HAL
open science

Faisabilité du recyclage en boucle fermée des déchets post-consommateurs en bois massif

François Privat

To cite this version:

François Privat. Faisabilité du recyclage en boucle fermée des déchets post-consommateurs en bois massif. Génie des procédés. École centrale de Nantes, 2019. Français. NNT : 2019ECDN0043 . tel-02505337

HAL Id: tel-02505337

https://theses.hal.science/tel-02505337v1

Submitted on 11 Mar 2020

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

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

THÈSE DE DOCTORAT DE

L'ÉCOLE CENTRALE DE NANTES
COMUE UNIVERSITÉ BRETAGNE LOIRE

ÉCOLE DOCTORALE N° 602
Sciences pour l'ingénieur
Spécialité : Procédés de fabrication, optimisation de process et de produits

Par
François PRIVAT

Faisabilité du recyclage en boucle fermée des déchets post-consommateurs en bois massif

Thèse présentée et soutenue à l'École supérieure du bois (Nantes), le 29 octobre 2019

Unité de recherche : Laboratoire innovation matériau bois habitat apprentissage, École supérieure du bois (Nantes)

Rapporteurs avant soutenance

Robert LE ROY	Professeur, École nationale supérieure d'architecture Paris-Malaquais et École des ponts ParisTech (Marne-la-Vallée)
Yann ROGAUME	Professeur, Université de Lorraine (Épinal)

Composition du jury

Marie BONNIN (examinatrice)	Maître de conférences, École polytechnique de l'université d'Angers
Sébastien COMAS-CARDONA (examinateur)	Professeur, École centrale de Nantes
Florent EYMA (président du jury)	Professeur, Institut universitaire de technologie de Tarbes
Mark IRLE (directeur de thèse)	Enseignant-chercheur HDR, directeur de recherche, École supérieure du bois (Nantes)
Christophe BELLONCLE (co-encadrant)	Enseignant-chercheur, directeur de recherche, École supérieure du bois (Nantes)
Gérard DEROUBAIX (co-encadrant)	Directeur du pôle Environnement économie bioressources, Institut technologique FCBA (Champs-sur-Marne)

Ecology is but long-term economy.

Pierre Fornallaz (1986)

Résumé

Titre : Faisabilité du recyclage en boucle fermée des déchets post-consommateurs en bois massif

Résumé : La filière forêt-bois intègre de plus en plus les enjeux de circularité (ressources, économie, environnement), et la hiérarchie européenne des modes de traitement des déchets impose d'investiguer des voies de valorisation complémentaires pour les déchets post-consommateurs.

Ces travaux évaluent la faisabilité technico-économique et environnementale du recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif.

La caractérisation des déchets faiblement adjuvantés sur plateformes de tri-broyage a conduit à cibler la fabrication de carrelets lamellés-collés de menuiserie. Un procédé industriel d'homogénéisation-conformation des propriétés a été développé et éprouvé, comprenant purge des métaux, décontamination et délignage en lamelles, purge des défauts, aboutage et contre-collage des lamelles en carrelets.

Un surfaçage sur 2 mm s'est révélé efficace pour obtenir des contaminations inférieures aux seuils appliqués par le secteur des panneaux de particules. Le rendement matière du délignage a été optimisé à l'aide d'un modèle numérique d'usinage, puis validé et complété par expérimentation à l'échelle pilote de l'ensemble du procédé (30 % pour des carrelets de classe d'aspect J30 issus de lamelles 20 mm × 60 mm). Des essais mécaniques ont montré des propriétés similaires aux valeurs de référence (aucune influence du vieillissement n'a pu être dégagée), et équivalentes pour les carrelets aux classes mécaniques C30 ou GL24h.

Une analyse du cycle de vie a montré que ce procédé est environnementalement favorable vis-à-vis de l'enfouissement, du recyclage en panneaux, et à moyen terme de la valorisation énergie, et qu'il peut être aussi rentable économiquement qu'une valorisation énergie.

