

---

## **Estimation du volume de bois des forêts riveraines afin d'en appuyer la gestion : Approche régionale par télédétection**

**Auteur** : Huylbroeck, Léo

**Promoteur(s)** : Michez, Adrien; Claessens, Hugues

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

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

**Année académique** : 2016-2017

**URI/URL** : <http://hdl.handle.net/2268.2/3014>

---

### *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.*

---

**ESTIMATION DU VOLUME DE BOIS DES  
FORETS RIVERAINES AFIN D'EN APPUYER LA  
GESTION : APPROCHE REGIONALE PAR  
TELEDETECTION**

**LEO HUYLENBROECK**

**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 2016-2017**

**CO-PROMOTEURS: ADRIEN MICHEZ  
HUGUES CLAESSENS**

*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.*

# Remerciements

Ce mémoire n'aurait pas été possible ou aussi enrichissant sans le concours de nombreuses personnes.

Mes premiers remerciements vont à mes co-promoteurs Adrien Michez et Hugues Claessens pour m'avoir aidé à trouver un projet qui rejoint mes aspirations, et guidé lors de sa réalisation. Merci également pour la confiance qu'ils m'ont témoignée.

Ce projet a été rendu possible grâce à l'intervention de Pierre Otte, gestionnaire DCENN du secteur de Neufchâteau. Je le remercie de m'avoir fait confiance, de m'avoir fait bénéficiaire de son expérience précieuse, d'avoir mobilisé les ressources et le temps nécessaires à la réalisation de cette étude, en particulier pour le chantier de cubage. Je remercie par la même occasion Virginie Cuvelier du district de Marche-en-Famenne, pour sa disponibilité, sa spontanéité et son travail « en coulisse ».

Je remercie également toutes les personnes qui ont été présentes lors des phases de terrain ou lors des chantiers. Je remercie d'abord Coralie (faculté de Gembloux) pour son énergie et sa compagnie, ainsi que pour son expertise lors de l'élaboration des protocoles de terrain. Merci à Pierrot, Oli et Bruno (entreprise Pseudobois), et à M. Lavianne, Guy, George et Andreï (entreprise Quintelier). C'est un plaisir de travailler avec des personnes volontaires, compétentes et chaleureuses ! Merci aussi à mes amis appelés en renfort - et parfois un peu en urgence - dans les moments « chauds » : Paulin, Rodrigue, Clément, Blandine.

Ce mémoire a bénéficié de l'apport plus ponctuel d'un grand nombre de personnes, tant qu'il serait difficile de citer la contribution de chacun. Merci au personnel du département forêt de la faculté de Gembloux pour ses conseils, expertises, réflexions, relectures. Merci à tous les gestionnaires de cours d'eau enquêtés pour le temps qu'ils m'ont accordé : ils ont considérablement enrichi ce travail et ma compréhension du métier.

Je remercie mes camarades TFistes qui ont égayé mon quotidien pendant ces 6 derniers mois. Grâce à eux, il n'a jamais été pénible de se rendre au bureau pour travailler !

Enfin, je remercie mille fois les membres de ma famille pour leur soutien indéfectible et pour ne pas m'avoir tenu rigueur de mes absences, même dans les moments difficiles où ma présence aurait été souhaitée auprès d'eux. Pour mon frère :

*Garde courage, la vie est là*

*Regarde ce saule fracassé*

*Rejetant mille perches vigoureuses*

*Rêveuses, mais pugnaces, mille perches*

*Crevant le toit des carpophores*

*Comme autant de pieds de nez à la mort*

# Résumé

---

La forêt riveraine est définie dans le cadre de cette étude comme l'élément boisé situé à l'interface des lits mineur et majeur. Afin de tirer le meilleur parti des services écosystémiques et de minimiser les nuisances liées à la présence d'une forêt riveraine, une gestion différenciée selon le contexte local (dite sectorisée) est nécessaire. En Wallonie, l'approche PARIS vise à concrétiser cette sectorisation. Elle prévoit notamment l'établissement de plans de gestion. Ceux-ci impliquent une caractérisation objective et continue de l'état de la forêt riveraine.

La contribution principale de ce mémoire est le développement d'un indicateur spatialisé à l'échelle régionale : le volume de bois sur pied sur les marges des cours d'eau. Cet indicateur renseigne du degré de développement de la forêt riveraine et de l'opportunité de valoriser le bois issu des chantiers d'entretien. Le volume est estimé par une approche de télédétection orientée objet : le volume de bois est relié aux caractéristiques du houppier (aire, hauteur) sur un MNH lidar. Malgré des biais liés à la structure de la végétation, le volume est estimé de manière satisfaisante à l'échelle opérationnelle. Des tarifs de cubage spécifiques aux arbres de la forêt riveraine, nécessaires à la réalisation de l'étude, constituent un deuxième outil à part entière.

Ce mémoire comporte également une réflexion sur l'évolution des pratiques d'entretien de la forêt riveraine : sectorisation des interventions, planification, organisation des chantiers d'entretien, valorisation du bois issu de ces chantiers. Nous mettons en évidence des disparités dans les pratiques selon le contexte régional, le gestionnaire. Nous concluons que la mise en place des plans de gestion s'accompagnera de l'agrandissement et du rassemblement des chantiers, tout du moins en milieu rural. Une telle évolution ouvre des perspectives quant à la valorisation du bois issu de ces chantiers.

## Summary

---

To make the most of ecosystemic services while minimising the disamenities linked to wooded riparian zones, it is necessary to adopt sectorised, context-dependant management practices. In Wallonia, the PARIS approach aims to answer this issue and envisages the setting up of management plans. Such plans require an objective and continuous characterisation of wooded riparian zones.

The main contribution of this study is the development of an indicator at the regional scale : the standing wood volume along watercourses. This indicator informs about the degree of development of riparian forests and about the opportunity to valorise wood coming from management operations. The volume is estimated with an object-based image analysis from remote sensed data : wood volume is linked to tree crowns characteristics (area, height) on a lidar DHM. Despite biases linked to the forest structure, the volume is satisfactorily estimated at the operational scale. Volume equations that link the wood volume of riparian trees to their circumference were produced within the framework of the study. They can be used as an independant tool as well.

This master thesis also includes considerations on the evolution of management practices : sectorisation of interventions, planification, organisation of logging operations, valorisation of wood. We highlight that management practices are highly variable depending on the geographical context and the person in charge. We conclude that the setting up of management plans will lead to the gathering and the enlargement of logging sites, at least in rural areas. Such an evolution opens new prospects for the valorisation of wood coming from management operations.

# Table des matières

---

1.	Introduction générale.....	1
2.	Introduction et synthèse bibliographique.....	2
2.1.	De la nécessité d'intervenir sur les marges boisées des cours d'eau.....	2
2.1.1.	Contexte historique.....	2
2.1.2.	La forêt riveraine comme source de nuisances.....	3
2.1.2.1.	Mécanismes et facteurs de production de bois mort.....	3
2.1.2.2.	Conséquences hydrologiques.....	4
2.1.2.3.	Le bois mort comme nuisance.....	4
2.2.	De l'intérêt de conserver une forêt riveraine fonctionnelle.....	6
2.2.1.	Lutte contre les inondations.....	6
2.2.2.	Mitigation de l'érosion.....	6
2.2.3.	Habitat de grande valeur biologique.....	7
2.2.3.1.	Communautés piscicoles.....	7
2.2.3.2.	Avifaune.....	8
2.2.4.	Amélioration de la qualité de l'eau.....	8
2.2.5.	Ressource en bois.....	9
2.2.6.	Paysage, culture, tourisme.....	9
2.3.	Vers une sectorisation et une planification de la gestion des cours d'eau en Wallonie.....	10
2.3.1.	Concept de sectorisation.....	10
2.3.2.	Cas de la Wallonie.....	11
2.3.2.1.	Législation et responsabilités.....	11
2.3.2.2.	Plans PARIS.....	12
2.4.	De l'usage de la télédétection dans le contexte des cours d'eau.....	13
2.5.	Objectif de l'étude.....	14
3.	Description de la zone d'étude.....	14
4.	Méthodologie et résultats.....	16
4.1.	Aperçu général.....	16
4.2.	Données cartographiques utilisées.....	16
4.2.1.	Données lidar.....	16
4.2.2.	Orthophotos.....	16
4.2.3.	Atlas des cours d'eau non navigables.....	17
4.3.	Tarifs de cubage.....	17
4.3.1.	Méthodologie.....	17
4.3.1.1.	Cas d'étude et contexte.....	17
4.3.1.2.	Mesures dendrométriques.....	17

4.3.1.3.	Construction des relations allométriques .....	20
4.3.2.	Résultats .....	20
4.3.2.1.	Tarif pour l'aulne .....	20
4.3.2.2.	Tarif pour le saule.....	22
4.3.2.3.	Tarif toutes essences.....	23
4.3.2.4.	Comparaison avec les tarifs régionaux pour l'aulne .....	24
4.3.2.5.	Prédiction du volume de branches Vb .....	25
4.4.	Construction d'une relation allométrique Volume = f(aire du houppier, hauteur de l'arbre) .....	27
4.4.1.	Méthodologie .....	27
4.4.1.1.	Inventaire de terrain .....	27
4.4.1.2.	Construction du modèle prédictif .....	27
4.4.2.	Résultats .....	28
4.4.2.1.	Résultats de la campagne de mesure.....	28
4.4.2.2.	Comparaison des mesures de terrain avec les mesures obtenues par photointerprétation/lidar .....	30
4.4.2.3.	Modèle prédictif.....	31
4.4.2.4.	Effet de l'essence, du tronçon, de la structure .....	33
4.5.	Délimitation automatique des houppiers .....	35
4.5.1.	Méthodologie .....	35
4.5.1.1.	Type de segmentation utilisé .....	35
4.5.1.2.	Evaluation de l'erreur.....	35
4.5.2.	Résultats .....	37
4.5.2.1.	Qualité de la segmentation .....	37
4.6.	Prédiction du volume et production d'une carte pour l'ensemble du linéaire .....	39
4.6.1.	Méthodologie .....	39
4.6.1.1.	Délimitation de la bande riveraine.....	39
4.6.1.2.	Division du linéaire en unités hiérarchisées.....	39
4.6.2.	Résultats .....	41
4.7.	Evaluation empirique de l'erreur.....	44
4.7.1.	Méthodologie .....	44
4.7.2.	Résultats .....	45
5.	Discussion des résultats .....	48
5.1.	Tarifs de cubage.....	48
5.1.1.	Choix d'une découpe « 40 cm branches comprises » .....	48
5.1.2.	Validité des tarifs V40 à l'échelle locale.....	48
5.1.3.	Mesure du volume de branches .....	49
5.1.4.	Validité à l'échelle régionale .....	49
5.2.	Construction d'un modèle allométrique .....	51
5.2.1.	Extraction manuelle des variables de hauteur et d'envergure.....	51

5.2.2.	Variables d'influence non prises en compte par le modèle.....	52
5.3.	Segmentation .....	54
5.3.1.	Gamme de conditions rencontrées .....	55
5.3.2.	Structure de la canopée.....	55
5.3.3.	Qualité de la couche de référence.....	55
5.3.4.	Adéquation de la segmentation avec les objectifs de l'étude .....	56
5.4.	Délimitation du cours d'eau .....	56
5.5.	Synthèse des sources d'erreur sur l'estimation du volume .....	57
5.5.1.	Comportement de l'erreur en conditions contrastées .....	57
5.5.2.	Comportement de l'erreur lors de l'agrégation de tronçons .....	58
5.6.	Distribution du volume.....	59
5.7.	Utilisation des outils développés.....	60
5.8.	Pistes d'amélioration .....	61
5.8.1.	Estimation de volumes au sol .....	61
5.8.2.	Estimation aérienne.....	62
5.8.2.1.	Alimentation du modèle .....	62
5.8.2.2.	Procédé de segmentation .....	62
5.8.2.3.	Intégration d'autres variables explicatives .....	63
5.8.2.4.	Validation .....	63
6.	Réflexions et perspectives pour la gestion des forêts riveraines .....	64
6.1.	L'entretien des ripisylves en Wallonie en pratique .....	64
6.1.1.	Où et quand intervenir ?.....	64
6.1.2.	Comment intervenir ?.....	65
6.1.3.	Organisation des chantiers .....	65
6.1.4.	Valorisation du bois .....	66
6.1.5.	Ressenti vis-à-vis de l'approche et de l'outil PARIS .....	67
6.2.	De l'opportunité de mieux valoriser le bois issu de l'entretien de la forêt riveraine .....	68
6.2.1.	Estimation du contenu énergétique du bois des forêts riveraines.....	68
6.2.2.	Bénéfices d'une politique de valorisation du bois .....	69
6.2.3.	Obstacles à la valorisation énergétique.....	69
6.2.4.	Pistes pour une meilleure valorisation .....	70
6.3.	Perspectives de recherche.....	71
6.3.1.	Considérations générales.....	71
6.3.2.	Indicateurs d'aide à la gestion .....	72
6.3.3.	Valorisation du bois .....	72
7.	Conclusion .....	73
8.	Bibliographie .....	74



# 1. Introduction générale

L'espace riverain peut être zoné latéralement selon la fréquence de la présence du cours d'eau. On distingue en général le lit mineur, occupé par le cours d'eau pour un débit inférieur à son débit moyen, et le lit majeur, occupé par le cours d'eau lors des crues exceptionnelles (Malavoi & Bravard, 2010).

A l'interface entre les lits mineur et majeur, une zone est souvent désignée mais rarement définie : la bande riveraine. Elle est soumise à des flux importants de matière et d'énergie transportés par le cours d'eau. Elle est souvent végétalisée. La formation ligneuse située sur les bandes riveraines, qui est notre objet d'étude, sera dénommée « forêt riveraine » dans la suite du travail. Ce terme ne se rapporte qu'à la position de la formation et pas à des aspects écologiques, contrairement aux termes de « ripisylve » ou de « forêt alluviale ». Des plantations artificielles peuvent ainsi être considérées comme des forêts riveraines (Michez, 2016).

Les forêts riveraines sont le siège de nombreux enjeux. La reconnaissance plus ou moins importante de ces enjeux à travers l'histoire s'est traduite par une évolution des modalités de gestion. A l'exploitation économique a succédé la sécurisation des biens et personnes, dans le cadre de la lutte contre les inondations (Combe, 2003). Aujourd'hui, les enjeux écologiques, sociaux, paysagers sont également envisagés. L'approche PARIS (Programmes d'Action sur les Rivières par une approche Intégrée et Sectorisée) vise à concilier ces enjeux par une gestion différenciée selon les contextes locaux. Il s'agit également de planifier les interventions, aujourd'hui plutôt réactives. La cartographie et la télédétection se dessinent comme des outils de choix pour appuyer la planification. Ils sont largement utilisés en gestion forestière comme en rivière (Klemas, 2014).

La présente étude vise à proposer un indicateur appuyant la planification des interventions en forêt riveraine pour le secteur DCENN (direction des cours d'eau non navigables) de Neufchâteau : le volume de bois. Il est estimé par télédétection. Il s'agit un indicateur synthétique du degré de développement de la forêt riveraine. Il constitue également une information de base pour envisager la valorisation économique du bois issu des chantiers d'entretien, qui pourrait partiellement financer ces derniers.

Ce mémoire est structuré en 6 grandes parties. La première partie (2) est une introduction bibliographique relative à l'histoire et aux enjeux de la gestion des forêts riveraines, au cas particulier de la Wallonie et à l'utilisation de la télédétection en rivière. Suivent une description de la zone d'étude (3), la méthodologie et les résultats (4) et la discussion des résultats relatifs à l'estimation du volume de bois des forêts riveraines (5). Une réflexion libre est ensuite initiée sur la mise en œuvre de l'approche PARIS et la possibilité de valoriser le bois issu des entretiens de la forêt riveraine (6). Cette réflexion s'appuie essentiellement sur une série d'entretiens menés avec différents gestionnaires de cours d'eau en Région wallonne.

## 2. Introduction et synthèse bibliographique

Cette introduction est structurée en cinq parties. La première partie retrace l'**histoire** des forêts riveraines européennes et clarifie les **motifs pour lesquelles elles sont entretenues** (2.1). La deuxième partie modère ces motifs : les différents **services écosystémiques** associés aux forêts riveraines y sont discutés (2.2). La troisième partie présente le **contexte wallon** de la gestion des cours d'eau et introduit le concept de **sectorisation** (2.3). La quatrième partie introduit la **télé-détection** comme outil pour l'étude des forêts riveraines (2.4), et la cinquième partie détaille les **objectifs** de l'étude (2.5).

### 2.1. De la nécessité d'intervenir sur les marges boisées des cours d'eau

#### 2.1.1. Contexte historique

Au début du XX<sup>e</sup> siècle, les marges de la plupart des cours d'eau d'Europe occidentale sont ouvertes et entretenues *de facto* par les riverains. Ceux en tirent du bois de chauffe, des fourrages, des perches pour la vannerie, lorsque l'exploitation agricole ne se poursuit pas au ras de la rivière. Le bois qui tombe dans le cours d'eau est largement récupéré car il est encore une ressource. Les nombreuses mutations de notre société, et en particulier l'évolution des pratiques agricoles, ont changé la donne (Dufour, Moulin & Piégay, 2003). Suivant une tendance déjà amorcée à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle, les terres non exploitées se sont enfrichées et ont été colonisées par la forêt pionnière, qui a vieilli. Toutes les régions n'ont pas connu le phénomène avec la même intensité : les régions herbagères y sont moins sujettes (Le Lay & Piégay, 2007). Sur l'ensemble de la Wallonie, 74% des cours d'eau sont bordés par un corridor boisé (Debruxelles *et al.*, 2009).

Au cours de la fin du XIX<sup>e</sup> et au XX<sup>e</sup> siècle, l'Etat prend une place de plus en plus importante dans la gestion des cours d'eau, jusqu'alors essentiellement sous la responsabilité des propriétaires riverains. En Wallonie, les lois de 1950 et de 1967 sur les cours d'eau non navigables consacrent la tendance en établissant la présomption de propriété de l'autorité publique sur le lit des cours d'eau et leurs berges, et en dispensant les propriétaires des travaux de curage. Avec d'autres réglementations, les droits du propriétaire à intervenir sur les abords du cours d'eau sont également réduits (Aubin & Varone, 2001). En parallèle, et peut-être un peu par voie de conséquence, les résidents ou usagers des bords d'un cours d'eau ne s'accommodent plus de ses méfaits et imputent les problèmes d'inondation ou d'érosion aux autorités publiques (Petit *et al.*, 1999).

L'entretien des cours d'eau (notamment abattage, curage et surtout enlèvement d'embâcles) est ainsi souvent demandé par les propriétaires riverains à l'administration (Le Lay, 2007). En Wallonie, l'entretien est réalisé sur la plupart des cours d'eau en milieu agricole (Mouchet *et al.*, 2005). Pourtant, depuis les années 70, de nombreux travaux d'écologues et de géographes consacrent la place du bois mort dans les écosystèmes, et plaident pour des interventions moins systématiques (Le Lay, 2007). Dans de nombreux pays du monde et en Wallonie, la réintroduction de bois mort est populaire dans les programmes visant à restaurer la naturalité des cours d'eau (Le Lay & Piégay, 2007, Peeters, de le Court & Verniers, 2013).

Au vu de l'ancienneté de l'occupation des marges des cours d'eau en Europe, nous ne disposons pas d'une référence pour leur évolution naturelle en absence d'intervention anthropique. Peu de nations disposaient d'une administration lors du déboisement des rivières : celui-ci a généralement été précoce car les rivières constituaient une voie de transport privilégiée (Montgomery *et al.*, 2003). On dispose de références pour certaines forêts tempérées d'Amérique du Nord. Sedell & Luchessa (1982) étudient les témoignages des explorateurs américains du XVIII-XIX<sup>e</sup> siècle, qui décrivent des cours d'eau au fonctionnement lourdement influencé par le bois mort, marécageux, sans chenal principal. A l'extrême, le *great raft*, un embâcle de plusieurs centaines de kilomètres de long, encombrait jusqu'au XIX<sup>e</sup> siècle la *Red River* (affluent du Mississippi) (Le Lay, 2008). De tels cas existent encore, avec par exemple un embâcle de 3 km de long sur la rivière Saint-Jean en Gaspésie (Québec) (Boivin, Buffin-Belanger & Piégay, 2015).

Pour sûr, les cours d'eau wallons ou plus généralement européens sont bien loin de ces images fantasmagoriques. Néanmoins, Le Lay (2007), par une analyse diachronique d'articles de presse, de plaintes et de signalements d'embâcles dans le bassin de l'Isère, conclut que nous nous situons dans une phase d'instabilité transitionnelle, caractérisée par des entrées de bois mort croissantes. L'entretien quasi-systématique des cours d'eau, en plus d'être dommageable pour notre patrimoine naturel, deviendrait alors en prime un coût non supportable pour la collectivité.

## 2.1.2. La forêt riveraine comme source de nuisances

La présence d'une forêt riveraine peut être source de nuisances, en particulier en tant que source de bois mort, pouvant générer des embâcles. La présente partie vise à synthétiser les **mécanismes et les facteurs de production de bois mort**, les **modifications du régime hydrologique** qui y sont associées, et les **nuisances** qui peuvent justifier son enlèvement du cours d'eau.

### 2.1.2.1. Mécanismes et facteurs de production de bois mort

De nombreux auteurs ont tenté de mettre en relation le caractère producteur de bois mort de la forêt riveraine avec ses caractéristiques et celles des berges. Les processus impliqués sont chroniques (sénescence et mortalité des arbres de berge, castor, érosion chronique) ou épisodiques (tempête, crue morphogène, épidémie) (Moulin, 2005). Ils interviennent dans des proportions différentes selon la nature des boisements et la morphologie du cours d'eau.

Les caractéristiques (structure, composition, état sanitaire) de la forêt riveraine déterminent la quantité de bois mort qui sera produite et stockée dans le cours d'eau. Les arbres ont d'autant plus de chance de tomber dans le cours d'eau qu'ils sont hauts et proches : 70 à 90% des arbres se retrouvant dans le cours d'eau viennent des 30 premiers mètres autour de la berge (Van Sickle & Gregory 1990). La densité des peuplements est déterminante pour la quantité de bois qui peut être transférée au cours d'eau. L'état de santé et l'âge de la forêt riveraine impactent également la production (Montgomery *et al.*, 2003). Enfin, le comportement du bois mort une fois dans l'eau dépendra de la forme et de la taille des débris, elles-mêmes sous contrôle de la nature de la végétation ligneuse (Moulin, 2005).

Les caractéristiques du cours d'eau lui-même influencent également la production de bois mort. Le style fluvial et le régime hydrologique (intensité, périodicité et saisonnalité des crues) contrôlent son entrée et sa mobilité (Moulin, 2005). Wallerstein & Thorne (2004) indiquent que le principal

processus de production est l'érosion des berges (73%, à parts égales l'érosion en nappe et en masse) et que l'observation de ce processus doit permettre de prédire les tronçons producteurs.

Les actions anthropiques complètent ce tableau complexe. Les travaux visant à améliorer l'écoulement, en déconnectant le cours d'eau de sa plaine alluviale, tendent à diminuer le transfert du bois des berges vers le cours d'eau. Les interventions directes sur la forêt riveraine (abattages sélectifs ou déboisements) diminuent les entrées de bois mort dans les cours d'eau. Néanmoins, des abattages sans évacuation du matériel ligneux dans des zones difficiles d'accès augmentent les entrées (Moulin, 2005).

#### 2.1.2.2. Conséquences hydrologiques

La présence de bois dans un cours d'eau influence à différentes échelles l'écoulement, la dynamique des sédiments et la morphologie du cours d'eau.

Les arbres tombés dans le cours d'eau, lorsqu'ils sont de taille suffisante, servent de noyau pour l'accumulation d'autres débris et de sédiments, formant ainsi un embâcle (Moulin, 2005). Selon sa forme et sa taille, le régime hydrologique sera différemment perturbé. Si l'embâcle obstrue complètement la section du cours d'eau, il se produit à l'amont une augmentation du niveau d'eau, une diminution de la vitesse du courant et la sédimentation des particules minérales. A l'aval, le débit de pointe est réduit. Lors des crues, une fosse de dissipation est créée, entraînant un affouillement du lit. Au contraire, si l'embâcle n'obstrue que partiellement le cours d'eau, il concentre l'écoulement sur une section plus faible, ce qui provoque une accélération et une augmentation locale des forces érosives (Maridet *et al.*, 1996).

A plus grande échelle, le bois modifie sensiblement les conditions d'écoulement lorsqu'il est présent en quantité : il diminue l'espacement entre les mouilles, réduit la capacité de transport des sédiments, modifie la largeur du cours d'eau, favorise la création de zones marécageuses et de chenaux multiples, d'îles (Montgomery *et al.*, 2003, Gurnell & Petts, 2002).

Ces modifications de l'écoulement, si elles font partie intégrante de la dynamique des écosystèmes fluviaux en région tempérée, peuvent mener à des nuisances pour les infrastructures humaines.

#### 2.1.2.3. Le bois mort comme nuisance

Dans le cas où l'arbre tombe en biais dans le cours d'eau sans l'obstruer (formation d'un *deflector jam*<sup>1</sup>), une encoche d'érosion peut se former sur une des deux berges exposée à un courant rapide. Une érosion en masse peut aussi être provoquée par la présence d'arbres instables sur la berge (Wallerstein & Thorne, 2004). Le processus d'érosion fait partie intégrante du fonctionnement des cours d'eau, mais peut endommager les infrastructures (notamment routières) ou entraîner des pertes de revenus ou foncières pour les agriculteurs. Un embâcle obstruant un ouvrage d'art peut provoquer un affouillement des fondations de celui-ci et sa déstabilisation (Dufour & Piégay, 2006).

Les embâcles obstruant complètement le cours d'eau peuvent également provoquer des inondations locales. Seules les grandes accumulations de bois ont un effet significatif, les embâcles de petite taille n'affectant que peu la section mouillée lors de grandes crues (Maridet *et al.*, 1996). Les embâcles sont surtout dommageables en zone urbaine, sur les ouvrages d'art, que la masse d'eau accumulée

---

<sup>1</sup> Littéralement, un embâcle déflecteur

peut déstabiliser (Dufour & Piégay, 2006). Un risque plus important se pose lors de la rupture d'un ou de plusieurs embâcles retenant une quantité d'eau importante (Shwitter & Bucher, 2009).

Lors de fortes crues, le bois mort peut être mobilisé par le cours d'eau et provoquer des dégâts aux infrastructures humaines. En Suisse, en 2005, le déplacement de plusieurs dizaines de milliers de mètres cubes de bois flottant a provoqué la mort de 6 personnes et des dégâts matériels estimés à plus de 3 milliards de francs suisses, soit 2,7 milliards d'euros (Shwitter & Bucher, 2009). La question des facteurs de mobilisation du bois est loin d'être résolue, bien que de nombreuses études se soient penchées sur le sujet (Moulin, 2005). Le comportement des pièces de bois mort dans le cours d'eau semble d'abord influencé par le rapport de taille  $Sr = L/l$  avec  $L$  la longueur de la pièce et  $l$  la largeur du cours d'eau. Les cours d'eau où le rapport  $Sr$  de la plupart des débris est inférieur à 1 possèdent le plus grand potentiel de déplacement, alors les cours d'eau plus étroits s'encombrent d'embâcles. Dans les cours d'eau de taille moyenne, la mobilité du bois flottant est déterminée par la présence d'obstacles que peuvent constituer des troncs entiers tombés en travers du cours d'eau. D'autres caractéristiques des débris influencent leur mobilité, comme leur géométrie (qui détermine leur rugosité), leur flottabilité (déterminée notamment par leur densité), leur propension au rejet et à la multiplication végétative. Ce dernier cas concerne surtout les *Salicaceae*, qui peuvent s'ancrer aux sédiments alluviaux à l'aide de racines adventives (Gurnell *et al.*, 2002).

La présence d'embâcles peut empêcher la navigation ou la rendre dangereuse, qu'il s'agisse de bateaux sur de grands cours d'eau navigables ou d'embarcations de loisir (kayaks) sur des cours d'eau d'ordre inférieur (Moulin, 2005).

Enfin, le bois mort en rivière souffre d'une image négative. D'une part, il peut s'accumuler avec d'autres déchets et générer une pollution visuelle et odorante au droit des ouvrages (Moulin, 2005). D'autre part, il rompt avec le caractère « pur » du cours d'eau, et est parfois retiré par hygiénisme dans les sociétés occidentales. Une rivière présentant du bois mort est perçue comme moins belle, plus sauvage, dangereuse, et nécessitant une intervention. Les pratiques d'entretien s'inscrivent dans une tradition organiciste<sup>2</sup> du libre écoulement des eaux, bien ancrée dans l'imaginaire collectif et perpétuée dans la législation de nombreux pays et de la Wallonie (Le Lay & Piégay, 2007). Cette tradition, couplée au transfert tardif de connaissances des scientifiques vers les gestionnaires, peut expliquer la difficulté d'aller vers une gestion raisonnée et économique des forêts riveraines (Dufour & Piégay, 2006). Pourtant, le bois mort en rivière est aussi pourvoyeur de services, et son enlèvement systématique est coûteux, voire intenable pour la collectivité. A ce titre, il n'est pas étonnant que de nombreux auteurs ayant travaillé sur la question du bois mort en cours d'eau aient intégré dans leurs recherches un volet de géographie humaine (Dufour, Moulin & Piégay, 2003, Le Lay, 2007).

---

<sup>2</sup> Organicisme : « Doctrine du XIX<sup>e</sup> s. affirmant que l'organisation et le fonctionnement de la société sont comparables aux modes d'organisation et de fonctionnement des organismes vivants » (définition du Larousse de 2007). Le terme est ici à comprendre comme suit : « La rivière est au grand corps de la terre ce que la circulation sanguine est au corps humain » (Le Lay, 2007).

## 2.2. De l'intérêt de conserver une forêt riveraine fonctionnelle

Si le rôle traditionnel de la forêt riveraine comme ressource pour son propriétaire s'est estompé, son rôle générateur de services écosystémiques pour la collectivité est aujourd'hui largement reconnu (Combe, 2003). Lors d'une évaluation contingente menée par Amigues & Desaignes (1998) le long de la Garonne, il est ressorti que le bénéfice sociétal d'une protection des forêts riveraines (contre l'enrochement, la culture ou la sylviculture intensive) est de loin supérieur aux indemnités à verser aux propriétaires pour leur faire accepter une telle protection. Pour cause, les services qu'elles offrent sont nombreux. La présente partie survole ces différents services, qui mériteraient chacun un travail bibliographique conséquent.

### 2.2.1. Lutte contre les inondations

La présence d'une forêt riveraine augmente la rugosité du lit mineur et majeur. D'une part, les marges boisées (végétation non flexible) sont caractérisées par une rugosité importante, et ralentissent la progression de l'inondation dans le lit majeur (Piégay, Peiry & Gazelle, 2003). L'enracinement d'arbres comme l'aulne glutineux (*Alnus glutinosa* L. Gaertn.) augmente également la rugosité des berges (Claessens, 1999). D'autre part, le bois mort ralentit l'écoulement dans le lit mineur, comme le montrent Assani & Petit (1995) dans une rivière ardennaise.

Ce ralentissement, qui ne peut être dissocié du stockage d'eau, diminue le débit maximum et la vitesse de montée des eaux. Il permet donc bien de lutter contre les inondations en aval (Maridet *et al.*, 1996), avec en contrepartie une surélévation du niveau d'eau dans la section boisée.

Ce service est amené à prendre une importance croissante dans le contexte du changement climatique. L'Europe occidentale peut s'attendre à une augmentation des précipitations et de la fréquence des pluies de forte intensité en hiver, qui généreront des inondations de magnitude plus importante, mais surtout plus fréquentes (Alfieri *et al.*, 2015, Prudhomme, Dörte & Svensson, 2003). Malgré des étés globalement plus secs, la fréquence des inondations estivales devrait augmenter avec la brutalité des épisodes pluvieux (Rowell, 2005, Christensen & Christensen, 2003).

### 2.2.2. Mitigation de l'érosion

Tant la forêt riveraine que le bois mort dans l'eau peuvent contribuer à limiter l'érosion des berges.

Premièrement, le ralentissement de l'écoulement et des flux débordants dus à l'augmentation de la rugosité diminuent les forces érosives et favorisent la sédimentation (Piégay, Peiry & Gazelle, 2003).

Deuxièmement, les racines profondes des arbres de berge forment une armature qui stabilise les berges (Shwitzer & Bucher, 2009). Zaimes, Schulz & Isenhardt (2004) démontrent qu'un cordon ligneux limite l'érosion des berges plus qu'une couverture herbacée.

Néanmoins, l'assertion selon laquelle un cordon ligneux dense est la meilleure des protections est à nuancer (Debiais, 2003). Les attributs permettant la meilleure tenue des berges sont un rapport important entre le volume racinaire et aérien, et la flexibilité de l'appareil aérien. Ainsi, l'association d'une végétation herbacée et arbustive offrirait la protection la plus efficace. Les arbres, qui ont généralement un rôle positif sur la tenue de la berge, peuvent aggraver l'érosion par effet de bras de

levier dès lors qu'ils sont hauts, sans végétation basse périphérique, en surplomb de la rivière ou dans le gabarit d'écoulement (Figure 1A). L'enlèvement d'arbres penchés ou affouillés est à ce titre généralement conseillé dans les guides d'entretien de la végétation riveraine (Mouchet *et al.*, 2010, Jund *et al.*, 2000).

Concernant le bois mort, s'il est souvent accusé de provoquer de l'érosion en créant des zones de turbulences ou en concentrant l'écoulement dans une section réduite, il peut être un facteur de mitigation de l'érosion. La création de seuils limite l'incision du cours d'eau, et certains embâcles peuvent former une armature pour la berge (Figure 1B) (Montgomery *et al.*, 2003).



Figure 1 : Rôle ambivalent de la forêt riveraine et du bois mort concernant l'érosion. A: Un chablis a provoqué une érosion en masse de la berge. B: Un arbre tombé favorise la sédimentation sur la rive concave d'un méandre.

### 2.2.3. Habitat de grande valeur biologique

Les forêts riveraines sont potentiellement riches en habitats et en espèces. Cette diversité d'habitats est notamment expliquée par leur qualité d'**écotones** et par le régime de **perturbations** lié au cours d'eau. Les écotones sont des zones de transition entre des taches d'habitat plus homogènes, en l'occurrence aquatiques et terrestres. Les nombreux gradients qui les caractérisent résultent en une hétérogénéité environnementale importante (Ward, Tockner & Schiemer, 1999). Les perturbations créent une mosaïque d'écosystèmes (Decamps, 2003) ou d'éco-unités d'âges multiples (Schnitzler, Gafta & Cornier, 2003).

Les forêts alluviales (à bois tendre ou à bois dur) sont classées en habitats prioritaires à l'annexe 1 de la Directive européenne 92/43/CEE.

En outre, à l'échelle du paysage, la présence de corridors boisés permet le déplacement ou les échanges génétiques des populations animales ou végétales. Il semble que des cordons d'arbres étroits puissent l'assurer, tout du moins en ce qui concerne la faune avicole (Brochot *et al.*, 2003).

#### 2.2.3.1. Communautés piscicoles

Il est régulièrement mis en avant que la présence d'une forêt riveraine et de bois mort sont favorables à la **productivité et la diversité piscicole** des cours d'eau, qu'ils soient cyprinicoles ou

salmonicoles (Mouchet *et al.*, 2005). Ceci s'explique par des modifications d'ordre **structural**, **trophique** et de **température** au sein du cours d'eau.

La présence de racines, de débris ligneux et d'encorbellements associés à la présence d'une forêt riveraine est favorable à la création d'une mosaïque de hauteurs d'eau, de granulométries et de vitesses d'écoulement. En particulier, les zones lenticules générées sont appréciées pour le frai, la croissance des alevins et comme zones refuges lors des inondations ou étiages. Cette assertion est d'autant plus valable dans les cours d'eau larges ou à fond sableux, où le rôle structural du bois ne peut être assuré par des blocs minéraux (Thévenet, Citterio & Haury, 2003, Maridet *et al.*, 1996).

Le poisson représentant un des derniers maillons de la chaîne alimentaire en rivière, les modifications dans les niveaux trophiques inférieurs se répercutent sur la productivité piscicole. La forêt riveraine fournit des nutriments par les pluviollessivats, mais aussi de la matière organique par la chute de feuilles et de petites branches, de déjections, d'exsudats, d'insectes (Thévenet, Citterio & Haury, 2003). Quant aux gros débris de bois mort, s'ils ne constituent pas une ressource alimentaire directe, ils augmentent la disponibilité alimentaire par leur rôle structural. En effet, ils piègent efficacement les plus petits débris, servent de support aux communautés benthiques, et représentent un site de prise alimentaire attractif pour les consommateurs primaires ou secondaires (Moulin, 2005).

La forêt riveraine, par son ombrage, atténue les variations de température au cours de l'année. Cet effet est bénéfique pour la faune aquatique qui supporte généralement mal les températures supérieures à 25°C et la désoxygénation qui les accompagne. De plus, la présence d'une canopée en surplomb du cours d'eau limite le développement d'herbiers, qui provoquent des variations importantes de la teneur en oxygène de l'eau (Thévenet, Citterio & Haury, 2003).

#### 2.2.3.2. Avifaune

Les bords de cours d'eau, écotones par excellence, abritent des oiseaux des milieux forestiers, de lisière et directement liés au cours d'eau. Ces espèces sont souvent liées à un stade de la succession, de la berge dénudée à la forêt de bois dur. Ainsi, la diversité maximale est obtenue avec une gestion (la non-intervention étant entendue comme un acte de gestion) permettant l'expression de tous les stades de la succession à l'échelle du bassin versant (Brochot *et al.*, 2003).

### 2.2.4. Amélioration de la qualité de l'eau

Les marges boisées des cours d'eau sont des **réacteurs biologiques pour l'épuration des eaux** qui transite entre la plaine alluviale et la rivière. Elles associent des mécanismes physico-chimiques (dépôt de matières en suspension), biologiques (absorption et dénitrification) et hydrologiques (fluctuations du niveau d'eau de la rivière et de la nappe). Les stades matures de la succession forestière sont plus efficaces dans l'absorption des nitrates et des phosphates que les prairies et les stades pionniers : le rôle de ces derniers dans l'épuration ne s'active que lorsque la nappe est à moins de deux mètres. Le recyclage des flux latéraux est d'autant plus intense que la bande boisée est large. Le caractère inondable d'une forêt riveraine augmente encore ses capacités épuratoires : les fluctuations d'oxygénation et de désoxygénation activent la nitrification et la dénitrification des effluents agricoles (Ruffinoni, Trémolières & Sanchez-Pérez, 2003).



