèle  
hydraulique*

Maintenant que la méthodologie pour produire la carte de la distribution des essences a été décrite et discutée, il est possible de l'utiliser pour différentes applications. Dans la partie qui suit, un exemple d'application directement appuyé par un instrument tel que la carte présentée dans la première partie sera présenté. Un modèle hydraulique construit sur la zone sera croisé à la carte pour pouvoir examiner l'interaction entre la végétation riveraine et un de ses facteurs écologiques déterminants : l'eau. En outre, des pistes pour améliorer les résultats obtenus seront discutées et des perspectives pour orienter la gestion des forêts riveraines vers des pratiques plus raisonnées grâce aux outils proposés seront évoquées. Il s'agit surtout d'aborder les prémices de futurs projets de recherches qui sauront profiter de la richesse et de la qualité des données exploitées.

## **7 Introduction**

### **7.1 L'influence réciproque entre les forêts riveraines et leur cours d'eau**

Pour mieux comprendre les facteurs qui dirigent l'évolution et la distribution des formations végétales riveraines, de nombreuses études se sont déjà penchées sur les facteurs abiotiques et biotiques qui interagissent dans ces écosystèmes. L'eau serait le vecteur principal des flux d'énergie et de matière qui dirigent l'ensemble des processus dans les zones riveraines. Les gradients hydrologiques expliqueraient en majeure partie les différents stades de végétation et la composition en espèces des formations observables à l'échelle d'un bassin versant (Lawson et al., 2015). Différentes études montrent ainsi qu'une différence dans les régimes hydriques induit sensiblement des différences graduelles entre les attributs écologiques des formations végétales observées (Bendix, 1999; Bendix et al., 2000; Denslow et al., 2002; Turner et al., 2004; Friedman et al., 2006; Bornette et al., 2008). D'autre part, la proximité de cette végétation avec le cours d'eau, mais aussi sa structure et sa composition, impactent directement les processus hydrauliques. D'autres projets de recherches se sont donc intéressés à mesurer l'effet de cette végétation sur les cours d'eau qu'elle borde (Tabacchi et al., 2000; Corenblit et al., 2007; Curran et al., 2013; Gurnell, 2014).

Il est essentiel de bien comprendre l'interaction entre le cours d'eau et la végétation riveraine pour enrichir les connaissances fondamentales sur le sujet, mais aussi pour mieux percevoir l'impact des pressions anthropiques actuelles et permettre d'évaluer correctement les opérations de restauration et de protection (Solari et al., 2016). Aujourd'hui, cette relation étroite entre la végétation riveraine et son cours d'eau est unanimement reconnue et largement documentée. Toutefois, les mécanismes qui expliquent l'influence du régime hydrique sur la végétation riveraine sont complexes (Steiger et al., 2005). Pour étudier l'impact de ce régime hydrique, une approche couramment employée est d'utiliser l'altitude ou la hauteur relative par rapport au cours d'eau comme proxies de l'intensité, la fréquence et la durée des événements hydrologiques qui perturbent les différentes parcelles étudiées. Par conséquent, il serait désormais intéressant d'impliquer des paramètres hydriques directement mesurables dans de telles études. La modélisation hydraulique semble être un outil approprié et performant pour mesurer directement ces paramètres hydrauliques et les relier aux patrons de végétation observés (Bendix, 1999; Nylén et al., 2019).

## 7.2 Le concept

Bendix et al., (2013) rappellent le travail réalisé par de nombreuses d'études qui ont déjà montré que l'énergie d'inondation, la sédimentation, la durée de submersion, mais aussi la fréquence d'inondation font partie de ces mécanismes qui déterminent la composition, la structure et l'évolution des communautés végétales bordant les cours d'eau. Cependant, il reste difficile d'isoler leur effet localement sur la végétation tant ils se réalisent en synergie. Gurnell et al. (2016) ont alors récemment proposé un modèle conceptuel permettant d'intégrer différents processus hydrogéomorphologiques dominants dans un zonage. L'idée est de diviser conceptuellement la bande riveraine selon des zones où l'intensité et/ou la fréquence de certains mécanismes hydrogéomorphologique dirigent les interactions entre le cours d'eau et la végétation, et ce, d'une manière notablement différente d'une zone à une autre. La structure et la composition de la végétation de chaque zone, tout comme leurs fonctions, seraient donc caractéristiques pour une zone donnée. Ce modèle simplifie inévitablement les transitions complexes qui existent dans les systèmes naturels riverains. Néanmoins, appuyée par une abondante littérature scientifique, cette conceptualisation permet d'ouvrir de nouvelles portes sur la compréhension du fonctionnement des zones riveraines et leur gestion.

## 7.3 L'objectif

Dans cette partie, nous proposons une première approche quantitative qui utilise le concept tout juste présenté en combinant la cartographie des essences ligneuses avec les résultats d'une modélisation hydraulique réalisée sur un tronçon de la Semois ardennaise. L'objectif est d'observer comment se distribue la forêt riveraine suivant la fréquence théorique avec laquelle elle est exposée directement à un événement hydrologique donné. Une étude du couvert forestier et de sa composition sera mise en relation avec un zonage défini par les emprises spatiales de crues théoriques qui délimitent la bande riveraine. Sans avoir l'ambition d'être exhaustifs, les prochains chapitres cherchent à engager des réflexions pour de futures études sur le domaine.

# 8 Méthodologie

## 8.1 Le modèle hydraulique

Dans le cadre d'une collaboration avec la DCENN, nous avons pu bénéficier des résultats d'une modélisation hydraulique en 2D sur un tronçon de 36 kilomètres de la Semois, de Bouillon à Membre. Elle a été réalisée par le bureau d'étude Hydroscan au moyen du logiciel Infoworks ICM. Il s'agit d'une représentation spatiale d'événements hydrologiques extrêmes théoriques, en l'occurrence des crues, construits sur base de données topographiques et hydrologiques. Outre l'information des emprises spatiales de ces épisodes de crues modélisées, les résultats ont été discrétisés sous forme d'un maillage de polygone « mesh polygons » d'une résolution spatiale de 4 et 25 mètres carrés, respectivement pour le lit mineur et le lit majeur. Il est donc possible d'en extraire, pour chaque événement, différents paramètres hydrauliques comme la durée de submersion, la hauteur maximale ou encore la vitesse maximale.

### 8.1.1 Les données spatiales

Pour pouvoir construire spatialement le modèle, il faut d'abord connaître précisément les caractéristiques topographiques et bathymétriques de la zone étudiée. Grâce au survol du LiDAR topobathymétrique déjà évoqué dans la première partie, Hydroscaan a pu examiner le relief de la zone avec une très grande finesse. L'acquisition du nuage de points sur le linéaire de la Semois a permis de produire quatre modèles numériques de référence : un modèle numérique de creux, un modèle numérique de terrain, un modèle numérique de surface et un modèle numérique de pente, tous construits avec une résolution spatiale de 0.50 mètre. De plus, la rugosité et les bâtiments ont été pris en compte sur base de cartes de l'occupation du sol produites par l'Institut géographique national. Finalement, pour caler le modèle, six événements de crues indépendants ont été sélectionnés dont deux disposent, pour une partie de la zone, de photos aériennes prises par hélicoptère ou drone.

### 8.1.2 Les données hydrologiques

Concernant l'acquisition des données hydrologiques, le bureau d'étude a utilisé les hydrogrammes synthétiques monofréquences mis à leur disposition par la DCENN. Produits par une approche « débit-durée-fréquence » (QdF), ces hydrogrammes ont pour objectif de représenter l'évolution des débits par unité de temps pour des événements de crue théorique (Sauquet et al., 2003). Pour construire ces hydrogrammes, ils ont utilisé les relevés limnimétriques enregistrés par les stations du réseau wallon Aqualim. Grâce à une dizaine de jaugeages annuels, une courbe de tarage<sup>8</sup> est mise à jour pour chaque station afin de convertir les hauteurs d'eau relevées en débit. Sur base d'un ou plusieurs événements de référence, le temps de montée de l'hydrogramme synthétique peut être calculé par l'approximation linéaire de l'intervalle de temps entre le premier pas de temps qui enregistre le dépassement d'un débit seuil (ici 1 m<sup>3</sup>/s) et le temps au pic de la crue. Pour chaque année d'observations, les débits horaires seuils<sup>9</sup> maximums (QxD) et les débits horaires moyens<sup>10</sup> maximums (VxD) sont extraits pour différentes durées d'événement. Les crues maximales de chaque année sont ensuite classées par ordre d'intensité. Une probabilité de non-dépassement est calculée qu'on interprète par une loi statistique, ici basée sur une distribution LogNormale, que l'on ajuste par les débits maximums disponibles évoqués plus hauts. On peut alors construire un hydrogramme de projet pour chaque période de retour envisagée. Ce sont, in fine, ces hydrogrammes et leurs débits que l'on peut utiliser pour concevoir le modèle et lancer des simulations du modèle hydraulique une fois qu'il est spatialement défini.

Le dessein initial de cette modélisation hydraulique était de fournir des emprises spatiales permettant de localiser des zones inondées lors de crues importantes de période de retour théorique de 50 et 100 ans. Cette information cartographique avait pour but de justifier l'emplacement d'infrastructures telles que les campings pour l'obtention de permis. Nous avons donc sollicité la DCENN et le bureau d'étude Hydroscaan pour obtenir des emprises spatiales plus fréquentes. Puisque les modèles hydrauliques utilisés pour les crues extrêmes sont calibrés sur base de crues fréquentes, ils sont tout à fait aptes à modéliser

---

<sup>8</sup> Courbe décrivant la relation unique entre la hauteur et le débit d'un cours d'eau à une station déterminée pour une période donnée. Cette courbe est construite grâce aux jaugeages des débits et des relevés limnimétriques.