### **2.2.5.Ressource en bois**

Les terrains alluviaux proches de la nappe phréatique sont des milieux fertiles, à la production primaire plus élevée que les autres écosystèmes forestiers tempérés, quoique très variable selon la formation en place, le contexte géographique, le type de traitement, le degré de connexion avec la nappe (Large *et al.*, 1993). Ces potentialités ont été largement exploitées en populiculture.

La canopée de la forêt riveraine est régulièrement perturbée par la chute ou la mort des arbres suite à l'érosion ou à leur arrachage lors des crues. La disponibilité lumineuse (sources latérales), l'apport régulier en nutriments et en eau engendrent des conditions supra-optimales (Schnitzler, Gafta et Cornier, 2003). Les arbres y répondent en adoptant un comportement ripicole (au sens d'Oldeman, 1972), caractérisé par une forte courbure des troncs compensée par de nombreuses réitérations verticales ou une forte asymétrie des cimes. A ces caractères s'ajoutent les blessures dues aux crues, au bétail, aux machines agricoles, aux pêcheurs. En conséquence, le bois de cours d'eau est souvent impropre à la valorisation en sciage, et les quelques grumes de qualité sont disséminées, ce qui rend le tri difficile.

En plus de la qualité technologique médiocre du bois, plusieurs facteurs rendent sa mobilisation malaisée. On peut invoquer, selon les contextes, la faible exploitabilité (Combe, 2003), le contexte foncier (Mariton & Chabannon, 2003, Biteau *et al.*, 2014), le caractère disséminé ou la faiblesse de la ressource (Colas *et al.*, 2005), le fait que la production de bois ne soit pas la vocation principale des marges boisées (Mariton & Chabannon, 2003), le profil des acteurs impliqués qui n'ont pas toujours une « culture forestière », l'accessibilité et la configuration en réseau de la ressource.

Néanmoins, les dérèglements climatiques et les dérèglements du marché de l'énergie donnent une nouvelle vigueur aux énergies renouvelables, parmi lesquelles le bois-énergie figure en bonne place (Poupeau & Schlosser, 2010). Les gouvernements mettent en place un environnement institutionnel et fiscal au développement de la filière (Ponette, 2007). Il s'en suit une augmentation de la demande, et une compétition intense pour s'approprier la ressource, dont le prix augmente (Poupeau & Scholler, 2010). Cette augmentation du prix de la ressource en bois amène à mobiliser des gisements moins exploitables, qui n'étaient pas rentables auparavant (Ponette, 2007). Si la forêt reste le gisement le plus important pour le bois-énergie, de nombreux acteurs s'intéressent aux sources alternatives de bois, moins accaparées par les grandes industries. Il s'agit notamment de bois issu de l'entretien des espaces verts, agricoles, des bords de route. Cet intérêt s'inscrit souvent dans une perspective de développement de filières locales (Guillerme *et al.*, 2009).

### **2.2.6.Paysage, culture, tourisme**

L'environnement de la rivière est plus important pour la perception de celle-ci que la rivière elle-même (Mosley, 1989). La présence d'une ripisylve est unanimement perçue positivement, mais encore faut-il qu'elle soit entretenue. En effet, une grande complexité non structurée, la présence de bois mort, d'arbres dépérissants, d'un sous-bois arbustif dense ou de petits arbres serrés dégradent la qualité esthétique du paysage (Le Lay, 2007).

## 2.3. Vers une sectorisation et une planification de la gestion des cours d'eau en Wallonie

Cette partie introduit le concept de sectorisation et le contexte wallon de la gestion des cours d'eau.

### 2.3.1. Concept de sectorisation

La diversité des services et nuisances liés à la forêt riveraine, souvent polarisés, justifient l'établissement d'objectifs de gestion **sectorisés** – c'est-à-dire différents selon le contexte spatial. Ces objectifs de gestion se réfèrent à un état souhaité de la forêt riveraine compatible avec les enjeux locaux. Ils sont concrétisés par un programme d'interventions sur les cours d'eau qui doit servir ces objectifs (Boyer & Piégay, 2003).

Les interventions avaient historiquement pour seul objectif la protection des biens et des personnes ou l'intensification des pratiques agricoles dans les vallées, la seule mesure de conservation étant la non-intervention. Les dernières décennies ont vu se populariser des actions de restauration écologique (retour à une situation antérieure plus souhaitable que la situation actuelle) ou de réhabilitation (revalorisation ou restauration des fonctions indépendamment d'un état historique de référence) (Boyer & Piégay, 2003). La tendance est plutôt à la réhabilitation, qui s'inscrit pleinement dans l'approche des services écosystémiques : l'état de référence n'est pas toujours connu, pas toujours possible à atteindre, et pas toujours le plus souhaitable pour la société (Dufour & Piégay, 2009).

Boyer (1998) dans Boyer & Piégay (2003) met en évidence que la justification des interventions par les gestionnaires est souvent imprécise et confuse, malgré une bonne appréhension des services fournis par la forêt riveraine. Les travaux d'entretien, dans les faits, obéissent essentiellement à des objectifs d'usage ou d'amélioration de l'écoulement des eaux. L'adoption d'un cadre rigoureux d'évaluation de la pertinence des travaux à la lumière des objectifs poursuivis permet d'éviter des interventions inutiles, voire contre-productives. Elle prévient, à plus large échelle, la réalisation de travaux dispersés et contradictoires (Dufour, 2005). Enfin, il est bien entendu qu'une planification rationnelle des chantiers améliore la maîtrise des coûts et l'allocation des ressources. Les travaux sont réduits au strict nécessaire (Boyer & Piégay, 2003).

Les entretiens de la forêt riveraine peuvent être modulés en nature, mais aussi en fréquence et en intensité. Par exemple, le délai acceptable pour l'enlèvement d'un embâcle n'est pas le même en milieu agricole ou en zone urbaine. Les coupes de bois pourront parfois être intenses pour faciliter l'organisation des chantiers, parfois jardinatoires pour tenir compte d'un enjeu écologique ou paysager (Boyer & Piégay, 2003).

L'établissement d'un plan de gestion implique l'établissement préalable d'un état des lieux a) des enjeux locaux sur l'ensemble du linéaire et b) de l'état actuel des cours d'eau et de leurs marges. Cette caractérisation de l'état des cours d'eau doit être régulièrement mise à jour (Boyer & Piégay, 2003).

## 2.3.2. Cas de la Wallonie

### 2.3.2.1. Législation et responsabilités

En Région wallonne, l'importance du cours d'eau détermine qui est responsable pour son entretien (Figure 2). On distingue :

- Les voies hydrauliques, classées comme telles par le gouvernement. Elles sont du ressort de la DGO2 (Direction Générale Opérationnelle de la Mobilité et des Voies hydrauliques, 2013).
- Les cours d'eau non navigables ont pour origine le point où leur bassin hydrographique atteint une surface de 100 hectares. La loi wallonne de 1967 relative aux cours d'eau non navigables s'y applique. On distingue :
  - o Les cours d'eau de 1<sup>ère</sup> catégorie, qui sont les parties des cours d'eau en aval du point où leur bassin hydrographique atteint au moins 5000 hectares. Ils sont du ressort de la Région wallonne et plus précisément de la DCENN (Direction des Cours d'Eau Non Navigables).
  - o Les cours d'eau de 2<sup>e</sup> catégorie, qui sont les parties de cours d'eau non navigables qui ne sont classés ni en première, ni en 3<sup>e</sup> catégorie. Ils sont du ressort de la province.
  - o Les cours d'eau de 3<sup>e</sup> catégorie, qui sont les parties de cours d'eau non navigables à partir de leur origine et tant qu'ils n'ont pas atteint la limite de l'ancienne commune où est située leur origine. L'entretien de ces cours d'eau incombe aux communes (en pratique, il est partiellement transféré aux provinces).
- Les cours d'eau non classés sont les cours d'eau en amont du point où leur bassin hydrographique atteint 100 hectares. La responsabilité de leur entretien incombe aux propriétaires riverains, qui doivent respecter les règlements provinciaux (Merino, 2012).

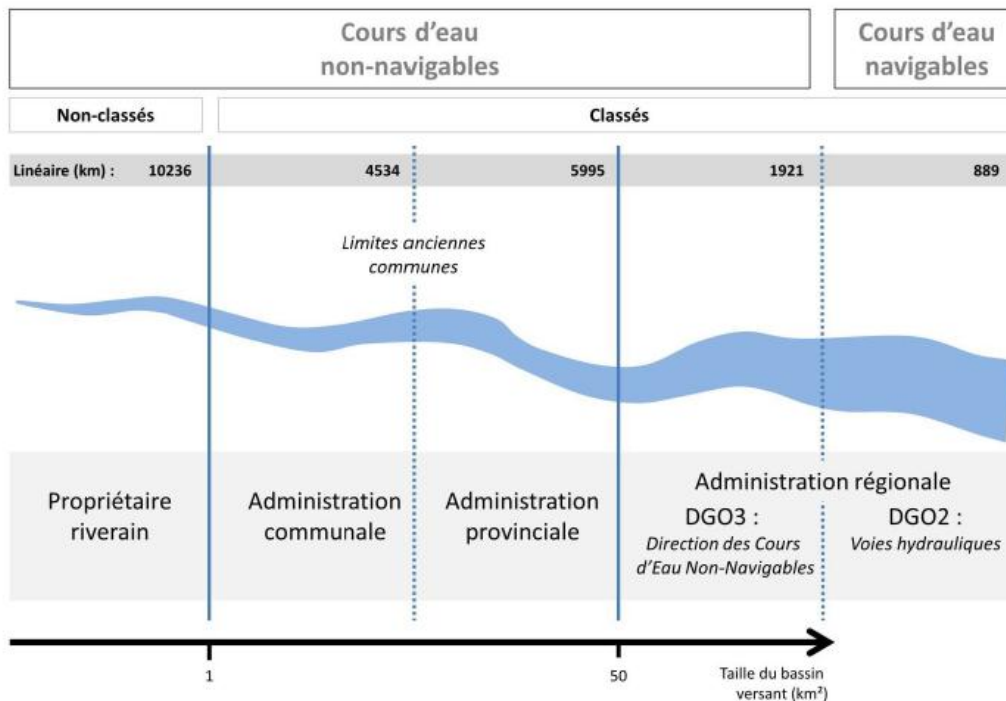


Figure 2 : Répartition des responsabilités pour les cours d'eau en Région wallonne. Extrait de Michez (2016).

La loi relative aux cours d'eau non navigables précise les missions du gestionnaire de ces cours d'eau. En particulier, le gestionnaire est chargé des « travaux ordinaires de curage, d'entretien et de réparation », qui comprend notamment les opérations d'entretien de la végétation, de curage et de dragage, de réfection des rives affaissées sans modification notable de l'écoulement. La question de la responsabilité civile des gestionnaires de cours d'eau n'est pas réglée par cette loi et il faut donc se référer au droit commun. L'article 1382 du Code Civil leur attribue la responsabilité pour des dommages causés par le cours d'eau, pour autant qu'il y ait une relation de causalité entre l'acte (le non-acte) de gestion et le dommage (Merino, 2012).

Notons que la même loi prévoit l'élaboration de règlements provinciaux, lesquels doivent prévoir une visite annuelle des cours d'eau de 2<sup>e</sup> et de 3<sup>e</sup> catégorie, de sorte à planifier les travaux à effectuer lors de l'exercice suivant. Les gestionnaires régionaux ne sont pas soumis à cet impératif de visite.

La législation sur les cours d'eau fera l'objet de changements à court terme. Il a longtemps été question d'un transfert de compétences de la province vers les régions, comme prévu dans le décret relatif au Livre II du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau du 27 mai 2004. Ce transfert a finalement été abandonné après 8 années de travaux (Compte-rendu intégral de la séance publique de commission « Affaires intérieures et du tourisme » du 20 novembre 2012). La législation sur les cours d'eau navigables, encore régie par la loi de 1967, est en passe d'être révisée.

Plusieurs directives européennes ont été traduites dans la législation wallonne, à travers le Décret relatif au Livre II du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau du 27 mai 2004. Les deux principales, qui concernent directement le gestionnaire de cours d'eau, sont les directives 2000/60/CE et 2007/60/CE.

La directive 2000/60/CE, communément appelée **Directive cadre sur l'eau** (DCE), impose le maintien ou l'amélioration de la qualité écologique des eaux de surface à l'échelle des masses d'eau. Cette qualité est évaluée par la proximité de critères biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques avec des valeurs de référence préalablement définies. Les critères hydromorphologiques se rapportent à l'intégrité du cycle hydrologique, à la morphologie du cours d'eau et de ses berges, à la continuité longitudinale du cours d'eau. Cette directive impose en outre la confection et la mise à jour de plans de gestion des districts hydrographiques (PGDH), qui comprennent un programme de mesures visant à améliorer la qualité des eaux.

La directive 2007/60/CE, dite **Directive « inondations »**, impose aux Etats membres un cadre pour l'évaluation et la gestion des risques liés aux inondations. Les mesures sont concrétisées dans les PGRI (Plans de Gestion des Risques d'inondation). Ces PGRI font suite aux plans P.L.U.I.E.S (Prévention et Lutte contre les Inondations et leurs Effets sur les Sinistrés), créés à l'initiative de la Région wallonne (Service Public de Wallonie, 2016).

#### 2.3.2.2. Plans PARIS

Les PARIS (Programmes d'Actions sur les Rivières par une approche Intégrée et Sectorisée) donnent un cadre au concept de sectorisation en Région wallonne. Ils sont amenés à entrer dans la réglementation relative aux cours d'eau avec la révision juridique. Ils coordonnent et transposent dans la gestion opérationnelle la DCE (sur les aspects d'hydromorphologie) et la directive « Inondations » (Desteucq & Lambot, 2012).

Concrètement, la division en secteurs (unités de gestion homogènes) a été réalisée par la faculté de Gembloux Agro-bio-tech sur base cartographique (critères écologiques, d'occupation du sol, présence d'infrastructures) et validée partiellement sur le terrain. Le gestionnaire identifie les **enjeux prioritaires** à l'échelle d'un secteur (protection des biens et personnes, économie, socio-culturel, biodiversité). Il définit ensuite des **objectifs de gestion** relatifs à ces enjeux. Un **programme d'interventions** est alors établi pour une durée de 6 ans, les interventions servant les objectifs définis pour le secteur. Une plateforme en ligne est mise à disposition, où les plans de gestion peuvent être encodés, évalués et validés par l'administration centrale. La plateforme sert également d'outil cartographique. Les premiers plans de gestion PARIS ont été réalisés par certains gestionnaires sur base volontaire pour la période 2016-2021.

## 2.4. De l'usage de la télédétection dans le contexte des cours d'eau

La mise en place et le suivi de plans de gestion nécessite une information **quantitative** et **objective**, **réactualisée** fréquemment vu le dynamisme des écosystèmes rivulaires. Cette information est coûteuse, voire dangereuse à acquérir sur le terrain (organisation en réseau, zones peu accessibles, berges escarpées). C'est pourquoi les administrations gestionnaires de cours d'eau se tournent vers la télédétection pour caractériser les rivières et leurs marges (Michez *et al.*, 2017).

Les premières approches de télédétection se basaient sur l'interprétation manuelle de photos aériennes ou sur l'utilisation d'images satellites. La première méthode limite l'étude de grandes surfaces, alors que l'utilisation d'images satellites de résolution supérieure à 30 m est peu adaptée à l'étude des bandes riveraines étroites. Typiquement, l'interprétation d'images satellites a mené à la production de cartes d'occupation du sol autour des cours d'eau (Goetz, 2006, Klemas, 2014).

Depuis les années 2000, des images aériennes ou satellitaires de résolution submétrique sont de plus en plus accessibles, et rendent possibles la caractérisation plus fine des ressources environnementales. Elles sont régulièrement acquises par la plupart des pays européens. Les données lidar (*light detection and ranging*) ajoutent à l'information spectrale une information 3D. Une telle information 3D peut également être générée à moindre coût à partir de nuage de points photogrammétriques issus des campagnes de photographie aérienne. Enfin, l'utilisation de drones permet, sur des surfaces restreintes, d'obtenir des données à très haute résolution temporelle et spatiale (Michez, 2016).

Ainsi, la télédétection a été largement utilisée pour la caractérisation du cours d'eau et de ses marges. Ces dernières ont notamment été caractérisées en composition et/ou en structure (Kollar, Vekerdy & Markus, 2013, Michez *et al.*, 2016, Kaluza, Tymków & Strzeliński, 2012), en état sanitaire (Michez *et al.*, 2016), en volume (Forziani, 2012).

En Wallonie, les premiers travaux significatifs en la matière ont été menés par Michez (2016), qui a évalué l'apport de la télédétection à l'échelle locale (utilisation de drones) et régionale pour la gestion des bandes riveraines et son évaluation. A l'échelle régionale, les cours d'eau ont été caractérisés par leur largeur, leur sinuosité, la hauteur émergée des berges, ainsi que par la hauteur, la continuité et le caractère surplombant de la végétation riveraine.

## 2.5. Objectif de l'étude

La sectorisation et la planification des interventions sur la forêt riveraine, nécessaires pour concilier les nombreux enjeux qui s'y rapportent, requièrent un recul et une vue d'ensemble de la zone gérée. La télédétection peut répondre à cette demande en fournissant une information spatialisée à l'échelle régionale, qui peut être mise à jour à peu de frais.

L'objectif de cette étude est l'établissement d'une carte du volume de bois sur pied sur les marges des cours d'eau de catégorie 1 du secteur de Neufchâteau. Le volume est estimé par une approche orientée objet, sur base de données de télédétection existantes. Cette approche est déjà appliquée en milieu forestier (Hyypä *et al.*, 2005, Ozdemir, 2008, Popescu, Wynne & Nelson, 2003). Il s'agit d'individualiser les arbres et d'appliquer à chaque arbre une relation allométrique liant le volume à des caractéristiques accessibles sur des données aériennes (généralement hauteur et envergure du houppier).

Le volume de bois renseigne premièrement sur la **structure de la forêt riveraine** (mesure synthétique de son degré de développement). Une carte du volume peut appuyer l'identification de tronçons où un entretien pourrait s'avérer nécessaire. Elle peut également être utilisée pour évaluer la capitalisation des forêts riveraines au cours du temps, ou comme entrée dans des modèles visant à décrire le fonctionnement de l'espace riverain (par exemple, la production de bois mort, voir Gregory, Meleason & Sobota, 2003).

Deuxièmement, il renseigne sur l'opportunité de **valorisation du bois de berge**, qui finance partiellement (ou pourrait financer) les opérations d'entretien de la forêt riveraine (Forziani, 2012). La mise en place des plans PARIS, la conjecture actuelle (filiale bois-énergie en développement) et le caractère volontaire de certains gestionnaires en la matière laisse entrevoir une opportunité pour une meilleure valorisation de ce bois (voir point 6).

## 3. Description de la zone d'étude

L'estimation du volume de bois a été réalisée sur les cours d'eau de catégorie 1 du secteur de Neufchâteau (Figure 3), qui forme avec le secteur de Houffalize le district de Marche-en-Famenne.

Le secteur de Neufchâteau est un regroupement administratif de 2 bassins versants : celui de la Semois et celui de la Chiers. Le premier comprend les portions en catégorie 1 de la Semois, de la Rulles, de la Mellier, de la Vierre, du ruisseau de Neufchâteau, du ruisseau des Alleines, du ruisseau de Grandvoir, du Rux au Moulin. Le deuxième reprend les portions en catégorie 1 de la Chiers, du Ton, de la Messancy, de la Batte, de la Chevratte ainsi que la Marge, la Vire. Quelques centaines de mètres de l'Attert (bassin de la Sûre) font également partie du secteur. Le secteur totalise environ 230 kilomètres de cours d'eau.

Le secteur s'étend en outre sur plusieurs régions bioclimatiques (au sens de Vanderperre *et al.*, 2015). Le bassin de la Semois se trouve en Basse et Moyenne Ardenne et en Haute Lorraine. Le bassin de la Chiers se trouve en Basse Lorraine, où le climat est plus chaud, moins humide, avec une saison de végétation plus longue.

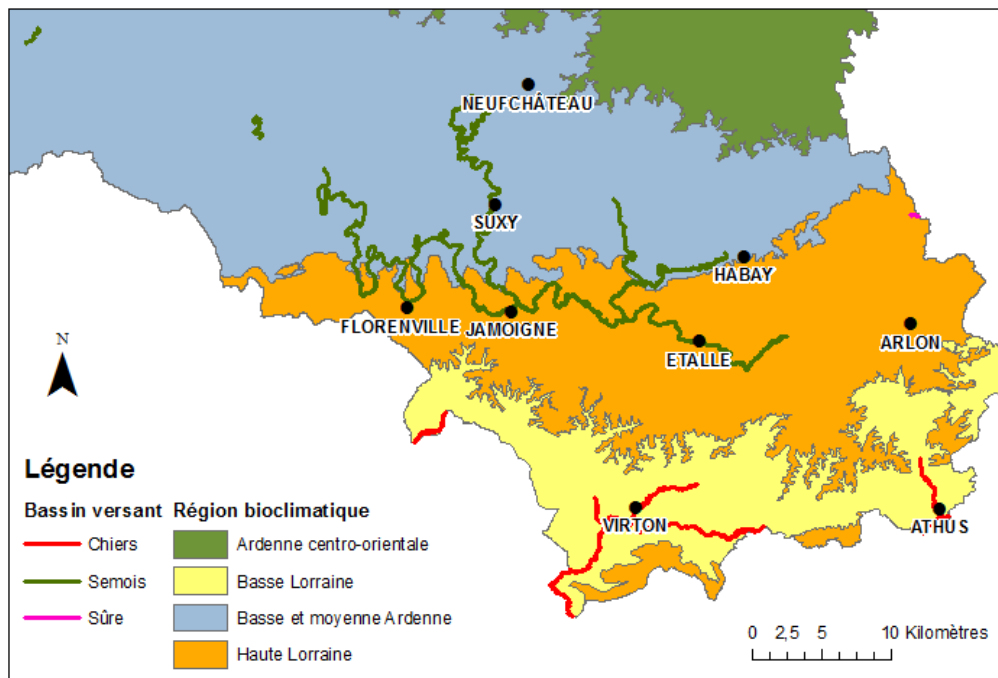


Figure 3 : Carte des cours d'eau de catégorie 1 du secteur de Neufchâteau, à cheval sur les bassins de la Semois (Meuse), de la Chiers (Senne) et de la Sûre (Rhin) et sur les régions naturelles de l'Ardenne et de la Lorraine.

Les deux bassins versants et les deux régions naturelles principales (Ardenne et Lorraine) de la zone d'étude présentent des différences géomorphologiques. Les rivières du bassin de la Chiers sont généralement plus pentues que celles du bassin de la Semois (Petit *et al.*, 2005). Les berges et le lit des rivières lorraines sont sableux ou limono-caillouteux, les rivières du sud de l'Ardenne ont un lit généralement caillouteux et des berges limono-caillouteuses. Ces dernières ont des berges moins pentues (Dethioux, 1991). En Lorraine, le régime hydrologique est également différent : les rivières du bassin de la Chiers sont dominées par un débit de base, attribuable pour partie à la richesse de la région en aquifères et à la perméabilité du substrat. Les rivières du bassin de la Semois montrent une saisonnalité plus marquée et réagissent plus rapidement au régime de précipitations (Petit, 1995, Vadnais *et al.*, 2011).

Du reste, l'Ardenne comme la Lorraine sont des régions d'élevage, avec des prairies permanentes majoritaires sur les terres occupées par l'agriculture (Bergans, Burny & Lebailly, 1988). L'Ardenne présente un taux de boisement supérieur (58%) à la Lorraine (42%), et une proportion plus importante de résineux (Alderweireld, 2015). Les rives des cours d'eau sont occupées pour l'essentiel par des prairies et des forêts. Les rivières du secteur de Neufchâteau traversent quelques villes ou villages, la plus grande agglomération étant Virton, traversée par le Ton.

Les enjeux principaux de la gestion des rivières dans ce secteur sont :

- Comme partout, la sécurité des biens et personnes près des zones bâties et des ouvrages d'art (prévention des inondations et abattage d'arbres menaçant directement les infrastructures). L'érosion des berges en milieu agricole déclenche régulièrement des interventions.
- La conservation de la nature : l'essentiel du linéaire est repris en zone Natura 2000.
- Le tourisme : la Semois est largement naviguée par des kayaks, et de nombreux campings occupent ses rives et celles de ses affluents.

## 4. Méthodologie et résultats

### 4.1. Aperçu général

L'estimation spatialisée du volume de bois est structurée en 5 grandes étapes. Pour faciliter la lecture, la méthodologie et les résultats ont été rassemblés selon ces étapes. L'ensemble des résultats est discuté par la suite dans une section distincte. Les étapes sont les suivantes :

1. Construction d'une **relation allométrique  $Volume = f(Circonférence)$**  à l'échelle de la tige sur base d'un échantillon de 65 tiges abattues lors d'un chantier d'entretien (4.3)
2. Construction d'une **relation allométrique  $Volume = f(Aire\ du\ houppier, Hauteur)$**  à l'échelle de la cèpée/du houppier sur base d'un échantillon de quelques centaines de cèpées. Le volume de bois est estimé à l'aide du tarif précédemment construit. Les variables d'aire et de hauteur sont extraites manuellement d'une orthophoto et d'un MNH (modèle numérique de hauteur) lidar (4.4)
3. **Délimitation automatique** des houppiers sur un MNH en vue d'y appliquer la relation allométrique  $Volume = f(Aire\ du\ houppier, Hauteur)$  (4.5)
4. Production d'une **carte des volumes de bois à l'échelle régionale** (4.6)
5. **Evaluation de l'erreur** sur l'estimation du volume (4.7)

### 4.2. Données cartographiques utilisées

Cette partie détaille les principales sources cartographiques utilisées pour l'étude. Toutes ont été produites par la Région wallonne.

#### 4.2.1. Données lidar

Ces données sont issues de survols effectués à l'hiver 2013-2014. La technologie lidar (*light detection and ranging*) est une technique de télédétection active basée sur l'enregistrement des retours (réflexions) d'un faisceau laser. Pour un faisceau émis, plusieurs retours sont enregistrés qui permettent la création d'un modèle 3D de la canopée (modèle numérique de surface ou MNS) et de la surface du sol (modèle numérique de terrain ou MNT). L'utilisation conjointe des deux couches permet d'extraire la hauteur de la canopée (modèle numérique de hauteur ou MNH) (Reutebuch, Andersen & McGaughey, 2005). Le nombre de retours enregistrés peut être utilisé pour détecter les surfaces en eau, qui absorbent le faisceau et présentent une densité de points très faible, voire nulle. La résolution spatiale des produits raster générés est déterminée par la densité de retour classés « sol », ici elle est en moyenne de 0,8 points par mètre carré (geoportail.wallonie.be).

#### 4.2.2. Orthophotos

Deux jeux de photos aériennes orthorectifiées ont été utilisés pour cette étude, toutes deux de résolution 0,25 m. Le premier jeu est basé sur des survols réalisés au printemps 2012, pour lequel nous disposons de l'information spectrale (4 bandes : rouge, vert, bleu et infra-rouge). Le deuxième jeu se base sur des survols effectués à l'été 2016, et n'est accessible qu'en visualisation à l'heure de la réalisation de ce mémoire. Nous n'avons accès ni à l'information optique digitale, ni aux couples stéréo bruts (geoportail.wallonie.be).



### 4.2.3. Atlas des cours d'eau non navigables

L'atlas des cours d'eau non-navigables est une carte recensant les cours d'eau wallons. Il a été tracé sur base de cartes IGN (geoportail.wallonie.be).

## 4.3. Tarifs de cubage

### 4.3.1. Méthodologie

#### 4.3.1.1. Cas d'étude et contexte

Nous avons greffé notre campagne de cubage à un chantier d'entretien de la forêt riveraine qui a pris place au début du printemps sur la Vire, 4 km en amont de Virton, en Lorraine belge (carte à l'annexe 2).

Le tronçon sur lequel a été réalisé l'essai, d'une longueur de 800m, borde des prairies, des cultures et des boqueteaux. Le lit et les pieds de berges sont affouillés, il y a présence de banquettes alluviales et d'îles. La forêt riveraine est essentiellement composée d'essences pionnières ou post-pionnières en cépées ou franc-pieds : saules et aulnes accompagnés de frênes, d'érables et de peupliers. Une inspection sommaire des cernes suggère que la plupart des arbres sont âgés de 20 à 40 ans. Une image aérienne prise en 1971 appuie ce propos : la forêt riveraine y est quasiment inexistante (geoportail.wallonie.be).

La rivière présente des embâcles, de nombreux arbres morts, cassés ou moribonds, des troncs immergés et envasés dans le lit. Une intervention a été requise par l'exploitant d'une des prairies car des arbres de berge étaient tombés sur une clôture nouvellement installée. A sa visite du tronçon, le gestionnaire du cours d'eau a préconisé une intervention vigoureuse : enlèvement du bois dans le cours d'eau et martelage de la moitié en volume de la forêt riveraine sur pied.

Un inventaire complet (essence et circonférence) a été réalisé sur le tronçon, avec un seuil d'inventaire fixé à 40 cm de circonférence (20 cm pour les arbres martelés). Cet inventaire a permis d'une part de proposer un marché « à l'arbre » aux adjudicataires : un forfait est prévu pour chaque tige à abattre selon sa classe de circonférence. D'autre part, l'inventaire complet a été réutilisé pour valider des estimations de volume (voir point 5).

#### 4.3.1.2. Mesures dendrométriques

##### 4.3.1.2.1. Mesure du volume jusqu'à une recoupe de 40cm de circonférence (V40)

65 tiges ont été marquées préalablement au chantier pour être cubées. Pour faciliter l'organisation du chantier, les tiges ont été choisies au sein de 31 cépées (ou franc-pieds), concentrées elles-mêmes en 10 bouquets. Les tiges de saule, d'aulne et de frêne ont été choisies dans une gamme de 40 à 200 cm de circonférence. La hauteur du brin le plus haut de chaque cépée a été mesurée au Blume Leiss.

Ces 65 tiges ont été cubées par billons successifs jusque 40 cm de circonférence, branches comprises. Ce choix peu commun ne correspond pas aux conventions utilisées habituellement. Par exemple, les tables de Dagnelie donnent généralement un volume bois fort tige ou un volume bois fort total, jusqu'à 22 cm de circonférence (Dagnelie, Palm & Rondeux, 2013). Le cubage des branches est justifié comme suit : si ce n'est pour l'aulne, la notion de tige principale est ambiguë pour les arbres de la forêt riveraine. Le choix de s'arrêter à 40 cm de circonférence et pas à 22 se rapporte à des

contraintes sur le chantier : de nombreuses branches cassent lors de l'exploitation, le terrain est parfois encombré de branches et les arbres doivent être cubés rapidement (ils sont broyés juste après cubage). Les modalités précises pour le cubage sont les suivantes :

- La hauteur de souche est mesurée depuis le haut de la berge. Le volume de la souche est calculé en considérant la souche comme un cylindre de diamètre égal à celui de la base de la grume abattue.
- En cas de courbure importante, la chevillière est placée de manière à épouser l'axe de la grume. Elle est réinstallée si besoin, comme pour les branches.
- Les diamètres successifs sont relevés tous les 50 cm jusque 3 m de haut, puis tous les mètres. Partout où c'est possible, deux diamètres orthogonaux sont relevés et la moyenne arithmétique est retenue. Vu le nombre important de défauts, il est nécessaire de faire preuve de flexibilité quant à la hauteur de mesure, et les billons sont donc de taille variable. Les mesures sont resserrées en cas de décroissance brusque. Les billons sont cubés selon la formule du tronc de cône, moins sensible au changement de longueur des billons (Palm, 1982).
- Pour les fourches et les grosses branches, la plus grosse branche est retenue comme tige principale. Le volume de celle-ci est calculé comme un tronc de cône (avec les diamètres mesurés avant et après la déformation liée à l'insertion). Pour les branches secondaires, le volume de la base est calculé comme un cylindre débutant au milieu de l'insertion, dont le diamètre est celui de la première mesure, après l'évasement à l'insertion de la branche.

#### 4.3.1.2.2. Mesure du volume au-delà de la recoupe de 40 cm de circonférence (Vb)

Sur les 65 tiges cubées, 18 ont été réservées et n'ont pas été broyées tout de suite. Ces 18 tiges ont été choisies après l'abattage parmi celles qui présentaient le moins de dégâts (qui avaient gardé la plupart de leurs branches). Elles sont représentatives des différentes essences et classes de circonférence rencontrées. La limite des 40 cm de circonférence a été matérialisée sur les grosses branches et sur la tige.

Les branches ont été élaguées à partir de 40 cm de circonférence et broyées avec un petit broyeur<sup>3</sup> (Figure 4, page suivante). Le volume de broyat ainsi obtenu est mesuré de deux manières différentes :

- Pour les arbres avec un grand volume de branches, le plus simple est de cuber le broyat dans une remorque de dimensions connues, dans le cas présent 4,80 m<sup>2</sup>. Il est nécessaire d'égaliser la surface sans tasser. La hauteur est alors mesurée. L'erreur sur la hauteur de broyat peut être estimée à 1 cm de part et d'autre de la mesure, soit une erreur de  $\pm 0.048$  m<sup>3</sup> sur le volume de broyat.
- Pour les arbres avec peu de branches, l'erreur relative sur la mesure dans la remorque devient importante car la hauteur de broyat n'est que de quelques centimètres. Le broyat a été chassé sur une bâche, et le tas ainsi obtenu a été cubé par photogrammétrie, à l'aide du logiciel Photoscan©. L'erreur est difficilement quantifiable, elle est liée à l'appréciation de la surface du sol lors de la fermeture de la surface ouverte constituée par le tas de copeaux.

---

<sup>3</sup> Le broyeur utilisé par l'entrepreneur pour les arbres entiers « chasse » trop et le broyat doit être envoyé dans un container fermé, autrement il se répandrait à des dizaines de mètres alentours. Nous avons donc utilisé un deuxième broyeur, moins puissant.



Figure 4 : Estimation du volume au-delà de la découpe de 40 cm par mesure du volume de broyat. En haut : tige élaguée au-delà de la recoupe 40 cm. En bas à gauche : broyat cubé dans une remorque de dimensions connues. En bas à droite : le broyat est chassé sur une bâche avant d'être cubé par photogrammétrie.

Le volume de broyat a été calibré par rapport au volume de bois rond en broyant un lot de rondins cubés au préalable, de circonférence comprise entre 25 et 50 cm.

La détermination de volumes de bois à partir de volumes de broyat n'est pas répandue dans la littérature scientifique *peer reviewed*. Elle l'est néanmoins dans le domaine industriel, en atteste la disponibilité de nombreux coefficients de foisonnements (Volume de broyat/Volume de bois rond). Ce coefficient est affecté par de nombreux facteurs comme la taille, la forme, l'homogénéité des copeaux (Richardson *et al.*, 2006). La calibration utilisée dans la présente étude ne prend pas en compte les facteurs d'influence suivants :

- L'essence considérée (aulne, saule ou frêne) : un bois plus cassant, peu dense, produit plus de fines particules qui font diminuer le coefficient de foisonnement
- La présence de fins rameaux (non présents dans le lot de calibration): ceux-ci sont plus longs que les autres copeaux et génèrent des vides, ce qui augmente le coefficient de foisonnement.
- La méthode de chargement des copeaux : elle influence le degré de compaction des particules. Il est estimé que le volume diminue d'environ 5% durant le transport des copeaux sur les vingt premiers kilomètres (Forestry Commission, 2012). Le ratissage des copeaux dans la remorque pourrait avoir une influence sur le coefficient de foisonnement.

Les coefficients de foisonnement publiés varient généralement entre 2,2 et 3,3 (Forestry Commission, 2012).

#### 4.3.1.3. Construction des relations allométriques

L'ensemble des analyses présentées ci-dessous a été conduit sur le logiciel R, à l'aide des packages leaps et lmtest.

Plusieurs modèles polynomiaux de la forme  $V40 \sim \{P(c, c^2, c^3, h, c^2h)\}$  (c étant la circonférence à 1.30m et h la hauteur du brin le plus haut de la cépée) ont été comparés à l'aide de la procédure stepwise en vue de créer un tarif pour l'aulne, un tarif pour le saule et un tarif « toutes essences ».

Pour chaque relation allométrique construite, la normalité des résidus a été évaluée graphiquement et à l'aide d'un test de Shapiro-Wilk. La moyenne des résidus a été évaluée à l'aide d'un test de Student. L'homoscédasticité des modèles a été évaluée par un test de Breusch Pagan et à l'aide d'un graphique de Bland-Altman.

Si les conditions d'application du modèle linéaire ne sont pas respectées, des pondérations (minimisation de la somme des carrés pondérés des écarts) et des transformations logarithmiques sont testées.

Pour l'aulne, une relation supplémentaire a été calculée entre le volume bois fort tige et la circonférence, pour permettre une comparaison avec les tarifs de Thibaut, Claessens & Rondeux (1998) et de Scaillierez (1997). Le premier est un tarif forestier repris dans les tables de Dagnelie pour la Wallonie. Le second est un tarif établi sur des arbres de cours d'eau dans le bassin de l'Oise. Le volume bois fort tige des arbres de notre étude a été calculé en extrayant le volume de la tige principale jusqu'à la recoupe de 40 cm et en le multipliant par les coefficients de Dagnelie, Rondeux & Palm (2013). Ces coefficients ne sont pas disponibles pour l'aulne mais varient peu entre essences feuillues, ceux du bouleau ont donc été utilisés.

La relation entre le volume de branches  $V_b$  et la circonférence des tiges a été construite de manière analogue aux relations pour V40.

Un intervalle de confiance est donné sur l'estimation du volume d'arbres individuels sur base de la distribution des résidus du modèle (95<sup>e</sup> centile). Il s'agit donc d'une **erreur résiduelle**, liée à la variabilité du volume d'arbres de même circonférence. Cette erreur, élevée sur l'estimation d'un arbre, tend à se neutraliser avec un nombre de tiges croissant. Elle n'est qu'une des composantes de l'erreur, avec l'erreur liée à la non-adéquation du tarif pour décrire les arbres d'un peuplement (Palm, 1983). Pour les tarifs sans transformation logarithmique, l'intervalle de confiance est symétrique autour de la valeur prédite. Il est de la forme  $[V - 1.96 * \sigma, V + 1.96 * \sigma]$  où  $\sigma$  est approché par l'écart-type des résidus. Pour les tarifs avec transformation logarithmique, l'intervalle n'est pas symétrique autour de la valeur prédite. Il est de la forme  $[V * \exp(-1.96 * \sigma(\ln(v))), V * \exp(1.96 * \sigma(\ln(v)))]$  où  $\sigma$  est approché par l'écart-type des résidus de la relation transformée.

### 4.3.2. Résultats

Les données brutes (mesures des volumes V40 et  $V_b$  pour les 65 tiges cubées) sont disponibles à l'annexe 1.