<sup>9</sup> Débit continu dépassé pour la durée T

<sup>10</sup> Débit moyen sur la durée T

des crues fréquentes. Les crues de période retour de 2, 5 et 25 ans ont été simulées sur 30 jours en mode instationnaire, à l'aide d'un hydrogramme de projet comme expliqué au paragraphe précédent. L'étiage a également été modélisé en injectant un débit d'étiage durant quatre jours (mode stationnaire).

## 8.2 Définition du zonage

Dans leur démarche, Gurnell et al. (2016) distinguent trois larges ensembles de contraintes hydrogeomorphologiques. Ces contraintes permettent d'expliquer la distribution des communautés végétales riveraines retrouvées de la région biogéographique au tronçon de rivière. Ils font référence aux variables climatiques, à la disponibilité en eau et aux perturbations fluviales. Ces dernières apportent déjà une grande partie d'information lorsqu'on étudie à une échelle plus locale. Comme le suggèrent Bertoldi et al. (2009), ce zonage peut-être approché en zone tempérée comme suit : « zone 1 – inondée dans 90% du temps ; zone 2 – submergée plus d'une fois environ sur deux années ; zone 3 – submergée plus d'une fois sur 5 ans ; zone 4 submergée plus d'une fois sur 50 ans ; zone 5 – submergée extrêmement rarement, c'est-à-dire moins d'une fois sur 50 ans ». Ce zonage, bien qu'il puisse paraître grossier pour distinguer des associations végétales, se justifie puisque l'intensité et la fréquence des crues font partie des facteurs principaux qui déterminent la composition et la structure des communautés végétales (Dufour et al., 2006; Osterkamp et al., 2010).

Nous avons donc repris en partie le concept de Gurnell et al. (2016) et la proposition de zonage de Bertoldi et al. (2009) pour pouvoir diviser en plusieurs zones la bande riveraine du tronçon de la Semois étudié. Grâce aux résultats du modèle hydraulique dont nous disposons, il est possible de séparer aussi l'espace riverain selon les emprises spatiales de différents scénarios d'inondations. En d'autres termes, il est possible de déterminer spatialement à quelle fréquence théorique les abords du cours d'eau sont supposés être submergés par une crue et donc de distinguer différentes zones.

La Semois est une rivière au caractère encore naturel, dont l'écoulement a été peu modifié. Elle déborde chaque année en hiver et inonde une partie de ses rives, parfois pendant plusieurs semaines. Il s'agit d'un cours d'eau relativement calme et de faible énergie<sup>11</sup>. De plus, la section du cours d'eau que nous étudions est, rappelons-le, très méandreuse et encaissée. Par conséquent, les zones recouvertes par les eaux, même lors d'événements extrêmes, sont pour la plupart assez étroites.

Nous avons donc tenu compte de ces caractéristiques hydromorphologiques et du régime hydrique de la Semois pour dessiner un zonage cohérent qui permette de distinguer des zones suffisamment larges. Il permet ainsi d'affecter une unique zone aux objets qui nous intéressent ici, à savoir les arbres.

Les différentes zones sont définies comme suit<sup>12</sup> :

- ◇ **Zone 1** : zone fréquemment inondée, submergée au moins une fois tous les 2 ans.
- ◇ **Zone 2** : zone régulièrement inondée, submergée au moins une fois tous les 5 ans.

---

<sup>11</sup> Puissance inférieure à 30 W/m<sup>2</sup> (Petit et al., 2005)

<sup>12</sup> Puisqu'elles visent à délimiter des zones bien distinctes, la définition de ces zones supposent qu'elles ne se superposent pas. On comprendra alors la zone 1 comme l'espace submergé au moins une fois tous les 2 ans, étiage non compris, la zone 2 comme l'espace submergé au moins une fois tous les 5 ans, zone 1 non comprise,...



- ◇ **Zone 3** : zone occasionnellement inondée, submergée au moins une fois tous les 25 ans.
- ◇ **Zone 4**<sup>13</sup> : zone très rarement inondée, submergée moins d'une fois sur 25 ans.

### 8.3 Essences concernées

Le concept utilisé est un modèle pensé pour être utilisé dans de nombreux contextes biogéographiques. Rappelons-le, selon le climat, la disponibilité en eau, les perturbations fluviales, mais aussi l'unité spatiale envisagée, les communautés végétales retrouvées peuvent être logiquement tout à fait différentes. Ici, cinq groupes d'essences ont été distingués pour représenter la diversité de la végétation riveraine. Ils permettent de justifier des tendances tantôt marquées par un caractère ripisylve, tantôt plus forestier, et donc moins inféodées au cours d'eau, grâce à des essences typiques du contexte riverain ardennais.

Remarquablement présent le long des cordons rivulaires ardennais, le saule est une essence d'importance puisqu'elle est retrouvée juste après l'aulne qui est l'essence la plus fréquemment observée dans le contexte riverain wallon (Claessens et al., 2009). Ce groupe très varié comprend plusieurs espèces différentes principalement représentées sur les berges wallonnes par le saule marsault (*Salix caprea*), le saule blanc (*Salix alba x fragilis*) et le saule à oreillettes (*Salix aurita*). Essence typique des milieux riverains naturels, le saule est une essence héliophile à bois tendre qui supporte des conditions d'humidité très importante et tolère différents types de sols. La plupart des espèces ne craignent donc pas l'engorgement. Cette essence pionnière, à la plasticité phénotypique étonnante, se retrouve donc sous différentes formes dans des milieux aux conditions stationnelles aussi hétérogènes que les bandes riveraines et présente un intérêt majeur pour ces milieux par son impact positif sur l'écosystème, que ce soit sur la stabilisation de berges et que sur la faune environnante (Isebrands et al., 2013; Houston Durrant et al., 2016; Enescu et al., 2016).

Autre essence caractéristique des ripisylves, l'aulne est encore plus présent sur les berges des cours d'eau wallons (Claessens et al., 2009). Aussi tolérant aux conditions d'humidité extrême, c'est encore une essence héliophile qui pousse vite dont l'enracinement et la fane sont positifs pour son environnement (Claessens H., 2005). Cette essence est majoritairement représentée par l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa*), et dans une moindre mesure par l'aulne blanc (*Alnus incana*) (Claessens et al., 2009). Avec l'érable et le frêne, qui n'ont pas pu être distingués par la classification, l'aulne et le saule complètent le cortège d'essence qui compose les forêts alluviales, habitat naturel prioritaire Natura 2000.

Le hêtre et les résineux, plus particulièrement l'épicéa, permettent de représenter des essences de moindre intérêt écologique pour les milieux riverains naturels. Ces essences abondantes des forêts ardennaises permettent de distinguer les forêts adaptées aux sols oligotrophes, mais moins adaptées à des régimes hydriques humides. Essences principales des forêts wallonnes avec le chêne, très abondants dans les massifs ardennais, ils permettent de distinguer des espaces, au caractère forestier plus marqué,

---

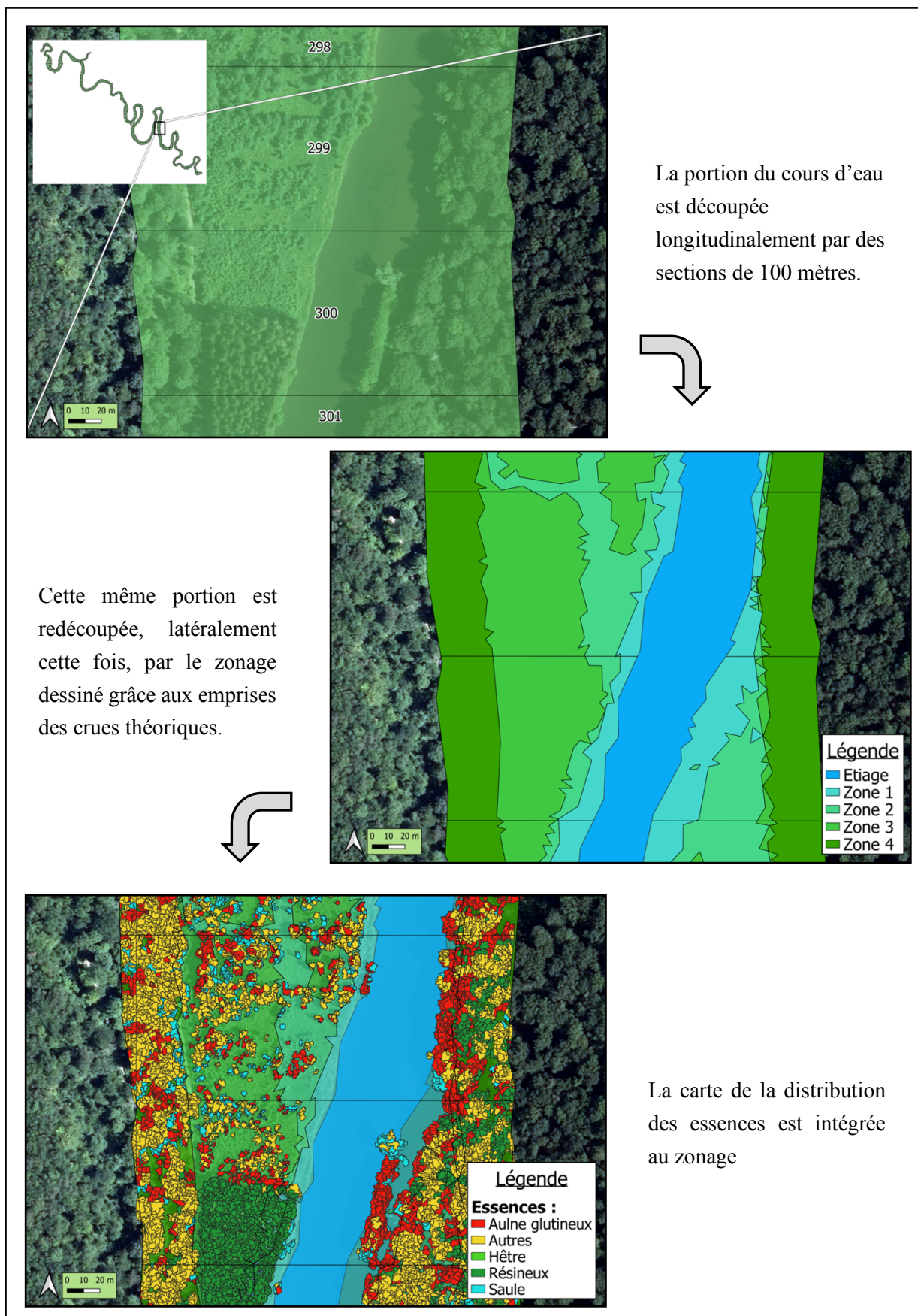
<sup>13</sup> Un tampon de +30 mètres a été appliqué à la zone 3 pour simuler une zone d'étendue finie représentant une portion de la bande riveraine submergée par l'eau extrêmement rarement.

favorisés dans des sols oligotrophes, mais beaucoup moins adaptés à des régimes hydriques plus contraignants que d'autres essences feuillues.

Les autres essences feuillues rassemblées dans la classe 'Autres' comprennent essentiellement les chênes, érables, frênes et charmes. Ces essences, rassemblées dans un large groupe, permettent d'illustrer la diversité des peuplements observés le long des cordons rivulaires souvent très mélangés (Classens et al. (2009).

## **8.4 Agrégation des segments et production de la carte finale**

Les segments de la carte des essences ont été agrégés sur des tronçons de 100 mètres, suivant le zonage, pour pouvoir exprimer des proportions d'essences par rapport aux massifs rencontrés. Inspirée par Alber et al. (2011), cette démarche a permis de discrétiser la distribution de la composition le long du linéaire du cours d'eau (Figure 10).



La portion du cours d'eau est découpée longitudinalement par des sections de 100 mètres.

Cette même portion est redécoupée, latéralement cette fois, par le zonage dessiné grâce aux emprises des crues théoriques.

La carte de la distribution des essences est intégrée au zonage

Figure 10 : Description des différentes étapes cartographiques réalisées pour obtenir les résultats.

## 9 Résultats

### 9.1 Couvert forestier

Avant d'examiner sa composition, il est intéressant d'observer dans quelle proportion la forêt riveraine occupe les rives de la portion étudiée de la Semois. Le tableau ci-dessus permet de constater que cette bande riveraine est globalement couverte par une proportion importante de forêts. En moyenne, 40% des abords du cours d'eau sont couverts par de la végétation ligneuse, ce qui s'accorde tout à fait avec la matrice forestière du contexte ardennais (Tableau 7). On observe aussi, grâce aux écarts types, que cette couverture forestière est remarquablement variable d'une section à l'autre, peu importe la zone considérée. Enfin, notons qu'entre la zone 1 et la zone 3, la superficie moyenne du couvert forestier est similaire, mais que la zone 4 est logiquement davantage boisée.

Tableau 7 : Statistiques descriptives présentant la moyenne et l'écart type des rapports, par section, entre la surface du couvert forestier et la surface totale de l'emprise spatiale de la zone.

	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Moyenne (m <sup>2</sup> )	1079	878	1070	4604
Moyenne (%)	38,7	37	42,8	66,9
Écart type (%)	21,7	26,8	29,2	21,7

Pour observer comment se distribuent ces différentes variations, une étude du linéaire a permis d'apprécier les différences entre les sections sur le transect étudié. D'une zone à l'autre, la proportion du couvert forestier est relativement similaire sur une même section. En outre, il n'a pas été possible de démontrer une quelconque relation entre la largeur d'une zone et la proportion du couvert forestier retrouvé. Puisque les variations du couvert forestier ne semblent pas se démarquer particulièrement entre la zone 1, la zone 2 et la zone 3, il est intéressant de rassembler ces surfaces pour essayer d'interpréter ces différences par rapport à l'occupation du sol. La présence d'infrastructures anthropiques comme les agglomérations ou les campings, nombreux sur les rives de la Semois, semblent davantage pouvoir expliquer la présence ou l'absence de forêt d'une section à l'autre (Figure 11).

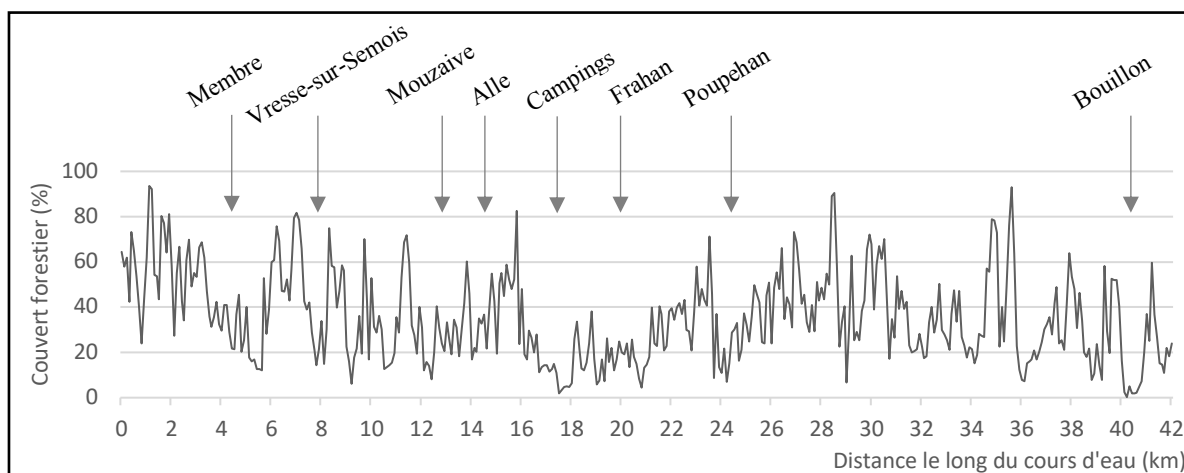


Figure 11: Distribution longitudinale du couvert forestier de la zone 1 à la zone 3.

## 9.2 Composition spécifique

Une première analyse statistique a permis d'apprécier la proportion totale des essences retrouvées sur la portion du cours d'eau étudié dans les différentes zones (Figure 12). Comme on peut le voir, les tendances sont assez stables d'une zone à l'autre. À première vue, aucune influence significative de la fréquence d'inondation sur la composition en espèces ne peut être perçue à travers le zonage pour les forêts de cette section de la Semois. Néanmoins, il est possible de remarquer une légère diminution de la proportion des essences ripisylves dans la zone 4. Dans ce diagramme ( Figure 12 : en bas à gauche) la proportion d'aulne glutineux et de saule a diminué de manière notable par rapport aux autres zones, tandis que le hêtre, comme les autres feuillus, semble couvrir plus de surface. Cette remarque vient appuyer l'observation effectuée dans la partie précédente qui invite à distinguer la zone 4 des trois autres.