#### 4.3.2.1. Tarif pour l'aulne

Le tarif pour l'aulne se base sur 28 tiges. La régression a été ajustée avec une pondération  $1/C130^2$ . L'utilisation de la hauteur n'améliore pas le modèle. Bien qu'il n'existe qu'une seule observation pour

les circonférences supérieures à 120 cm, le modèle reste sensiblement le même après suppression de cette observation, qui a donc été conservée. La relation allométrique obtenue est la suivante:  $V = -7,444 * 10^{-2} + 6,700 * 10^{-5} * C130^2$ .

Le  $R^2$  est de 0,97, l'erreur et la significativité des coefficients sont présentés dans le Tableau 1. La courbe de la relation allométrique est présentée à la Figure 5.

Tableau 1 : Valeur, erreur et significativité des termes de l'équation de cubage pour l'aulne

	Valeur	Erreur standard	P value (terme différent de 0)
Ordonnée à l'origine	$7,444 * 10^{-2}$	$1,178 * 10^{-2}$	$1,1 * 10^{-6}$
Terme en $C130^2$	$6,700 * 10^{-5}$	$2,164 * 10^{-6}$	$< 2 * 10^{-16}$

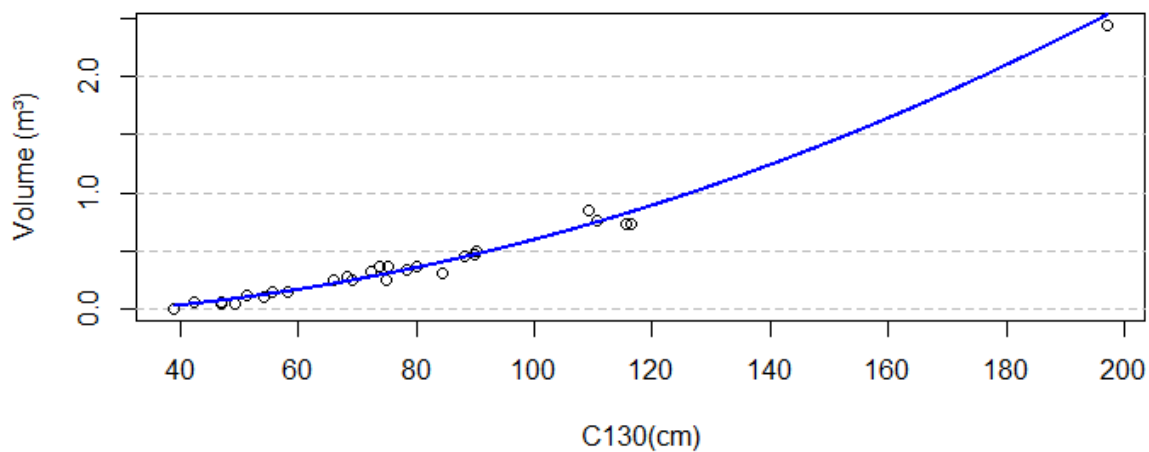


Figure 5 : Courbe de l'équation de cubage, prédisant le volume  $V_{40}$  en fonction de la circonférence à 1,30m pour l'aulne.

L'analyse graphique des résidus suggère une légère hétéroscédasticité (Figure 6) et une distribution proche d'une loi normale. Les tests statistiques valident les conditions de normalité et de moyenne nulle des résidus (Shapiro-Wilk, p-value : 0,15 ; test de Student, p-value : 1), et d'homoscédasticité (test de Breusch-Pagan, p-value : 0,39). La demi-largeur de l'intervalle de confiance est de 0,10  $m^3$  pour un volume individuel. La variance résiduelle est plus faible pour les petits arbres.

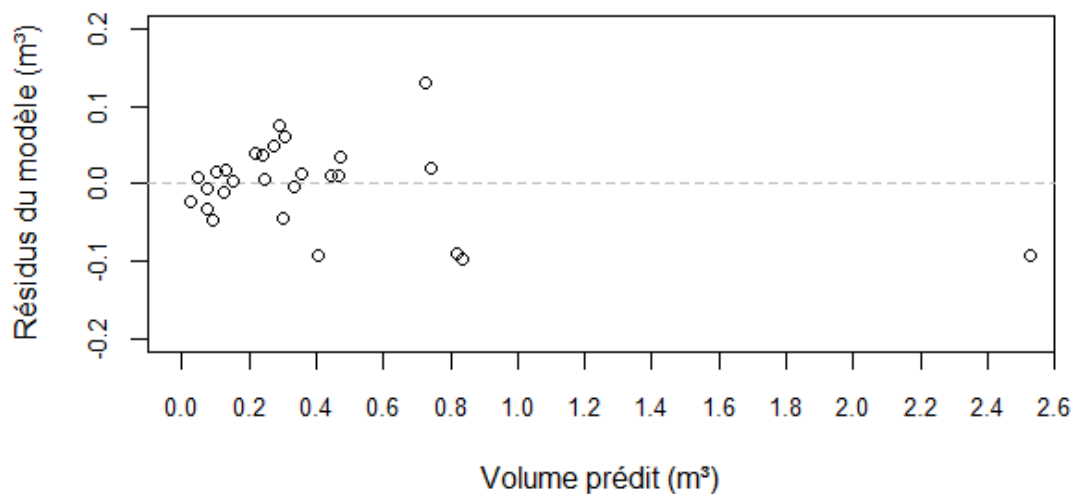


Figure 6 : Distribution des résidus du tarif pour l'aulne. Une valeur positive indique une sous-estimation du volume par le modèle.

#### 4.3.2.2. Tarif pour le saule

Le tarif, basé sur 26 tiges, a été ajusté avec une pondération de  $1/c^3$ . L'utilisation de la hauteur totale n'améliore pas le modèle. L'équation de régression obtenue est :

$$V = 6,802 * 10^{-2} - 5,777 * 10^{-3} * C130 + 1,141 * 10^{-4} * C130^2.$$

Le  $R^2$  est de 0,95. Les erreurs et la significativité des termes sont présentés dans le Tableau 2. La courbe de l'équation est présentée à la Figure 7.

Tableau 2 : Valeur, erreur et significativité des termes de l'équation de cubage pour le saule

	Valeur	Erreur standard	P- value (terme différent de 0)
Ordonnée à l'origine	$6,802 * 10^{-2}$	$1,037 * 10^{-1}$	0,51
Terme en C130	$-5,777 * 10^{-3}$	$2,601 * 10^{-3}$	0,036
Terme en C130 <sup>2</sup>	$1,141 * 10^{-4}$	$1,538 * 10^{-5}$	$1,5 * 10^{-7}$

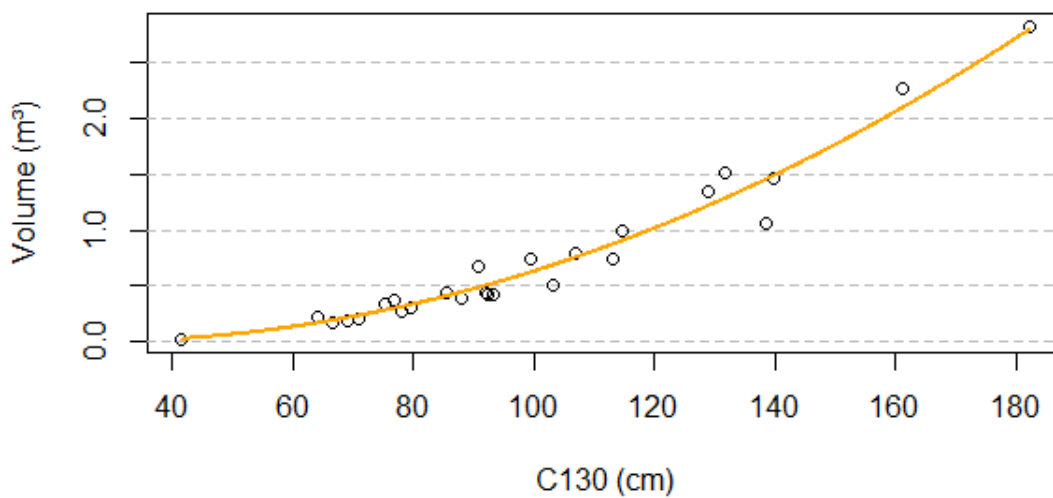


Figure 7 : Courbe de l'équation de cubage, prédisant le volume V40 en fonction de la circonférence à 1,30m pour le saule.

Les tests statistiques réalisés valident les conditions de normalité et de moyenne nulle des résidus (Shapiro-Wilk, p-value : 0,14 ; test de Student, p-value : 1), et d'homoscédasticité (test de Breusch-Pagan, p-value : 0,17). L'examen graphique des résidus suggère une légère hétéroscédasticité (Figure 8). La demi-largeur de l'intervalle de confiance théorique sur la prédiction du volume est de 0,25 m<sup>3</sup>. Néanmoins, la variance résiduelle est plus faible pour les plus petits arbres.

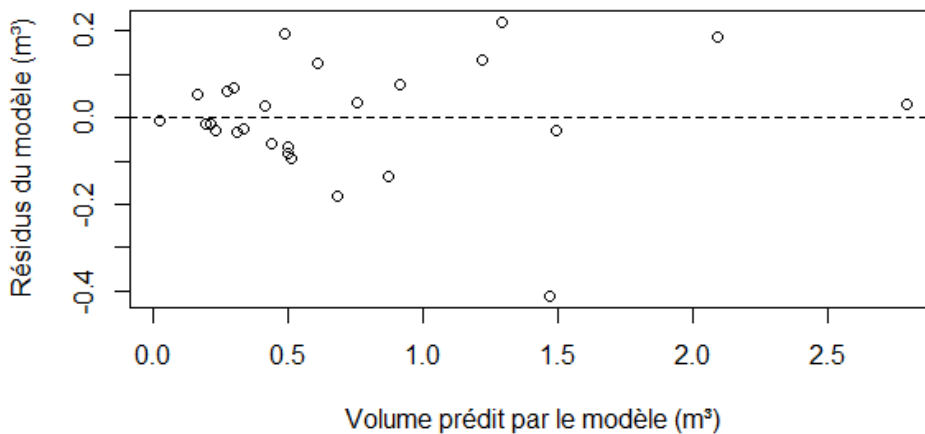


Figure 8 : Distribution des résidus du tarif pour le saule. Une valeur positive indique une sous-estimation du volume par le modèle.

#### 4.3.2.3. Tarif toutes essences

Le tarif toutes essences a été construit pour 64 tiges. Une transformation logarithmique a été appliquée aux données afin d'en améliorer l'homoscédasticité. Le modèle retenu a pour équation :

$$\ln V = -13,238 + 2,760 * \ln(C130) \text{ soit } V = 1,781 * 10^{-6} * C130^{2,760}$$

Le  $R^2$  est de 0,93, l'erreur et la significativité des termes est présentée dans le Tableau 3. La courbe de l'équation de cubage est présentée à la Figure 9.

Tableau 3 Valeur, erreur et significativité des termes de l'équation de cubage pour le tarif toutes essences

	Valeur	Erreur standard	p-value (terme différent de 0)
Intercept	-13,238	0,435	< 2*10-16
Terme en ln(C130)	2,760	0,098	< 2*10-16

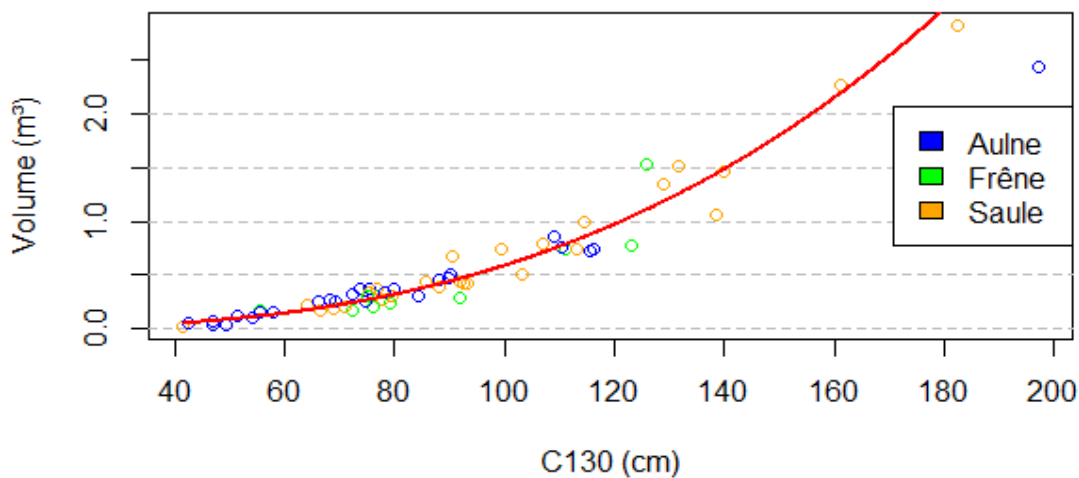


Figure 9 : Courbe de l'équation de cubage, prédisant le volume V40 en fonction de la circonférence à 1.30m, toutes essences confondues.

Un test de Student valide l'hypothèse de moyenne nulle des résidus (p-value = 1). L'homoscédasticité, si elle est rejetée par un test de Breusch-Pagan (p-value = 0,010), semble vérifiée par un examen graphique des résidus (Figure 10). La distribution des résidus est légèrement asymétrique autour de 0 et l'hypothèse de normalité est rejetée par un test de Shapiro-Wilk (p-value=0,0093). L'intervalle de confiance sur la prédiction d'un volume individuel est  $[0,60 * V ; 1,66 * V]$ .

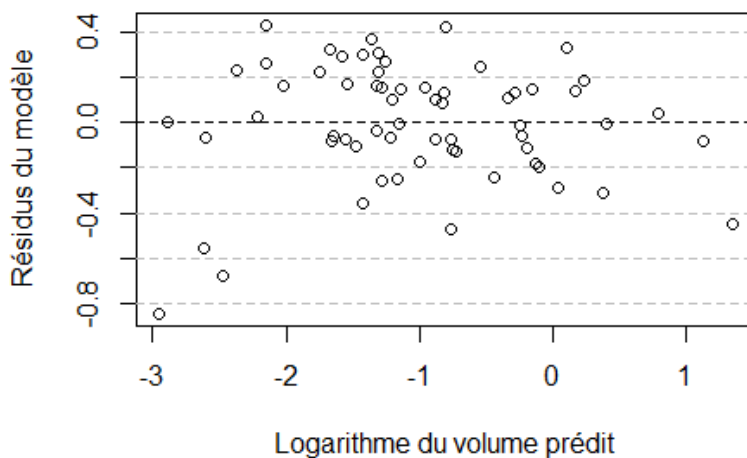


Figure 10 : Distribution des résidus du tarif toutes essences. Une valeur positive indique une sous-estimation du volume par le modèle.

#### 4.3.2.4. Comparaison avec les tarifs régionaux pour l'aulne

Pour permettre la comparaison avec d'autres tarifs, nous avons calculé un tarif bois fort tige pour les aulnes de l'étude. L'équation de régression obtenue (tige principale jusque 22 cm de circonférence) a la même forme que celle obtenue pour le volume jusqu'à 40 cm de circonférence. Les conditions d'homoscédasticité, de normalité et de moyenne nulle des résidus sont validées par les tests de Breusch Pagan, de Shapiro-Wilk et de Student. La relation allométrique est la suivante:

$$VC22 = -9,119 * 10^{-2} + 6,519 * 10^{-5} * C130^2$$

Le R<sup>2</sup> est de 0,97. L'erreur et la significativité des termes sont présentés dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Valeur, erreur et significativité des termes de l'équation de cubage pour le bois fort tige de l'aulne

	Valeur	Erreur standard	p-value (terme différent de 0)
Ordonnée à l'origine	-9,119*10 <sup>-2</sup>	1,197*10 <sup>-2</sup>	4,3*10 <sup>-8</sup>
Terme en C130 <sup>2</sup>	6,519*10 <sup>-5</sup>	2,207*10 <sup>-6</sup>	<2*10 <sup>-16</sup>

Les courbes de trois tarifs pour le bois fort tige de l'aulne (dont le nôtre, appelé tarif « Gomery » en référence à la localité où il a été construit) sont présentées à la Figure 11. La différence relative sur la prédiction du volume est présentée à la Figure 12. Le tarif proposé par Thibaut, Claessens & Rondeux (1998) pour les aulnes forestiers surestime largement le volume pour les arbres de rivière, quelle que soit la circonférence mais surtout pour les arbres de faible circonférence. La différence relative est de 25 à 50 % pour les circonférences entre 80 et 200 cm. Nos arbres ressemblent plus aux aulnes de rivière mesurés par Scaillerez (1997), qui surestime encore leur volume dans les faibles circonférences.

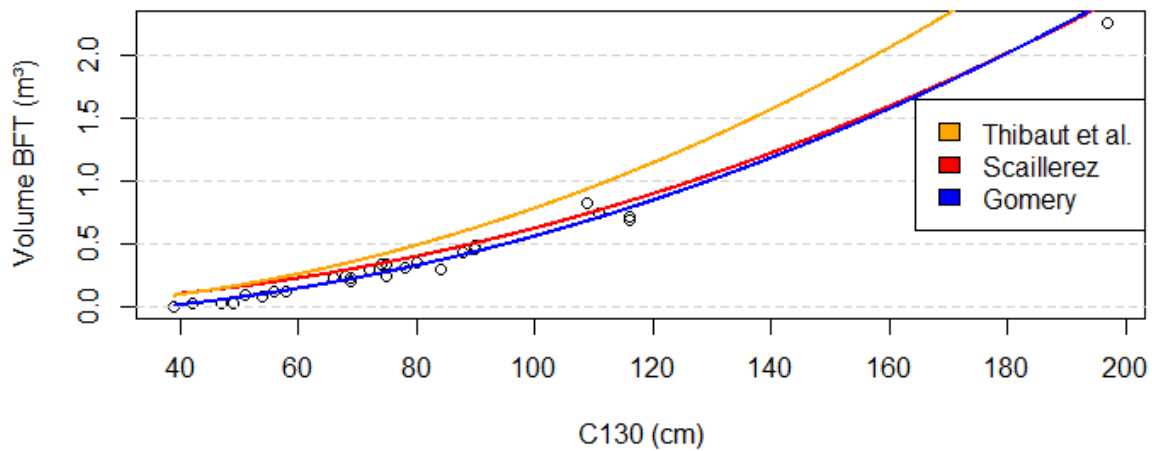


Figure 11 : Prédications de trois tarifs pour le volume bois fort tige de l'aulne, selon la circonférence. Le tarif « Gomery » correspond au tarif construit dans la présente étude.



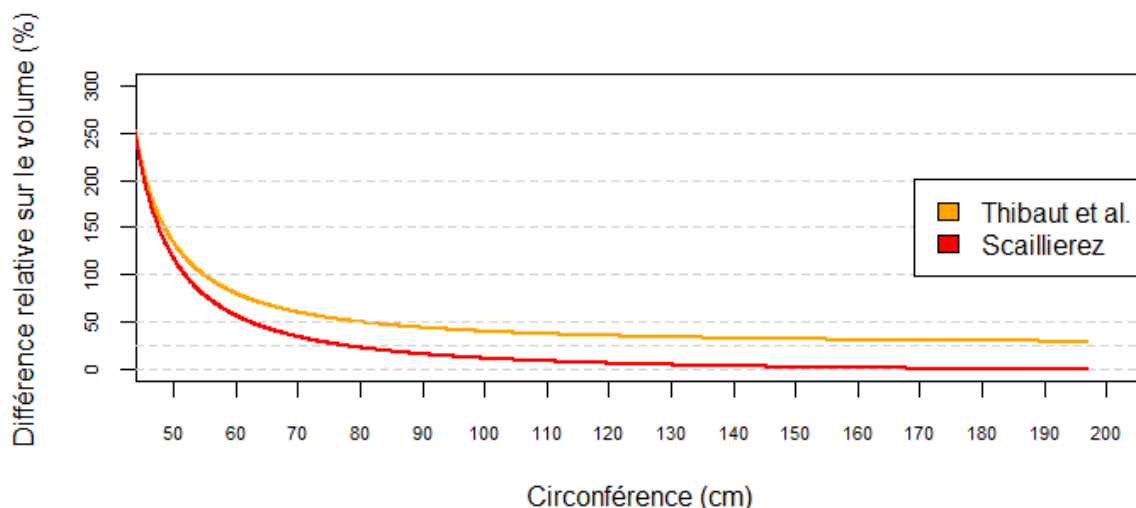


Figure 12 : Différence relative de prédiction du volume bois fort tige de l’aulne entre deux tarifs et le tarif construit dans la présente étude. La différence relative est exprimée comme suit :

$$\text{Différence relative} = \frac{\text{Volume prédit du tarif comparé} - \text{Volume prédit du tarif de Gomery}}{\text{Volume prédit du tarif de Gomery}} * 100\%$$

#### 4.3.2.5. Prédiction du volume de branches Vb

Le coefficient de foisonnement, calculé lors de la calibration broyat/bois rond, est de  $3,3 \pm 0,4 \text{ m}^3$  de broyat pour  $1 \text{ m}^3$  de bois.

Le tarif pour le volume de branches a été construit sur base de 18 tiges. Une transformation logarithmique a été appliquée aux données de circonférence et de volume pour linéariser la relation et stabiliser la variance. La droite de régression a été ajustée avec une pondération selon la circonférence pour compenser le faible nombre d’observations dans les grosses circonférences. La relation, avec un  $R^2$  de 0,70, a pour équation:

$$\ln(Vb) = -11,785 + 2,167 * \ln(C130), \text{ soit } Vb = 7,619 * 10^{-6} * C130^{2,167}.$$

La courbe de l’équation est présentée à la Figure 13. Les erreurs sur les termes et leur significativité sont présentées au Tableau 5.

Tableau 5 : Valeur, erreur et significativité des termes de l’équation de cubage du volume de branches

	Valeur	Erreur standard	p-value (terme différent de 0)
Ordonnée à l’origine	-11,785	1,635	$2,1 * 10^{-6}$
Terme en $\ln(c)$	2,167	0,352	$1,4 * 10^{-5}$

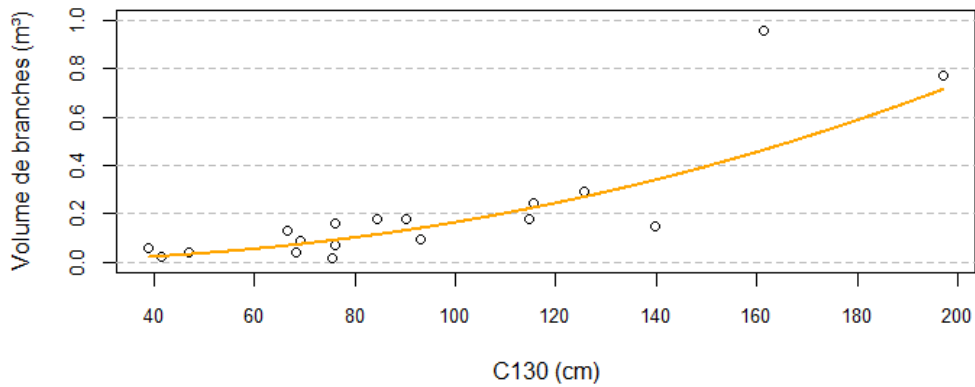


Figure 13 : Courbe de l'équation de cubage prédisant le volume de branches  $V_b$  en fonction de la circonférence à 1,30m. Les points creux représentent les valeurs mesurées sur les arbres à Gomery.

La condition d'homoscédasticité est validée par un examen graphique (Figure 14) et par le test de Breusch Pagan ( $p$ -value = 0,75). La moyenne des résidus n'est pas significativement différente de 0 ( $p$ -value de 0,91 du test de Student). La normalité des résidus est validée par le test de Shapiro-Wilk ( $p$ -value de 0,22). L'intervalle de confiance à 95% sur la prédiction du volume de branches d'un arbre, basé sur la distribution des résidus du modèle est de  $[0,28*V ; 3,6*V]$ . En plus de l'erreur résiduelle, 12% d'incertitude relative liés à l'erreur de calibration doivent être ajoutés après agrégation des arbres cubés.

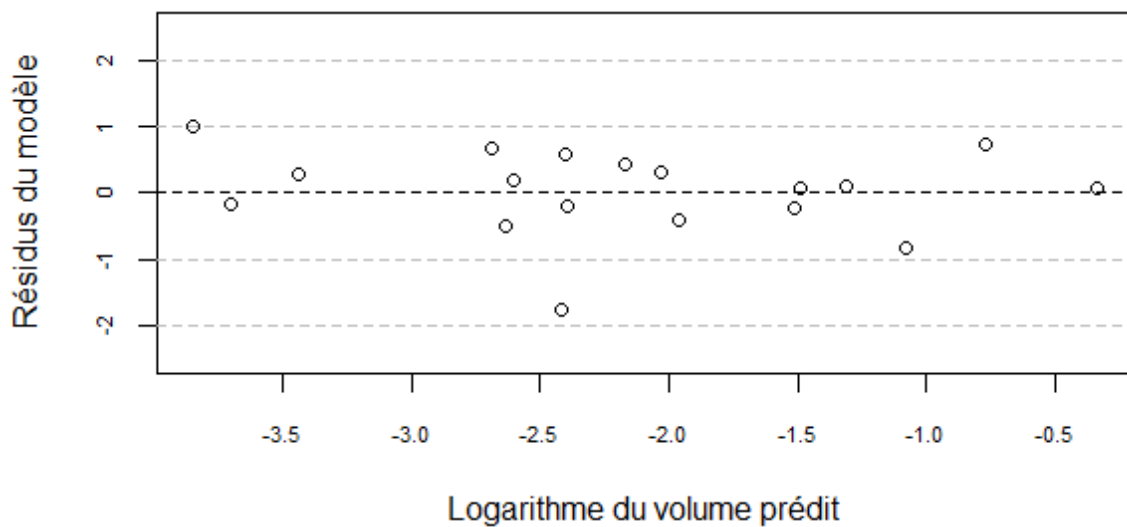


Figure 14 : Distribution des résidus de la régression prédisant le logarithme du volume de branches. Une valeur négative exprime une surestimation par le modèle.

## 4.4. Construction d'une relation allométrique Volume = f(aire du houppier, hauteur de l'arbre)

### 4.4.1. Méthodologie

#### 4.4.1.1. Inventaire de terrain

19 unités d'échantillonnage ont été sélectionnées manuellement sur les bassins versants de la Semois (14) et de la Chiers (5). La carte des unités d'échantillonnage est livrée à l'annexe 2. Les critères de sélection sont les suivants :

- Répartition homogène sur l'ensemble du linéaire
- Incorporation de tronçons forestiers au prorata de leur représentation, c'est-à-dire environ un tiers des unités d'échantillonnage
- Accès possible aux deux berges, en évitant les jardins d'habitation et les zones trop éloignées des voiries
- Ombre modérée permettant la délimitation des houppiers sur l'orthophoto de 2016.

La longueur des tronçons à inventorier n'est pas constante, elle varie entre 40 et 250 m de long. La largeur d'inventaire a été décidée sur le terrain et est variable, elle est d'approximativement 10 m de part et d'autre du cours d'eau. Au total, 2,24 km (sur les 230 km qui constituent le linéaire du secteur DCENN de Neufchâteau) ont été inventoriés.

La circonférence à 1,3 m et l'essence (genre) de tous les brins de plus de 40 cm de circonférence a été relevée. Les arbres ont été regroupés en cépées ou en groupe d'arbres aux houppiers indiscernables. Les cépées ont été reliées aux houppiers correspondants sur des orthophotos de 2016 imprimées au préalable. Une mesure expéditive de l'envergure des houppiers a également été réalisée : le rayon a été estimé à un mètre près, au pas. Les brins n'apparaissant pas sur l'orthophoto ont été inventoriés, mais n'ont pas été reliés à un houppier.

A des fins de validation, la hauteur du brin le plus haut a été mesurée pour 3 cépées par tronçon.

#### 4.4.1.2. Construction du modèle prédictif

Le volume total des cépées ou des francs-pieds a été estimé sur base des tarifs développés dans la présente étude : le tarif « aulne » a été utilisé pour les aulnes, le tarif « saule » pour les saules et le tarif « toutes essences » pour toutes les autres essences. Le volume de branches y a été additionné. L'aire du houppier a été calculée sur base des houppiers digitalisés à la main sur l'orthophoto de 2016. Différentes hauteurs à l'échelle du houppier ont été extraites du MNH de 2014 : Hmax (valeur maximum des pixels), H95 (hauteur au 95<sup>e</sup> centile), H90 (hauteur au 90<sup>e</sup> centile), H75 (hauteur au 3<sup>e</sup> quartile), Hmed (hauteur médiane), Hmoy (hauteur moyenne).

Plusieurs modèles polynomiaux de la forme  $V \sim \{P(\text{Aire}, H_{\text{max}}, H_{95}, H_{90}, H_{75}, H_{\text{med}}, H_{\text{moy}})\}$  ont été comparés sur base de l'AIC, et en exigeant que chaque terme du modèle soit significatif.

Pour chaque relation allométrique construite, la normalité des résidus a été évaluée graphiquement et à l'aide d'un test de Shapiro-Wilk. La moyenne des résidus a été évaluée à l'aide d'un test de Student. L'homoscédasticité des modèles a été évaluée par un test de Breusch Pagan et à l'aide d'un graphique de Bland-Altman.

Si les conditions d'application du modèle linéaire ne sont pas respectées, la même procédure est appliquée avec différentes pondérations ou avec une transformation logarithmique.

Des analyses de covariance (ANCOVAs) ont été menées pour détecter un effet de l'essence, du tronçon, de la structure (cépée ou franc-pied) sur la relation allométrique.

Une erreur résiduelle est calculée comme pour les tarifs de cubage (voir point 4.3.1.3).

## 4.4.2. Résultats

### 4.4.2.1. Résultats de la campagne de mesure

355 houppiers ont été relevés, dont 175 cépées, 145 franc-pieds, 32 groupes d'arbres, 3 arbres taillés en têtard. 1020 tiges ont été mesurées. Après élimination des arbres au volume non estimable, de ceux dont le houppier n'a pas pu être délimité avec certitude, et de ceux récemment cassés ou taillés, 294 houppiers ont pu être utilisés pour la construction d'une relation allométrique.

La représentation des essences dans le jeu de données pour la relation allométrique est présentée à la Figure 15. Les saules et les aulnes constituent plus de deux tiers de l'effectif des houppiers.

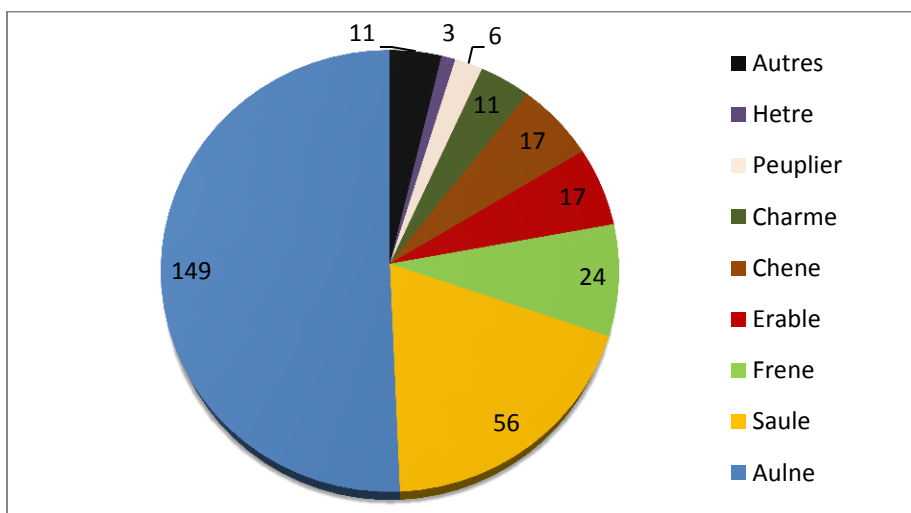


Figure 15 : Distribution du nombre de houppiers par essence dans le jeu de données utilisé pour l'allométrie.

La composition des ripisylves du secteur, inférée sur base de l'échantillonnage de 19 tronçons, est présentée à la Figure 16. L'aulne et le saule constituent 72% de la surface terrière. Les saules n'ont pas été systématiquement décrits jusqu'à l'espèce, mais les plus fréquemment rencontrées dans la strate arborée sont *Salix fragilis* L., *Salix alba* L. et *Salix triandra* L. Un cortège d'essences se partage le reste de la surface terrière, à parts égales. Notons d'ores et déjà que le plan d'échantillonnage peut être biaisé : il n'a pas été conçu pour inférer la composition en essences à l'échelle du secteur de Neufchâteau.

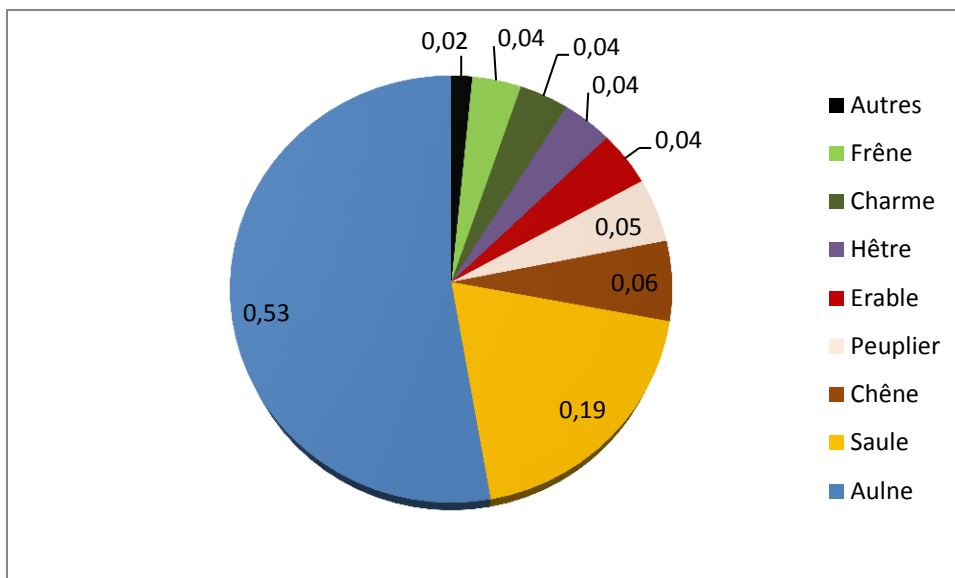


Figure 16 : Composition en surface terrière relative à l'échelle du secteur de Neufchâteau, inférée sur base de notre échantillonnage.

La composition n'est cependant pas homogène sur les 19 tronçons étudiés. On peut en première approche distinguer :

- Les cordons de saules et d'aulnes, accompagnés de frênes, de peupliers, et dans une moindre mesure d'érables, de chênes. Ils mesurent une dizaine, voire une vingtaine de mètres de large, et se trouvent surtout en milieu agricole. La structure est diversifiée, avec plusieurs strates qui ne se recouvrent pas. La strate arbustive est constituée essentiellement de saules arbustifs, d'aubépines, de sureaux.
- Les cordons monospécifiques d'aulnes. Ils se trouvent en milieu forestier ou dans des friches. La structure est simple, avec des arbres d'âge similaire.
- Les formations des milieux forestiers, où l'aulne est accompagné d'essences à bois dur : érable, charme, chêne, frêne, hêtre. La structure est multi-étagée, avec des strates qui se recouvrent. Le sous-bois est composé de charme, de noisetier et de hêtre.

Les paramètres principaux de la distribution de la hauteur (Hmax) et de l'envergure des houppiers sont présentés dans le Tableau 6. La distribution de la hauteur est symétrique par rapport à la valeur médiane de 16 mètres. L'aire du houppier a un coefficient de variation plus important que la hauteur. Sa distribution est très asymétrique, avec beaucoup de petites valeurs.

Tableau 6 : Paramètres principaux des distributions de la hauteur (mesurée à l'aide du MNH) et de l'aire du houppier (mesurée sur l'orthophoto de 2016). CV = coefficient de variation

Variable	Min.	Max.	Moyenne	1 <sup>er</sup> quartile	Médiane	3 <sup>e</sup> quartile	Ecart-type	C.V.
Hauteur (m)	3,89	32,27	15,74	12,02	16,05	19,30	5,31	0,34
Aire du houppier (m <sup>2</sup> )	10,34	358,45	79,31	38,26	62,18	98,80	60,38	0,76

Comme pour la composition, la structure de la forêt riveraine a été inférée sur base de notre échantillonnage (potentiellement biaisé) dans la Figure 17. L'essentiel de la surface terrière est constitué d'arbres entre 40 et 200 cm de circonférence, avec deux pics entre 100 et 120 cm et entre 140 et 160 cm de circonférence.

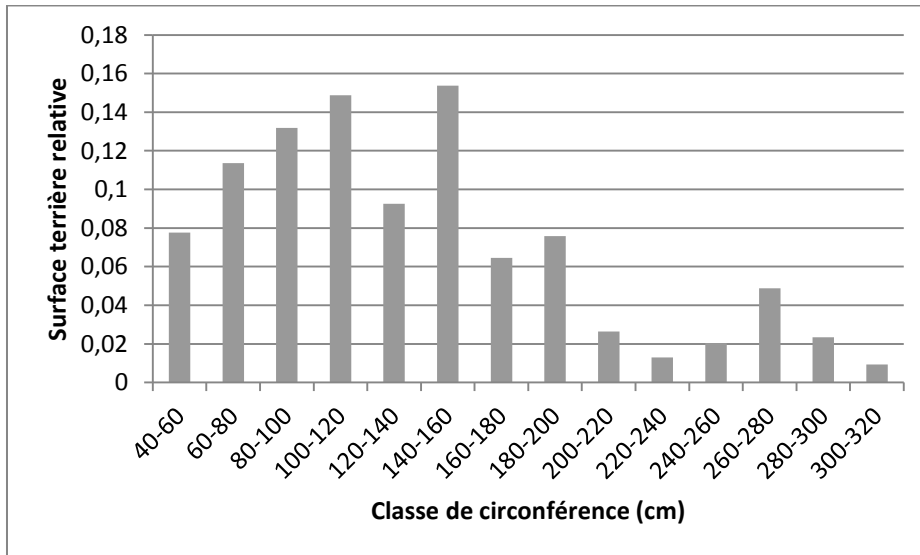


Figure 17 : Distribution de la surface terrière relative par classe de circonférence à l'échelle du secteur de Neufchâteau, inférée selon notre plan d'échantillonnage.