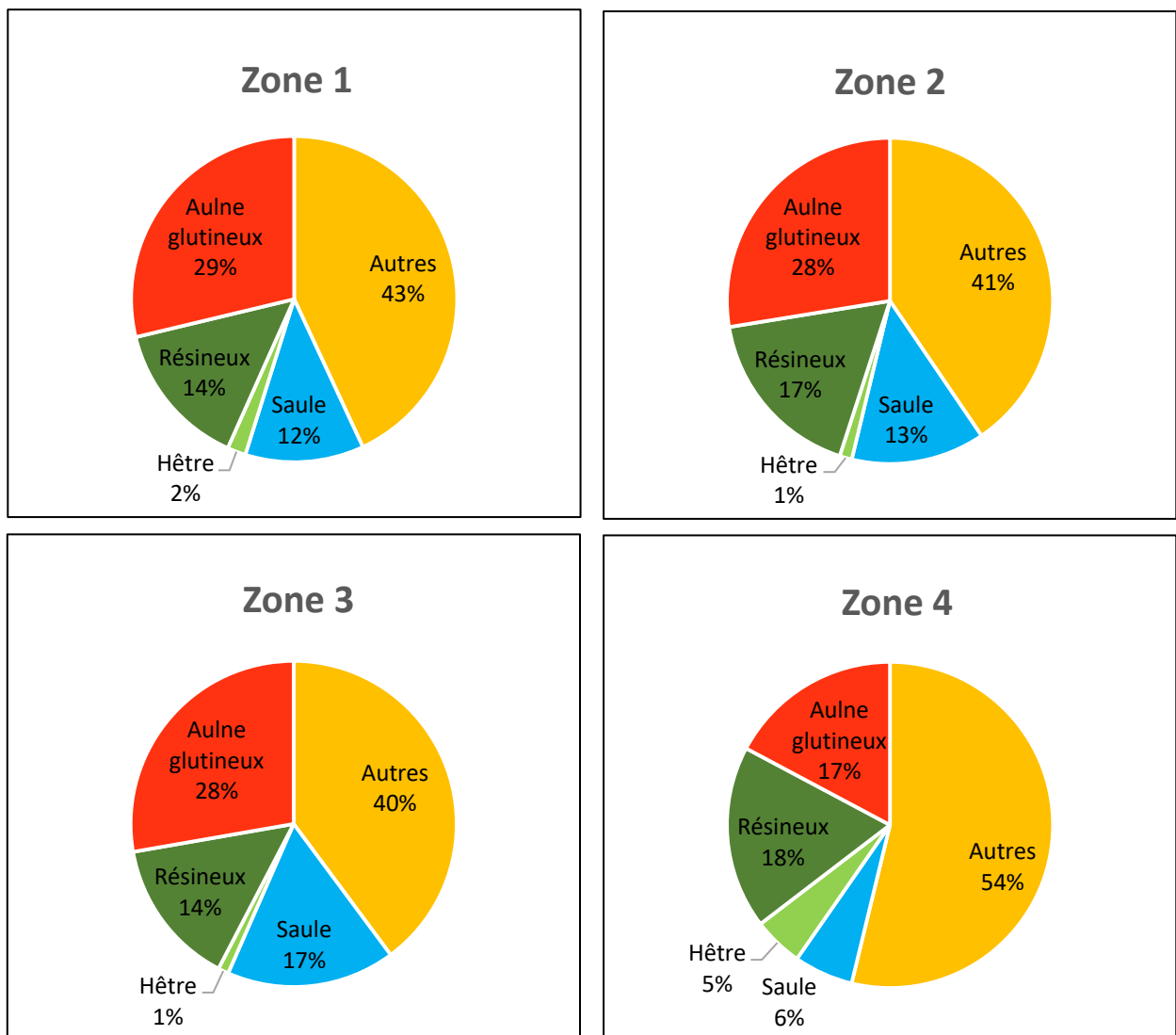


Figure 12 : Diagrammes illustrant la proportion totale des groupes d'essences retrouvées sur la portion du cours d'eau selon les quatre zones différentes.

Les proportions sont calculées par le rapport entre la surface totale couverte par les segments d'une essence et la surface totale du couvert forestier sur la zone.

# 10 Discussion générale

## 10.1 Interprétation de la distribution

Cette première partie nous montre que l'occupation du sol de la portion de la Semois étudiée, bien qu'au caractère naturel encore bien présent, est remarquablement liée à la présence de l'homme. S'il reste difficile d'associer directement la présence des forêts et leur composition grâce à la fréquence avec laquelle elles sont submergées par une inondation, une bande riveraine comprenant la zone 1, 2 et 3 semble clairement se distinguer de la zone 4. La zone 4 paraît en effet déconnectée des trois autres. En réalité, cette différence peut s'expliquer en partie par la topographie du milieu. La transition entre la zone 3 et la zone 4 marque le début des versants escarpés des vallées. Bien plus rarement submergées par l'eau, mais aussi beaucoup moins propices aux activités anthropiques, ces pentes sont généralement couvertes par des massifs forestiers denses. La végétation ligneuse des autres zones, par contre, est-elle, fragmentée à travers les villages, les campements, mais aussi les autres portions ouvertes des rivages qui sont généralement des prés de fauche ou des pâtures.

Ces résultats préliminaires ne permettent pas encore de justifier l'utilisation du zonage pour expliquer la distribution de la végétation riveraine avec la fréquence de crue sur ce tronçon de la Semois. Néanmoins, ils dessinent déjà les bases d'une réflexion pour caractériser les forêts qui bordent le cours d'eau. Il est évidemment important de rappeler que la Semois est une rivière d'énergie relativement faible, qui s'écoule sous un climat tempéré. Dès lors, la disponibilité en eau et les perturbations fluviales se présentent comme des facteurs moins limitants pour le développement des essences d'une zone à l'autre, comparé à des rivières plus dynamiques, au climat plus sec par exemple. Un effort supplémentaire est donc nécessaire pour approfondir les analyses et percevoir les subtiles différences qui existent entre zones. De nombreuses améliorations pourront d'ailleurs perfectionner la méthodologie proposée et faire progresser les résultats vers des réponses interprétables.

## 10.2 Pistes d'amélioration

La première remarque à considérer avant d'envisager des recherches plus poussées est certainement d'insister sur la nécessité de disposer d'une carte dont la précision de la composition spécifique devrait être meilleure que celle proposée ici. Sans répéter les commentaires de la première partie, il est évident qu'il faudra améliorer la qualité de la carte pour augmenter tant le nombre d'espèces distinguées que la qualité de la classification, et espérer distinguer des associations spécifiques particulières selon le zonage utilisé. Outre la précision globale, ce sont surtout les précisions des essences typiquement ripisylves qui permettront d'exploiter la carte pour obtenir des résultats concluants. On peut raisonnablement penser qu'une précision avoisinant les 80% pour ces espèces, validée avec robustesse, pourrait aiguïser bon nombre de résultats pour in fine en tirer des conclusions pertinentes.

Pour améliorer le produit cartographique utilisé, deux opérations semblent à ce stade indispensables. Dans un premier temps, il serait nécessaire de mesurer la précision avec laquelle l'information agrégée correspond à la réalité observée sur le terrain. Une validation indépendante réalisée par des opérateurs de terrain sur les sections de 100 mètres permettrait d'apprécier l'incertitude liée à cette agrégation, mais

aussi de confirmer la précision globale de la classification. Dans un second temps, il serait indiscutablement pertinent de s'attarder sur des opérations de post-traitement pour améliorer directement la carte proposée. Des outils de traitement d'informations géographiques permettraient par exemple de repérer et de gommer une partie des erreurs et des confusions répétées par la classification. Ici, il serait par exemple envisageable de construire quelques règles d'agrégation sur base de simples critères de dominance. On pourrait alors filtrer des segments prédits comme « feuillus » isolés par exemple dans une pessière et qui vraisemblablement correspondent à des individus résineux. On pourrait aussi corriger les segments retrouvés sur les bords d'un houppier dont la classe attribuée ne correspond pas à la classe des autres segments de l'arbre.

Ensuite, il semblerait aussi pertinent de redéfinir clairement le zonage pour mieux s'adapter aux conditions observées sur les rives de la Semois. Il semblerait en effet que la zone 4 ne permette pas de distinguer parfaitement les zones complètement déconnectées des aléas d'inondations de certaines portions de la bande riveraine submergées dans de très rares cas. Il serait alors plus judicieux de séparer cette zone en deux nouvelles zones distinctes, dont l'une reprendrait la partie de la bande riveraine recouverte par l'emprise spatiale d'une crue théorique de période de retour de 50 ans ou 100 ans, et l'autre délimiterait un tampon spatial autour de la bande riveraine pour illustrer la proximité des massifs forestiers jamais inondés. Repenser ce zonage permettrait aussi certainement de distinguer à certains endroits l'effet des perturbations fluviales de l'effet des composantes pédologiques et de la proximité de la nappe phréatique. Ce phénomène « de fond de vallée » pourrait alors expliquer pourquoi on retrouverait une différence de composition spécifique entre les deux nouvelles zones sans pour autant la justifier par la fréquence d'inondation qui a un impact très limité dans ces zones sur la végétation retrouvée.

De plus, grâce au modèle hydraulique et aux variables discrétisées au travers du maillage de polygones, d'autres paramètres hydriques pourront être extraits pour quantifier l'intensité des événements considérés. La durée de submersion, la vitesse d'écoulement et la hauteur d'eau sont tout autant de paramètres disponibles qui permettront de préciser localement l'importance des effets de l'inondation et ainsi affiner le zonage. En outre, il s'agira aussi d'une occasion pour y intégrer d'autres facteurs caractérisant les conditions stationnelles. On pourrait ainsi croiser une carte des sols et utiliser le relief pour exprimer les conditions lumineuses suivant l'exposition.

Par ailleurs, il sera important de repenser la méthode de désagrégation et d'agrégation sur le linéaire pour pouvoir apporter une information adéquate. Ici, il n'a pas été jugé pertinent de distinguer une berge de l'autre dans la désagrégation puisque le caractère méandreux de cette portion de la Semois dessine des rives aux vis-à-vis généralement très caractéristiques (Figure 13). Ainsi, quand l'une des rives est encaissée, les emprises respectives des zones d'inondations sont très réduites et l'interprétation du zonage est peu pertinente. Tandis que la berge d'en face, d'une pente souvent plus douce, est d'une superficie submergée plus importante lors de crue, compense dès lors cet effet. Quand cette conformation n'est pas retrouvée, l'occupation du sol des rives et l'emprise du zonage sont généralement similaires, il convient donc de les rassembler. Il a aussi été délibérément choisi de séparer longitudinalement le cours d'eau en sections de 100 mètres. Ce choix découle du compromis entre



rassembler suffisamment de houppiers dans une zone, mais aussi découper le linéaire de manière assez fine. En comparaison, Michez et al. (2013) ont utilisé des sections de 50 mètres et évoquaient des tronçons en kilomètres pour des recommandations de gestion. Rappelons ici que les segments de la carte brute sont de dimensions inférieures aux houppiers. Une attention particulière devra être apportée pour pouvoir les agréger à l'échelle d'un arbre, d'un groupe ou d'un massif, selon les besoins du domaine de recherche ou de gestion concerné.

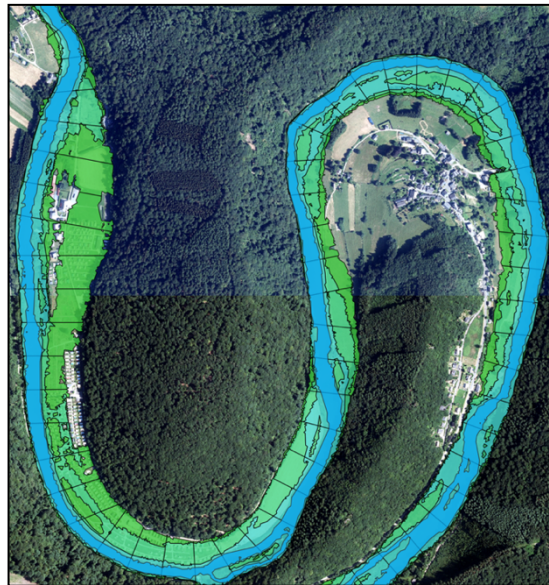


Figure 13 : illustration de la désagrégation du linéaire sur un méandre de la Semois

Aussi, un approfondissement sera nécessaire sur les méthodes statistiques employées pour observer de manière robuste les différences en termes de composition et de structure selon le zonage proposé et aller ainsi au-delà d'une observation élémentaire des résultats de statistiques descriptives.

Enfin, il serait aussi intéressant de développer l'approche à une plus grande échelle. Accroître la longueur de la portion du cours étudié permettrait certainement d'observer une plus grande diversité de situations, mais aussi de confirmer des tendances qui se répètent.

### 10.3 Outil de gestion

Force est de constater qu'à ce stade, les résultats obtenus ne permettent pas encore de valoriser la richesse des outils utilisés pour étoffer les connaissances sur la distribution des forêts riveraines et leur interaction avec le cours d'eau. Néanmoins, l'information rendue disponible par la carte de la distribution des essences et le zonage dérivé des résultats du modèle hydraulique permettent déjà d'apporter des outils pertinents pour la gestion de la végétation riveraine.

En effet, comme le montrent Michez et al. (2013), la continuité longitudinale des forêts riveraines et la proportion relative de résineux sont des attributs de choix pour illustrer notamment des fonctions écologiques, mais aussi l'intégrité écologique d'un milieu. Cette dernière peut être définie comme la capacité à supporter et maintenir un écosystème équilibré, intégré et adaptatif permettant aux communautés d'évoluer avec l'ensemble des éléments et des processus retrouvés dans l'habitat naturel



d'une région (Karr et al., 1981). Selon Innis et al. (2000) ces deux attributs permettent notamment d'illustrer, en zone riveraine, la biodiversité et l'hétérogénéité des taches paysagères. D'un point de vue fonctionnel cette fois, la continuité longitudinale des forêts riveraines permet d'apprécier la capacité du cordon rivulaire à jouer à la fois un rôle disperseur pour les plantes et un rôle de corridor pour la migration des oiseaux et des mammifères. Tandis que la proportion de résineux permet, elle, d'examiner la réduction de la stabilité des berges et de la biodiversité, de manière plus générale, dans les zones riveraines. Grâce aux analyses entreprises dans ce travail, il est tout à fait envisageable d'extraire avec précision ces deux composantes des résultats obtenus.

En étudiant le couvert forestier le long du linéaire du cours d'eau, on a quelque part approché la continuité longitudinale de la végétation ligneuse riveraine. Seulement, pour caractériser cette dernière, quelques précisions sont nécessaires. Il sera en effet important d'apporter une définition claire pour la structure et la superficie minimale des groupes d'arbres qui seront considérés comme des éléments forestiers. Par ailleurs, il sera aussi pertinent de déterminer une largeur pour les portions latérales du rivage considéré. Pour ce faire, tant le zonage proposé plus haut qu'un tampon spatial de largeur fixe pourraient être envisagés.

Concernant la proportion de résineux, on a vu que la précision offerte par la classification est assez élevée. La carte permet donc de localiser avec une bonne certitude les forêts riveraines dominées par des résineux. De plus, elle permet de repérer les massifs qui évoluent trop proches des berges. En effet, les recommandations écologiques invitent les sylviculteurs à éviter de planter des peuplements résineux à proximité des cours d'eau puisqu'ils diminuent considérablement la diversité de la végétation, augmentent les risques d'érosion et sont responsables de problèmes d'acidité pour l'eau. D'ailleurs, de nombreuses réglementations dressent un cadre légal pour contrôler cette problématique et appuyer les efforts de protection du milieu naturel riverain. En Wallonie par exemple, la Loi sur la conservation de la nature de 1973 interdit toute sylviculture de résineux à moins de six mètres du cours d'eau. De plus, le code forestier augmente cette distance légale pour les forêts publiques à douze mètres, et même jusqu'à 25 mètres pour des peuplements sur sols hydromorphes (Huylenbroeck et al., 2019).

Mis en commun, ces deux attributs permettent alors de construire des stratégies pertinentes pour conserver et restaurer des forêts riveraines fonctionnelles. Ainsi, proposés sous forme de carte, ils offrent un instrument de gestion efficace pour cibler les portions des cours qui nécessitent des interventions de restauration urgentes et permettent aussi d'organiser et prioriser les actions à l'échelle d'un tronçon de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres.

Pour compléter les recommandations de gestion, il serait intéressant de pousser la réflexion encore plus loin grâce aux résultats attendus et aux outils disponibles. Il sera alors possible de repenser la délimitation de la bande riveraine et de l'appuyer par une définition claire et adaptée au contexte local. Comme le supposent déjà les résultats, les rivages de la Semois sont par exemple largement modifiés par les activités anthropiques. Il serait intéressant d'intégrer des composantes pédologiques avec une carte des sols aux attributs écologiques mentionnés plus haut pour dessiner précisément les étendues où

la restauration de la structure et de la composition de la végétation pourra rapidement permettre de retrouver des écosystèmes riverains fonctionnels.

Finalement, on comprend que cette carte peut appuyer le travail du conservateur, mais aussi du sylviculteur. L'information combinée de la composition des peuplements en essences ripisylves avec les aléas d'inondation est certainement une ressource précieuse pour une gestion plus raisonnée.

En Wallonie par exemple, l'administration forestière est mandatée pour gérer de manière multifonctionnelle les forêts publiques wallonnes. Au travers de ses plans d'aménagement et de sa gestion, elle veille donc à satisfaire les besoins économiques et sociaux, tout en définissant des objectifs de conservation et de protection. Outre le respect du cadre légal déjà évoqué plus haut, elle intègre ces éléments au sein d'un zonage qui structure spatialement ses forêts et les opérations qui s'y déroulent. Pour l'ingénieur forestier, il est intéressant de connaître à la fois la proportion des différentes essences, mais aussi la fréquence des perturbations fluviales qui se produisent dans ses îlots. Il peut alors juger du potentiel de la ressource : une formation fréquemment inondée présentera par exemple des individus avec de nombreux dégâts et une proportion peut-être plus importante de bois tendre, moins intéressante à exploiter. Aussi, il pourra distinguer les peuplements indigènes fonctionnels évoluant sur des sols fragiles qu'il veillera à conserver. Ainsi, cet outil lui permet déjà d'entrevoir les fonctions de productions, de protection ou écologiques, qu'il favorisera dans les séries-objectives<sup>14</sup> qui définiront le zonage du massif forestier concerné.

Enfin, connaître la proportion réelle de la surface occupée par des peuplements indigènes observée sur la bande riveraine est aussi une source d'information importante pour évaluer l'état de certains habitats d'intérêt communautaire. Le réseau Natura 2000 par exemple utilise ainsi l'évaluation du rapport entre les superficies observées et les superficies de l'aire de répartition naturelle pour déterminer en partie si l'état d'un habitat est favorable ou non (Dufrière et al., 2007). Ici, la présence de forêts indigènes couplée avec la fréquence d'inondation serait un bon indicateur pour localiser certaines forêts alluviales par exemple.

Toutes ces suggestions montrent l'intérêt de cette ressource cartographique pour appuyer le travail des gestionnaires. Il faut néanmoins insister sur l'effort à fournir pour communiquer toutes ces connaissances de manière compréhensive et pouvoir transférer ces outils vers les acteurs de terrain afin qu'ils puissent aisément et rapidement les utiliser.

---

<sup>14</sup> Entité au sein de laquelle un objectif stratégique explicite est recherché

# 11 Conclusions

La combinaison d'une carte illustrant la distribution des espèces ligneuses avec les résultats d'une modélisation hydraulique est une approche prometteuse pour mieux comprendre la relation entre la végétation riveraine et le cours d'eau qu'elle borde. On a montré ici que les relations étroites entre la composition et la structure de la forêt riveraine avec un indicateur direct des perturbations fluviales pouvaient être étudiées spatialement sur l'ensemble d'une section d'un cours d'eau de manière explicite. Nous avons pu observer qu'environ 40% de la plaine d'inondation était couverte par de la forêt sur cette section du cours d'eau. Il a aussi été possible de montrer que la distribution de cette forêt riveraine était étroitement liée aux activités anthropiques. Nous avons aussi pu remarquer une différence entre la composition des essences forestières retrouvées sur cette plaine d'inondation et la composition des forêts retrouvées au-delà. Nous n'avons toutefois pas pu déterminer de différence entre les zones de cette plaine d'inondation, que ce soit en termes de couvert forestier ou de composition. Néanmoins, nous avons déjà pu évoquer divers attributs qui peuvent ainsi être dérivés de ce produit pour approcher des aspects structurels et fonctionnels. Cette démarche ouvre la voie vers de nombreuses applications qui sauront approfondir les connaissances fondamentales sur l'écologie des systèmes riverains et orienter leur gestion vers des pratiques durables. Toutefois, elle nécessite de disposer au départ d'une information cartographique d'une grande qualité. Elle requiert aussi un effort important pour effectuer une analyse rigoureuse et obtenir des résultats interprétables. Enfin, elle demande aussi une attention particulière pour pouvoir faciliter la prise en main de ces nouveaux outils par les gestionnaires.