#### 4.4.2.2. Comparaison des mesures de terrain avec les mesures obtenues par photointerprétation/lidar

L'envergure des houppiers calculée en les digitalisant sur une orthophoto correspond à celle estimée sur le terrain. 84 % des rayons des houppiers ont été mesurés avec moins d'1,5 m d'erreur (Figure 18). Un test de  $\chi^2$  à 5 degrés de liberté sur les 289 houppiers indique que la distribution de l'erreur ne diffère pas significativement d'une distribution normale de moyenne 0 et d'écart-type 1,048 ( $p$ -value = 0,11).

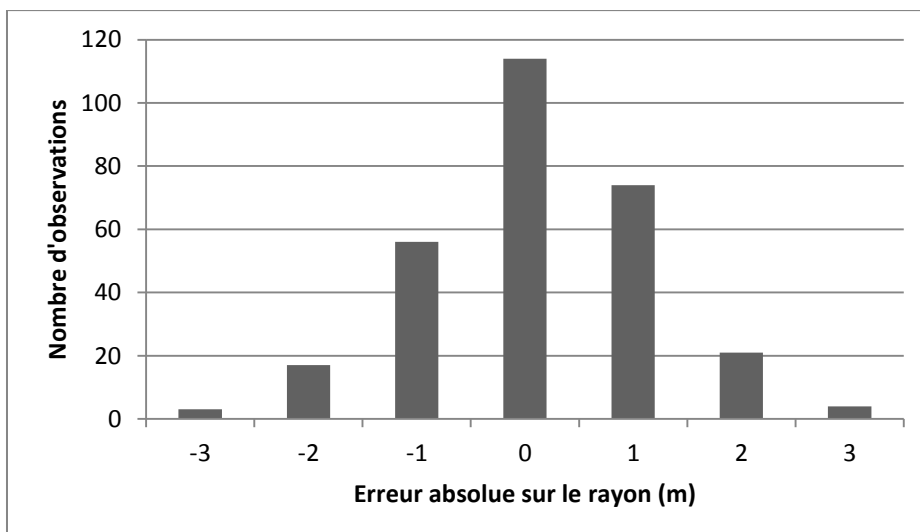


Figure 18 : Distribution de l'erreur sur l'estimation du houppier, exprimée comme *Rayon estimé sur le terrain – Rayon du houppier digitalisé*, arrondie au mètre.

La relation entre la hauteur mesurée sur le terrain et la hauteur maximale obtenue à l'aide du MNH présente une surestimation moyenne de 1% (Figure 19). L'erreur RMS est de 1.88 m.

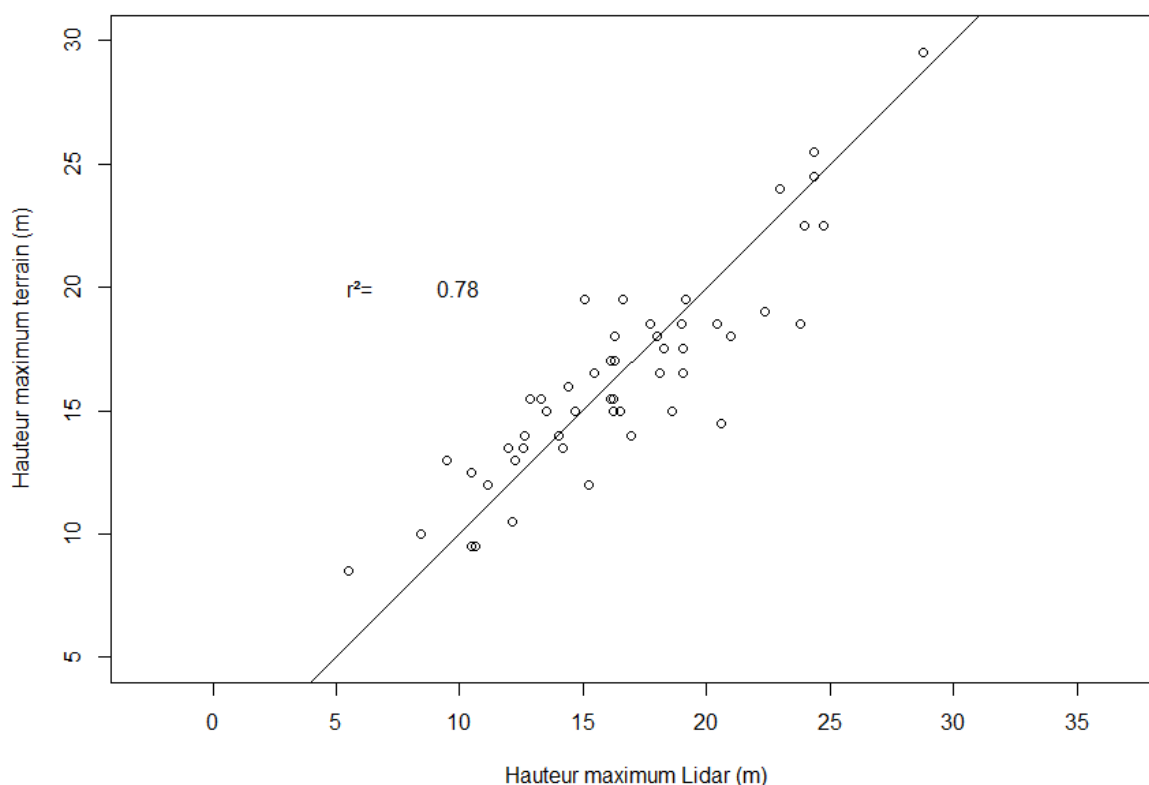


Figure 19 : Relation entre la hauteur maximale obtenue sur le terrain et à l'aide du MNH LIDAR. La ligne continue représente l'égalité des hauteurs. Le  $r^2$  correspond à celui de l'équation  $Hauteur\ terrain = Hauteur\ lidar$ .

#### 4.4.2.3. Modèle prédictif

Une transformation logarithmique a été appliquée aux données de volume, de surface du houppier et de hauteur pour linéariser la relation et stabiliser la variance. La relation, avec un  $R^2$  de 0,76, a pour équation :  $\ln(V) = -7,585 + 1,019 * \ln(Aire) + 1,417 * \ln(H90)$  ou  $V = 5,080 * 10^{-4} * Aire^{1,019} * H90^{1,417}$ . La courbe de l'équation est présentée à la Figure 20. Les erreurs sur les termes et leur significativité sont présentées au Tableau 7.

Tableau 7 : Valeur, erreur et significativité des termes de l'équation allométrique liant le volume à l'aire du houppier et à la hauteur de l'arbre.

	Valeur	Erreur standard	p-value (terme différent de 0)
Ordonnée à l'origine	-7,585	0,263	$<2 * 10^{-16}$
Terme en $\ln(Aire)$	1,019	0,053	$<2 * 10^{-16}$
Terme en $\ln(H90)$	1,417	0,090	$<2 * 10^{-16}$

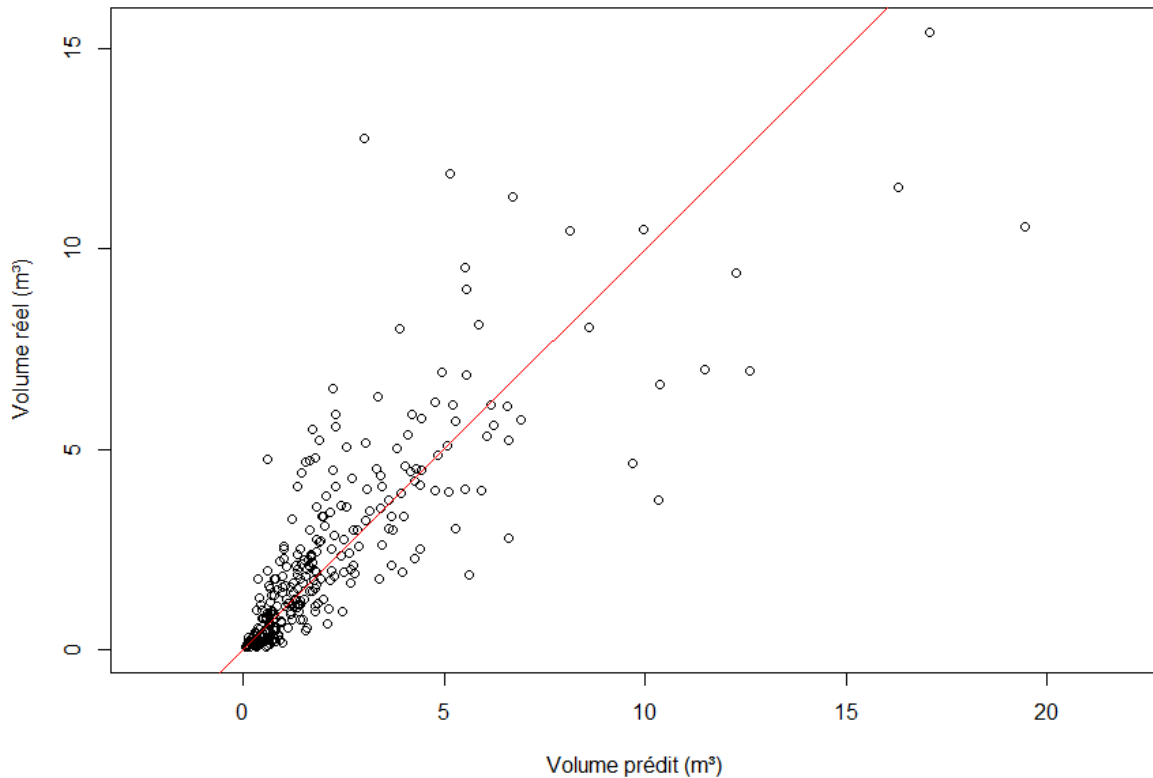


Figure 20 : Courbe de l'équation allométrique liant la hauteur et l'aire du houppier au volume. En abscisse, le volume prédit par le modèle. En ordonnée, le volume de référence calculé sur le terrain à l'aide des tarifs de cubage. La ligne rouge représente l'égalité des volumes.

La condition d'homoscédasticité est validée par un examen graphique (Figure 21), mais pas par un test de Breush-Pagan ( $p\text{-value} = 2,8 \cdot 10^{-4}$ ). La moyenne des résidus est non significative ( $p\text{-value}$  de 1 du test de Student). La normalité des résidus est validée par un examen graphique des résidus (Figure 22) et par le test de Shapiro-Wilk ( $p\text{-value}$  de 0,088). L'intervalle de confiance à 95% sur la prédiction du volume représenté par un houppier est  $[0,30 \cdot V ; 3,3 \cdot V]$ .

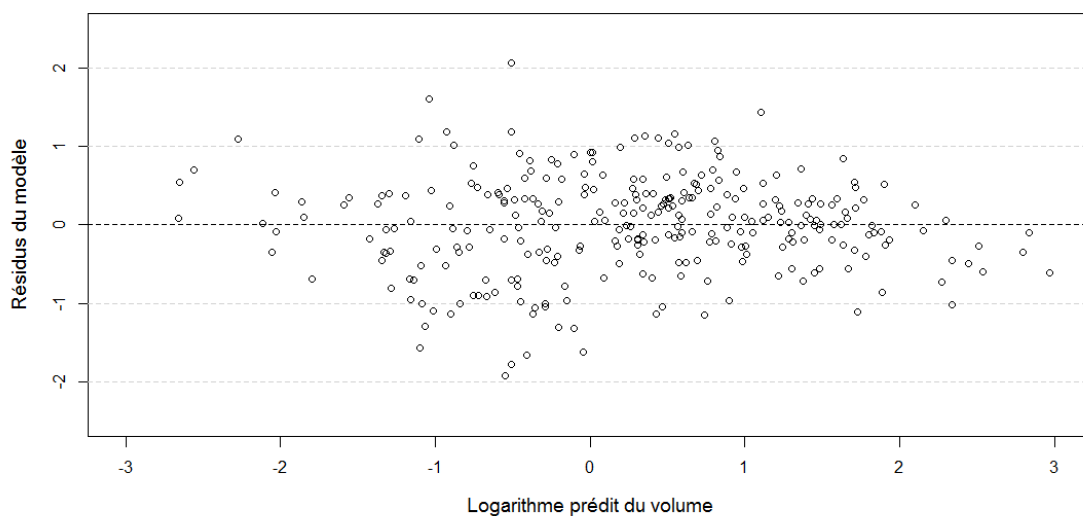


Figure 21 : Distribution des résidus de la régression prédisant le logarithme du volume. Une valeur négative exprime une surestimation par le modèle.



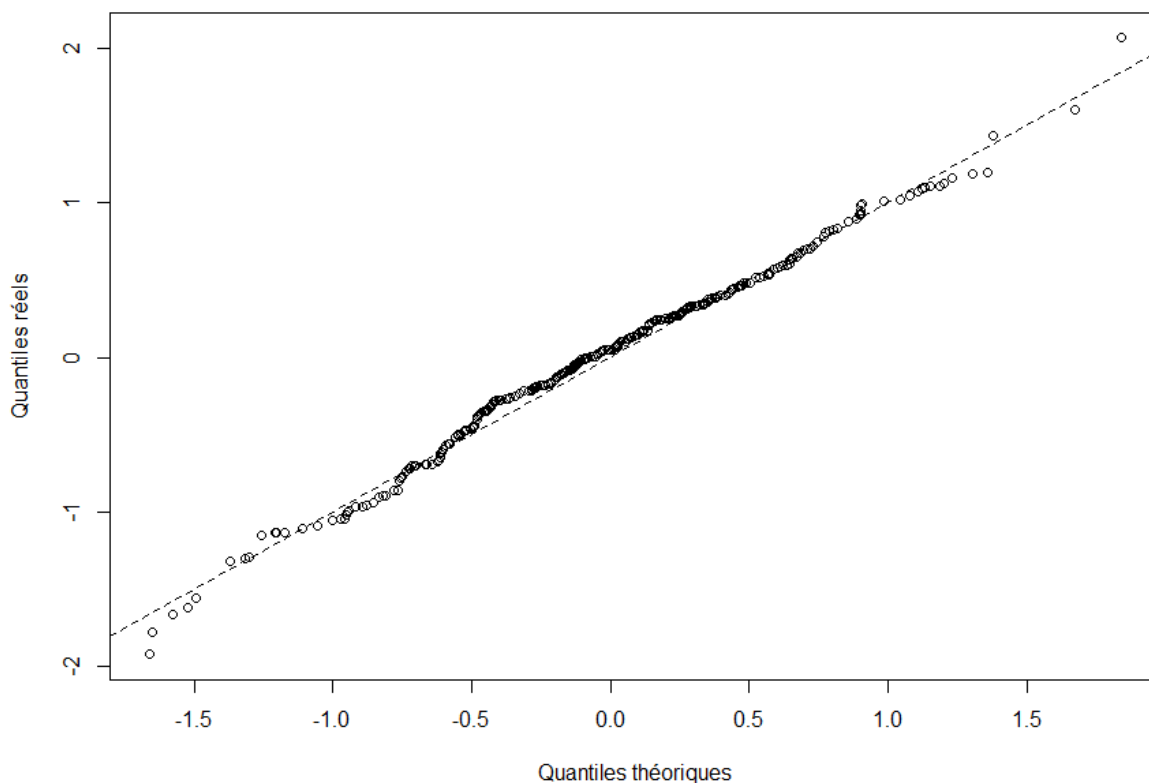


Figure 22 : Q-Q plot comparant la distribution des résidus du modèles avec une distribution normale théorique de moyenne zéro et d'écart-type égal à l'écart-type de la distribution des résidus. La ligne discontinue représente la valeur des résidus dans le cas d'une correspondance parfaite des deux distributions.

#### 4.4.2.4. Effet de l'essence, du tronçon, de la structure

Les résultats détaillés des analyses de covariance menées sur le jeu de données pour le facteur « Essence » sont consultables à l'annexe 3. Il en ressort que le volume des aulnes est sous-estimé par le modèle. Les volumes des saules et des frênes évoluent quant à eux selon des relations différentes des autres essences. Pour les saules, une importance trop importante est donnée à l'aire du houppier par rapport à sa hauteur. Pour le frêne, le modèle n'est pas assez sensible à la variation de l'aire du houppier.

Pour détecter un effet des conditions de compétition, les tronçons ont été regroupés en forestiers et agricoles selon l'occupation du sol derrière les berges et le degré de fermeture du couvert. La structure (cépée ou franc-pied) a également été incluse dans un modèle explicatif (Tableau 8). Le volume des arbres forestiers et des franc-pieds est surestimé par le modèle général. Le volume des arbres des milieux agricoles et des cépées est sous-estimé. L'effet lié à la structure des arbres (franc-pied ou cépée) est plus important que l'effet lié au milieu agricole ou forestier. La comparaison des AIC du modèle intégrant ces facteurs et du modèle général indique que le premier est plus performant (522 contre 538).

Tableau 8 : Termes et significativité d'un modèle allométrique intégrant la structure (cépée ou franc-pied) et la typologie (agricole ou forêt)

Terme	Valeur	Erreur standard	Statistique t	p-value
Intercept	-7,302	0,270	-26,97	$< 2*10^{-16}$
Ln(Aire)	0,919	0,062	14,71	$< 2*10^{-16}$
Ln(H90)	1,561	0,100	15,69	$< 2*10^{-16}$
Forêt	<b>-0,171</b>	0,082	-2,06	<b>0,040</b>
Franc-pied	<b>-0,315</b>	0,075	-4,17	<b><math>4,1*10^{-5}</math></b>

Une ANCOVA suggérant des relations différentes pour les différents groupes constitués (interactions des deux facteurs étudiés avec l'aire et la hauteur), des modèles séparés ont été construits à des fins d'analyse (Tableau 9 et Tableau 10). Le modèle construit sur les tronçons forestiers donne plus d'importance à l'envergure du houppier, et le modèle construit sur les tronçons agricoles donne plus d'importance à la hauteur. La même observation peut être faite pour les francs pieds par rapport aux cépées. Notons que le  $R^2$  du modèle pour les franc-pieds est nettement supérieur à celui pour les cépées.

Tableau 9 : Paramètres des modèles allométriques construits séparément pour les tronçons agricoles et forestiers

Terme	Tronçons agricoles – $R^2=0,76$			Tronçons forestiers – $R^2 = 0,76$		
	Valeur	Erreur standard	P-value	Valeur	Erreur standard	P_value
Intercept	-7,253	0,382	$< 2*10^{-16}$	-7,743	0,361	$< 2*10^{-16}$
Ln(Aire)	<b>0,756</b>	0,091	$1,1*10^{-13}$	<b>1,186</b>	0,080	$< 2*10^{-16}$
Ln(H90)	<b>1,781</b>	0,143	$< 2*10^{-16}$	<b>1,212</b>	0,134	$1,2*10^{-15}$

Tableau 10 : Paramètres des modèles allométriques construits séparément pour les cépées et les franc-pieds

Terme	Cépées – $R^2=0,67$			Franc-pieds – $R^2 = 0,85$		
	Valeur	Erreur standard	P-value	Valeur	Erreur standard	P_value
Intercept	-7,265	0,453	$< 2*10^{-16}$	-7,616	0,286	$< 2*10^{-16}$
Ln(Aire)	<b>0,771</b>	0,093	$6,2*10^{-14}$	<b>1,078</b>	0,064	$< 2*10^{-16}$
Ln(H90)	<b>1,764</b>	0,149	$< 2*10^{-16}$	<b>1,284</b>	0,107	$< 2*10^{-16}$

## 4.5. Délimitation automatique des houppiers

### 4.5.1. Méthodologie

#### 4.5.1.1. Type de segmentation utilisé

La segmentation des houppiers se base sur le MNH de 2014. Le MNS ayant servi à construire le MNH présente une interpolation au-dessus de la surface de l'eau, où aucun retour n'est enregistré. Par conséquent, les houppiers s'étendent artificiellement sur la rivière. Il a donc été nécessaire de masquer ces interpolations, détectées à l'aide d'une couche reprenant les densités de retour du lidar. Une couche NDVI issue d'une orthophoto de 2013 a également été utilisée pour différencier le bâti de la végétation.

Les houppiers ont été segmentés dans R à l'aide des fonctions `TreeTopFinder` et `SegmentCrowns` du package `ForestTools` (Plowright, 2017). La première fonction détermine pour chaque pixel s'il constitue un maximum local au sein d'une fenêtre circulaire de taille variable dépendante de la hauteur du pixel, selon la méthode décrite par Popescu & Wynne (2004). Les maxima locaux sont ensuite utilisés comme marqueurs pour une segmentation de type *Watershed*, à ceci près que les minima locaux de Beucher & Meyer (1992) sont ici les maxima. Ceci signifie que les seuls ces maxima locaux peuvent être à l'origine d'un segment. Les paramètres suivants sont contrôlés :

- Fenêtre de recherche des maxima locaux : fonction de la hauteur déterminant le rayon de recherche des maxima locaux (Popescu & Wynne, 2004)
- Hauteur minimale des maxima locaux
- Hauteur minimale de végétation : inférieure à la hauteur minimale des maxima locaux, elle donne le seuil de hauteur à partir duquel les pixels peuvent être intégrés à un houppier
- Rayon minimum des houppiers segmentés : les houppiers segmentés de rayon inférieur à ce seuil sont écartés

#### 4.5.1.2. Evaluation de l'erreur

Il n'existe pas de standard communément admis pour l'évaluation de la qualité d'une segmentation de houppiers. Beaucoup d'études se basent sur le nombre de houppiers détectés ou la proportion de pixels correctement identifiés comme appartenant à un arbre. Néanmoins, la qualité du positionnement des arbres n'est pas évaluée, et l'évaluation ne tient pas compte de l'annulation de l'erreur lors de l'agrégation (Yinghai & Quackenbush, 2011). Larsen *et al.* (2011) évaluent la qualité d'une segmentation en comptabilisant le nombre d'erreurs de commission (détection d'un houppier inexistant ou de plusieurs houppiers au lieu d'un seul) et d'omission (non-détection d'un houppier existant ou détection d'un seul houppier au lieu de plusieurs). Cette méthode règle le problème de l'agrégation, mais est adaptée à la détection de points, et évalue donc uniquement la qualité de la détection des houppiers, pas de leur délimitation. Larmar, McGraw & Warner (2005) se basent sur les recouvrements relatifs des houppiers segmentés et de référence pour définir des correspondances, et en déduire une précision du producteur (les houppiers de référence sont bien couverts par des segments) et de l'utilisateur (les segments recouvrent bien des houppiers de référence). Baoxin *et al.* (2014) ne se basent que sur une précision du producteur, mais distinguent plusieurs cas quant à la relation entre les houppiers de référence et les houppiers segmentés.

**Deux critères d'évaluation** ont ici été utilisés pour choisir la meilleure segmentation. La sélection de la meilleure segmentation a été réalisée sur les tronçons inventoriés pour la construction de la relation allométrique, avec comme référence la délimitation des houppiers sur l'orthophoto de 2016.

Premièrement, les **distributions des aires des houppiers** de référence et segmentés automatiquement ont été comparées au niveau de chaque tronçon et tous tronçons confondus. Cette comparaison permet d'évaluer si les propriétés de la forêt de segments sont semblables à celles de la forêt de référence. Le test doit être non-paramétrique et ne pas nécessiter un grand nombre de données, un test de Mann-Whitney a donc été utilisé afin de comparer les deux distributions.

Deuxièmement, le **positionnement des houppiers** segmentés est comparé avec celui des houppiers de référence à l'aide d'une méthode librement adaptée de Baoxin *et al.* (2014) et de Larmar, McGraw & Warner (2005). Les relations entre les houppiers segmentés et les houppiers de référence, du point de vue du houppier de référence (**point de vue producteur**), sont présentées à la Figure 23.

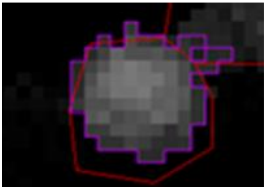


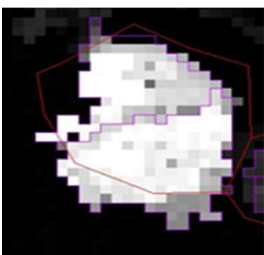

	<p>Correspondance parfaite (CP): l'intersection du houppier de référence avec un houppier segmenté correspond à plus de 50% de l'aire du houppier de référence <b>et</b> à plus de 50% de l'aire du segment</p>
	<p>Correspondance marginale (CM): l'intersection du houppier de référence avec un segment correspond à plus de 50% de l'aire du houppier de référence, mais à moins de 50% de l'aire du segment. Le segment n'a pas de correspondance marginale avec un autre houppier de référence.</p>
	<p>Agrégation (A): plusieurs houppiers de référence sont recouverts à plus de 50% par un seul segment.</p>
	<p>Fragmentation (F): un houppier de référence a plusieurs intersections avec des segments, et la somme de ces intersections correspond à plus de 50% de l'aire du houppier de référence. Seuls les segments dont l'intersection avec le houppier de référence vaut au moins 50% de l'aire du segment sont pris en compte.</p>
	<p>Omission (O): le houppier de référence n'est recouvert à 50% par aucun segment, ni par la somme de segments recouverts à 50% par ce houppier de référence.</p>

Figure 23 : Relations spatiales entre les houppiers segmentés manuellement sur une orthophoto (en rouge) et automatiquement sur un MNH (en mauve).

La précision de producteur peut ainsi être définie comme suit:  $PP = \frac{N(CP)+N(CM)}{N \text{ houppiers de référence}}$ .

La même classification est appliquée « en miroir » du point de vue des houppiers segmentés. Il suffit de considérer les segments comme la référence et la référence comme les segments. Une précision de l'utilisateur peut être définie de manière analogue à la précision du producteur, et une précision globale peut être calculée comme suit :  $PG = \frac{2 \times N(CP) + N(CM, \text{producteur}) + N(CM, \text{utilisateur})}{N \text{ houppiers de référence} + N \text{ segments}}$ .

Ainsi, notre double évaluation permet à la fois de vérifier la ressemblance de la forêt de houppiers segmentés automatiquement avec la forêt de houppiers segmentés manuellement et le positionnement des houppiers dans l'espace. Les deux évaluations sont complémentaires : la comparaison seule des structures de la forêt de référence avec la forêt segmentée ne permet pas d'étudier la dimension spatiale, et ne prend pas en compte la compensation des erreurs entre elles. A l'inverse, les houppiers peuvent être correctement positionnés avec une aire systématiquement sous- ou surestimée.

Une petite subtilité doit être apportée pour la délimitation des tronçons inventoriés, qui servent de base à l'évaluation de la qualité de la segmentation. En effet, les limites originales de ces tronçons suivent celles des houppiers délinés ; les houppiers sont déjà partiellement délinés par ces limites. Nous avons donc appliqué le processus de segmentation à une surface plus grande que celle des tronçons inventoriés, puis nous avons sélectionné uniquement les houppiers intersectant à plus de 50% la zone d'essai originale.

## 4.5.2. Résultats

### 4.5.2.1. Qualité de la segmentation

Les paramètres retenus pour la segmentation sont les suivants :

- Fenêtre de recherche des maxima locaux :  
 $\text{Rayon de recherche} = 1,7 + 0,11 * \text{Hauteur du pixel}$
- Hauteur minimale des maxima locaux : 7 m (hauteur des plus petits arbres inventoriés)
- Hauteur minimale de végétation : 4 m
- Rayon minimum des houppiers segmentés : 1,5 m (correspondant au rayon des houppiers inventoriés les plus petits)

Les relations de recouvrements entre houppiers sont présentées à la Figure 24. Les précisions du producteur et de l'utilisateur sont respectivement de 49% et de 52%. Du reste, environ un quart des houppiers sont agrégés ou fragmentés lors de la segmentation, et un quart ne sont pas couverts. La distribution des relations de recouvrements est presque symétrique du point de vue de l'utilisateur et du producteur, il n'y a pas de sur- ou de sous-segmentation systématique.

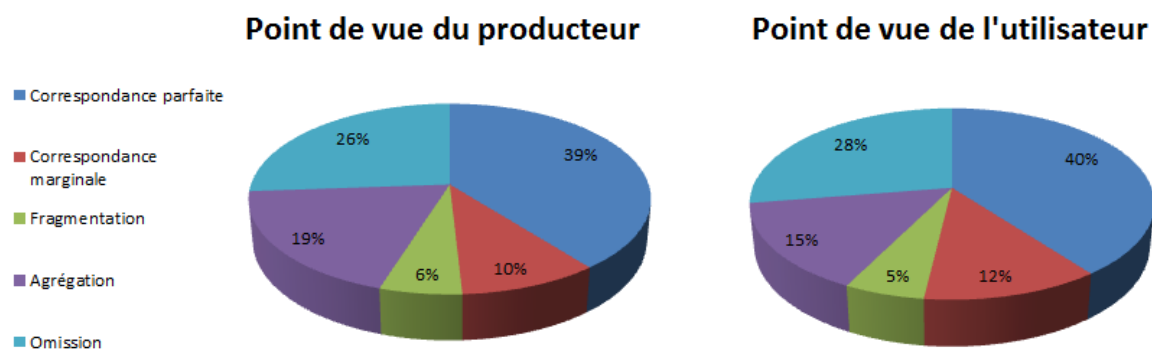


Figure 24 : Typologie de l'erreur sur les houppiers de référence et segmentés.

Cette distribution équivalente rejoint les résultats du test de Mann-Whitney qui ne trouve pas de différence significative entre les deux distributions des aires des houppiers ( $p=0,98$ ). Néanmoins, les performances sont inégales au niveau des tronçons (Tableau 11). Si le nombre de houppiers segmentés correspond dans l'ensemble au nombre de houppiers de référence, l'erreur moyenne sur le nombre de houppiers est de 17%, sans biais. La précision globale, si elle est de 51% sur l'ensemble des houppiers, peut tomber jusqu'à 0,13 sur certains tronçons forestiers à plusieurs étages.

Tableau 11 : Principaux résultats de la segmentation au niveau des 19 tronçons inventoriés. Nseg = Nombre de houppiers segmentés, Nref = Nombre de houppiers de référence. La précision globale se rapporte à l'évaluation de la précision de positionnement des houppiers segmentés par rapport aux houppiers de référence (voir point 4.5.1). La p-value de Mann-Whitney teste l'hypothèse d'une distribution identique des aires des houppiers de référence et des segments.

	Moyenne tronçons	Médiane tronçons	Ecart-type tronçons	Minimum tronçons	Maximum tronçons	Tous tronçons confondus
<b>Nref</b>	18,32	18	8,27	6	38	348
<b>Nseg</b>	18,16	20	8,23	6	32	345
<b>(Nseg - Nref) / Nref</b>	<b>0,00</b>	0,00	0,21	-0,38	0,27	0,01
<b> Nseg-Nref  / Nref</b>	<b>0,17</b>	0,18	0,11	0,00	0,38	0,01
<b>p-value (Mann-Whitney)</b>	0,29	0,14	0,32	0,00	0,96	<b>0,98</b>
<b>Précision globale</b>	0,48	0,47	0,17	<b>0,13</b>	<b>0,79</b>	<b>0,51</b>

## 4.6. Prédiction du volume et production d'une carte pour l'ensemble du linéaire

### 4.6.1.Méthodologie

#### 4.6.1.1. Délimitation de la bande riveraine

Une enveloppe délimitant le lit des cours d'eau de catégorie 1 du secteur de Neufchâteau a été établie par Michez *et al.* (2017). Cette enveloppe tire parti des propriétés absorbantes de l'eau pour le laser utilisé lors d'un relevé lidar aérien classique. La rivière peut ainsi être délimitée sur base d'une carte des densités de retour lidar, très faibles sur le cours d'eau.

L'enveloppe a été nettoyée manuellement sur l'ensemble du linéaire. Les discontinuités ou les tronçons manquants ont été complétés sur base des images aériennes de différentes années et du MNT lidar de 2014. Les îles émergées de moins de 24 m de large ont été intégrées au lit mineur. La couche a ensuite été lissée à l'aide de l'outil « Simplifier des polygones » du logiciel Arcgis©, qui implémente l'algorithme PAEK (*Polynomial Approximation with Exponential Kernel*).

Une enveloppe de 12 mètres de part et d'autre autour du cours d'eau a été délimitée pour le calcul du volume. Un tel buffer correspond à la largeur moyenne des bandes riveraines observées (par photointerprétation) et à la distance minimale pour la plantation de résineux en bois et forêts (Décret wallon relatif au code forestier du 15 juillet 2008).

La même procédure a été appliquée sur une enveloppe de 6 mètres, qui correspond à la distance minimale de plantation imposée par la loi wallonne sur la conservation de la nature de 1973.

#### 4.6.1.2. Division du linéaire en unités hiérarchisées

Le linéaire a été divisé en unités hiérarchisées selon une méthode librement adaptée d'Alber & Piégay (2011), qui permet une caractérisation presque continue de la ressource le long des cours d'eau.

La première découpe est celle du linéaire selon les secteurs, cours d'eau et bras (Figure 25A, page suivante). Le choix de la découpe selon les secteurs PARIS est justifié par le fait que ces derniers représentent les unités de gestion sur lesquelles se basent la planification. La découpe en cours d'eau et en bras permet quant à elle de n'obtenir que des unités continues d'amont en aval, ne comprenant qu'un seul chenal. Ces unités sont les UGO (*Unitary Geographical Object*), pour reprendre la sémantique des auteurs de la méthode originale. Chacune de ces unités possède un axe de référencement d'amont en aval, constitué ici par l'atlas des cours d'eau non navigables. La méthode originale préconise d'opérer une simplification de cet axe de référencement, qui n'est pas justifiée ici au vu de la morphologie des cours d'eau wallons (pas de cours d'eau à tresses, chenaux relativement stables dans le temps).

La deuxième découpe partage les UGO en DGO (*Disaggregated Geographical Objects*) (Figure 25B). La taille de celles-ci doit être choisie selon la résolution des informations spatiales disponibles. Comme le modèle de prédiction du volume est validé sur des tronçons d'une centaine de mètres environ (voir point 4.7), c'est cette longueur qui a été retenue. Les DGO sont obtenues comme suit :

- Disposition de points systématiques tous les 100 mètres le long des axes de référencement de chaque UGO
- Construction de polygones de Thiessen sur base de ce réseau de points
- Croisement de ces polygones de Thiessen référencés sur l'axe de l'UGO avec l'enveloppe lidar « cours d'eau » de cette UGO

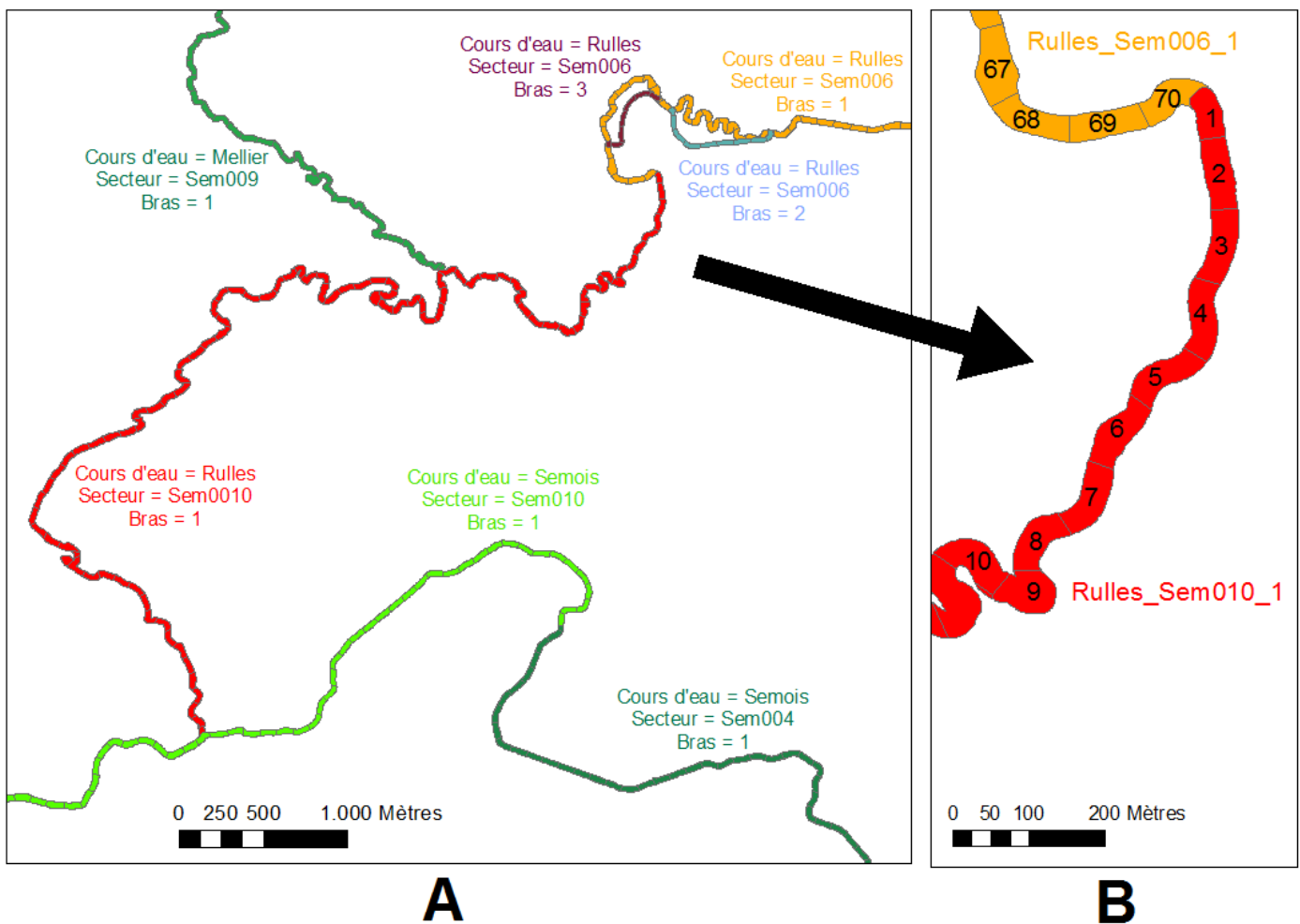


Figure 25 : Découpage du linéaire en UGO selon le cours d'eau, le secteur PARIS et le bras (A) et au sein des UGO en DGO de 100 m (B).

Au vu de la taille des DGO (tant en longueur qu'en largeur), de nombreux houppiers sont en limite d'enveloppe. La segmentation a été appliquée sur une enveloppe plus grande, et seuls les houppiers intersectant les enveloppes à plus de 50% ont été sélectionnés.

Pour permettre la visualisation des résultats, une moyenne mobile a été calculée pour chaque DGO avec les 5 DGO amont, la DGO en question et les 4 DGO en aval (Figure 26, page suivante). Les DGO ont également agrégées selon les secteurs PARIS.