## **Conclusion générale**

À travers ce mémoire de fin d'études, nous avons abordé une multitude d'aspects liés au vaste domaine scientifique relatif aux espaces riverains. Nous avons essayé d'apporter une contribution à la caractérisation des forêts riveraines grâce à des outils de télédétection et de modélisation hydraulique de pointe.

Nous avons proposé une méthodologie qui utilise des données télédétection de très haute résolution issues d'images aériennes multispectrales et de données produites d'un LiDAR bispectral dans le but cartographier la distribution des essences forestières sur une section d'un cours d'eau belge, la Semois. Nous avons réussi à distinguer plusieurs groupes d'essences forestières avec une précision globale élevée de 85.9% pour la carte produite. Toutefois, la précision des prédictions de certaines essences d'intérêt reste encore insatisfaisante pour illustrer correctement la diversité des forêts riveraines. Les résultats obtenus pour la classification sont néanmoins encourageants et montre l'intérêt de combiner ces deux sources de données. Ils ont permis de discuter de pistes d'amélioration qui orienteront les futures études pour certainement atteindre très prochainement des performances excellentes. Nous avons insisté sur l'importance d'utiliser un jeu de données de référence suffisamment riche et d'employer une segmentation adéquate pour pouvoir exploiter de manière efficace les données du LiDAR notamment. Nous avons d'ailleurs aussi évoqué la richesse des outils disponibles et la nécessité de pouvoir les maîtriser pour valoriser au mieux les ressources utilisées.

Nous avons aussi proposé une approche permettant d'étudier la relation entre la forêt riveraine et son cours d'eau grâce à un indicateur direct du régime de perturbations fluviales. Nous avons utilisé pour cela un modèle conceptuel qui suggère de séparer la bande riveraine sur base d'un zonage délimitant latéralement les rives du cours d'eau grâce à la fréquence d'inondation d'événements hydrologiques théoriques. Ces derniers ont été simulés sur l'étendue de la zone cartographiée grâce à un modèle hydraulique, lui-même construit grâce aux données LiDAR bispectral. Nous avons déjà pu observer des différences entre la composition et la proportion du couvert forestier entre la végétation ligneuse de la plaine inondable et les forêts situées sur des portions plus élevées de la bande riveraine. À première vue, nous n'avons pas pu mettre en lumière l'influence des perturbations fluviales sur la distribution des essences forestières parmi les zones délimitées au sein de cette plaine alluviale. Les résultats obtenus ont cependant permis d'engager des réflexions sur des aspects fondamentaux de l'écologie des espaces riverains et leur gestion.

## 12 Bibliographie

- Akay A., Wing M. & Sessions J., 2012. Estimating structural properties of riparian forests with airborne lidar data. *International Journal of Remote Sensing - INT J REMOTE SENS* **33**, 7010–7023.
- 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**(3), 343–360.
- Alfieri L., Feyen L. & Di Baldassarre G., 2016. Increasing flood risk under climate change: a pan-European assessment of the benefits of four adaptation strategies. *Climatic Change* **136**(3–4), 507–521.
- Antonarakis A.S., Richards K.S. & Brasington J., 2008. Object-based land cover classification using airborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment* **112**(6), 2988–2998.
- Ba A., Laslier M., Dufour S. & Hubert-Moy L., 2020. Riparian trees genera identification based on leaf-on/leaf-off airborne laser scanner data and machine learning classifiers in northern France. *International Journal of Remote Sensing* **41**(5), 1645–1667.
- Baltsavias E.P., 1999. A Comparison Between Photogrammetry and Laser Scanning. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **54**, 83–94.
- Belgiu M. & Drăguț L., 2016. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **114**, 24–31.
- Bendix J., 1999. Stream power influence on southern Californian riparian vegetation. *Journal of Vegetation Science* **10**(2), 243–252.
- Bendix J. & Hupp C.R., 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. *Hydrol. Process.* **14**.
- Bertoldi W., Gurnell A., Surian N., Tockner K., Zanoni L., Ziliani L. & Zolezzi G., 2009. Understanding reference processes: Linkages between river flows, sediment dynamics and vegetated landforms along the Tagliamento River, Italy. *River Research and Applications* **25**, 501–516.
- Blaschke T., Hay G.J., Kelly M., Lang S., Hofmann P., Addink E., Queiroz Feitosa R., van der Meer F., van der Werff H., van Coillie F. & Tiede D., 2014. Geographic Object-Based Image Analysis – Towards a new paradigm. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **87**, 180–191.
- Bonnet S., Toromanoff F., Bauwens S., Michez A., Dedry L. & Lejeune P., 2013. Principes de base de la télédétection et ses potentialités comme outil de caractérisation de la ressource forestière – II. LiDAR aérien. *Forêt.Nature* (124).
- Bonnet S., Toromanoff F., Fourneau F. & Lejeune P., 2011. Principes de base de la télédétection et ses potentialités comme outil de caractérisation de la ressource forestière. I. Images aériennes et satellitaires. *Forêt.Nature* (114).
- Bornette G., Tabacchi E., Hupp C., Puijalon S. & Rostan J.C., 2008. A model of plant strategies in fluvial hydrosystems. *Freshwater Biology* **53**(8), 1692–1705.
- Bowler D., Mant R., Orr H., Hannah D. & Pullin A., 2012. What Are the Effects of Wooded Riparian Zones on Stream Temperature? *Environmental Evidence* **1**.
- Breiman L., 2001. Random Forests. *Machine Learning* **45**(1), 5–32.
- Broadmeadow S. & Nisbet T.R., 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences* **8**(3), 286–305.

- Broadmeadow S.B., Jones J.G., Langford T.E.L., Shaw P.J. & Nisbet T.R., 2011. The influence of riparian shade on lowland stream water temperatures in southern England and their viability for brown trout. *River Research and Applications* **27**(2), 226–237.
- Budei B.C. & St-Onge B., 2018a. Variability of Multispectral Lidar 3D and Intensity Features with Individual Tree Height and Its Influence on Needleleaf Tree Species Identification. *Canadian Journal of Remote Sensing* **44**(4), 263–286.
- Budei B.C., St-Onge B., Hopkinson C. & Audet F.-A., 2018b. Identifying the genus or species of individual trees using a three-wavelength airborne lidar system. *Remote Sensing of Environment* **204**, 632–647.
- Claessens H., Rondeux J., Debruxelles N., Burton C. & Lejeune P., 2009. Le suivi des bandes riveraines des cours d'eau de Wallonie. *Revue Forestière Française* **61**(6) :595-610
- Claessens H., 2005. *L'aulne glutineux : ses stations et sa sylviculture*, Forêt Wallonne asbl.
- 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**(1–2), 56–86.
- Curran J.C. & Hession W.C., 2013. Vegetative impacts on hydraulics and sediment processes across the fluvial system. *Journal of Hydrology* **505**, 364–376.
- Dalponte M., Bruzzone L. & Gianelle D., 2012. Tree species classification in the Southern Alps based on the fusion of very high geometrical resolution multispectral/hyperspectral images and LiDAR data. *Remote Sensing of Environment* **123**, 258–270.
- 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.
- Debruxelles N., Claessens H., Lejeune P. & Rondeux J., 2009. Design of a watercourse and riparian strip monitoring system for environmental management. *Environ Monit Assess* **156**(1–4), 435–450.
- Decamps H., 2003. Ripisylves : la biodiversité par l'instabilité. - Notre bibliothèque - Forêt Méditerranéenne. <http://www.foret-mediterraneenne.org/fr/catalogue/id-850-ripisylves-la-biodiversite-par-l-instabilite->, (10/06/2020).
- Decamps H., Joachim J. & Lauga J., 1987. The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the river garonne, S.W. France. *Regulated Rivers: Research & Management* **1**(4), 301–316.
- Denslow J.S. & Battaglia L.L., 2002. Stand composition and structure across a changing hydrologic gradient: Jean Lafitte National Park, Louisiana, USA. *Wetlands* **22**(4), 738–752.
- Desteucq I.O. & Lambot I.F., 2012. *Evolution de la législation sur les cours d'eau : Du paradigme dominant à la pratique*, Gembloux. , colloque « Les cours d'eau : évolution législative et lien avec le foncier », 23 novembre 2012. En ligne : [http://www.fondationclose.be/uploads/pdf/20121123/1354023705\\_LAMBOT.pdf](http://www.fondationclose.be/uploads/pdf/20121123/1354023705_LAMBOT.pdf), consulté le 13 août 2020
- Di Prinzio J., Chandelier A., Henrotay F. & Claessens H., 2013. La maladie de l'aulne en Wallonie : évolution depuis son émergence. *Forêt.Nature* (124) : 3-19
- Downs P.W. & Piégay H., 2019. Catchment-scale cumulative impact of human activities on river channels in the late Anthropocene: implications, limitations, prospect. *Geomorphology* **338**, 88–104.
- Droeven E., 2008. Méthode d'inventaire des paysages témoins de Wallonie (Belgique). Lire, déchiffrer, comprendre et documenter les paysages à la recherche de morphologies