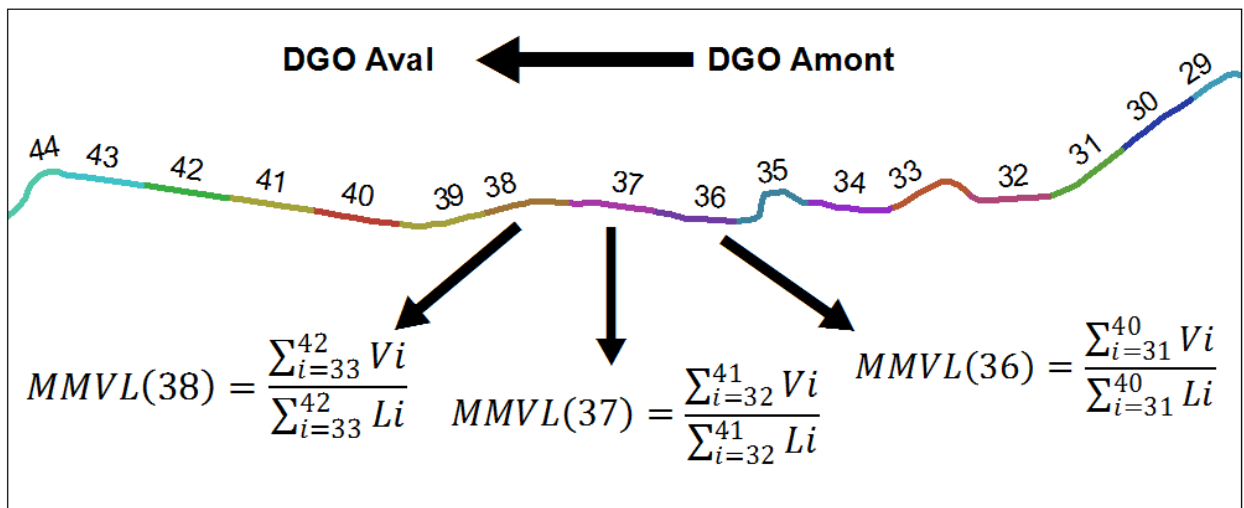


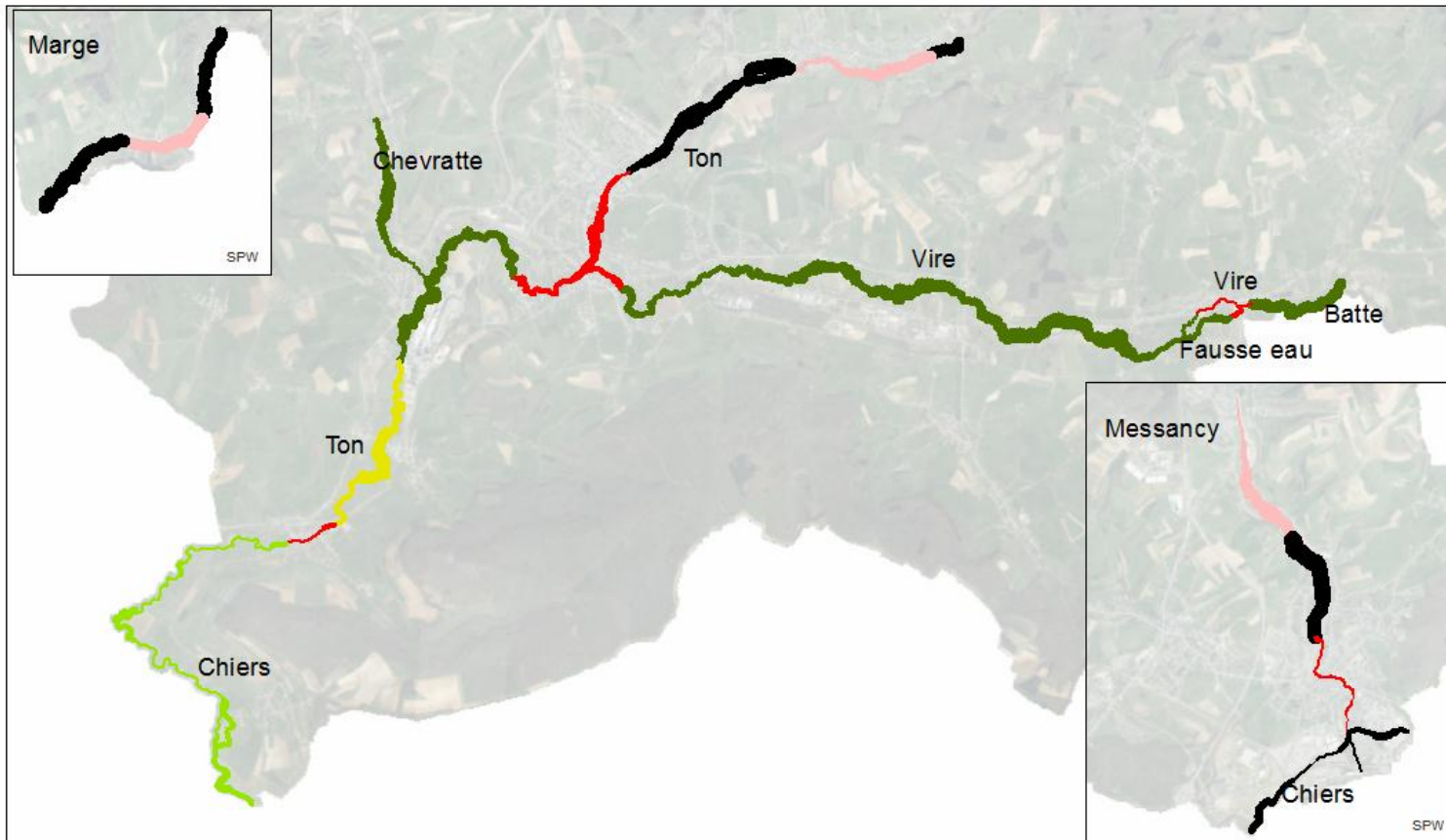
Figure 26 : Calcul de la moyenne mobile du volume pour chaque DGO. Le nombre en étiquette de chaque portion de cours d'eau correspond à l'indice de la DGO au sein d'une UGO. Vi et Li correspondent respectivement au volume estimé et à la longueur de la DGO d'indice i. MMVL(i) = Moyenne mobile du volume par unité de linéaire pour la DGO d'indice i.

#### 4.6.2. Résultats

Deux types de cartes ont été produits pour visualiser la distribution du volume à deux échelles différentes :

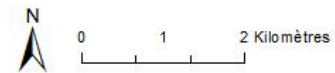
- Visualisation du volume linéaire sur le réseau hydrographique (atlas des cours d'eau non navigables). La moyenne mobile du volume linéaire (enveloppes 6 et 12 m) est calculée pour chaque DGO (environ 100m). Chaque DGO exprime ainsi un volume linéaire calculé sur 1 km (500 m amont, la DGO en question et 400 m aval). Ces cartes permettent de localiser les forêts riveraines contenant une grande quantité de bois à l'échelle du secteur de Neufchâteau. Les cartes reprenant l'enveloppe 6m pour les bassins de la Chiers et de la Semois sont présentées aux Figure 27 et Figure 28 (2 pages suivantes).
- Visualisation du volume sur la carte des DGO (polygones construits lors de la désagrégation). L'étendue de l'enveloppe peut être vérifiée et donc l'objet cubé est précisément délimité. Cette couche plus précise est à utiliser à l'échelle de l'organisation des chantiers d'entretien. La Figure 29 (p.44) en présente un exemple.

Un tableau reprenant le volume de bois estimé pour chaque secteur (au nombre de 56) est fourni à l'annexe 6.



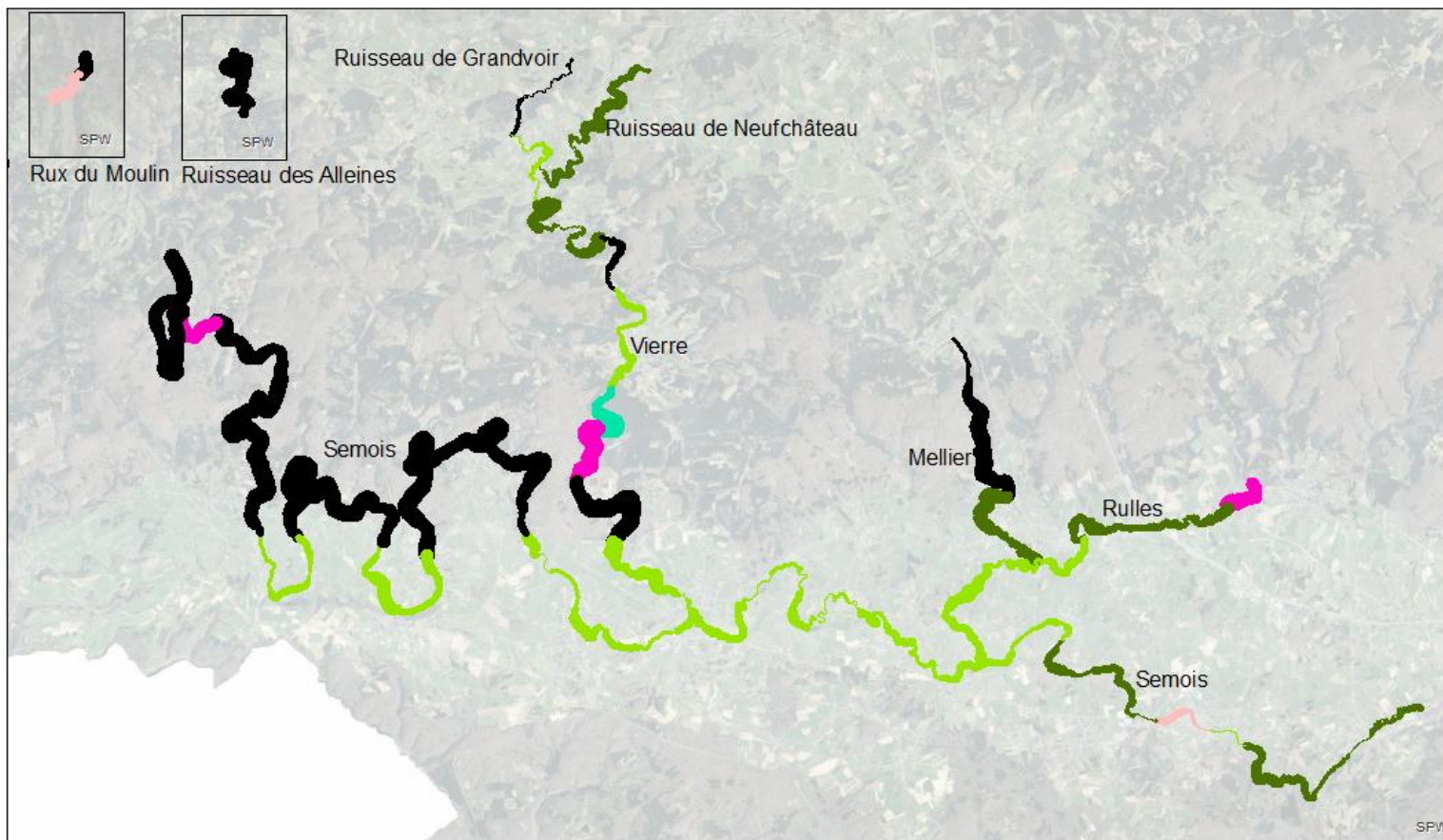
**Légende**

<b>Volume (m³/km)</b>	250-350	<b>Secteurs</b>	Forêts	Prairies et cultures
50-150	350-500	Bâtiments continus	Prairies	Prairies et forêts
150-250	500-750	Bâtiments discontinus		



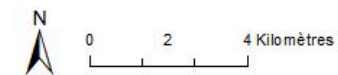
Fond de carte : SPW (Orthophoto 2015)  
 Mise en page : Leo Huylenbroeck, 2017

Figure 27 : Distribution du volume linéaire (m³/km) sur les cours d'eau du bassin de la Chiers. La couleur des segments indique le type de secteur, l'épaisseur du segment indique le volume linéaire de bois pour l'enveloppe de 6m autour du cours d'eau, selon une moyenne mobile.



**Légende**

<b>Volume (m<sup>3</sup>/km)</b>	— 0-50	— 50-150	— 150-250	— 250-350	— 350-500	— 500-750	— 750-1000	— >1000	<b>Secteurs</b>	— Forêts	— Prairies et forêts	— Bâtiments discontinus	— Prairies	— Zones humides	— Espaces_verts
----------------------------------	--------	----------	-----------	-----------	-----------	-----------	------------	---------	-----------------	----------	----------------------	-------------------------	------------	-----------------	-----------------



Fond de carte : SPW (Orthophoto 2015)  
Mise en page : Leo Huylenbroeck, 2017

Figure 28 : Distribution du volume linéaire (m<sup>3</sup>/km) sur les cours d'eau du bassin de la Semois. La couleur des segments indique le type de secteur, l'épaisseur du segment indique le volume linéaire de bois pour l'enveloppe de 6m autour du cours d'eau, calculé selon une moyenne mobile

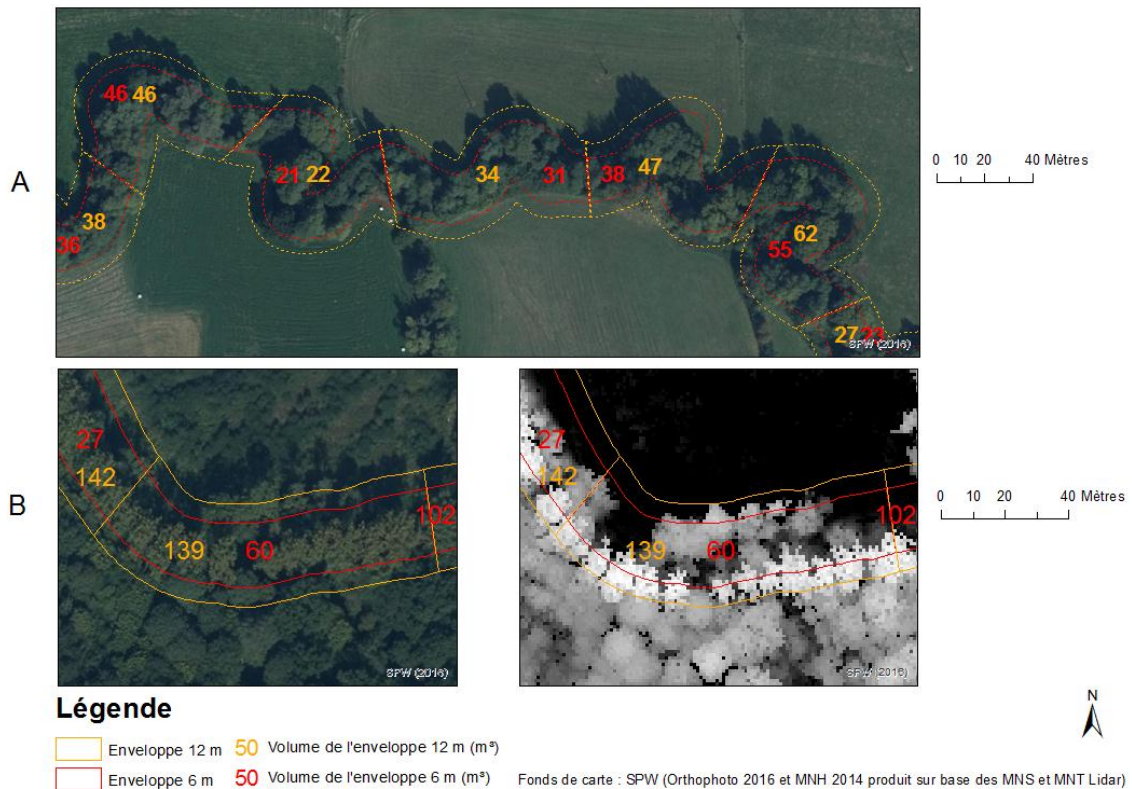


Figure 29 : Carte des estimations de volume pour les deux enveloppes 6 et 12 m à l'échelle des DGO. A : Dans le cas de cordons étroits et bien délimités, le choix d'une enveloppe importe peu pour l'estimation du volume. B : la prise en compte ou non d'un alignement de peupliers change complètement l'estimation de volume d'une enveloppe à une autre. Comme le MNH (à droite) est utilisé pour l'estimation du volume, il est préférable de s'y fier pour délimiter l'enveloppe la plus adéquate.

## 4.7. Evaluation empirique de l'erreur

### 4.7.1.Méthodologie

L'erreur sur le volume prédit a été évaluée empiriquement sur les 19 tronçons inventoriés. Le volume de référence a été calculé à l'aide des tarifs de cubage établis pour l'étude sur l'inventaire complet des tronçons, qui comprennent des arbres non-visibles. Le volume prédit a été calculé en appliquant la relation allométrique sur les houppiers segmentés automatiquement.

Il s'agit d'abord établir un intervalle de confiance sur la prédiction du volume. Il a été établi de manière analogue à ce qui a été fait pour les tarifs de cubage (4.3.1).

Il s'agit également d'appréhender l'origine de l'erreur (relation allométrique biaisée pour le tronçon ou mauvaise segmentation des houppiers). A cette fin, un volume  $V_{man}$  a été calculé en utilisant la relation allométrique sur la forêt de houppiers segmentés manuellement.

En plus de l'évaluation sur les 19 tronçons, le comportement de l'erreur vis-à-vis de l'agrandissement du linéaire a été évalué à l'aide de l'inventaire réalisé sur la Vire lors de la construction des tarifs de cubage. Le volume prédit par les tarifs au sol a été comparé avec le volume estimé par télédétection à l'aide de l'enveloppe V12 pour chaque DGO (au nombre de 8).



## 4.7.2. Résultats

Les volumes prédits et de référence pour les 19 tronçons de validation sont présentés à la Figure 30. Les paramètres principaux de la distribution de l'erreur d'estimation sur le volume sont présentés au Tableau 12. Le volume obtenu à l'aide d'une segmentation manuelle est sous-estimé de 12% en moyenne par rapport au volume de référence. La segmentation automatique présente un biais plus faible par rapport à ce volume de référence (2% de sous-estimation, non significatif). L'erreur moyenne absolue pour les deux types de segmentation est de l'ordre de 20%.

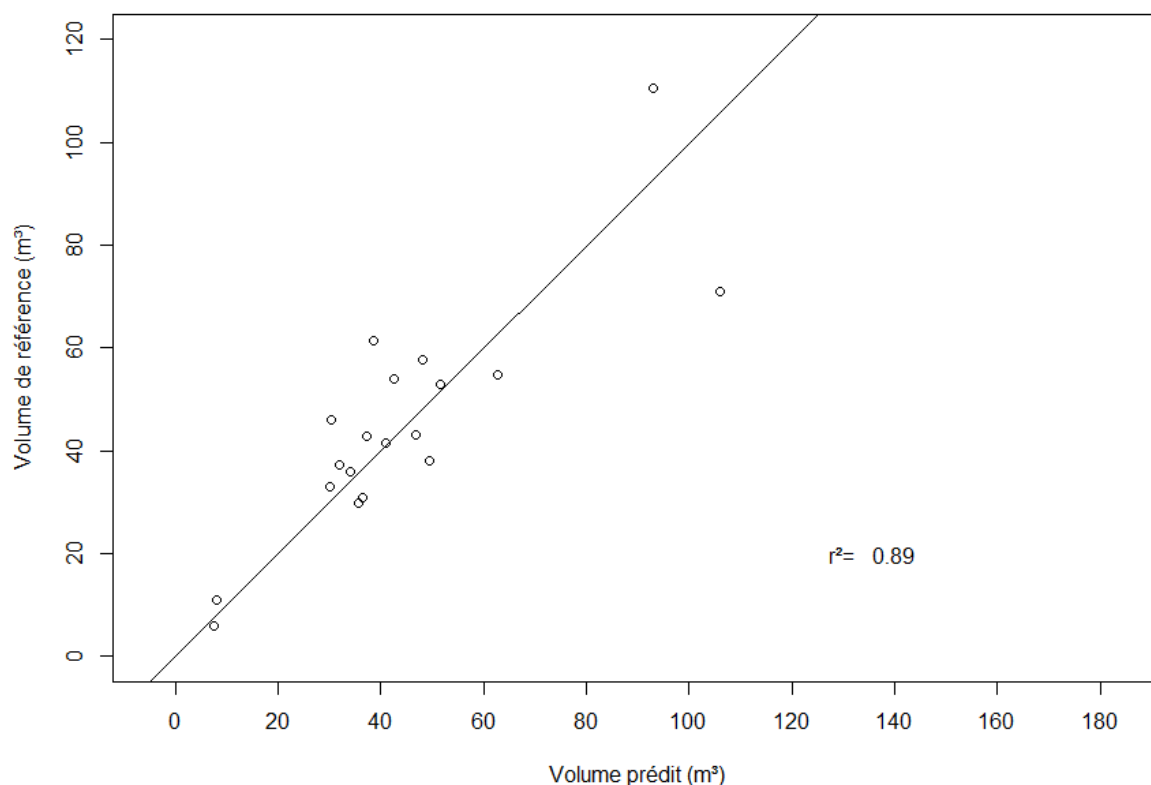


Figure 30 : Comparaison du volume de référence (à l'aide des tarifs de cubage au sol), en ordonnée, avec le volume prédit par télédétection (à l'aide d'une segmentation automatique), en abscisse. La ligne continue représente l'égalité des volumes. Le  $R^2$  calculé est celui du modèle  $Volume\ prédit = Volume\ de\ référence$ .

Tableau 12 : Paramètres principaux de la distribution de l'erreur sur l'estimation du volume sur les 19 tronçons de validation.  $V_{ref}$  correspond au volume estimé sur le terrain à l'aide des tarifs de cubage.  $V_{man}$  correspond au volume estimé à l'aide d'une segmentation manuelle,  $V_{seg}$  avec une segmentation automatique.

	Moyenne tronçons	Médiane tronçons	Ecart-type tronçons	Minimum tronçons	Maximum tronçons	Tous tronçons confondus
<b><math>V_{seg}/V_{ref}</math></b>	<b>0,98</b>	0,95	0,23	0,63	1,50	0,97
<b><math>V_{man}/V_{ref}</math></b>	<b>0,88</b>	0,89	0,22	0,57	1,46	0,90

Afin de produire un intervalle de confiance sur l'estimation du volume à l'échelle du tronçon, une transformation bi-logarithmique a été appliquée aux volumes de référence et obtenus par segmentation automatique. Les résidus de la relation  $\text{Ln}(V_{\text{ref}}) = \text{Ln}(V_{\text{seg}})$  suivent une loi normale (Shapiro-Wilk, p-value = 0,95). Une légère déviation à la loi normale peut être observée graphiquement : les extrémités sont comprimées (Figure 31). La condition d'homoscédasticité est validée graphiquement. Un intervalle de confiance à 95% peut être calculé pour l'erreur relative sous l'assomption d'une distribution normale :  $V_{\text{ref}} = [0,63 * V_{\text{seg}} ; 1,6 * V_{\text{seg}}]$ .

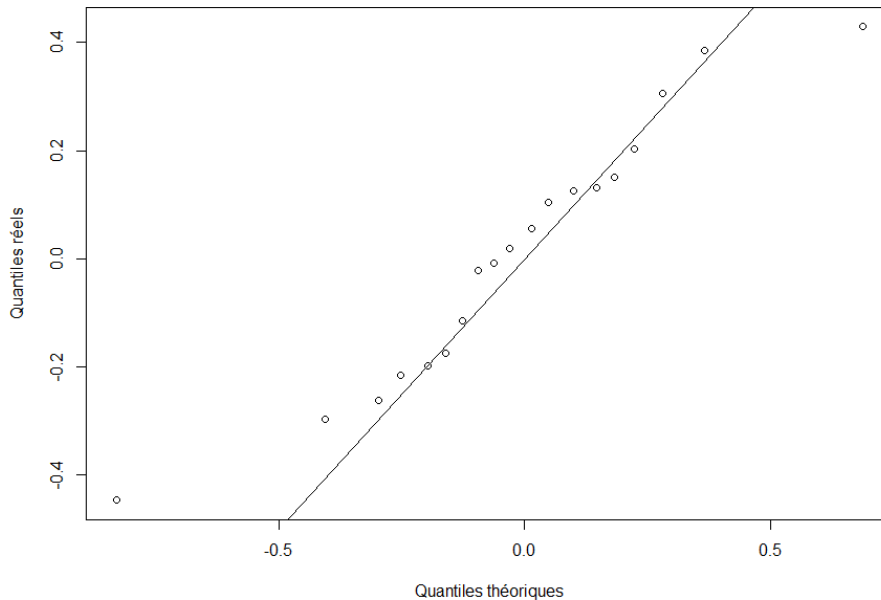


Figure 31 : Q-Q plot comparant la distribution de l'erreur sur la relation  $\text{Ln}(V_{\text{ref}}) = \text{Ln}(V_{\text{pred}})$  avec une distribution normale théorique de moyenne zéro et d'écart-type 0,24 (écart-type estimé de l'erreur). La ligne continue représente la valeur des résidus dans le cas d'une correspondance parfaite des deux distributions.

Pour le tronçon de la Vire (inventorié lors de la construction du tarif de cubage), l'erreur reste dans les limites de l'intervalle de confiance calculé à l'aide des 19 tronçons (annexe 5). Les résultats des estimations de volume sont présentés dans la Figure 32. Les données ont également fait l'objet d'une transformation logarithmique en vue de comparer la distribution de l'erreur avec celle des 19 tronçons en conditions contrastées. La distribution des résidus de la relation transformée a pour moyenne -0,22 (sous-estimation) et pour écart-type 0,16. Elle est proche d'une loi normale (Figure 33), ce qui est confirmé par un test de Shapiro-Wilk (p-value = 0,59).

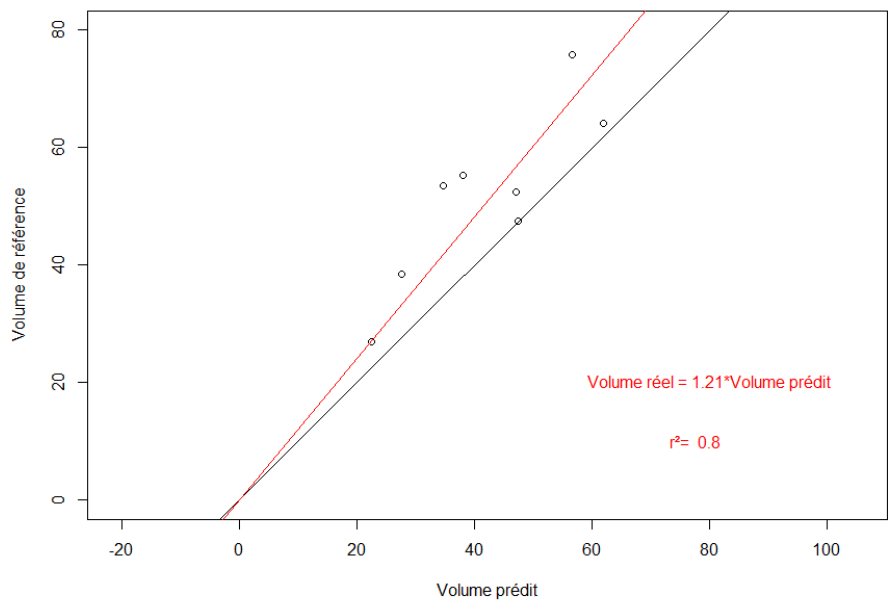


Figure 32 : Comparaison du volume de référence, en ordonnée, avec le volume prédit, en abscisse. Le  $r^2$  affiché est celui de la relation  $\text{Volume réel} = 1,21 \cdot \text{Volume prédit}$ .

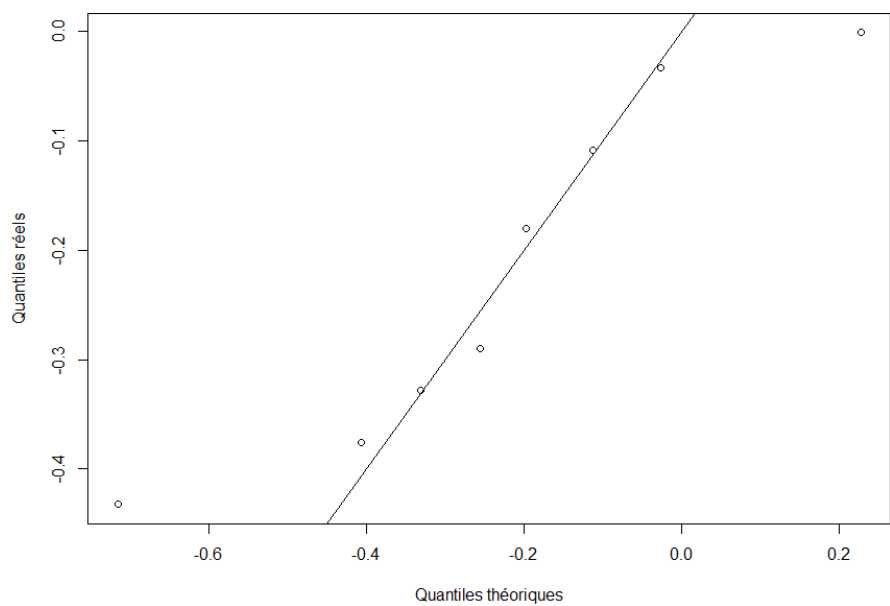


Figure 33 : Q-Q plot comparant la distribution de l'erreur sur la relation  $\ln(V_{\text{ref}}) = \ln(V_{\text{pred}})$  avec une distribution normale théorique de moyenne -0,22 et d'écart-type 0,16 (écart-type estimé de l'erreur). La ligne continue représente la valeur des résidus dans le cas d'une correspondance parfaite des deux distributions.

## 5. Discussion des résultats

### 5.1. Tarifs de cubage

L'organisation des chantiers d'entretien en rivière se prête mal au cubage des arbres. Les principales difficultés techniques sont :

- Un espace restreint et parfois accidenté pour déposer les grumes, sauf si un accord est trouvé avec le propriétaire des parcelles riveraines. Par conséquent, le terrain est encombré.
- Les tiges s'abiment, voire se brisent lors de leur manipulation avec une pince. C'est le cas en particulier pour le saule et le peuplier mais également pour d'autres arbres sains en apparence mais pourris à l'intérieur.
- La forme complexe des arbres de la ripisylve : l'axe principal est souvent indéterminable, d'où la nécessité de mesurer le volume de branches. Les troncs présentent de nombreux défauts, sont souvent méplats : les cas particuliers sont nombreux et l'opérateur doit pouvoir faire preuve de flexibilité quant au nombre ou la hauteur des mesures.

Des choix méthodologiques ont dû être opérés en conséquence, qui grèvent les tarifs de cubage de faiblesses ou d'incertitudes, discutées ci-après.

#### 5.1.1. Choix d'une découpe « 40 cm branches comprises »

La mesure du volume jusqu'à 40 cm, branches comprises, ne correspond pas à un standard pour les tarifs de cubage. Par exemple, les tables de Dagnelie donnent parfois un volume bois fort branches (tiges et branches jusqu'à 22 cm de circonférence), ou un volume tige à une découpe de 40 cm de circonférence (Dagnelie, Rondeux & Palm, 2013). La comparaison et la compatibilité de notre tarif avec d'autres est donc limitée.

Néanmoins, la découpe choisie est adaptée pour cette étude : un volume bois fort total aurait été trop fastidieux à mesurer de manière traditionnelle au vu du nombre de branches, de leur enchevêtrement, de la casse lors de leur manutention. La mesure du volume bois fort total aurait inévitablement ralenti le chantier et augmenté le coût de l'essai.

#### 5.1.2. Validité des tarifs V40 à l'échelle locale

Les tarifs élaborés pour le saule et l'aulne sont basés sur un faible nombre d'arbres, respectivement 26 et 28 brins. Rondeux (1973) estime le nombre d'arbres minimum à mesurer pour l'élaboration d'un tarif de cubage de portée locale est de 30 à 50 arbres. L'effectif est donc faible, même pour une portée locale.

Les conditions d'homoscédasticité et de normalité des résidus ne sont rigoureusement vérifiées pour aucun des trois tarifs (aulne, saule et toutes essences), et l'erreur calculée sur base de la distribution des résidus n'a qu'une valeur indicative. L'incertitude résiduelle (liée à la variabilité du volume pour une circonférence donnée) est plus élevée pour le saule (0,25 m<sup>3</sup>) que pour l'aulne (0,10 m<sup>3</sup>), moins variable dans son architecture. L'espèce n'a pas été déterminée pour le saule : le tarif s'applique à des mélanges de saules arborescents. Le tarif « toutes essences » est grevé d'une incertitude



résiduelle importante. Pour un grand nombre d'arbres, la variabilité résiduelle tend à se neutraliser (Palm, 1983). On peut s'attendre à une diminution rapide de l'erreur résiduelle à l'échelle du tronçon vu qu'un tarif à l'échelle de la tige est utilisé pour cuber des cépées. Néanmoins, les tiges d'une même cépée ont souvent une forme très proche.

### 5.1.3. Mesure du volume de branches

L'estimation du volume de branches au-delà de la découpe de 40 cm cumule l'incertitude liée à la calibration de la relation broyat-bois rond, à la mesure du volume de broyat et à la grande variabilité des arbres. La variable la plus déterminante pour le volume de branches, hormis les dimensions de l'arbre, semble être l'intensité de la compétition et l'état sanitaire de l'arbre, qui entraînent la mortalité et l'élagage naturel des branches. La relation entre le volume de branches et la circonférence est plus étroite pour l'aulne que pour le saule.

Au vu de la largeur de l'importance de l'erreur résiduelle (de l'ordre d'un facteur 3,5), l'estimation du volume de branches pour un brin de cépée unique n'a aucun sens. Néanmoins, il est rassurant de constater que l'utilisation des tarifs « V40 » et « Vb » sur l'inventaire des arbres marqués du tronçon entretenu donne une estimation tout à fait compatible avec ce qui a été effectivement sorti lors du chantier (Tableau 13). Le volume exploité a également été calculé en regroupant les arbres en classes de circonférence et en utilisant le tarif « toutes essences ». Cette utilisation des tarifs, adaptée aux marchés à la pièce, donne ici des résultats assez proches de l'estimation basée sur la circonférence réelle.

**Tableau 13 : Estimation du volume exploité par quatre méthodes. La première ligne correspond au volume calculé en utilisant les tarifs pour les différentes essences. La deuxième ligne considère les classes 40 cm (C130 = 20 à 60 cm), 75 cm (60 à 90 cm), 120 (90-150 cm), 175 (150 à 200 cm) et 250 (>200 cm) et exploite uniquement les tarifs « toutes essences » et « volume branches ». La troisième ligne correspond au volume effectivement sorti du chantier, calculée à l'aide du nombre et de la contenance des containers. La quatrième ligne correspond à une utilisation « gestionnaire » de la couche cartographique V12, où les volumes des DGO successives sont additionnés sur le tronçon entretenu, et la somme divisée par 2 (martelage de la moitié du volume). Le coefficient de foisonnement utilisé pour convertir le volume de broyat en volume de bois rond est de 2,5 (les valeurs converties sont affichées en italique).**

	V40	Vb	Vtot	Volume broyat
Inventaire arbres marqués	186	52	239	<i>597</i>
Tableau de marquage	177	48	225	<i>562</i>
Exploité	X	X	216	540
V12 télédétection	X	X	190	<i>475</i>

Ajoutons que les tarifs Vb et V40 ont été ajustés séparément. En toute rigueur, l'additivité de V40 et Vb ne sont pas garantis : à cause de la corrélation entre les deux compartiments, l'ajustement de la somme des tarifs Vb et V40 ne constitue pas le meilleur ajustement du volume total (Picard, Saint-André et Henry, 2012).

### 5.1.4. Validité à l'échelle régionale

Les tarifs de cubage développés dans cette étude sont utilisés à l'échelle du secteur de Neufchâteau, dans des situations variées, s'éloignant parfois des conditions dans lesquelles ils ont été établis. Outre l'incertitude résiduelle liée à la variabilité des arbres dans le domaine de validité du tarif, une erreur liée à l'inadéquation des équations de cubage existe et est impossible à quantifier sans données indépendantes.

La première faiblesse de nos tarifs est qu'ils ne dépendent que de la circonférence. L'utilisation conjointe de la hauteur et de la circonférence permet de mieux rendre compte des variations de forme de la tige, et augmente ainsi le domaine de validité des tarifs de cubage (Vallance, 1995 dans Deleuze *et al.*, 2014). L'absence d'effet hauteur sur le volume des arbres cubés est explicable par :

- l'utilisation de la hauteur du brin le plus haut de la cépée et pas directement de la hauteur du brin. A première vue, les hauteurs des brins d'une cépée sont très proches, mais les quelques cépées où ça n'était pas le cas ont pu brouiller la relation hauteur-volume.
- la relative homogénéité de la hauteur sur le tronçon : entre 13 et 20 mètres, avec un grand nombre de brins d'une hauteur proche de 17 mètres. Cette hauteur est proche de la moyenne des hauteurs rencontrées lors de l'inventaire des houppiers, par conséquent on peut s'attendre à ce que les plus grands arbres (en milieu plus forestier) soient sous-estimés par nos tarifs, et que les plus petits arbres (milieux agricoles très ouverts) soient surestimés.

La deuxième faiblesse de nos tarifs, ou plutôt de leur usage dans cette étude, est qu'ils sont utilisés pour estimer le volume d'essences non couvertes par le tarif. Néanmoins, 70% des cépées ou franc-pieds cubés sont des aulnes ou des saules. De plus, les alternatives ne sont pas séduisantes pour estimer le volume des autres essences : si des tarifs forestiers régionaux spécifiques aux essences forestières existent (comme pour le chêne, l'érable, le hêtre dans Dagnelie, Rondeux & Palm, 2013), notre comparaison des tarifs pour les aulnes forestiers et riverains indiquent que l'erreur liée à l'environnement pourrait être supérieure à l'erreur liée à l'essence.

Troisièmement, les tarifs sont utilisés en dehors de leur zone de validité quant à la gamme de circonférence : 2,5% de l'effectif des brins (correspondant à 20% du volume) dépassaient les 200 cm de circonférence.

Enfin, ces tarifs ne couvrent pas certaines formes particulières des arbres (Figure 34, page suivante). En particulier, les saules régulièrement taillés en têtard ont systématiquement été écartés du jeu de données (ils sont cependant peu nombreux dans la région d'étude). Les saules « rampants », qui peuvent localement constituer des volumes de bois importants, ont été traités comme des cépées.



Figure 34 : Florilège de situations problématiques pour la dendrométrie classique.

## 5.2. Construction d'un modèle allométrique

L'incertitude sur l'estimation d'un volume de bois sous un houppier est importante, de l'ordre d'un facteur 3. Deux aspects peuvent en être tenus pour responsables : la **qualité des données** utilisées pour sa construction et la **relation lâche** entre la hauteur d'un arbre et l'aire de son houppier d'une part avec le volume de bois sous ce houppier d'autre part.

### 5.2.1.Extraction manuelle des variables de hauteur et d'envergure

La dimension du houppier a été mesurée par deux méthodes : par délinéation manuelle sur une orthophoto contemporaine et par mesure sommaire du rayon, en nombre de pas. Ces deux méthodes semblent donner des résultats équivalents, mais avec une dispersion importante (Figure 18, p.30). La méthode de la délinéation sur orthophoto a été jugée la plus précise et a été retenue pour établir la relation allométrique. La méthode est plus ardue en milieu forestier, où les houppiers se mélangent et où le sous-étage gêne la vision du houppier des arbres dominants. Une méthode qui avait été envisagée et vite abandonnée était la mesure précise (à la chevillière) du houppier dans 4 directions (amont, aval, talus, cours d'eau). Les quelques arbres ayant été mesurés de cette façon révèlent que l'erreur sur l'aire mesurée par digitalisation peut dépasser 50%. En plus de l'erreur sur l'aire, une erreur de positionnement du houppier est due au fait que les photos aériennes ne sont pas prises parfaitement verticalement et que l'orthorectification se base sur le relief du sol et non sur le relief de la canopée. Cette erreur de positionnement est plus importante lorsque la photo est prise loin du point Nadir.

Quant à la hauteur, elle semble relativement bien estimée à l'aide du MNH (erreur RMS de 1.88m, sans biais). Pourtant, les sources d'erreur sont nombreuses :

- La hauteur est tributaire de la digitalisation du houppier, étant extraite à partir de la couche digitalisée des houppiers. Les hauteurs d'arbres voisins peuvent ainsi être confondues.
- Les mesures de hauteur à l'aide d'un MNH lidar sont en théorie systématiquement inférieures aux mesures de terrain : la probabilité que le faisceau LIDAR intercepte le bourgeon terminal de l'arbre est faible, hors c'est la hauteur de ce bourgeon terminal qui est mesurée lors des mesures de terrain (Renaud *et al.*, 2015).
- La surface du sol est hétérogène (présence d'une sous-berge, pente parfois importante), ce qui est de nature à augmenter les erreurs sur l'interpolation du modèle numérique de terrain (Gatziolis, Fried & Monleon, 2010).
- La pente induit une erreur sur l'estimation de la hauteur par le MNH : celle-ci est estimée comme la plus grande différence de niveau entre la végétation et le sol. Cette plus grande différence ne correspond pas toujours à la différence entre le sommet de l'arbre et le sol en dessous. L'inclinaison de l'arbre peut aggraver ce phénomène (Gatziolis, Fried & Monleon, 2010).
- Le MNH utilisé n'est pas contemporain à la prise de mesures sur le terrain : il date de 2014. Ceci induit un biais de sous-estimation, surtout pour les jeunes arbres en croissance. Des changements dans la canopée peuvent également générer un bruit supplémentaire.

L'utilisation du 90<sup>e</sup> centile au lieu de la hauteur maximale a permis dans une certaine mesure d'éliminer le bruit et les valeurs extrêmes.

Y a-t-il des situations dans lesquelles l'estimation des variables explicatives est systématiquement biaisée ? Il est difficile de disséquer ici la structure de l'erreur, qui est une agrégation d'erreurs systématiques et aléatoires se compensant plus ou moins entre elles. A la lumière de l'analyse sommaire de l'erreur qui a été réalisée dans cette étude (validation des hauteurs et envergures de houppiers), on peut raisonnablement penser que la qualité médiocre des données ne résulte pas en un modèle allométrique biaisé mais seulement en une augmentation de l'erreur résiduelle.

### **5.2.2. Variables d'influence non prises en compte par le modèle**

Le modèle allométrique utilisé pour prédire le volume individuel des arbres sur base de leur houppier est utilisé dans des situations contrastées : de la cépée au franc-pied, de la prairie à la forêt, de l'aulne au saule. Cette diversité de situations augmente dramatiquement la variabilité résiduelle du modèle. L'objet de cette étude n'est pas de prédire le volume de cépées individuelles mais bien à l'échelle de tronçons. Comme cela a été montré au point 4.4.2.4., l'erreur liée à la variabilité des arbres aura malheureusement une structure spatiale, et l'agrégation des volumes de plusieurs arbres, aussi nombreux soient-ils, ne tendra pas vers la valeur du volume à l'échelle du tronçon.

La Figure 35 montre que la relation entre la hauteur et l'aire du houppier est différente selon le contexte agricole ou forestier. Les arbres des milieux forestiers, pour une même hauteur, ont des houppiers moins larges. La même observation peut être faite pour les franc-pieds par rapport aux cépées. Lorsque des modèles sont constitués à partir de jeux de données scindés, le modèle construit sur les franc-pieds et les arbres forestiers donne plus de poids à l'aire du houppier, celui construit sur les cépées et les arbres des milieux agricoles plus de poids à la hauteur. Une interprétation qui peut

être faite de ces résultats est que les cépées et les arbres des milieux ouverts ont tendance à s'étendre indépendamment de leur volume, alors que les franc-pieds et les arbres des milieux forestiers filent en hauteur avant de s'étendre et de grossir en circonférence.

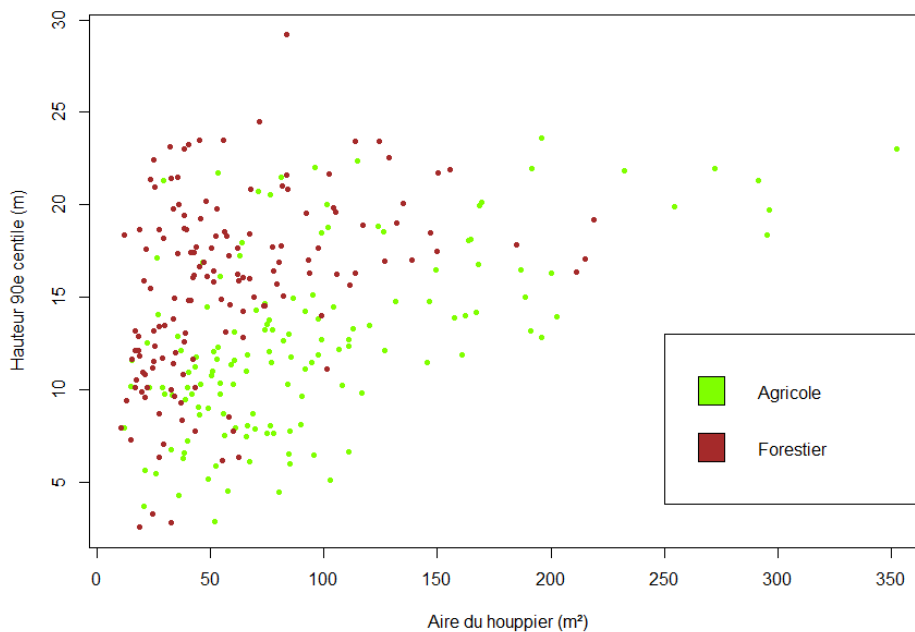


Figure 35 : Relation entre la hauteur (90<sup>e</sup> centile) et l'aire du houppier pour les arbres des milieux forestiers et agricoles.

La distinction entre cépées et franc-pieds est ardue sur base aérienne. Des indicateurs supplémentaires pour caractériser la distribution des pixels du MNH ou des retours lidar (à partir du nuage de points) au sein d'un houppier auraient pu être envisagés, mais nous avons préféré conserver un modèle simple, intuitif. Quant à la distinction entre tronçons forestiers et agricoles, qui traduit vraisemblablement un effet des conditions lumineuses, elle est difficile à appréhender sur le terrain. Il existe un gradient continu de conditions lumineuses, compliqué par le fait que les tronçons forestiers se trouvent souvent dans les parties aval des cours d'eau (plus larges et donc plus lumineuses) sur le secteur de Neufchâteau.

Notons que les biais engendrés par la non-intégration de ces deux facteurs restent du domaine de l'acceptable. La surestimation moyenne pour un franc-pied en milieu forestier sera de l'ordre de 27%. La sous-estimation moyenne pour une cépée en milieu agricole sera de l'ordre de 22%. A l'échelle d'un tronçon, les cépées et les franc-pieds sont généralement mélangés, l'erreur liée à la structure des arbres sera moins grande. En revanche, certains tronçons forestiers particulièrement denses pourront présenter des biais de sous-estimation importants.

Un point essentiel à discuter est l'agrégation des erreurs liées au modèle allométrique et aux tarifs de cubage. Si le modèle allométrique surestime le volume des arbres en milieu forestier, nos tarifs de cubage le sous-estiment vraisemblablement. Si l'on s'en tient à la comparaison de nos tarifs pour l'aulne (point 4.3.2.4, p.24) avec un tarif forestier pour prédire un volume bois fort tige, notre tarif peut être majoré de 30 à 50% pour les classes de circonférence les plus souvent rencontrées. Dès lors, l'erreur sur l'estimation du volume d'arbres forestiers par notre modèle allométrique serait plus faible que prévu, et pourrait devenir une erreur de sous-estimation. A l'inverse, les arbres les plus trapus des milieux très ouverts, sous-estimés par le modèle allométrique, sont vraisemblablement surestimés par le tarif. Dans ce cas également, on peut s'attendre à une certaine compensation.

### 5.3. Segmentation

La qualité d'une segmentation dépend de la méthode employée, de la qualité et de la nature des données utilisées en entrée, de la structure des arbres et de la forêt étudiée (Jing *et al.*, 2012). Une comparaison de nos résultats avec d'autres résultats obtenus par une segmentation de type *watershed* et évalués par une méthode comparable à la nôtre est proposée dans le Tableau 14. La comparaison des distributions des aires de houppiers par un test statistique étant une méthode originale développée dans le cadre de cette étude, seules les relations de recouvrement entre houppiers segmentés et de référence ont pu être comparées avec la littérature.

Tableau 14 : Comparaison de la qualité de segmentations de type watershed en conditions forestières variées et utilisant différentes sources de données en entrée. D'éventuels traitements complémentaires sont signalés. Pour rappel, notre modèle utilise en entrée un MNH lidar obtenu à l'aide d'un nuage de points de 0,8 points sol/m<sup>2</sup>.

Référence	Données en entrée	Type de forêt	Critère d'évaluation	Valeur littérature	Notre résultat	Traitements complémentaires
(Jing <i>et al.</i> , 2014)	Imagerie aérienne R=0,15m	Mélangée à dominance résineuse	Précision du producteur	74%	49%	
	Imagerie aérienne R=0,15m	Feuillus	Précision du producteur	58,9%	49%	
(Larmar, McGraw & Warner, 2005)	Imagerie aérienne R=0,13m	Résineux	Précision globale	66,4%	51%	Images aériennes multi-temporelles
(Ke & Quackenbush, 2008)	Imagerie aérienne R=0,6m	Feuillus (érable et frêne)	Précision globale	56,2%	51%	
	Imagerie aérienne R=0,6m	Plantations résineuses	Précision globale	70,8 à 74,2%	51%	
(Baoxin <i>et al.</i> , 2014)	MNH + nuage de points lidar (7 points sol/m <sup>2</sup> )	Feuillus (bouleau)	Précision du producteur	72%	49%	Approche multi-échelle permettant d'utiliser des paramètres de segmentation différents selon la taille du houppier + correction subséquente des houppiers segmentés à l'aide du nuage de points lidar
(Jing <i>et al.</i> , 2012)	MNH lidar (7points sol/m <sup>2</sup> )	Feuillus (bouleau et peuplier)	Précision du producteur	60%	49%	Approche multi-échelle permettant d'utiliser des paramètres de segmentation différents selon la taille du houppier
(Koch, Heider & Weinacker, 2006)	MNH lidar (5 à 10 points sol /m <sup>2</sup> )	Forêt feuillue (charme, érable, frêne)	Précision du producteur	60%	49%	

La qualité de notre segmentation est plus proche de la qualité obtenue dans le cas de forêts feuillues que résineuses. Les houppiers des feuillus sont plus complexes : ils présentent parfois plusieurs maxima locaux et les branches d'arbres voisins se recouvrent. Ils sont donc plus difficiles à séparer et sont souvent sous ou sur-segmentés (Ke & Quackenbush, 2011).

La qualité de notre segmentation reste néanmoins légèrement inférieure à celle reportée en général pour les forêts feuillues. Des différences relatives aux caractéristiques des sites et à notre méthode peuvent expliquer cette qualité inférieure. Elles sont détaillées dans les points suivants.

### **5.3.1. Gamme de conditions rencontrées**

La qualité de notre segmentation est très inégale sur les tronçons : la précision globale varie de 0,17 à 0,79. Elle est généralement plus élevée en milieu ouvert qu'en milieu forestier, où les houppiers sont adjacents et se mélangent.

L'approche *watershed* assistée par marqueurs requiert de définir une fenêtre de recherche pour les maxima locaux qui dépend de la hauteur. La relation entre la hauteur et l'étendue du houppier est différente entre les tronçons ouverts et forestiers. L'utilisation de paramètres communs en conditions contrastées diminue la qualité de la segmentation (Larsen *et al.*, 2011).

### **5.3.2. Structure de la canopée**

Si les aulnes, très fréquents le long des cours d'eau, ont un port pyramidal qui s'approche de celui des résineux, ils sont souvent présents à l'état de cépées multi-tiges. Les houppiers peuvent ainsi présenter de nombreux maxima locaux, qui complexifient la segmentation.

De plus, les arbres sont souvent de hauteurs proches, ils sont co-dominants. (Koch, Heider & Weinacker, 2006) suggèrent que ce type de structure diminue la qualité des segmentations, des clusters d'arbres co-dominants étant souvent agrégés en un seul houppier. En revanche, la faiblesse du sous-étage en forêt riveraine est une caractéristique favorable.

### **5.3.3. Qualité de la couche de référence**

La qualité d'une segmentation manuelle n'est jamais parfaite, même si elle peut s'en approcher dans le cas de forêts de structure très simple. Dans les autres cas, la délimitation des houppiers reste une interprétation (Larsen *et al.*, 2011). Dans le cas de notre étude, cette interprétation est guidée par la vérité du terrain plus que par ce qui est visible sur une image aérienne. Hors, les articles cités s'appuient généralement sur la photo-interprétation manuelle pour définir les houppiers de référence. L'opérateur et la machine travaillent de la même façon, et seront donc plus souvent d'accord que si le premier voit les houppiers « d'en bas » et la seconde « d'en haut » !

De plus, les houppiers de référence ont été digitalisés sur une image différente de la couche de travail pour la segmentation. Cette différence est triple :

- La digitalisation est effectuée sur des orthophotos de 2016, alors que le MNH date de 2014
- La canopée n'est pas toujours photographiée verticalement : loin du point NADIR, le houppier apparaît décalé sur l'orthophoto.
- La nature des données est différente : les orthophotos présentent des zones d'ombre

Enfin, l'individualisation des houppiers sur le terrain reste subjective : la différence entre une cépée et plusieurs franc-pieds est ténue, et dans certains cas, des groupes d'arbres aux houppiers indiscernables ont été agrégés en un seul.

#### **5.3.4. Adéquation de la segmentation avec les objectifs de l'étude**

La méthode de segmentation utilisée dans le cadre de cette étude est simple au regard des méthodes déployées dans la littérature. L'application d'un post-traitement, s'il peut améliorer la qualité d'une segmentation, ne nous a pas paru justifiée. En effet :

- La qualité de la couche de référence limite l'évaluation de la qualité de la segmentation : nos critères devraient atteindre très vite un plateau. Les plus petits arbres, qui sont nombreux, sont souvent classifiés comme « omis » par la segmentation à cause du décalage des houppiers sur l'orthophoto et le MNH. Les groupes d'arbres sont souvent mieux segmentés par voie automatique, sur base de la couche lidar, que manuellement sur base d'une orthophoto.
- Dans notre modèle allométrique d'estimation du volume, l'aire du houppier porte un exposant très proche de 1. Par conséquent, il est relativement peu sensible à l'agrégation ou à la fragmentation des houppiers lors de la segmentation, pour peu que ces houppiers soient de hauteurs proches, ce qui est souvent le cas dans les forêts riveraines. Les erreurs d'agrégation et de fragmentation ont déjà été reportées affecter peu les estimations de volume par (Hyypä *et al.*, 2005).

#### **5.4. Délimitation du cours d'eau**

Le positionnement du cours d'eau, utilisé pour délimiter les enveloppes 6 et 12 m, n'a pas fait l'objet d'une évaluation de l'erreur. A vue d'œil, il est aussi bon qu'une délimitation manuelle sur base d'un MNT et d'orthophotos, avec quelques erreurs surtout localisées au niveau des méandres. Michez (2017) signale une sous-estimation moyenne de 0,79 m en moyenne pour la largeur du cours. Les plus petits cours d'eau sont moins bien positionnés et délimités que les grands, et l'enveloppe 6m est grevée d'une erreur relative plus importante sur la délimitation de la bande riveraine que l'enveloppe 12m.

Pour autant, le choix d'une distance à partir du bord du cours d'eau pour délimiter la bande riveraine ne permet pas de délimiter précisément l'objet de gestion : le gestionnaire a charge de gérer les arbres situés entre les crêtes des berges. La délimitation de ces dernières, non définie dans la législation, est soumise à interprétation et s'avère parfois délicate sur le terrain. En l'absence d'une crête bien définie, la projection de la crête de la berge opposée est utilisée. Par conséquent, il est ardu, si pas impossible, de la définir sur base d'un modèle numérique de terrain. Ceci nous a amené à présenter l'estimation de volume à l'échelle fine (100m de long) sous forme d'une couche de polygones reprenant les enveloppes 6 et 12 m : il est ainsi possible de vérifier l'étendue de l'objet cubé. Pour ce faire, il est préférable de se référer à un MNH qu'à une orthophoto (Figure 29, p.44).

L'axe utilisé pour le référencement linéaire du cours d'eau, son découpage en unités de 100 mètres de long et le calcul d'un volume par unité de longueur correspond à l'atlas des cours d'eau non-navigables partiellement nettoyé. Il ne correspond pas exactement au tracé du cours d'eau, et les erreurs ou approximations de l'atlas peuvent générer localement (à l'échelle des 100m) des artefacts.



## 5.5. Synthèse des sources d'erreur sur l'estimation du volume

### 5.5.1. Comportement de l'erreur en conditions contrastées

Les 19 tronçons utilisés pour valider modèle ne constituent pas un vrai jeu de données de validation : les houppiers des arbres qui ont été utilisés pour calibrer la relation allométrique en sont issus et la segmentation a été optimisée pour ces tronçons. Néanmoins, le modèle allométrique et la segmentation n'ont pas été construits pour minimiser explicitement l'erreur sur le volume à l'échelle du tronçon. De plus, ce ne sont pas les houppiers de référence (utilisés pour construire la relation allométrique) mais bien les segments qui sont utilisés pour estimer le volume. Nous considérons que la non-indépendance des données de validation ne mènera pas à une sous-estimation importante de l'erreur.

Néanmoins, ni la délimitation de l'enveloppe, ni l'imprécision des tarifs ne sont évalués lors de la validation du modèle. De plus, les tronçons ne sont pas de dimension constante.

Comme discuté précédemment, il est attendu de l'erreur qu'elle soit en partie prévisible sur base des caractéristiques de la forêt riveraine (essences en présence, conditions lumineuses, proportion de franc-pieds et de cépées). Les quelques tronçons les plus « problématiques », caractérisés par plus de 20% d'erreur relative sur l'estimation du volume de référence, sont présentés dans le **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** (un tableau complet reprenant les 19 tronçons est repris à l'annexe 4).

Tableau 15 : Performances de l'estimation du volume sur quelques tronçons problématiques. Nref et Nseg correspondent aux nombre de houppiers de référence et segmentés. Vref est le volume de référence calculé à l'aide des tarifs de cubage, Vman et Vseg les volumes estimés à l'aide de segmentations manuelle et automatique.

	Nref	Nseg	Précision globale	p-value M-W	Vref	Vman	Vseg	Vseg/Vref
<b>RuIA</b>	22	28	0,66	0,14	61	37	39	0,63
<b>RuIB</b>	21	25	0,65	0,27	46	31	30	0,66
<b>SemE</b>	13	10	0,13	0,00	30	17	36	1,2
<b>TonC</b>	8	10	0,22	0,17	38	55	49	1,3
<b>RNA</b>	9	8	0,47	0.24	6	4	8	1,3
<b>RNB</b>	6	6	0,58	0.70	11	6	8	0,72
<b>VieC</b>	38	31	0,43	0.05	71	81	106	1,5
<b>MeIA</b>	11	10	0,19	0,75	54	40	43	0,79

La source d'erreur peut être appréhendée pour chacun de ces tronçons :

- Les deux tronçons où la sous-estimation est la plus forte sont les tronçons RulA et RulB, malgré une segmentation automatique réussie. Il s'agit de tronçons agricoles, où les cépées sont majoritaires, avec présence d'arbustes et de saules rampants.
- Le tronçon le plus surestimé est le tronçon VieC. Ce tronçon forestier au sous-étage presque absent comprend majoritairement des franc-pieds. Néanmoins, l'erreur semble surtout issue de la segmentation (une segmentation manuelle donne une estimation satisfaisante du volume). Sur ce tronçon, la hauteur peut être très variable entre des arbres voisins. Les houppiers de petits arbres sont intégrés à des arbres plus grands, et la hauteur de ces derniers leur est attribuée, ce qui mène à une surestimation.
- Sur le tronçon SemE, tronçon forestier dense, la valeur obtenue par segmentation manuelle est très éloignée de la valeur réelle : la segmentation manuelle y est médiocre. Par segmentation automatique, la surestimation de 20% se rapporte vraisemblablement au biais du modèle allométrique pour les arbres forestiers.
- Les tronçons RNA, RNB et TonC sont des tronçons très courts, qui ont accusé récemment des changements dans la canopée (mortalité, casse et rejets de souche vigoureux).
- Le tronçon MelA est un tronçon forestier assez dense dont le volume est sous-estimé. L'erreur est essentiellement liée à une délimitation imprécise de la zone d'essai et à la présence d'un sous-étage bien développé.

Ajoutons que les 19 tronçons ne couvrent pas l'ensemble des conditions rencontrées sur le secteur de Neufchâteau, en particulier les plantations artificielles (peupliers ou épicéas). Le modèle n'est pas validé pour ces cas particuliers.

### 5.5.2. Comportement de l'erreur lors de l'agrégation de tronçons

Le tronçon inventorié lors du chantier de cubage constitue un vrai jeu de données de validation : les houppiers n'ont pas été utilisés pour la construction de la relation allométrique et la largeur de l'inventaire correspond à l'enveloppe de 12 m. Les 8 DGO de 100 m qui le constituent permettent d'appréhender le comportement de l'erreur vis-à-vis de l'agrandissement du linéaire estimé.

Pour rappel, le volume de ce tronçon a été sous-estimé de 20%. La distribution des résidus de la relation  $\ln(V_{\text{ref}}) = \ln(V_{\text{prédit}})$  pour les 8 DGO est normale, avec une moyenne de -0,22 et un écart-type de 0,16. Toutes les estimations du volume des DGO restent dans l'intervalle de confiance calculé pour les 19 tronçons. La sous-estimation sur le tronçon peut être reliée :

- à la grande proportion de cépées et au caractère ouvert du tronçon.
- à la surestimation du volume par l'inventaire au sol, relative au double objectif de cet inventaire : des arbres cassés, sur le sol ou dans l'eau y ont été intégrés dans le but de proposer un marché « à l'arbre » à l'entrepreneur (voir point 4.3.1.1). Certains de ces arbres cassés l'étaient déjà vraisemblablement avant 2014.

La distribution est à comparer avec la moyenne de 0,020 et l'écart-type de 0,24 pour la distribution de l'erreur sur les 19 tronçons en conditions contrastées. On peut donc avancer que l'erreur reportée sur les 19 tronçons cache en fait une composante liée au biais du modèle en conditions contrastées, et une erreur résiduelle qui diminue avec l'agrandissement du linéaire.

## 5.6. Distribution du volume

La carte des volume comprend une quantité d'information considérable. Afin de permettre la discussion des résultats, les DGO ont été agrégées par type de secteur (Tableau 16) et par bassin versant (Tableau 17).

Tableau 16 : Distribution du volume de bois selon la typologie des secteurs PARIS. La longueur correspond à la longueur cumulée du linéaire concerné. V6 et V12 correspondent aux volumes calculés respectivement sur l'enveloppe de 6m et 12m autour du cours d'eau. La moyenne de V/L est calculée sur base du volume et de la longueur totale par type de secteur. La médiane et le coefficient de variation (CV) de V/L sont calculés sur base des valeurs V/L des DGO. Aire12 correspond à la surface de l'enveloppe 12m, cours d'eau compris, pour chaque type de secteur. La moyenne de V12/A est calculée sur base de V12 total et de Aire12.

Type secteur	Longueur (km)	V6 total (m <sup>3</sup> )	Moyenne V6/L (m <sup>3</sup> /km)	Médiane V6/L (m <sup>3</sup> /km)	CV V6/L	V12 total (m <sup>3</sup> )	Moyenne V12/L (m <sup>3</sup> /km)	Aire12 (ha)	Moyenne V12/A (m <sup>3</sup> /ha)
Espaces verts	4,94	3489	707	660	0,44	4900	992	41,03	119
Forêts	67,35	41017	609	570	0,68	61549	913	331,90	185
Zones humides	2,16	1249	577	581	0,63	2030	938	15,67	130
Prairies et cultures	3,29	969	294	203	1,03	1308	397	11,37	115
Bâtiments discontinus	9,21	2546	276	227	0,82	3672	399	28,20	130
Prairies et forêts	61,74	15875	257	194	0,91	23235	376	200,37	116
Prairies	70,00	13150	188	106	1,26	18197	260	301,76	60
Bâtiments continus	7,21	1225	170	142	0,96	1698	236	23,37	72
<b>Total</b>	<b>225,91</b>	<b>79521</b>	<b>352</b>	<b>243</b>	<b>1,01</b>	<b>116588</b>	<b>516</b>	<b>953,68</b>	<b>122</b>

Le Tableau 16 permet d'établir trois grandes classes de secteurs quant au volume de bois :

- Premièrement, les forêts présentent les volumes de bois les plus importants, de l'ordre de 600 m<sup>3</sup> par kilomètre de cours d'eau. S'y apparentent les espaces verts (zones anthropisées aménagées pour les loisirs, barrages) et zones humides (un secteur en amont du barrage de la Vierre). Le coefficient de variation est relativement faible, il traduit une continuité et une homogénéité importantes.
- Deuxièmement, les prairies et forêts et les zones de bâtiments discontinus présentent des volumes intermédiaires, de l'ordre de 200-300 m<sup>3</sup> par kilomètre en moyenne. Le coefficient de variation plus élevé pour les prairies et forêts traduit le fait que ce secteur est une agrégation de ces deux occupations du sol. Le volume de bois en bâtiments discontinus peut surprendre. Dans ces secteurs, le bâti alterne souvent avec des formations boisées, des friches, et il peut y avoir des alignements d'arbres de grande dimension.
- Enfin, les prairies et les bâtiments continus présentent des volumes de bois inférieurs, en moyenne de 100-200 m<sup>3</sup> de bois par kilomètre de cours d'eau en moyenne. La forêt riveraine y est souvent absente. Le coefficient de variation plus faible en bâtiments continus traduit la présence d'arbres isolés sur tout le linéaire. En prairie, de longs tronçons peuvent être dépourvus de tout élément ligneux (ou pourvus d'arbustes non comptabilisés dans le calcul du volume), et au contraire des tronçons peuvent présenter une végétation ligneuse bien développée.

Le volume calculé pour l'enveloppe 12 m est étroitement corrélé au volume calculé pour l'enveloppe 6 m à l'échelle des types de secteur : il est généralement plus grand d'un facteur 1,5. Dans l'ensemble, les bandes riveraines du secteur de Neufchâteau ont un caractère boisé : le volume surfacique calculé pour l'enveloppe 12 m (comprenant également la surface occupée par le cours d'eau) est de 122 m<sup>3</sup>/ha en moyenne. A titre de comparaison, en Lorraine, Lecomte & Rondeux (1986) donnent des valeurs moyennes de volume bois fort tige de 117m<sup>3</sup>/ha pour les taillis simples, 174 m<sup>3</sup>/ha pour la chênaie, 242 m<sup>3</sup> pour la hêtraie.

Le Tableau 17 met en évidence des différences importantes entre les bassins versants de la Semois et de la Chiers. Le premier présente plus de bois en moyenne, mais avec des variations plus importantes. Sa médiane plus faible traduit des discontinuités de la forêt riveraine (nombreux tronçons « nus »). Le coefficient de variation plus important se rapporte à ces discontinuités et à la présence de grands massifs forestiers.

Tableau 17 : Comparaison de la distribution du volume sur les deux bassins versants du secteur de Neufchâteau. La moyenne du volume linéaire V6/L est calculée sur base du volume et de la longueur cumulée des cours d'eau de chaque bassin, la médiane et le coefficient de variation (CV) sont calculés sur base des volumes linéaires des DGO.

Bassin	Longueur (km)	V6 total (m <sup>3</sup> )	Moyenne V6/L (m <sup>3</sup> /km)	Médiane V6/L (m <sup>3</sup> /km)	CV V6/L
Semois	166,65	61568	369	234	1,04
Chiers	58,47	17702	303	255	0,83

## 5.7. Utilisation des outils développés

Les cartes du volume linéaire (enveloppes 6 et 12 m précisant un volume par unité de longueur) permettent de localiser les tronçons où la forêt riveraine est bien développée. Il est également possible d'extraire, à l'aide des cartes reprenant les DGO, une approximation du volume de bois sur pied sur un tronçon, avec une erreur à 95% de certitude de l'ordre de 50% du volume. Il est nécessaire de choisir l'enveloppe (6 ou 12m) la plus cohérente, idéalement sur base du MNH de 2014. L'estimation est incorrecte ou n'est pas fiable :

- Sur les tronçons recouverts par une plantation artificielle, pour lesquels le modèle n'a pas été validé
- Sur les tronçons récemment entretenus et/ou d'importants changements dans la canopée ont eu lieu depuis 2014

L'estimation du volume sur des tronçons à entretenir est un bon ordre de grandeur, mais l'utilisation de cette donnée pour établir des marchés d'entretien ou des lots de bois est limitée par la précision de l'estimation et le fait que l'on exploite rarement un tronçon en coupe rase.

Les tarifs de cubage peuvent être utilisés lors de marchés à la pièce sur base d'un tableau de marquage (nombre de tiges par classe de circonférence) afin d'obtenir une estimation plus précise du volume total. Les tarifs s'appliquent à des cordons d'essences pionnières (essentiellement saule et aulne) d'une hauteur comprise entre 15 et 20 m.

Les couches cartographiques relatives à l'estimation du volume par voie aérienne ainsi qu'un tableur relatif aux tarifs de cubage ont été livrés au gestionnaire. Ils sont accompagnés d'une notice explicative reprenant les points d'attention essentiels quant à leur utilisation.

## **5.8. Pistes d'amélioration**

La présente étude démontre qu'il est possible d'obtenir des estimations spatialisées de volume de bois le long de cours d'eau de catégorie 1, à l'échelle subrégionale. Quelques améliorations pourraient être apportées à la méthodologie afin d'améliorer l'efficacité et la fiabilité des estimations pour un coût raisonnable, voire sans surplus de coût.

### **5.8.1. Estimation de volumes au sol**

Les tarifs produits dans le cadre de cette étude n'ont pas été validés sur des données indépendantes, ni pour d'autres régions. Ils pourraient être utilisés, moyennant vérification, dans d'autres études du même type. Néanmoins, si de tels tarifs venaient à être reproduits, quelques leçons peuvent être retenues.

Premièrement, le fait de travailler sur plusieurs chantiers permet de construire des tarifs intégrant la hauteur de l'arbre. Le caractère accidenté et la présence du cours d'eau, qui limitent les déplacements et empêchent parfois l'utilisation d'un vertex, rendent préférable l'utilisation de classes de hauteur (par exemple : 10 à 15 m, 15 à 20 m, 20 à 25 m). Un jeu de données pourra ainsi être facilement constitué en vue du calcul d'une relation allométrique  $Volume = f(\text{aire du houppier}, \text{volume})$ . De plus, de tels tarifs pourront être réutilisés par les gestionnaires pour l'estimation du volume lors de marchés d'entretien.

L'utilisation du lidar terrestre, mis à l'essai lors de ce mémoire mais dont les résultats n'ont pas été exploités, permet de s'affranchir de l'organisation des essais de cubage sur plusieurs chantiers. Néanmoins, il est nécessaire de réaliser des scans tout autour de l'arbre, tâche rendue difficile par la présence du cours d'eau et le caractère accidenté de ses berges. Le positionnement des scans est contraint, et la traversée des cours d'eau peut s'avérer délicate au vu de la valeur de l'appareillage. Le lidar terrestre doit être réservé aux cours d'eau aux berges non accidentées, en milieu non encombré (en hiver, pas en forêt ni sur des cordons denses), à proximité de gués ou d'ouvrages de franchissement.

La méthode choisie pour le cubage des branches (estimation du volume de broyat) se voulait rapide et peu coûteuse. L'organisation du chantier et le matériel utilisé pour l'exploitation étaient difficiles à prévoir, l'essai ayant été réalisé avec une entreprise qui travaillait pour la première fois avec le gestionnaire. Il n'a été possible de cuber les branches que pour 18 tiges. 3 opérateurs et un petit broyeur ont été mobilisés pendant un jour et demi. La mise en place de la méthode (acheminement du matériel, organisation avec l'entrepreneur et les ouvriers, calibration) prend du temps. Par conséquent, la méthode n'est à recommander que pour des essais à plus grande échelle, idéalement avec du personnel, voire du matériel propre. Pour des petits essais, nous recommandons de travailler avec un volume bois fort total, plus facilement appréhendable et compatible avec d'autres tarifs. Le volume compris entre les découpes 40 et 22 cm peut être estimé selon une méthode expéditive, par une mesure de la longueur entre les deux découpes.

## 5.8.2. Estimation aérienne

### 5.8.2.1. Alimentation du modèle

Une première voie d'amélioration du travail est l'utilisation de données contemporaines au relevé de terrain. Les orthophotos aériennes sont mises à jour tous les ans pour la Wallonie. Un modèle numérique de canopée mixte peut être produit à partir d'un MNS photogrammétrique et d'un modèle numérique de terrain lidar. Dans notre cas, il était à l'origine prévu d'utiliser les orthophotos pour l'année 2016, d'où l'idée de la digitalisation manuelle sur ces orthophotos pour la délimitation des houppiers de référence. Ces orthophotos ne sont toujours disponibles qu'en visualisation à l'heure de la rédaction de ce mémoire, et le modèle numérique de hauteur lidar de 2014 a été utilisé. Ceci génère des erreurs lors de la calibration de la relation allométrique (hauteur et envergure de houppiers non contemporaines) et lors de l'estimation du volume à l'échelle des tronçons (arbres coupés ou tombés). Néanmoins, les modèles numériques de hauteur mixtes sont différents des modèles purement lidar : les premiers ont une plus grande densité de points, mais le sol n'apparaît jamais, le modèle est lissé. La méthode de segmentation aurait probablement dû être adaptée et les performances auraient été différentes (White *et al.*, 2013).

Dans tous les cas, il est préférable d'effectuer la délimitation manuelle des houppiers de référence sur la couche MNH, qu'il soit mixte ou lidar, éventuellement en s'aidant des couples stéréo des photos aériennes.

### 5.8.2.2. Procédé de segmentation

Un procédé très simple de segmentation a été employé dans la présente étude. Bien que la qualité de la segmentation ne semble pas être le facteur le plus limitant pour la précision des estimations de volume, elle pourrait concourir à l'améliorer. De nombreux procédés de segmentation sont décrits dans la littérature, que nous ne détaillerons pas ici. Les voies d'amélioration concernent essentiellement :

- La correction géométrique des segments afin de leur donner une forme plausible, plus proche des formes typiques des houppiers réels. Néanmoins, cette correction devra rester légère vu que les arbres étudiés sont souvent multi-tiges, avec des houppiers irréguliers.
- L'utilisation de paramètres de segmentation différents selon la structure du tronçon étudié, voire l'utilisation d'un procédé de segmentation ne demandant pas la présomption d'une relation entre la hauteur et l'envergure du houppier.
- L'utilisation de l'information spectrale pour séparer des houppiers voisins d'essence différente, qui serait rendue possible si un MNH mixte est utilisé (de cette manière, l'information spectrale recoupe bien l'information de hauteur).

La distinction entre les deux berges pour l'estimation du volume serait une amélioration pertinente et assez simple à mettre en œuvre.

### 5.8.2.3. Intégration d'autres variables explicatives

Les biais du modèle allométrique qui ont été exposés dans ce mémoire (essence, structure, conditions lumineuses) pourraient être corrigés à deux échelles :

- à l'échelle des houppiers. La classification des segments et la construction de modèles allométriques distincts pour chaque essence (ou du moins pour les essences principales) permettrait de neutraliser le biais lié à l'espèce. Néanmoins, cette tâche peut s'annoncer ardue, elle nécessitera probablement une segmentation précise des houppiers pour éviter leur mélange (Dupuis, 2015). La période d'acquisition des images est déterminante pour les performances de la classification sur base des informations spectrales (Lisein *et al.*, 2015). Si un travail de classification par essence est entrepris, les saules doivent être identifiés jusqu'à l'espèce : les différentes espèces du genre ont des réponses spectrales différentes. Le nuage de points lidar pourrait également être utilisé pour extraire des informations sur la structure : différencier les franc-pieds et les cépées, et pallier à l'imprécision de notre modèle pour les cépées. Ce dernier présente un  $R^2$  de 0,67, à comparer avec un  $R^2$  de 0,85 pour les franc-pieds. L'imprécision est imputable au fait que la notion de cépée recouvre une grande diversité de structures des arbres.
- à l'échelle des tronçons. L'erreur pourrait être mise en relation avec des indicateurs des conditions locales (densité de tiges, relation hauteur/envergure du houppier, composition en essences) mesurables par voie aérienne. Pour étudier le comportement de l'erreur, il sera nécessaire d'inventorier un plus grand nombre de tronçons, suffisamment longs pour neutraliser l'erreur résiduelle aléatoire. Il n'est pas nécessaire de digitaliser les houppiers sur tous ces tronçons dès lors que l'on dispose d'un nombre suffisant de houppiers pour la construction d'une relation allométrique. Sans digitalisation des houppiers et sans mesures de hauteurs, un opérateur bien organisé doit pouvoir inventorier environ 500 m de linéaire par jour.

### 5.8.2.4. Validation

La validation effectuée sur les 19 tronçons inventoriés n'est pas rigoureusement une validation du modèle. Le tronçon de la Vire est une vraie donnée de validation, mais elle est orpheline. Par manque de temps, cette étude n'a pas pu s'offrir un vrai jeu de données de validation : un tel jeu de données aurait pu être constitué par l'inventaire de tronçons de longueur constante sur une largeur 6 et 12 m de part et d'autre du cours d'eau.