- paysagères porteuses de sens. *Presses universitaires de Franche-Comté. Annales Littéraires ; Série « Environnement, sociétés et archéologie ».* *Paysages et Environnement. De la reconstitution du passé aux modèles prospectifs*, 419-432.
- 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.* (410), 10.
- Dufour S. & Piégay H., 2006. Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves : spécificités, fonctions et gestion. *Rev. For. Fr.* (4).
- Dufour S. & Piégay H., 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Research and Applications* **25**(5), 568–581.
- Dufour S., Rinaldi M., Piégay H. & Michalon A., 2015. 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. & Rodríguez-González P., 2019. *Riparian zone / Riparian vegetation definition: principles and recommendations*. Report, COST Action CA16208 CONVERGES, 20 pp. (<https://converges.eu/resources/riparian-zone-riparian-vegetation-definition-principles-and-recommendations/>)
- Dufrêne M. & Delescaille L.-M., 2007. Synthèse du rapportage sur les critères d'état de conservation (régions biogéographiques) des habitats Natura 2000 pour la période 2001-2007, SPW/DGRNE/CRNFB.
- Houston Durrant, T., de Rigo, D., Caudullo, G., 2016. *Salix alba* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg, pp. e01153e+
- Dutta D., Wang K., Lee E., Goodwell A., Woo D.K., Wagner D. & Kumar P., 2017. Characterizing Vegetation Canopy Structure Using Airborne Remote Sensing Data. *IEEE Trans Geosci Remote Sens* **55**(2), 1160–1178.
- EEA, 2016. *Flood risks and environmental vulnerability: exploring the synergies between floodplain restoration, water policies and thematic policies*, European Environment Agency.
- Enescu, C. M., Houston Durrant, T., de Rigo, D., Caudullo, G., 2016. *Salix caprea* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxembourg, pp. e01322d+
- EU, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, OJ L206, 22.07.1992, p. 7–50.
- EU, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. OJ L327, 22.12.2000.
- EU, 2007. Directive 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2007 on the assessment and management of flood risks. *LEGICOM* **18**(2), 165.
- EU, 2012. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources /\* COM/2012/0673 final \*/.



- EU, 2020. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions : Biodiversity Strategy for 2030 Bringing nature back into our lives COM/2020/380 final.
- 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.
- Fernandes M.R., Segurado P., Jauch E. & Ferreira M.T., 2016. Riparian responses to extreme climate and land-use change scenarios. *Sci. Total Environ.* **569–570**, 145–158.
- Ferreira T., Globevnik L. & Schinegger R., 2019. Water Stressors in Europe: New Threats in the Old World. 139–155.
- Friedman J.M., Auble G.T., Andrews E.D., Kittel G., Madole R.F., Griffin E.R. & Allred T.M., 2006. TRANSVERSE AND LONGITUDINAL VARIATION IN WOODY RIPARIAN VEGETATION ALONG A MONTANE RIVER. *Western North American Naturalist* **66**(1), 78–91.
- Garsen A.G., Baattrup-Pedersen A., Riis T., Raven B.M., Hoffman C.C., Verhoeven J.T.A. & Soons M.B., 2017. Effects of increased flooding on riparian vegetation: Field experiments simulating climate change along five European lowland streams. *Glob Change Biol* **23**(8), 3052–3063.
- Genuer R., Poggi J.-M. & Tuleau-Malot C., 2015. VSURF: An R package for variable selection using random forests. *The R Journal* **7**.
- GEOFIT Expert, 2018. Acquisition lidar topo-bathymétrique sur la Semois : Rapport d’ajustement des données LiDAR.
- Goetz S., 2006. Remote Sensing of Riparian Buffers: Past Progress and Future Prospects. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **42**, 133–143.
- González E., Sher A.A., Tabacchi E., Masip A. & Poulin M., 2015. Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *J. Environ. Manage.* **158**, 85–94.
- Gurnell A., 2014. Plants as river system engineers. *Earth Surf. Process. Landforms* **39**(1), 4–25.
- Gurnell A.M., Corenblit D., García de Jalón D., González del Tánago M., Grabowski R.C., O’Hare M.T. & Szewczyk M., 2016. A Conceptual Model of Vegetation-hydrogeomorphology Interactions Within River Corridors. *River Res. Applic.* **32**(2), 142–163.
- 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**(1–4), 63–83.
- Haralick R., Shanmugam K. & Dinstein I., 1973. Textural Features for Image Classification. *IEEE Trans Syst Man Cybern* **SMC-3**, 610–621.
- Hayes M.M., Miller S.N. & Murphy M.A., 2014. High-resolution landcover classification using Random Forest. *Remote Sensing Letters* **5**(2), 112–121.
- Heinzel J. & Koch B., 2011. Exploring full-waveform LiDAR parameters for tree species classification. *Int. J. Applied Earth Observation and Geoinformation* **13**, 152–160.
- Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliott M., Feld C.K., Heiskanen A.-S., Johnson R.K., Moe J., Pont D., Solheim A.L. & de Bund W. van, 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of The Total Environment* **408**(19), 4007–4019.
- Hill R.A., Wilson A.K., George M. & Hinsley S.A., 2010. Mapping tree species in temperate deciduous woodland using time-series multi-spectral data. *Applied Vegetation Science* **13**(1), 86–99.

- Holmes P.M., Richardson D.M., Esler K.J., Witkowski E.T.F. & Fourie S., 2005. A decision-making framework for restoring riparian zones degraded by invasive alien plants in South Africa. *South African Journal of Science* **101**(11–12), 553–564.
- 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**(5), 501–520.
- Hughes F.M.R., del Tánago M.G. & Mountford J.O., 2012. Restoring Floodplain Forests in Europe. In: Stanturf, J., Madsen, P., Lamb, D. eds. *A Goal-Oriented Approach to Forest Landscape Restoration*, World Forests. Springer Netherlands, Dordrecht, 393–422.
- Hutton C. & Brazier R., 2012. Quantifying riparian zone structure from airborne LiDAR: Vegetation filtering, anisotropic interpolation, and uncertainty propagation. *Journal of Hydrology* **442–443**, 36–45.
- Huylenbroeck L., Laslier M., Dufour S., Georges B., Lejeune P. & Michez A., 2020. Using remote sensing to characterize riparian vegetation: A review of available tools and perspectives for managers. *Journal of environmental management* **267**, 110652.
- Huylenbroeck L., Michez A. & Claessens H., 2019. Guide de gestion des ripisylves. *SPW Editions*.
- Innis S.A., Naiman R.J. & Elliott S.R., 2000. Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* **422–423**, 111–131.
- Isebrands J.G. & Richardson J. (Eds.), 2013. *Poplars and willows: trees for society and the environment*, CABI ; FAO, Boston, MA : Rome.
- Jia, G., E. Shevliakova, P. Artaxo, N. De Noblet-Ducoudré, R. Houghton, J. House, K. Kitajima, C. Lennard, A. Popp, A. Sirin, R. Sukumar, L. Verchot, 2019: Land–climate interactions. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.
- Johansen K. & Phinn S., 2006. Mapping Structural Parameters and Species Composition of Riparian Vegetation Using IKONOS and Landsat ETM+ Data in Australian Tropical Savannas. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **72**.
- Johansen K., Phinn S., Dixon I., Douglas M. & Lowry J., 2007. Comparison of image and rapid field assessments of riparian zone condition in Australian tropical savannas. *Forest Ecology and Management* **240**.
- 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**(11), 2679–2691.
- Johansson M.E., Nilsson C. & Nilsson E., 1996. Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science* **7**(4), 593–598.
- Kashani A.G., Olsen M.J., Parrish C.E. & Wilson N., 2015. A Review of LIDAR Radiometric Processing: From Ad Hoc Intensity Correction to Rigorous Radiometric Calibration. *Sensors* **15**(11), 28099–28128.
- 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**(12), 198.