## **6. Réflexions et perspectives pour la gestion des forêts riveraines**

A côté du volet technique de cette étude, les visites de terrain, la revue de littérature et les nombreuses interactions avec les acteurs de la gestion des cours d'eau ont apporté des éléments de réponse quant à l'évolution du métier de gestionnaire (en particulier vis-à-vis de l'approche PARIS) et la valorisation du bois issu de l'entretien des forêts riveraines. Ces éléments de réponse ont été synthétisés afin de contextualiser le travail qui a été accompli et d'étudier comment il peut s'insérer dans le cadre de la gestion des forêts riveraines.

### **6.1. L'entretien des ripisylves en Wallonie en pratique**

Plusieurs gestionnaires de cours d'eau ont été rencontrés afin d'établir une synthèse de leurs pratiques de gestion de la forêt riveraine et de leur ressenti par rapport à la démarche PARIS. A côté de tendances générales, des disparités sont apparues entre les différentes unités de gestion, qui se rapportent au contexte géographique, aux ressources disponibles, aux sensibilités individuelles. Les lignes qui suivent reprennent les points essentiels qui sont ressortis des entretiens.

#### **6.1.1. Où et quand intervenir ?**

Les travaux d'entretien de la forêt riveraine (coupes et enlèvement d'embâcles) représentent généralement 50% du temps du travail des gestionnaires. Plusieurs d'entre eux signalent une augmentation de la fréquence des interventions à pourvoir. Elle est attribuée à un entretien insuffisant par les prédécesseurs, aux maladies, à l'abandon de l'entretien par les riverains, au recours moins fréquent au curage. Ce recul du curage est à mettre en relation avec les réglementations contraignantes pour l'utilisation des boues (Arrêté du Gouvernement wallon de 1995 relatif à la gestion des matières enlevées du lit et des berges des cours et plans d'eau du fait de travaux de dragage ou de curage). La végétation pionnière se développant sur les atterrissements peut demander une attention importante, surtout sur les cours d'eau les plus larges.

Dans la majorité des cas, les travaux sont programmés suite à des signalements de riverains, d'agriculteurs, d'agents des contrats rivière, du DNF. Une veille est réalisée pour les points critiques (ouvrages d'art, amont de cours d'eau voûtés, lignes électriques,...), avant et/ou après les crues, en fonction des moyens humains disponibles. La province est tenue de réaliser de telles veilles annuelles sur son linéaire et celui des communes (loi de 1967 relative aux cours d'eau non navigables).

Le premier motif d'intervention en fréquence et en urgence ne concerne pas directement le cours d'eau : il consiste en l'abattage d'arbres dangereux menaçant des infrastructures ou des habitations.

La lutte contre les inondations ou l'érosion (par enlèvement des embâcles ou coupes préventives dans des forêts riveraines productrices de bois mort) est le deuxième motif d'intervention. De manière générale, le bois mort est enlevé systématiquement en zone urbaine. En forêt, il est rarement enlevé, sauf à proximité d'infrastructures humaines. En milieu agricole, on distingue trois cas :



- Enlèvement systématique
- Enlèvement raisonné selon le risque (position et taille de l'embâcle, présence d'infrastructures à proximité, caractéristiques du cours d'eau, érosion importante), la facilité d'accès, la présence d'un enjeu de conservation sur le tronçon. De l'aveu des gestionnaires, l'enlèvement d'embâcles a une dimension psychologique : certains riverains surestiment le risque et usent de stratégie pour obtenir une intervention.
- Désintérêt. Ce cas se présente dans les régions les plus urbanisées, où l'urgence n'est pas en milieu agricole.

Il n'y a, sauf exceptions anecdotiques, pas d'autres motifs d'intervention en forêt riveraine que la sécurité des biens et personnes.

### **6.1.2. Comment intervenir ?**

Les interventions sont généralement ponctuelles, elles ne concernent pas un linéaire ou alors des linéaires très réduits. Il n'y a pas de recette générale pour le martelage. Les arbres penchés, les saules et les arbres malades (quoique tous les gestionnaires ne peuvent pas identifier les maladies) sont coupés préférentiellement. Parfois, les consignes de martelage sont plutôt le fait des agents DNF présents à la concertation que celui des gestionnaires de cours d'eau.

La plupart des gestionnaires se sont essayés à la planification des interventions en forêt riveraine. L'idée était souvent d'intervenir sur des linéaires plus importants (plus d'un kilomètre) et de décider à l'avance des tronçons à entretenir. Les retours sont partagés :

- La planification ne peut pas être suivie car des urgences se déclarent ailleurs, qui ont la priorité. La réalisation de plans de gestion entraînera une dualité entre les interventions régulières et les interventions en urgence, inévitables, avec idéalement un budget séparé pour ces deux types d'intervention.
- L'intervention systématique en rotation sur des grands linéaires conduit à intervenir dans des situations où ça n'était pas nécessaire, ce qui augmente les coûts.
- L'intervention sur de plus grands linéaires permet de réduire les coûts par mètre de linéaire : l'entrepreneur peut être productif, amener du matériel adapté, réduire les nuisances (pour les sols, pour la tranquillité des riverains). L'organisation (notamment l'accès au cours d'eau) est simplifiée. Sur de grands linéaires, il est parfois possible de proposer des marchés à la pièce.

Certains gestionnaires, qui travaillent dans les régions les plus urbanisées, ont définitivement abandonné l'idée. D'autres sont convaincus de la nécessité d'aller vers une telle planification, et sont en phase d'expérimentation.

### **6.1.3. Organisation des chantiers**

L'originalité des chantiers d'entretien de cours d'eau réside dans la dispersion géographique des interventions à réaliser, le caractère parfois urgent de ces interventions, la diversité de tâches ou la diversité de moyens à déployer pour une même tâche à pourvoir dans des milieux contrastés. Tous les gestionnaires ont expérimenté sur la manière d'organiser les chantiers avant de retenir les meilleures solutions. On peut retenir deux grandes tendances, qui ne sont pas exclusives :

- Une organisation couramment retenue est l'ouverture d'un marché en régie pour l'ensemble de l'unité de gestion. L'entrepreneur remet prix pour les moyens déployés (par exemple, la mobilisation pendant une journée d'une pelle hydraulique). Le marché comprend de nombreux postes qui permettent au gestionnaire de répondre à une grande diversité de situations. L'entrepreneur est appelé à réaliser en une fois plusieurs petits chantiers proches géographiquement les uns des autres. C'est une méthode flexible, qui permet de répondre rapidement à des demandes d'intervention au fur et à mesure qu'elles se déclarent. C'est la seule méthode retenue en secteur urbain, mais elle convient pour tous les contextes.
- Un autre mode d'organisation consiste en l'ouverture de marchés à la pièce soit pour des linéaires importants, soit pour des chantiers multi-sites. L'entrepreneur remet prix pour le résultat (par exemple, l'abattage de 15 arbres de 100 cm de tour). La méthode permet une bonne maîtrise des coûts, mais l'élaboration de l'appel d'offre demande plus de préparation. De plus, elle est peu adaptée aux chantiers de petite taille, à réaliser en urgence ou nécessitant des moyens particuliers, comprenant des tâches difficilement quantifiables (comme l'enlèvement d'embâcles). Des marchés supplémentaires, en régie, doivent être passés pour de tels chantiers. Si le gestionnaire dispose de personnel et de matériel propre, ce qui n'est pas le cas des gestionnaires DCENN, il peut faire réaliser les petites interventions par son personnel.

#### **6.1.4. Valorisation du bois**

Dans presque tous les cas, le bois est cédé à l'entreprise adjudicataire du marché, qui a pour obligation de l'évacuer hors de la zone inondable. Les entrepreneurs ne font pas toujours une valorisation du bois de cours d'eau :

- Selon le contexte régional, les riverains sont plus ou moins demandeurs du bois, que les entrepreneurs leur offrent volontiers. Un problème parfois rapporté est que les riverains demandeurs du bois ont tendance à « se dégonfler » devant les arbres à débiter, et les laissent pourrir là où l'entrepreneur les a déposés. Parfois, les grumes sont emportées mais pas les branches. Le broyat est plus facilement évacué par des riverains qui l'utilisent pour leurs parterres de jardin.
- Sur des linéaires plus grands, il peut devenir intéressant pour l'entrepreneur de valoriser le bois. Le gestionnaire a souvent peu d'information sur l'utilisation qui en faite. Le bois peut être broyé et vendu en tant que combustible pour l'industrie, souvent dans les pays frontaliers. Un des gestionnaires interrogé rapporte une réticence des entrepreneurs à céder leur bois sur des grands linéaires.

Quelques gestionnaires sont volontaires pour faire une meilleure valorisation de ce bois. Un gestionnaire provincial a pris des initiatives dans ce sens : le bois des chantiers effectués par du personnel propre est récupéré. L'année prochaine, il est prévu de faire de même avec les chantiers effectués par les entreprises. L'entreprise sera chargée d'amener le bois à route, qui deviendra alors la propriété de la province. En leur qualité d'organes publics, les gestionnaires de cours d'eau trouveraient cohérent de valoriser ce bois dans le cadre du chauffage de bâtiments publics ou le développement de filières locales.

### **6.1.5. Ressenti vis-à-vis de l'approche et de l'outil PARIS**

La sectorisation de l'entretien de la ripisylve est déjà partiellement mise en œuvre dans la mesure où les interventions sont très limitées en forêt et parfois en milieu agricole. L'adoption d'un cadre rigoureux (enjeux – objectifs – mesures) permet de s'assurer de ne réaliser que des travaux utiles, de prendre du recul par rapport aux demandes d'intervention par les riverains.

La planification à 6 ans est ardue. Les plans de gestion PARIS, en ce qui concerne l'entretien des forêts riveraines, sont souvent compris à tort par les gestionnaires comme des plans d'interventions systématiques en rotation sur des secteurs entiers. De manière unanime, les ressources ne sont pas suffisantes pour mener une telle gestion, à moins de réserver les coupes régulières à une très petite portion du linéaire.

Quant à l'outil PARIS (la plateforme en ligne), le principal intérêt perçu par les gestionnaires est son caractère synthétique : les informations relatives à chaque secteur y sont rassemblées, comme la présence de lignes électriques, d'un captage, d'un site Natura 2000. L'outil fera aussi office de mémoire, en particulier dans les secteurs avec des grandes équipes : quels travaux ont déjà été effectués, quels sont les profils et adresses des propriétaires. Enfin, il est envisageable d'intégrer d'autres outils de gestion dans la plateforme, qui peut être un vecteur pour la communication des résultats de recherche.

## 6.2. De l'opportunité de mieux valoriser le bois issu de l'entretien de la forêt riveraine

### 6.2.1. Estimation du contenu énergétique du bois des forêts riveraines

Moyennant quelques approximations, il est possible d'obtenir un équivalent en biomasse ou en énergie des valeurs de volume le long des cours d'eau. L'humidité du bois à l'état vert, exprimée comme (1), peut être fixée à 48%<sup>4</sup>. L'infra-densité (2) de l'aulne est d'environ 400 kg/m<sup>3</sup> (Longuetaud *et al.*, 2014), elle permet d'obtenir la biomasse sèche (anhydre) à partir du volume à l'état vert. On peut calculer la masse volumique à l'état vert par (3). Le PCI anhydre pour l'aulne est de l'ordre de 4,9 kWh/kg (Grovel *et al.*, 2014). Le PCI à l'humidité de 48% peut être calculé selon l'équation (4), tirée de Martin (2016), il est égal à 2,23 kWh/kg. Le PCI « volumique » peut être calculé selon (5). Il est de 1876 kWh/m<sup>3</sup>. Quant au carbone stocké dans les parties aériennes, il peut être estimé en multipliant la biomasse sèche par un facteur 0,5.

$$(1) H(\%) = \frac{mh - ms}{mh}$$

où  $H$  l'humidité,  $mh$  est la masse humide et  $ms$  la masse anhydre

$$(2) ID \left( \frac{kg}{m^3} \right) = \frac{ms}{vh}$$

où  $ID$  est l'infra-densité,  $vh$  le volume à l'état vert

$$(3) mvh = ID + ID * \frac{H}{1-H}$$

où  $mvh$  est la masse volumique à l'état vert et  $H$  l'humidité à l'état vert

$$(4) PCI_h = PCI_s * (1 - H) - 0.7 * H$$

où  $PCI_h$  est le PCI à l'humidité  $H$  et  $PCI_s$  le PCI anhydre.

$$(5) PCI_v \left( \frac{kwh}{m^3} \right) = PCI_h * mvh$$

où  $PCI_v$  est le PCI volumique

La moyenne du volume de bois par kilomètre de cours d'eau, pour l'enveloppe 6m et en excluant les tronçons forestiers (rarement entretenus), est de **240 m<sup>3</sup>/km**. La biomasse sèche des appareils aériens pour l'enveloppe 6 m est de l'ordre de **97 t/km** (soit 48 tC/km) hors forêt. En forêt, elle est de 243 t/km (soit 121 tC). Ces valeurs en forêts sont vraisemblablement sous-estimées : on y trouve une plus grande proportion d'essences à bois dur, plus denses. Les 240 m<sup>3</sup>/km sur pied hors forêt correspondent à un contenu énergétique (PCI) de **0,45 Gwh/km** ou 1.64 TJ/km.

Il n'existe pas de suivi de la quantité de bois sortie des chantiers chaque année. Pour le secteur de Neufchâteau, des fiches travaux sont tenues pour chaque chantier d'entretien. Durant les 4 dernières années, en moyenne 6 km de forêt riveraine ont été entretenus chaque année, en excluant les interventions ponctuelles concernant surtout des enlèvements d'embâcles. Néanmoins, les taux de prélèvement sont très variables d'un chantier à l'autre. En fixant un taux de prélèvement de 25% et en prenant la moyenne pour le volume de bois hors forêt (240 m<sup>3</sup>/km), un ordre de grandeur peut être avancé quant à la quantité annuelle de bois sortie des chantiers d'entretien : 360 m<sup>3</sup>, 280 tonnes humides (à 48% d'humidité), 150 tonnes sèches (anhydres) ou 0,7 Gwh (soit 2,5 TJ). Livrées à la

---

<sup>4</sup> L'humidité est habituellement exprimée par rapport à la masse anhydre. L'équation proposée ici correspond à la convention pour la filière bois-énergie (Grovel *et al.*, 2014).

chaudière, ces quantités peuvent être vendues 10 à 20.000 euros (Fordaq, 2016). Elles correspondent aux besoins annuels en chauffage de 20.000 m<sup>2</sup> de bâtiments basse énergie (le SPF Finances fixe l'objectif de consommation de tels bâtiments à maximum 30kwh/m<sup>2</sup>/an (SPW, 2017)). Il ne s'agit que d'un ordre de grandeur. Il y aura des pertes lors du séchage, et le rendement d'une chaudière à plaquettes moderne tourne autour des 80%.

### **6.2.2. Bénéfices d'une politique de valorisation du bois**

La mise en œuvre des plans PARIS, au moins dans certains secteurs les moins urbanisés, devrait mener, à notre sens pour le mieux, à l'agrandissement des linéaires entretenus et une planification plus sereine des chantiers. Le bois de ces chantiers devra être évacué et il se posera de plus en plus la question de sa valorisation.

Comme discuté au point précédent, la quantité de bois sortie chaque année des chantiers d'entretien est loin d'être négligeable, y compris par rapport aux budgets d'entretien de la DCENN. S'agissant d'argent public, le bois devrait avoir pour vocation de financer les travaux d'entretien et pas d'être offert en cadeau aux entreprises adjudicataires des marchés ou aux propriétaires riverains des cours d'eau, qui sont déjà les principaux bénéficiaires de ces entretiens.

Le bois-énergie présente de nombreuses vertus environnementales (ressource renouvelable, bilan carbone faible) et sociétales (création d'emploi, réinjection locale des bénéfices), qui ont justifié sa promotion par la Région wallonne. Il constitue une des voies principales pour atteindre les objectifs fixés pour l'incorporation des énergies renouvelables dans le mix énergétique wallon (Service Public de Wallonie, Commission wallonne pour l'Energie & Valbiom, 2016). Tous les modes de valorisation n'ont pas la même plus-value sociétale et/ou environnementale, notamment selon le profil des acteurs particuliers, industriels ou publics, ou la technologie utilisée (Banos & Dehez, 2015). On peut penser que les gestionnaires, en prenant l'option de valoriser eux-mêmes le bois des chantiers d'entretien, en tireraient des prix plus intéressants ou pourraient rediriger le bois vers les filières les plus pertinentes dans un intérêt collectif.

### **6.2.3. Obstacles à la valorisation énergétique**

De nombreuses contraintes rendent la valorisation du bois par l'administration difficile ou limitent sa pertinence.

Premièrement, les ressources sont dispersées en plusieurs chantiers de taille variable tout au long du linéaire, et dans le cas du secteur de Neufchâteau, sur plusieurs bassins versants relativement éloignés. Cette configuration est de nature à compliquer l'organisation du transport et la recherche de débouchés proches du lieu de production, nécessaire vu la faible densité de valeur de la ressource.

Deuxièmement, la qualité technologique de la ressource est médiocre et n'est pas constante. Il s'agit essentiellement de bois tendres, dont la densité énergétique par rapport au volume est faible et le taux de cendres est élevé (Grovel *et al.*, 2014). Le bois issu des chantiers d'entretien comporte des écorces et, selon le chantier et la méthode d'exploitation, des impuretés : déchets (plastiques, canettes, inertes, etc.), sédiments potentiellement contaminés (en particulier sur les bois immergés), pièces métalliques (notamment résidus de clôture) (Viquerat *et al.*, 2006). Le bois de cours d'eau n'a

pas à notre connaissance été formellement qualifié en Wallonie par des analyses physico-chimiques. La haute teneur en cendres, liée à la fois au bois et aux sédiments, peut favoriser le colmatage des grilles et parois, la formation de mâchefers. Le système de décendrage des petites chaudières n'est souvent pas suffisamment performant pour ce type de bois qui demande un système équipé d'une grille mobile (Grovel *et al.*, 2014). Ceci explique pourquoi le bois de cours d'eau a si mauvaise presse chez les marchands de bûches !

Troisièmement, le gestionnaire doit souvent passer par des terrains privés, et il est d'usage de céder le bois aux propriétaires de ces terrains lorsque ceux-ci le demandent. Une réappropriation complète de cette ressource par l'administration pourrait mener à des tensions et compliquer l'organisation des chantiers si le propriétaire, privé de ses avantages, devenait moins coopératif.

Quatrièmement, les gestionnaires DCENN ne disposent pas de machines, d'infrastructures ou de personnel propre pour gérer le bois après le chantier. Ils fonctionnent par adjudication. Le fait de céder le bois aux propriétaires des parcelles ou aux entrepreneurs permet d'éviter un contrat supplémentaire pour la gestion du bois. De plus, les gestionnaires sont démunis par rapport à la mobilisation et à la vente du bois, aspects auxquels ils ne sont pas formés/sensibles. Notons que les services techniques des provinces disposent parfois de moyens propres qui leur permettraient de gérer eux-mêmes le bois depuis la sortie du chantier jusqu'à la vente. La province de Namur s'est engagée dans cette voie, et le retour d'expérience pourrait s'avérer inspirant.

Cinquièmement, une inconnue subsiste quant à la réaction des entreprises adjudicataires des marchés si elles venaient à être privées du bois. L'utilisation du bois par les entrepreneurs n'est pas spécifiée dans les marchés. Si ces derniers remettent offre en tenant compte des revenus qu'ils tireront de la vente du bois, ils pourraient revoir leurs prix à la hausse s'ils sont privés de ces revenus.

Enfin, l'organisation des chantiers est déjà contrainte par l'accès limité aux cours d'eau et la nécessité d'opérer dans des fenêtres temporelles réduites (portance des sols, nidification, nuisances pour les riverains). La valorisation du bois par l'administration elle-même pourrait générer des contraintes supplémentaires, comme une mise à l'écart des troncs envasés, la recherche d'une place de stockage pour le bois. En particulier, si le bois est récupéré en bois rond et non en broyat, il sera nécessaire de manutentionner non pas des plaquettes mais des arbres. Le parterre des prairies doit être nettoyé des branches après l'exploitation, l'entreprise ne sera donc pas dispensée de mobiliser un broyeur de petite taille pour ses chantiers. La valorisation du bois impliquera la mise en place d'une nouvelle routine entre le gestionnaire et les entreprises adjudicataires.

#### **6.2.4. Pistes pour une meilleure valorisation**

La première piste vers une meilleure valorisation est une récupération des bois ronds par l'administration, qui pourrait en faire des lots annuels attribués par adjudication. Un écueil majeur qui se pose est celui du stockage de ces bois avant la vente : la Région n'est pas propriétaire des parcelles riveraines des cours d'eau, et il n'existe pas toujours d'endroit satisfaisant (suffisamment proche, grand, éloigné des habitations pour éviter les nuisances odorantes et visuelles, accessible pour le chargement). La mise en place de contrats d'approvisionnement permettrait de diminuer le nombre d'appels d'offres nécessaires mais aussi de développer une relation de confiance et une routine avec le client. La faisabilité juridique de tels marchés publics doit néanmoins être vérifiée.

Une deuxième solution, plus ambitieuse mais probablement plus efficace, consisterait en un rapprochement entre plusieurs administrations produisant du bois de façon disséminée, comme les provinces, la DGO1 (routes régionales), les communes (entretien des espaces verts). Le rassemblement de lots permettrait l'acquisition de matériel et d'infrastructures spécifiques pour le déchiquetage<sup>5</sup> et le tri (élimination des impuretés et constitution de mélanges de qualité homogène). La qualité du combustible serait alors suffisante pour envisager une utilisation dans des installations de taille moyenne (>400 kW selon Grovel *et al.*, 2014), comme dans des chaufferies collectives.

Même sans réappropriation de la ressource par l'administration, qui peut se justifier au vu des difficultés techniques à surmonter - rappelons que la valorisation du bois n'est pas une mission, ou tout du moins pas une mission prioritaire des gestionnaires de cours d'eau -, un travail peut déjà être accompli. La mention explicite du volume de bois -son estimation- lors de la passation du marché pourrait améliorer la prise en compte de ce poste (tout sauf négligeable<sup>6</sup>) dans la remise d'un prix. En Wallonie, un nombre limité d'entreprises assure la plupart des marchés d'entretien de cours d'eau. Ces entreprises manipulent des volumes de bois importants sur des chantiers disséminés. Il n'a pas été possible d'enquêter sur l'utilisation qui est faite de ce bois, qui reste obscure y compris pour les gestionnaires. Une telle enquête est un préalable à une réflexion plus approfondie sur le sujet.

## 6.3. Perspectives de recherche

### 6.3.1. Considérations générales

Une démarche résolument « orientée gestionnaire » a été choisie pour ce travail. Les objectifs de départ ont été fixés avec le principal bénéficiaire du projet. D'autres gestionnaires, avec une fibre moins « forestière », ont été rencontrés par la suite. Il est ressorti de ces rencontres que l'indicateur de volume ne rejoint pas leurs préoccupations principales. Les tarifs de cubage ont néanmoins été communiqués aux gestionnaires pratiquant des marchés à la pièce : cet outil simple permet, sur base d'un tableau de marquage (inventaire des arbres à abattre par classe de circonférence), une estimation du volume de bois sorti d'un chantier.

La plupart des gestionnaires ne demandent pas de la recherche, ils demandent que les résultats de la recherche et les innovations, qui sont foisonnants, soient rendus accessibles. En d'autres mots, plus que la nature et le bien-fondé d'un outil, c'est sa présentation qui le rendra attractif ou pas aux yeux des gestionnaires. Ceux-ci ont besoin d'une information synthétisée, de prise en main immédiate. Pour que la recherche les aide à mieux faire leur métier, elle devrait être envisagée comme un « service » plus que comme une « production de connaissances » : l'implication de personnel à caractère scientifique pour prémâcher les connaissances ou les outils est souhaitée. L'intégration des

---

<sup>5</sup> Il faut distinguer le déchiquetage du broyage : dans le premier cas, le bois est coupé par des couteaux tranchants, dans le deuxième par des marteaux émoussés. Le déchiquetage produit des plaquettes de granulométrie homogène, utilisables dans des petites installations. Au contraire, le broyage ne permet pas de maîtriser la granulométrie (Grovel *et al.*, 2014).

<sup>6</sup> L'importance de ce poste est éminemment variable selon le type de coupe, l'accessibilité du chantier, le matériel utilisé par l'entrepreneur, le prix négocié pour la vente du bois. Il est donc difficile de proposer un ordre de grandeur. Sur un chantier peu contraint, le prix récupéré par l'entrepreneur « à l'usine » peut atteindre plus de 15% du prix du marché d'entretien.

outils dans des plateformes intégrées, à l'instar de la plateforme PARIS, peut répondre d'une autre manière à cette demande.

### 6.3.2. Indicateurs d'aide à la gestion

Le volume de bois renseigne sur le degré de développement de la forêt riveraine. Néanmoins, un volume important peut correspondre à de nombreuses situations différentes : une plantation artificielle, une forêt constituée de peu d'arbres de grande dimension, un cordon d'essences pionnières vieillissantes.

D'autres indicateurs à grande échelle pourraient compléter le volume pour renseigner de la nécessité d'une intervention. En particulier, certaines caractéristiques de la forêt riveraine ou du cours d'eau influencent la production de bois mort.

La **composition** en essences et l'**état sanitaire** de la forêt riveraine, déjà étudiée par télédétection en rivière à une échelle inférieure (Michez *et al.*, 2016), permettrait d'identifier les tronçons de forêts pionnières. En particulier, des tronçons présentant un grand volume de saule sont particulièrement à risque pour le caractère producteur d'embâcles. L'état de santé permettrait de quantifier le risque lié à la mortalité des arbres. Des indicateurs de **structure** pourraient également compléter l'indicateur de volume (densité de tiges, proportion de cépées ou de franc-pieds, inclinaison des arbres,...).

De manière plus ambitieuse, l'**érosion des berges** pourrait être étudiée. Deux approches pourraient être mises à l'étude. Premièrement, l'érosion peut être directement étudiée par télédétection. Thoma *et al.* (2005) comparent les MNT lidar de différentes années pour évaluer les pertes en sol. De Rose & Basher (2011) étudient le déplacement du lit mineur entre une photo aérienne historique et un MNT lidar. L'autre approche consiste en l'élaboration d'un modèle prédictif du risque d'érosion. De tels modèles se basent les caractéristiques de la rivière comme l'occupation du sol, la pédologie, le régime hydrologique, la topographie (Botero-Acosta *et al.*, 2017). Il s'agit alors d'échantillonner des sites et d'y quantifier l'érosion, et d'extraire les variables explicatives à l'échelle régionale. La Wallonie est assez bien cartographiée quant à la pédologie et la topographie. Quant aux données hydrologiques, elles pourraient être extraites du réseau de mesures limnimétriques de la DCENN. La dendrogéomorphologie pourrait être utilisée avec élégance pour quantifier l'érosion sur les sites échantillonnés. Malik & Matyja (2008) exploitent l'aspect différent des cellules racinaires mises à nu suite à l'érosion pour en déduire le recul de la berge d'année en année. Cette technique permet d'étudier l'érosion sur une longue période en l'absence de photos aériennes historiques ou de suivi dans le temps.

### 6.3.3. Valorisation du bois

La présente étude n'a exploré qu'en surface l'opportunité de valoriser le bois issu des chantiers d'entretien. La ressource est là, les débouchés aussi. Une approche par « projet pilote » pourrait être initiée : les obstacles sont très variables d'une unité de gestion ou d'un chantier à un autre, ils sont principalement de nature pratique, administrative et psychologique. Les gestionnaires, les entrepreneurs et les énergéticiens devraient être mis autour de la table. Une assistance technique et juridique (notamment concernant les marchés publics) sera nécessaire pour mener à bien un tel projet.



## 7. Conclusion

Ce mémoire voulait apporter sa contribution à la réflexion naissante sur la mise en place de plans de gestion de la forêt riveraine. Nous avons estimé le volume de bois en forêt riveraine à une échelle et avec une précision qui permettent a) de visualiser la distribution du volume à l'échelle régionale et b) d'obtenir un bon ordre de grandeur du volume à l'échelle des chantiers d'entretien de la forêt riveraine. Nous avons également développé de nouveaux tarifs de cubage adaptés aux arbres de cours d'eau, qui permettent d'estimer le volume de bois sur base d'un inventaire des tiges.

Notre indicateur du volume de bois, en tant qu'indicateur de la nécessité d'une intervention, est intuitif et représente une grandeur réelle, appréhendable. Il peut être utilisé tant par le gestionnaire que le chercheur dans une démarche de réflexion ou de modélisation. Néanmoins, le caractère producteur de bois mort et d'embâcles ne se résume pas à une grandeur de volume. D'autres indicateurs pourraient être extraits à l'échelle régionale par une démarche similaire.

La valorisation du bois de cours d'eau, actuellement modeste, voire obscure, apparaît pertinente. Elle implique de passer outre une série d'obstacles pratiques, administratifs et humains. Néanmoins, elle sera facilitée par la planification, l'agrandissement et le rassemblement des chantiers d'entretien qui accompagneront la mise en place des PARIS. Nos outils d'estimation du volume peuvent apporter une contribution à l'organisation de tels chantiers.

## 8. Bibliographie

- Alber, A. & Piégay, H. (2011). Spatial disaggregation and aggregation procedures for characterizing fluvial features : at the network-scale: Application to the Rhône basin (France). *Geomorphology*. 125, 343–360.
- Alderweireld, M., Burnay, F., Pitchugin, M. & Lecomte, H. (2015). *Inventaire Forestier Wallon : Résultats 1994-2012*. SPW, DGO3, DNF, Direction des Ressources forestières, Jambes.
- Alfieri, L., Burek, P., Feyen, L., Forzieri, G. (2015). Global warming increases the frequency of river floods in Europe. *Hydrology and earth system sciences*. 19, 247–2260.
- Amigues, J.P et Desaignes, B. (1998). L'évaluation d'une politique de protection de la biodiversité des forêts riveraines de la Garonne. In : Point, P. (éd.) *La valeur économique des hydrosystèmes, Méthodes et modèles d'évaluation des services délivrés*. Paris, Economica, pp.37-62.
- Arrêté du Gouvernement wallon de 1995 relatif à la gestion des matières enlevées du lit et des berges des cours et plans d'eau du fait de travaux de dragage ou de curage. *Moniteur belge*, 13 janvier 1996.
- Assani, A.A. & Petit, F. (1995). Log jams effect on bed load mobility from experiments in a small gravel bed forest ditch. *Catena*. 25, 117-126.
- Aubin, D. & Varone, F. (2001). La gestion de l'eau en Belgique: Analyse historique des régimes institutionnels (1804-2001). *Courrier hebdomadaire du CRISP*. 26 (1731-1732), 5-75.
- Banos, V. & Dehez, J. (2015). Les trajectoires du bois-énergie en Aquitaine : du développement local aux territoires de l'énergie ? *Géocarrefour*. 90 (4), 329-338.
- Baoxin, H., Li, J., Jing, L., Judah, A. (2014). Improving the efficiency and accuracy of individual tree crown delineation from high density LIDAR data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 26, 145-155.
- Bergans, J., Burny, P. & Lebailly, P. (1988). Caractéristiques principales de l'agriculture en région jurassique. *Le Pays Gaumais*. Edition 1987-1988, 265-280.
- Beucher, S. & Meyer, F. (1992). The morphological approach to segmentation: the watershed transformation. In : Dougherty, E. R. (éd.) *Mathematical morphology in image processing*. New york, CRC press, pp. 433-481.
- Biteau, L., Sourget, L.M., Gazel, S. & Chastang, M.L. (2014). *Comment intégrer la valorisation et la gestion de la ripisylve dans les systèmes agricoles?* Rapport de stage : Florac Supagro.
- Boivin, M. (2016). *Analyse par bilan ligneux de la dynamique des bois morts à multiples échelles spatiales et temporelles dans une rivière semi-alluviale de région froide*. Thèse de doctorat: Université de Lyon.

- Boivin, M., Buffin-Belanger, T. & Piégay, H. (2015). The raft of the Saint-Jean River, Gaspé (Québec, Canada): A dynamic feature trapping most of the wood transported from the catchment. *Geomorphology*. 231, 270-280.
- Botero-Acosta, A., Chu, M.L., Guzman, J.A., Starks, P.J. & Moriasi, D.N. (2017). Riparian erosion vulnerability model based on environmental features. *Journal of Environmental Management* (sous presse).
- Boyer, M. & Piégay, H. (2003). Revégétalisation, restauration et entretien des ripisylves. In : Piégay, H., Pautou, G. & Ruffinoni, C. *Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions et gestion*. Paris, Institut pour le Développement Forestier, pp. 390-413.
- Brochot, B., Faivre, B., Godreau, V. & Roché, J. (2003). Des oiseaux dans la ripisylve. In : Piégay, H., Pautou, G. & Ruffinoni, C. *Les forêts riveraines des cours d'eau : écologie, fonctions et gestion*. Paris, Institut pour le Développement Forestier, pp. 156-168.
- Christensen, J.H. & Christensen, O.B. (2003). Climate modelling: Severe summertime flooding in Europe. *Nature*. 421, 805-806.
- Claessens, H. (1999). *Conception d'un catalogue des stations dans le cadre de la gestion intégrée des forêts hydrophiles : application à l'aulne glutineux (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.) en Région wallonne*. Thèse de doctorat : Faculté des sciences agronomiques de Gembloux.
- Colas, C., Lemaitre, M., Olive, J., Ozenne, M. & Richard, V. (2005). *Les ripisylves de Basse Normandie : Typologie, état sanitaire et modes de valorisation possibles*. Rapport de projet étudiant : Université de Caen.
- Combe, P.M. (2003). Intérêt économique de la ripisylve. In : Piégay, H., Pautou, G. & Ruffinoni, C. *Les forêts riveraines des cours d'eau. Ecologie, fonctions et gestion*. Paris, Institut pour le Développement Forestier, pp.330-351.
- Compte-rendu intégral de la séance publique de commission « Affaires intérieures et du tourisme » du 20 novembre 2012 (C.R.I.C. N° 34), p. 15-17. En ligne : <http://environnement.wallonie.be/legis/Codeenvironnement/codeeaudecret.htm> consulté le 22 juin 2017.
- Dagnelie, P., Rondeux, J. & Palm, R. (2013). *Cubage des arbres et des peuplements forestiers : Tables et équations*. Gembloux, Presses Agronomiques de Gembloux.
- De Rose, R.C. & Basher, L.R. (2011). Measurement of river bank and cliff erosion from sequential LIDAR and historical aerial photography. *Geomorphology*. 126, 132-147.
- Debiais, N. (2003). L'influence des formations végétales sur la stabilité mécanique des rives. *Forêt méditerranéenne*. 24 (3), 297-304.
- Debruxelles, N., Claessens, H., Lejeune, P. & Rondeux, J. (2009). Design of a watercourse and riparian strip monitoring system for environmental management. *Environmental monitoring assessment*. 156, 435-450.

Decamps, H. (2003). Ripisylves : la biodiversité par l'instabilité. *Forêt méditerranéenne*. 24 (3), 221-231.

Décret wallon relatif au code forestier du 15 juillet 2008. *Moniteur belge*, 12 septembre 2008.

Décret wallon relatif au Livre II du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau du 27 mai 2004. *Moniteur belge*, 23 septembre 2014, p.68724.

Deleuze, C., Morneau, F., Renaud, J.P., Vivien, Y., Rivoire, M., Santenoise, P., Longuetaud, F., Mothe, F., Hervé, J.C, Vallet, P. (2014). Estimer le volume total d'un arbre, quelles que soient l'essence, la taille, la sylviculture, la station. *Rendez-vous techniques ONF*, 44, 22-32.

Desteucq, O. et Lambot, F. (2012). *Evolution de la législation sur les cours d'eau : Du paradigme dominant à la pratique*. [Présentation]. 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 5 mai 2017.

Dethioux, M. (1991). *Les cours d'eau de Wallonie: caractéristiques physiques et floristiques, principes et techniques de verduration*. Bruxelles, Institut pour l'Encouragement de la Recherche Scientifique dans l'Industrie et l'Agriculture.

Direction générale opérationnelle de la Mobilité et des Voies hydrauliques (2013). Qui sommes-nous? En ligne : [http://voies-hydrauliques.wallonie.be/opencms/export/sites/met.dg2/doc/fr/promotion/doc/SPW\\_QUI\\_SOMMES\\_NOUS\\_2013\\_interactif.pdf](http://voies-hydrauliques.wallonie.be/opencms/export/sites/met.dg2/doc/fr/promotion/doc/SPW_QUI_SOMMES_NOUS_2013_interactif.pdf), consulté le 15 juin 2017.

Directive européenne 92/43/CEE concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Journal officiel des Communautés européennes, L206 du 22/07/1992, p.20.

Dufour, S. (2005). *Contrôles naturels et anthropiques de la structure et de la dynamique des forêts riveraines des cours d'eau du bassin rhodanien (Ain, Arve, Drôme et Rhône)*. Thèse de doctorat : Université Jean Moulin Lyon.

Dufour, S. & Piégay, H. (2006). Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves : spécificités, fonctions et gestion. *Revue Forestière Française*. 58(4), 339-350.

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, 568-581.

Dufour, S., Moulin, B. & Piégay, H. (2003). Doit-on promouvoir systématiquement l'entretien des lits fluviaux et de leurs marges? *Forêt méditerranéenne*, 24 (3), 335-345.

Dupuis, C. (2015). Cartographie des arbres hors forêt à partir de données LiDAR aérien et d'images aériennes et estimation de leur biomasse : cas de la commune de Gembloux (Belgique). Mémoire de fin d'étude : Gembloux Agro-Bio Tech.