- Korpela I. & Rohrbach F., 2010. Variation and anisotropy of reflectance of forest trees in radiometrically calibrated airborne line sensor images - Implications to species classification. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives* **38**.
- Kuhn M. & Johnson K., 2013. *Applied Predictive Modeling*, Springer New York, New York, NY.
- Laliberte A.S. & Rango A., 2009. Texture and Scale in Object-Based Analysis of Subdecimeter Resolution Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Imagery. *IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING* **47**(3), 761–770.
- Laslier M., Hubert-Moy L. & Dufour S., 2019. Mapping Riparian Vegetation Functions Using 3D Bispectral LiDAR Data. *Water* **11**(3), 483.
- Lawson J.R., Fryirs K.A., Lenz T. & Leishman M.R., 2015. Heterogeneous flows foster heterogeneous assemblages: relationships between functional diversity and hydrological heterogeneity in riparian plant communities. *Freshw Biol* **60**(11), 2208–2225.
- Le Lay Y.-F., 2007. Les hommes et le bois en rivière. Représentations, pratiques et stratégies de gestion dans le cadre de l'entretien des cours d'eau. Thèse de doctorat : Université Jean Moulin (Lyon, France).
- Liaw A. & Wiener M., 2001. Classification and Regression by RandomForest. *Forest* **23**.
- Lowrance R., Altier L., Newbold D., Schnabel R., Groffman P., Denver J., Correll D., Gilliam W., Robinson J., Brinsfield R., Staver K., Lucas W. & Todd A., 1997. Water Quality Functions of Riparian Forest Buffer Systems in Chesapeake Bay Watershed. *Environmental Management* **21**, 687–712.
- Macfarlane W.W., McGinty C.M., Laub B.G. & Gifford S.J., 2017. High-resolution riparian vegetation mapping to prioritize conservation and restoration in an impaired desert river. *Restoration Ecology* **25**(3), 333–341.
- Malavoi J.R. & Bravard J.P., 2010. *Éléments d'hydromorphologie fluviale*, Comprendre pour agir, Office National de l'Eau et des milieux Aquatiques. VINCENNES, Papier, 223 p.
- Mallinis G., Koutsias N., Tsakiri-Strati M. & Karteris M., 2008. Object-based classification using Quickbird imagery for delineating forest vegetation polygons in a Mediterranean test site. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **63**(2), 237–250.
- Maridet L., Piégay H., Gilard O. & Thévenet A., 1996. L'embâcle de bois en rivière : un bienfait écologique ? un facteur de risques naturels ? *La Houille Blanche* (5), 32–37.
- Maschler J., Atzberger C. & Immitzer M., 2018. Individual tree crown segmentation and classification of 13 tree species using Airborne hyperspectral data. *Remote Sensing* **10**(8).
- Mayer P., Reynolds S., McCutchen M. & Canfield T., 2007. Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers. *Journal of environmental quality* **36**, 1172–80.
- Meybeck M., 2003. Global analysis of river systems: From Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* **358**, 1935–55.
- Michez A., 2016. Caractérisation multi-échelle des bandes riveraines des cours d'eau wallons par télédétection active et passive. Thèse de doctorat : Université de Liège (Liège, Belgique).
- 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., 2016. Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from unmanned aerial system. *Environ Monit Assess* **188**(3), 146.
- Michez A., Piégay H., Toromanoff F., Brogna D., Bonnet S., Lejeune P. & Claessens H., 2013. LiDAR derived ecological integrity indicators for riparian zones: Application to the Houille river in Southern Belgium/Northern France. *Ecological Indicators* **34**, 627–640.
- Moore R.D., Spittlehouse D.L. & Story A., 2005. Riparian Microclimate and Stream Temperature Response to Forest Harvesting: A Review1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **41**(4), 813–834.
- Moulin B., 2005. Variabilité spatiale et temporelle du bois mort dans le réseau hydrographique de l'Isère à l'amont de Grenoble. Thèse de doctorat : Université Jean Monnet (Saint-Etienne).
- 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.
- Naiman R.J., Decamps H. & McClain M.E., 2005. *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*, Elsevier, 445.
- Nally R.M., Cunningham S.C., Baker P.J., Horner G.J. & Thomson J.R., 2011. Dynamics of Murray-Darling floodplain forests under multiple stressors: The past, present, and future of an Australian icon. *Water Resources Research* **47**(12).
- Nisbet T., Silgram & Shah, 2011. Woodland for Water: Woodland measures for meeting Water Framework Directive objectives 156. Forest Research Monograph, 4, Forest Research, Surrey, 156pp.
- Nylén T., Kasvi E., Salmela J., Kaartinen H., Kukko A., Jaakkola A., Hyypä J. & Alho P., 2019. Improving distribution models of riparian vegetation with mobile laser scanning and hydraulic modelling. *PLoS ONE* **14**(12), e0225936.
- Olson D.H., Anderson P.D., Frissell C.A., Welsh H.H. & Bradford D.F., 2007. Biodiversity management approaches for stream-riparian areas: Perspectives for Pacific Northwest headwater forests, microclimates, and amphibians. *Forest Ecology and Management* **246**(1), 81–107.
- Ørka H.O. & Hauglin M., 2016. Use of remote sensing for mapping of non-native conifer species (Report), 76, Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Osterkamp W.R. & Hupp C.R., 2010. Fluvial processes and vegetation — Glimpses of the past, the present, and perhaps the future. *Geomorphology* **116**(3–4), 274–285.
- Petit F., Hallot É., Houbrechts G. & Mols J., 2005. Évaluation des puissances spécifiques de rivières de moyenne et haute Belgique. *Bulletin de la Société géographique de Liège*. **46**, 37-50.
- Piégay H., Lay Y.-F.L. & Moulin B., 2004. Les risques liés aux embâcles de bois dans les cours d'eau: état des connaissances et principes de gestion 13. In Vallauri D., André J., Dodelin B., Eynard-Machet R. et Rambaud D. (coord.), Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes. Paris, Lavoisier et Editions Tec & Doc, p. 193-202.
- Piégay H., Pautou G. & Ruffinoni C., 2003. *Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion*, Forêt privée française, 468.
- Poff B., Koestner K.A., Neary D.G. & Henderson V., 2011. Threats to Riparian Ecosystems in Western North America: An Analysis of Existing Literature1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **47**(6), 1241–1254.

- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Raczko E. & Zagajewski B., 2017. Comparison of support vector machine, random forest and neural network classifiers for tree species classification on airborne hyperspectral APEX images. *European Journal of Remote Sensing* **50**, 144–154.
- Richardson D., Holmes P., Esler K., Galatowitsch S., Stromberg J., Kirkman S., Pyšek P. & Hobbs R., 2007. Riparian vegetation: Degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* **13**, 126–139.
- Richter R., Reu B., Wirth C., Doktor D. & Vohland M., 2016. The use of airborne hyperspectral data for tree species classification in a species-rich Central European forest area. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **52**, 464–474.
- Sauquet E., Javelle P. & Le Clerc S., 2003. Description des régimes hydrologiques des hautes-eaux : nouvelle formulation pour l'analyse en débit-durée-fréquence et applications en ingénierie. *Ingénieries eau-agriculture-territoires* (34), 3–15.
- Schmutz S. & Sendzimir J. (Eds.), 2018. *Riverine Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future*, Aquatic Ecology Series, Springer International Publishing.
- Solari L., Van Oorschot M., Belletti B., Hendriks D., Rinaldi M. & Vargas-Luna A., 2016. Advances on Modelling Riparian Vegetation-Hydromorphology Interactions. *River Res. Applic.* **32**(2), 164–178.
- Sosa L.L. de, Glanville H.C., Marshall M.R., Abood S.A., Williams A.P. & Jones D.L., 2018. Delineating and mapping riparian areas for ecosystem service assessment. *Ecohydrology* **11**(2), e1928.
- Stallins J., 2006. Geomorphology and ecology: Unifying themes for complex systems in biogeomorphology. *Geomorphology* **77**, 207–216.
- 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 Res. Applic.* **21**(7), 719–737.
- Stella J.C. & Bendix J., 2019. Multiple Stressors in Riparian Ecosystems. In: *Multiple Stressors in River Ecosystems*. Elsevier, 81–110.
- Stewart J.S., Wang L., Lyons J., Horwath J.A. & Bannerman R., 2001. Influences of Watershed, Riparian-Corridor, and Reach-Scale Characteristics on Aquatic Biota in Agricultural Watersheds1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* **37**(6), 1475–1487.
- Strasser T. & Lang S., 2015. Object-based class modelling for multi-scale riparian forest habitat mapping. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Special Issue on Earth observation for habitat mapping and biodiversity monitoring **37**, 29–37.
- Stumpf A. & Kerle N., 2011. Object-oriented mapping of landslides using Random Forests. *Remote Sensing of Environment* **115**(10), 2564–2577.
- Sun Y., Huang J., Ao Z., Lao D. & Xin Q., 2019. Deep learning approaches for the mapping of tree species diversity in a tropical wetland using airborne LiDAR and high-spatial-resolution remote sensing images. *Forests* **10**(11).
- Szegedy C., Wei Liu, Yangqing Jia, Sermanet P., Reed S., Anguelov D., Erhan D., Vanhoucke V. & Rabinovich A., 2015. Going deeper with convolutions. In: *2015 IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR)*. Presented at the 2015 IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR), 1–9.

- Tabacchi E., Lambs & Guillo, 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes  
19. HYDROLOGICAL PROCESSES *Hydrol. Process.* **14**, 2959±2976 (2000)
- Tockner K. & Stanford J.A., 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Envir. Conserv.* **29**(3), 308–330.
- Turner M.G., Gergel S.E., Dixon M.D. & Miller J.R., 2004. Distribution and abundance of trees in floodplain forests of the Wisconsin River: Environmental influences at different scales. *Journal of Vegetation Science* **15**(6), 729–738.
- Vega C. & Durrieu S., 2010. Extraction de paramètres d'arbre à partir de modèles numériques de canopée lidar. *Revue Francaise de Photogrammetrie et de Teledetection* **191**, 62–71.
- Verry E., Dolloff C. & Manning M., 2004. Riparian ecotone: A functional definition and delineation for resource assessment. *Water Air and Soil Pollution Focus* **4**, 67–94.
- Ward J.V., Tokner K. & Schiemer F., 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1. *Regulated Rivers: Research & Management*.
- Yu X., Hyypä 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**(2), 108.
- Zhang K., Chen S.-C., Whitman D., Shyu M.-L., Yan J. & Zhang C., 2003. A progressive morphological filter for removing nonground measurements from airborne LIDAR data. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on* **41**, 872–882.