- Forestry Commission (2012). Woodchip Volume to Solid Timber Ratio. En ligne : [https://www.forestry.gov.uk/pdf/FR\\_BEC\\_Solid\\_timber\\_to\\_woodchip\\_volume\\_ratio\\_FCJR058\\_2012.pdf/\\$FILE/FR\\_BEC\\_Solid\\_timber\\_to\\_woodchip\\_volume\\_ratio\\_FCJR058\\_2012.pdf](https://www.forestry.gov.uk/pdf/FR_BEC_Solid_timber_to_woodchip_volume_ratio_FCJR058_2012.pdf/$FILE/FR_BEC_Solid_timber_to_woodchip_volume_ratio_FCJR058_2012.pdf), consulté le 27 avril 2017.
- Forziani, G. (2012). Satellite retrieval of woody biomass for energetic reuse of riparian vegetation. *Biomass and bioenergy*. 36, 432-438.
- Fordaq (2016). Prix et indices nationaux bois énergie du premier trimestre 2016. En ligne : [http://bois.fordaq.com/news/CEEB\\_prix\\_bois\\_%C3%A9nergie\\_47480.html](http://bois.fordaq.com/news/CEEB_prix_bois_%C3%A9nergie_47480.html), consulté le 31 juillet 2017.
- Gatzliolis, D., Fried, J.F. & Monleon, V.S. (2010). Challenges to estimating tree height via LiDAR in closed-canopy forests: a parable from Western Oregon. *Forest Science*. 56(2), 139-155.
- Goetz, S.J. (2006). Remote sensing of riparian buffers : Past progress and future prospects. *Journal of the American Water Resources Association*. 42 (1), 133-143.
- Gregory, S.V., Meleason, M.A. & Sobota, D.J. (2003). Modeling the dynamics of wood in rivers. *American fishing society symposium*. 37, 315-335.
- Grovel, R., Pasquier, F., Helou, T.E., Barthelet, D. & Boittin, E. (2014). *Bois énergie : L'approvisionnement en plaquettes forestières*. ADEME/EDP sciences.
- Guillerme, S., Alet, B., Briane, G., Coulon, F., Maire, E. (2009). L'arbre hors forêt en France. Diversité, usages et perspectives. *Revue forestière française*. 61 (5), 543-560.
- Gurnell, A. M., Piégay, H., Swanson, F. J & Gregory, S. V. (2002). Large wood and fluvial processes. *Freshwater biology*. 47, 601-619.
- Gurnell, A.M & Petts, G.E. (2002). Island-dominated landscapes of large floodplain rivers, a european perspective. *Freshwater biology*. 47, 581-600.
- Hyyppä, J., Mielonen, T., Hyyppä, H., Maltamo, M., Yu, X., Honkavaara, E. & Kaartinen, H. (2005). Using individual tree crown approach for forest volume extraction with aerial images and laser point clouds. In : *Proceedings of The ISPRS Workshop Laser Scanning, september 12-14, Enschede*. pp.144-149. En ligne : <http://www.isprs.org/proceedings/XXXVI/3-W19/papers/144.pdf>, consulté le 4 juillet 2017.
- Palm, R. (1982). Influence de la formule de cubage et de la longueur des billons sur la détermination du volume des arbres abattus. *Annales des sciences forestières*. 39, 231-238.
- Jing, L., Baoxin, H., Li, J. & Noland, T. (2012). Automated delineation of individual tree crowns from LIDAR data by multi-scale analysis and segmentation. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 78 (12), 1275–1284.
- Jing, L., Hu, B., Li, J., Noland, T. & Guo, H. (2014). Automated tree crown delineation from imagery based on morphological techniques. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 17 (1). En ligne : <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/17/1/012066/pdf>.

Jund, S., Paillard, C., Frossard, P.A, Lachat, B., Saucy, M., Jost, G., Bessaguet, J.C., P., Goetghebeur, Russo, P. & Walter, S. (2000). *Guide de gestion de la végétation des bords de cours d'eau - Rapport général*. Agence de l'eau Rhin-Meuse. En ligne : <https://biotec.fr/205-2000-GuideRM.pdf>, consulté le 30 mai 2017.

Kaluza, T., Tymków, P. & Strzeński, P. (2012). Use of remote sensing for investigating riparian shrub structure. *Polish journal of environmental studies*. 21 (1), 115-122.

Ke, Y. & Quackenbush, L.J. (2011). A comparison of three methods for automatic tree crown detection and delineation from high spatial resolution imagery. *International Journal of Remote Sensing*. 32 (13), 3625-3647.

Ke, Y. & Quackenbush, L.J. (2008). Comparison of individual tree crown and delineation methods. In : *ASPRS 2008 Annual Conference, Portland, april 28 – may 2*. Imaging and geospatial society. En ligne : <http://www.asprs.org/a/publications/proceedings/portland08/0038.pdf>, consulté le 5 juillet 2017.

Klemas, V. (2014). Remote sensing of riparian and wetlands buffers: an overview. *Journal of coastal research*. 30 (5), 869-880.

Koch, B., Heyder, U. & Weinacker, H. (2006). Detection of individual tree crowns in airborne lidar data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 72 (4), 357-363.

Kollar, S., Vekerdy, Z. & Markus, B. (2013). Aerial image classification for the mapping of riparian vegetation habitats. *Acta sylvatica & Lignaria Hungarica*. 9, 119-133.

Large, A.R.G, Wade, P.M, Pautou, G., Amoros, G. (1993). Producteurs et productions primaires. In : Petts, G.E. & Amoros, C. (éditeurs) *Hydrosystèmes Fluviaux*. Paris, Masson, pp. 107-124.

Larmar, W.R., McGraw, J.B. & Warner, T.A. (2005). Multitemporal censusing of a population of eastern hemlock (*Tsuga Canadensis* L.) from remotely sensed imagery using an automated segmentation and reconciliation procedure. *Remote Sensing of Environment*. 94, 133-143.

Larsen, M., Eriksson, M., Descombes, X., Perrin, G., Brandtberg, T. & Gougeon, F.A. (2011). Comparison of six individual tree crown detection algorithms evaluated under varying forest conditions. *International Journal of Remote Sensing*. 32 (20), 5827-5852.

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).

Le Lay, Y.F. (2008). Le Mississippi d'Elisée Reclus : donner du sens aux eaux courantes. *Cahiers de géographie du Québec*. 52(146), 215-228.

Le Lay, Y.F. & Piégay, H. (2007). Le bois mort dans les paysages fluviaux français : éléments pour une gestion renouvelée. *L'espace géographique*. 1(36), 56-64.

Lecomte, H. & Rondeux, J. (1986). Quelques considérations chiffrées sur la forêt feuillue wallonne. *Annales de Gembloux*. 92, 111-125.

- Lisein, J., Michez, A., Claessens, H., Lejeune, P. (2015). Discrimination of deciduous tree species from time series of unmanned aerial system imagery. *Plos One*. 10 (11).
- Loi wallonne de 1967 relative aux cours d'eau non navigables. *Moniteur belge*, 15 février 1968.
- Loi wallonne de 1973 sur la conservation de la nature. *Moniteur belge*, 11 septembre 1973, p. 10306.
- Longuetaud, F., Mothe, F., Santenoise, P., Rivoire, M. & Fournier, M. (2014). Étude exploratoire de la masse volumique - Influence du « taux de remplissage » en eau du bois frais. *Rendez-vous technique ONF*. 44, 65-72.
- Malavoi, J.R. & Bravard, J.P. (2010). *Éléments d'hydromorphologie fluviale*. Office national de l'eau et des milieux aquatiques.
- Malik, Y. et Matyja, M. (2008). Bank erosion history of a mountain stream determined by means of anatomical changes in exposed tree roots over the last 100 years (Bílá Opava River — Czech Republic). *Geomorphology*. 98, 126-142.
- Maridet, L., Piegay, H., Gilard, O., Thevenet, A. (1996). L'embâcle de bois en rivière: un bienfait écologique? Un facteur de risques naturels? *La Houille Blanche*. 5, 32-37.
- Mariton, B. & Chabannon, A. (2003). La valorisation du bois dans le cadre de la restauration et de l'entretien de ripisylves : Le tech dans les Pyrénées Orientales. *Forêt Méditerranéenne*. 24 (3), 309-313.
- Martin, P. (2016). Les caractéristiques du combustible bois. *Silva Belgica*. Janvier-février 2016, 46-49.
- Merino, S.A. (2012). Vers un gestionnaire unique des cours d'eau non navigables? L'avis de l'UVCW. *Mouvement communal*. N°865 février 2012, 50-54. En ligne : [http://www.uvcw.be/no\\_index/articles-pdf/4076.pdf](http://www.uvcw.be/no_index/articles-pdf/4076.pdf), consulté le 4 juillet 2017.
- 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 - Gembloux Agro-Bio Tech.
- Michez, A., Piegay, 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. Environmental monitoring assessment. 2016, Vol. 188, 145.
- 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* (sous presse).
- Montgomery, D. R., Collins, B. D., Buffington, J. M. & Abbe, T. B. (2003). Geomorphic effect of wood in rivers. *American Fisheries Society Symposium*. 13, 21-47.
- Mosley, M.P. (1989). Perceptions of New Zealand river scenery. *New Zealand Geographer*. 45, 2-13.
- Mouchet, F., Debruxelles, N., Graux, G., Dufays, E., Augiron, K. & Claessens, H. (2004). Physionomie et composition des zones riveraines des cours d'eau de Wallonie. *Forêt Wallonne*. 68, 2-7.

- Mouchet, F., Laudelout, A., Debruxelles, N., Henrotay, F., Rondeux, J. & Claessens, H. (2010). *Guide d'entretien des ripisylves*. SPW, DGARNE, Direction des cours d'eau non navigables - Université de Liège, Gembloux Agro-bio-tech, Unité de gestion des ressources forestières et des milieux naturels.
- Mouchet, F., Piégay, H., Claessens, H. & Rondeux, J. (2005). Ecologie, dynamique et gestion des bois morts présents dans les cours d'eau. *Parcs et réserves*. 60(1), 14-19.
- 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).
- Oldeman, R.A.A. (1972). L'architecture de la végétation ripicole forestière des fleuves et criques guyanais. *Adansonia*. 12 (2), 253-265.
- Ozdemir, I. (2008). Estimating stem volume by tree crown area and tree shadow area extracted from pan-sharpened Quickbird imagery in open Crimean juniper forests. *International Journal of Remote Sensing*. 29(19), 5643-5655.
- Palm, R. (1983). Précision des valeurs estimées à l'aide de tarifs de cubage. *Annales des sciences forestières*. 40(3), 299-308.
- Peeters, A., de le Court, B. & Verniers, G., 2013. *La restauration hydromorphologique des cours d'eau en Wallonie : premiers retours d'expérience*. Service Public de Wallonie, Université de Namur & Université de Liège. En ligne : [http://www.walphy.be/uploads/Guide\\_technique/Walphy\\_guideTechnique\\_cplt.pdf](http://www.walphy.be/uploads/Guide_technique/Walphy_guideTechnique_cplt.pdf), consulté le 8 août 2017.
- Petit, F. (1995). Régime hydrologique et dynamique fluviale des rivières ardennaises. In : Demoulin, A (directeur) *L'Ardenne : essai de géographie physique*. Liège, Département de Géographie physique et Quatenaire de l'Université de Liège, pp. 194-224.
- Petit, F., Hallot, E., Houbrechts, G. & Mols, J. (2005). Evaluation des puissances spécifiques de rivières de moyenne et haute Belgique. *Bulletin de la Société géographique de Liège*. 46, 37-50.
- Petit, F., Piroton, M., Phillipart, J.C. & Lejeune, A. (1999). L'aménagement de l'Ourthe en Wallonie, Belgique. In : de Urena, J. M. (éditeur) *River design and environmental protection in Europe*. Santander (Espagne), Universidad de Cantabria, pp. 401-508.
- Picard, N., Saint-André, L. & Henry, M. (2012). *Manuel de construction d'équations allométriques pour l'estimation du volume et la biomasse des arbres : De la mesure de terrain à la prédiction*. Rome, Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture & Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement.
- Piégay, H., Pautou, G. & Bravard, J.P. (2003). L'histoire contemporaine des marges fluviales : Entre renaturation et dénaturation. In : Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C. *Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion*. Paris, Institut pour le Développement Forestier, pp. 72-92.
- Piégay, H., Peiry, J.L. & Gazelle, F. (2003). Effets des ripisylves sur la dynamique du lit fluvial et de son aquifère. In : Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C. *Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion*. Paris, Institut pour le Développement Forestier, pp. 94-122.



Plowright, A. (2017). *ForestTools: Analysing Remotely Sensed Forest Data*. En ligne : <https://CRAN.R-project.org/package=ForestTools>.

Ponette, Q. (2007). *Etude des ressources « bois-énergie » en Région wallonne - Rapport final*. SPW, DGARNE, DGTRE & Université Catholique de Louvain, département des sciences du milieu et de l'aménagement du territoire.

Popescu, S.C. & Wynne, R.H. (2004). Seeing the Trees in the Forest: Using LIDAR and multispectral data fusion with local filtering and variable window size for estimating tree height. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 70 (5), 589–604.

Popescu, S.C., Wynne, R.H. & Nelson, R.F. (2003). Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. *Journal canadien de télédétection*. 29 (5), 564-577.

Poupeau, F.M. & Schlosser, F. (2010). La régulation de la filière bois énergie dans les Ardennes françaises. *Politique et Sociétés*. 2010, 29 (2), 3-28.

Prudhomme, C., Dörte, J. & Svensson, C. (2003). Uncertainty and climate change impact on the flood regime of small UK catchments. *Journal of Hydrology*. 277 (1), 1-23.

Renaud, J.P., Bélouard, T., Véga, C., Colin, A., Py, N. & Bouvier, M. (2015). Apport des modèles numériques de hauteur à l'amélioration de la précision d'inventaires statistiques forestiers. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*. N°211-212, 43-51.

Reutebuch, S.E., Andersen, H.E. & McGaughey, R.J. (2005). Light Detection and Ranging (LIDAR): An emerging tool for multiple resource inventory. *Journal of forestry*. 103 (6), 286-292.

Richardson, J., Björheden, R., Hakkila, P., Lowe, A. T. & Smith, C. T. (2006). *Bioenergy from Sustainable Forestry: Guiding Principles and Practice*. Dordrecht, Springer Science & Business Media.

Rondeux, J. (1973). Principes de construction de tarifs de cubage mathématiques et de traitement automatique d'observations dendrométriques. *Bulletin de la Société Royale Forestière de Belgique*. 80 (4), 165-187.

Rowell, D.P. (2005). A scenario of European climate change for the late twenty-first century: seasonal means and interannual variability. *Climate Dynamics*. 25 (7-8), 837-849.

Ruffinoni, C., Trémolières, M. & Sanchez-Pérez, J.M. (2003). Végétation alluviale et flux de nutriments : des liens interactifs. In : Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C. *Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion*. Paris, Institut pour le Développement Forestier, pp. 134-149.

Scaillierez, A. (1997). Etude des alignements d'aulnes glutineux (*Alnus Glutinosa* (L.) Gaertn.) sur les berges du bassin de l'Oise amont et perspectives d'aménagement. Mémoire de fin d'études : Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux.

Schnitzler, A., Gafta, D. & Cornier, T. (2003). Concepts architecturaux et particularités écosystémiques des ripisylves. In : Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C. *Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion*. Paris, Institut pour le Développement Forestier, pp. 30-45.

Sedell, J.R & Luchessa, K.J. (1982). Using the historical record as an aid to salmon habitat enhancement. Neil, E. & Armantrout, B. In : *Symposium on aquisition and utilization of aquatic habitat inventory information, Portland, Oregon, 23-28 octobre*. En ligne : <https://andrewsforest.oregonstate.edu/sites/default/files/lter/pubs/pdf/pub1992.pdf>, consulté le 4 juin 2017.

Service Public de Wallonie (2016). *Plan de Gestion des Risques d'Inondation en Wallonie 2016-2021 - District international de la Meuse*. Namur : Service Public de Wallonie.

Service Public de Wallonie, Commission wallonne pour l'Energie & Valbiom (2016). *Recommandations pour l'élaboration d'une stratégie wallonne « Biomasse-énergie » - Rapport du 21 avril 2016*. En ligne: <https://energie.wallonie.be/servlet/Repository/recommandations-strategie-biomasse-energie-21-04-16-1.pdf?ID=45193>, consulté le 30 juillet 2017.

Service Public de Wallonie (2017). *Demande d'attestation HABITATION « BASSE ENERGIE » : Biens situés en Région wallonne*. En ligne : <https://energie.wallonie.be/servlet/Repository/formulaire-de-demande-d-attestation-habitation-basse-energie-2017.pdf?ID=29777>, consulté le 31 juillet 2017.

Shwitter, R. & Bucher, H. (2009). La forêt protège-t-elle contre les crues ou les arbres causent-ils eux-mêmes des inondations? *La forêt*, octobre 2009, 21-25.

Thévenet, A., Citterio, A. & Haury, J. (2003). Ripisylve et populations piscicoles. In : Piégay, H., Pautou, G., Ruffinoni, C. *Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion*. Paris, Institut pour le Développement Forestier, pp. 170-186.

Thibaut, A., Claessens, H. & Palm, R. (1998). Construction de tarifs de cubage d'arbres pour l'aulne glutineux [*Alnus glutinosa*, (L.) Gaertn]. *Base*. 2(3), 203-2013.

Thoma, D.P., Gupta, S.C., Bauer, M.E. & Kirchoff, C.E. (2005). Airborne laser scanning for riverbank erosion assessment. *Remote Sensing of Environment*. 95, 493-501.

Vadnais, M-E, Assani, A.A, Hallot, F. & Petit, F. (2011). Facteurs de variabilité spatiale des caractéristiques des débits minimums annuels des rivières wallonnes. *Revue des Sciences de l'Eau*. 24 (3), 311-327.

Van Sickle, G. & Gregory, S.V. (1990). Modeling inputs of large woody debris to streams from falling trees. *Canadian Journal of Forest Research*. 20 (10), 1593-1601.

Vanderperre, R., Bythell, S., Bogaert, P., Claessens, H., Ridremont, F., Tricot, C., Vincke, C. & Ponette, Q. (2015). La carte bioclimatique de Wallonie : un nouveau découpage écologique du territoire pour le choix des essences forestières. *Forêt Nature*. 135, 47-58.

Viquerat, P.A., Beck, J., Lachal, B., Pampaloni, E. & Sella, F. (2006). *Valorisation énergétique des bois flottants de Verbois : Caractéristiques physico-chimiques de la ressource et étude des filières*. Genève : Services Industriels de Genève. En ligne : <https://www.unige.ch/energie/fr/activites/axes/energie/bois-flottants/> , consulté le 28 juillet 2017.

Wallerstein, N.P. & Thorne, C.R. (2004). Influence of large woody debris on morphological evolution of incised, sand-bed channels. *Geomorphology*. 57, 53-73.

Ward, J.V., Tockner, K. & Schiemer, F., 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated rivers: research & management*. 15, 125-139.

White, J.C., Wulder, M.A., Vastaranta, M., Coops, N.C., Pitt, D. & Woods, M. (2013). The utility of image-based point clouds for forest inventory: a comparison with airborne laser scanning. *Forests*. 4, 518-536.

Yinghai, K. & Quackenbush, L.J. (2011). A comparison of three methods for automatic tree crown detection and delineation from high spatial resolution imagery. *International Journal of Remote Sensing*. 32 (13), 3625–3647.

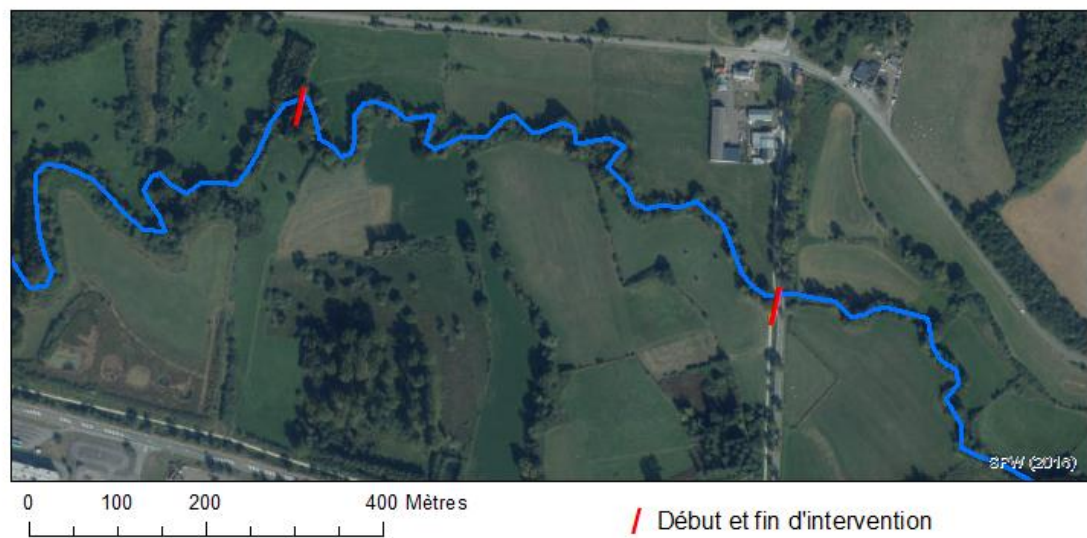
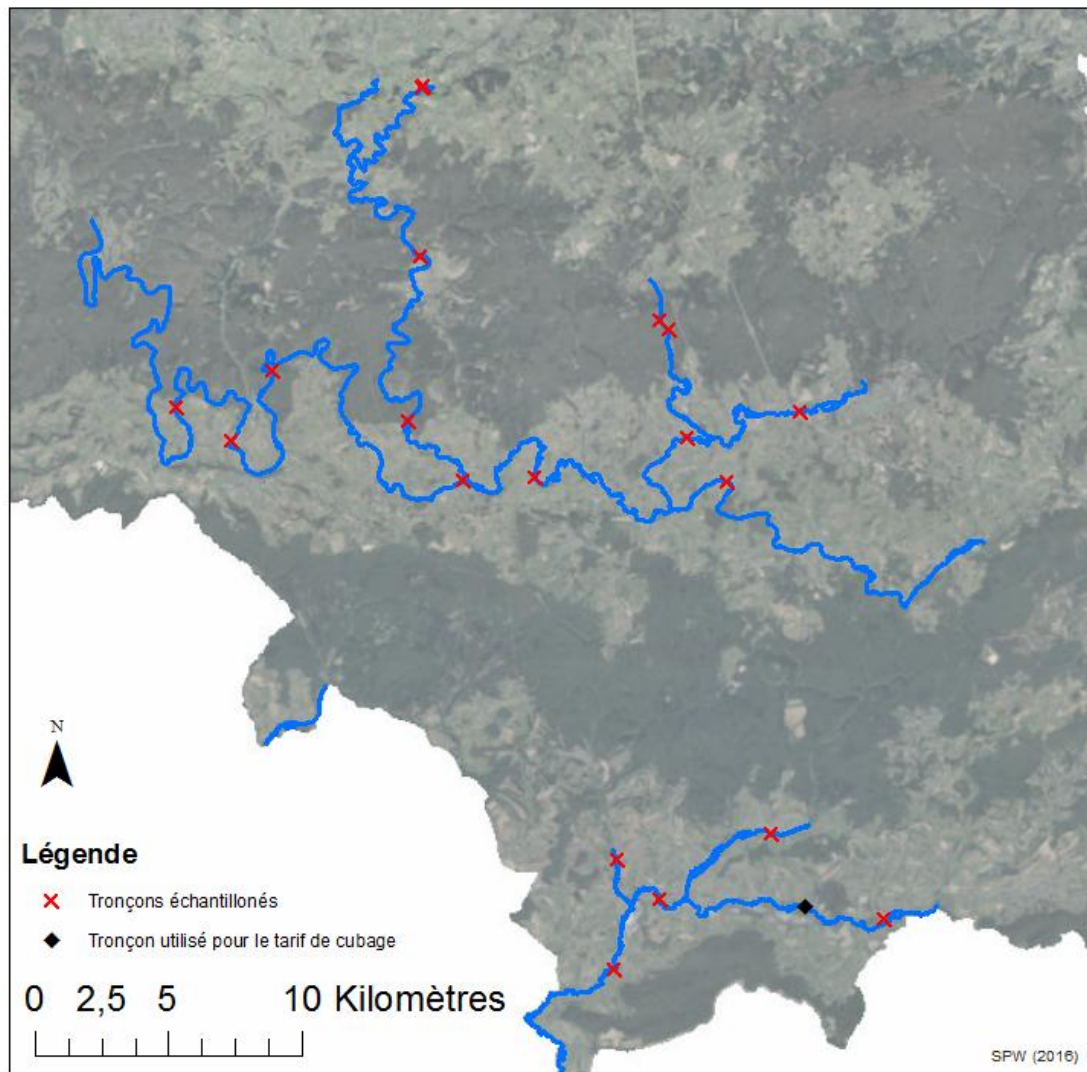
Zaimes, C.N., Schulz, R.C & Isenhardt, T.M. (2004). Stream bank erosion adjacent to riparian forest buffers, row-crop fields, and continuously-grazed pastures along Bear Creek in central Iowa. *Journal of Soil and Water Conservation*. 59 (1).

# Annexes

Annexe 1 : Essences, circonférence, hauteur et volume des arbres utilisés pour la construction du tarif de cubage. V40 correspond au volume jusqu'à une recoupe 40, Vb au volume au-delà de cette découpe.

Code tige	Essence	C130 (cm)	Hauteur (m)	V40 (m <sup>3</sup> )	Vb (m <sup>3</sup> )	Code tige	Essence	C130 (cm)	Hauteur (m)	V40 (m <sup>3</sup> )	Vb (m <sup>3</sup> )
B1.2	Aulne	116	17	0,737		F1.5	Aulne	56	18	0,151	
B1.4	Aulne	49	17	0,043		F2.4	Aulne	69	18	0,252	0,089
B1.1	Aulne	116	17	0,731	0,244	F2.3	Aulne	68	18	0,274	0,043
I1.2	Frêne	79	14	0,242		F2.5	Aulne	75	18	0,366	
I1.3	Frêne	56	14	0,178		F2.6	Aulne	39	18	0,005	0,059
I1.1	Frêne	76	14	0,322	0,162	F2.7	Aulne	90	18	0,504	0,177
I2.1	Frêne	111	14	0,741		F2.8	Aulne	42	18	0,055	
I3.1	Frêne	76	13	0,213	0,074	F3.1	Saule	129	20	1,355	
I3.2	Frêne	72	13	0,168		F3.3	Saule	75	20	0,337	0,015
I3.3	Frêne	66	13	0,174		F3.4	Saule	115	20	0,990	0,147
G1.1	Saule	93	16	0,424	0,094	F3.2	Saule	140	20	1,467	0,147
G1.2	Saule	67	16	0,180	0,133	F3.5	Saule	132	20	1,515	
G2.1	Saule	182	17	2,827		F4.4	Aulne	47	15	0,069	0,043
D3.3	Saule	64	17	0,217		F4.1	Aulne	69	15	0,252	
D3.2	Saule	80	17	0,312		F4.2	Aulne	58	15	0,155	
D3.4	Saule	71	17	0,205		F4.3	Aulne	51	15	0,118	
D3.1	Saule	88	17	0,383		C3.1	Saule	139	22	1,061	
D1.1	Saule	103	18	0,501		C2.1	Aulne	75	14	0,257	
D1.2	Saule	92	18	0,433		C4.1	Saule	92	22	0,419	
D2.1	Saule	78	16	0,278		C4.3	Saule	77	22	0,369	
D2.2	Saule	69	16	0,196		C4.2	Saule	107	22	0,789	
E2.1	Frêne	123	15	0,779		C6.1	Aulne	72	16	0,324	
E2.2	Frêne	92	15	0,291		C6.2	Aulne	88	16	0,457	
E1.1	Aulne	80	14	0,369		C6.3	Aulne	66	16	0,258	
E3.1	Saule	42	8	0,023	0,021	C7.1	Aulne	78	15	0,332	
A2.1	Saule	86	16	0,446		C9.1	Saule	161	22	2,279	0,959
A3.1	Saule	99	16	0,737		C8.1	Aulne	90	16	0,475	
A1.1	Aulne	111	16	0,763		C5.1	Saule	113	18	0,737	
A1.2	Aulne	109	16	0,854		C1.1	Aulne	84	13	0,310	0,177
A1.3	Aulne	54	16	0,112		H2.3	Frêne	75	16	0,315	
Z1.1	Saule	91	20	0,684		H2.1	Frêne	126	16	1,535	0,294
F1.2	Aulne	47	18	0,042		H1.1	Aulne	197	20	2,437	0,770
F1.4	Aulne	74	18	0,367							

Annexe 2 : Plan de sondage (au-dessus) et chantier de cubage (en dessous).



Annexe 3 : Statistiques F, p-values et interprétation des ANCOVA menées sur le modèle allométrique pour chaque essence contre toutes les autres essences, en éliminant les termes non-significatifs. N.S : Non significatif.

Essence	N	Ln (aire)	Ln (H90)	Essence	Interaction Ln(aire) : Essence	Interaction Ln(H90) : Essence	Nature du biais
<b>Aulne</b>	149	F=722 P=<2*10 <sup>-16</sup>	F=264 P= < 2*10 <sup>-16</sup>	F=23 P=2,9*10 <sup>-6</sup>	N.S.	N.S.	Sous-estimation du volume
<b>Saule</b>	56	F=767 P=<2*10 <sup>-16</sup>	F=281 P=<2*10 <sup>-16</sup>	F=10 P= 0,0019	F=6 P= 0,012	F=28 P= 2,4*10 <sup>-7</sup>	Sous-estimation du volume des arbres hauts à houppier étroit, surestimation des arbres bas à houppier large
<b>Frêne</b>	24	F= 702 P=<2*10 <sup>-16</sup>	F=257 P=<2*10 <sup>-16</sup>	F= 9 P=0,0025	F=6 P=0,019	N.S.	Surestimation du volume des arbres à houppier étroit, sous-estimation des arbres à houppier large
<b>Erable</b>	17	F= 672 P=<2*10 <sup>-16</sup>	F= 246 P=<2*10 <sup>-16</sup>	N.S.	N.S.	N.S.	/
<b>Chêne</b>	17	F=672 P=<2*10 <sup>-16</sup>	F=246 P=<2*10 <sup>-16</sup>	N.S.	N.S.	N.S.	/
<b>Charme</b>	11	F=256 P=<2*10 <sup>-16</sup>	F= 93 P=<2*10 <sup>-16</sup>	N.S.	N.S.	N.S.	/

Annexe 4 : Tableau d'évaluation de l'erreur sur les 19 tronçons utilisés pour paramétrer la segmentation et calculer l'intervalle de confiance sur l'estimation du volume. Nref et Nseg correspondent respectivement aux nombres de houppiers segmentés manuellement et automatiquement. La signification de la p-value et de la précision globale sont expliquées au point 4.5.1. Vref, Vman et Vseg correspondent respectivement aux volumes estimés sur le terrain, à l'aide d'une délimitation manuelle des houppiers, avec une délimitation automatique.

Tronçon	Nref	Nseg	(Nseg - Nref) / Nref	p-value (Mann-Whitney)	Précision globale	Vref (m <sup>3</sup> )	Vman (m <sup>3</sup> )	Vseg (m <sup>3</sup> )	Vseg/ Vref
CheA	16	11	-0,31	0,01	0,33	33	23	30	0,92
MelA	11	10	-0,09	0,75	0,19	54	40	43	0,79
MelB	13	16	0,23	0,14	0,38	36	34	34	1,0
RNA	9	8	-0,11	0,24	0,47	6	4	8	1,3
RNB	6	6	0,00	0,70	0,58	11	6	8	0,72
RulA	22	28	0,27	0,14	0,66	61	37	39	0,63
RulB	21	25	0,19	0,27	0,65	46	32	30	0,66
SemA	18	21	0,17	0,05	0,62	43	36	37	0,87
SemB	29	32	0,10	0,96	0,54	55	54	63	1,15
SemC	18	21	0,17	0,14	0,59	111	98	93	0,84
SemE	13	10	-0,23	0,00	0,13	30	17	36	1,2
SemF	16	10	-0,38	0,06	0,46	53	49	52	1,0
SemG	31	22	-0,29	0,24	0,45	31	31	37	1,2
TonA	26	25	-0,04	0,50	0,51	43	46	47	1,1
TonC	8	10	0,25	0,17	0,22	38	55	49	1,3
TonD	20	25	0,25	0,01	0,47	42	45	41	1,0
VieB	19	20	0,05	0,08	0,67	58	55	48	0,83
VieC	38	31	-0,18	0,05	0,43	71	81	106	1,5
VirA	14	14	0,00	0,91	0,79	37	31	32	0,86

Annexe 5 : Comparaison des volumes estimés par télédétection et inventoriés au sol pour les 8 DGO du tronçon inventorié lors du chantier de cubage.

Indice DGO (UGO = Vire_Ton004_1)	VolumeDGO (m <sup>3</sup> )	Volume_total (m <sup>3</sup> )	VolumeDGO/ Volume_total
23	57	76	0,75
24	28	38	0,72
25	62	64	0,97
26	47	47	1,00
27	35	53	0,65
28	23	27	0,83
29	47	52	0,90
30	38	55	0,69

Annexe 6 : Distribution du volume de bois par secteur. V6 correspond au volume total 6 m de part et d'autre du cours d'eau, V12 au volume total 12 m de part et d'autre du cours d'eau, V6L et V12L correspondent aux volumes par kilomètre de linéaire, CV correspond au coefficient de variation de la distribution du volume linéaire des DGO.

Secteur	Occupation du sol	Longueur (km)	V6 (m <sup>3</sup> )	V6L (m <sup>3</sup> /km)	CV V6L	V12 (m <sup>3</sup> )	V12L (m <sup>3</sup> /km)	CV V12L
<b>Alleines001</b>	Forêts	3,55	2075	0,58	0,65	3153	0,89	0,66
<b>Attert001</b>	Prairies	0,80	251	0,32	1,34	335	0,42	1,29
<b>Marge001</b>	Forêts	1,45	655	0,45	0,45	982	0,68	0,50
<b>Marge002</b>	Bâtiments discontinus	1,20	584	0,49	0,43	799	0,67	0,42
<b>Marge003</b>	Forêts	1,85	1041	0,56	0,67	1374	0,74	0,91
<b>Messancy001</b>	Bâtiments discontinus	2,76	718	0,26	0,99	1061	0,38	1,00
<b>Messancy002</b>	Forêts	1,59	1290	0,81	0,38	1814	1,14	0,39
<b>Messancy003</b>	Bâtiments continus	1,71	140	0,08	1,36	210	0,12	1,19
<b>Messancy004</b>	Forêts	3,13	587	0,19	0,88	842	0,27	0,75
<b>Rux_au_Moulin001</b>	Forêts	0,57	291	0,51	0,40	377	0,66	0,34
<b>Rux_au_Moulin002</b>	Bâtiments discontinus	1,16	415	0,36	0,47	560	0,48	0,58
<b>Sem001</b>	Prairies et forêts	9,19	1471	0,16	1,24	2872	0,31	1,25
<b>Sem002</b>	Prairies	1,29	17	0,01	1,56	37	0,03	2,29
<b>Sem003</b>	Bâtiments discontinus	1,78	203	0,11	1,26	324	0,18	1,07
<b>Sem004</b>	Prairies et forêts	5,18	996	0,19	1,14	1452	0,28	1,25
<b>Sem005</b>	Espaces verts	1,40	891	0,64	0,46	1163	0,83	0,35
<b>Sem006</b>	Prairies et forêts	8,25	1713	0,21	0,79	2344	0,28	0,84
<b>Sem007</b>	Forêts	3,51	1507	0,43	0,94	2270	0,65	0,90
<b>Sem008</b>	Forêts	1,85	1289	0,69	0,45	1692	0,91	0,43
<b>Sem009</b>	Prairies et forêts	3,89	1620	0,42	0,65	2231	0,57	0,68
<b>Sem010</b>	Prairies	29,99	5306	0,18	1,18	7103	0,24	1,17
<b>Sem011</b>	Prairies	5,44	1017	0,19	1,44	1534	0,28	1,40
<b>Sem012</b>	Prairies	1,63	316	0,19	1,39	446	0,27	1,44
<b>Sem013</b>	Forêts	11,59	8923	0,77	0,59	12638	1,09	0,54
<b>Sem014</b>	Prairies	4,92	1613	0,33	1,19	2387	0,49	1,09
<b>Sem015</b>	Forêts	7,64	6178	0,81	0,44	8959	1,17	0,43
<b>Sem016</b>	Prairies	4,31	692	0,16	1,23	1117	0,26	1,09
<b>Sem017</b>	Forêts	10,01	7606	0,76	0,48	12110	1,21	0,38
<b>Sem018</b>	Espaces verts	1,60	892	0,56	0,43	1201	0,75	0,44
<b>Sem019</b>	Forêts	5,96	3905	0,66	0,54	6578	1,10	0,43
<b>Ton001</b>	Prairies et forêts	1,57	617	0,39	0,48	772	0,49	0,54



<b>Ton002</b>	Bâtiments continus	1,04	135	0,13	0,63	164	0,16	0,49
<b>Ton003</b>	Prairies et forêts	3,22	975	0,30	0,68	1176	0,36	0,76
<b>Ton004</b>	Prairies et forêts	8,90	3150	0,35	0,60	4048	0,45	0,67
<b>Ton005</b>	Forêts	0,53	238	0,45	0,31	287	0,54	0,78
<b>Ton006</b>	Bâtiments discontinus	2,31	626	0,27	0,65	929	0,40	0,67
<b>Ton007</b>	Forêts	3,85	1599	0,42	0,49	2546	0,66	0,47
<b>Ton008</b>	Bâtiments continus	1,79	493	0,27	0,83	673	0,38	0,79
<b>Ton009</b>	Bâtiments continus	1,99	371	0,19	0,62	549	0,28	0,52
<b>Ton010</b>	Prairies et forêts	3,07	800	0,26	0,59	1182	0,38	0,55
<b>Ton011</b>	Prairies et forêts	4,03	1294	0,32	0,86	1983	0,49	0,64
<b>Ton012</b>	Prairies et cultures	3,29	969	0,29	1,03	1308	0,40	0,94
<b>Ton013</b>	Bâtiments continus	0,68	86	0,13	1,32	102	0,15	1,33
<b>Ton014</b>	Prairies	8,49	1335	0,16	1,04	1695	0,20	1,08
<b>Vierre001</b>	Forêts	4,42	220	0,05	1,22	395	0,09	1,34
<b>Vierre002</b>	Prairies et forêts	8,69	1803	0,21	1,22	2783	0,32	1,27
<b>Vierre003</b>	Prairies	3,13	206	0,07	2,06	366	0,12	1,98
<b>Vierre004</b>	Prairies	1,13	10	0,01	2,08	64	0,06	2,14
<b>Vierre005</b>	Prairies et forêts	5,74	1438	0,25	1,09	2391	0,42	0,95
<b>Vierre006</b>	Forêts	2,39	447	0,19	1,23	737	0,31	1,12
<b>Vierre007</b>	Prairies	4,32	816	0,19	0,77	1201	0,28	0,79
<b>Vierre008</b>	Zones humides	0,89	250	0,28	0,73	405	0,45	0,64
<b>Vierre009</b>	Zones humides	1,27	1000	0,79	0,36	1625	1,28	0,32
<b>Vierre010</b>	Espaces verts	1,94	1707	0,88	0,35	2535	1,31	0,34
<b>Vierre011</b>	Forêts	3,46	3165	0,92	0,39	4794	1,39	0,35
<b>Vierre012</b>	Prairies	4,56	1569	0,34	0,79	1912	0,42	0,80