Mots-clés : économie circulaire, bois récupéré, déchets en bois massif, recyclage en boucle fermée, carrelets lamellés-collés

Abstract

Title: The feasibility of post-consumer solid wood waste closed-loop recycling

Abstract: The forestry-wood sector is increasingly integrating the issues of circularity (resources, economy, environment), and the European hierarchy of waste treatment methods requires that complementary recovery routes for post-consumer waste are investigated.

This work evaluates the technical, economic and environmental feasibility of closed-loop recycling of solid wood waste.

The characterization of Class B wood waste (not pressure-treated) obtained from recycling centres indicates the potential of manufacturing glued laminated joinery planks. An industrial process for homogenizing the properties has been developed and tested, which includes: purging of metals, decontamination and cutting to lamellae, purging of defects, finger-jointing and laminating the slats to make laminated products.

It is demonstrated that removing 2 mm from the surface permits the production of lamellae that have contamination levels lower than the limits used by the particleboard sector. The material yield of lamellae was optimized using a numerical model, then validated and completed by experimentation on the whole process at the pilot scale (a 30 % yield is obtained for products matching class J30 made of 20 mm × 60 mm lamellae). Mechanical tests showed properties similar to the reference values for classes C30 or GL24h and no influence of aging was observed.

A life-cycle analysis has shown that this process is environmentally favourable with respect to landfilling, panel recycling, and medium-term energy recovery, and that it can be as economically favourable as energy generation.

Keywords: circular economy, recovered wood, solid wood waste, closed-loop recycling, glue-laminated products

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier les rapporteurs Robert Le Roy et Yann Rogaume ainsi que les examinateurs Marie Bonnin, Sébastien Comas-Cardona et Florent Eyma pour l'intérêt qu'ils ont manifesté à l'égard de mes travaux et pour leurs commentaires pertinents et constructifs.

Je souhaite également exprimer ma reconnaissance envers les organisations qui ont permis à cette thèse d'avoir lieu :

- les financeurs du projet de recherche européen "Cascading Recovered Wood" (CaReWood) dans lequel ces travaux se sont inscrits, à savoir la Commission européenne et l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (dans le cadre du programme de recherche WoodWisdom-Net+) ;
- l'Université technique de Munich (TUM), coordinatrice du projet, ainsi que les autres partenaires du consortium ;
- en particulier les deux partenaires français qui ont assuré la direction et le co-encadrement, l'École supérieure du bois (ESB) et l'Institut technologique forêt cellulose bois-construction ameublement (FCBA, par ailleurs mon employeur depuis 2011) ;
- et enfin l'école doctorale Sciences pour l'ingénieur de l'École centrale de Nantes, à laquelle est rattaché le laboratoire de l'ESB.

Plus particulièrement, mes remerciements vont à mon directeur de thèse Mark Irle et à mes co-encadrants Christophe Belloncle et Gérard Deroubaix, pour le partage de leurs connaissances, pour leur bienveillance constante et pour le juste équilibre de leur encadrement entre aiguillage et responsabilisation. Merci Mark pour ce que tu m'as apporté tout au long de ces années et qu'il est difficile de résumer en quelques mots. Ton subtil mélange entre impétuosité, organisation, intuition, rigueur, optimisme et humour inspirera je l'espère mes prochaines aventures professionnelles. Merci à toi Christophe pour ton implication et nos nombreuses discussions en particulier sur la gestion des contaminations. Merci Gérard pour ta confiance, et pour avoir interféré en faveur de la finalisation de ces travaux, même si leur conciliation avec les projets courants s'est souvent révélée difficile. Je n'oublie pas les membres de mon comité de suivi Klaus Richter (TUM, coordinateur du projet CaReWood) et Franck Michaud (ESB), qui ont joué leur rôle avec application.

Beaucoup d'autres personnes ont contribué plus ou moins directement à l'aboutissement favorable de ces travaux, et j'espère que ces quelques mots pourront exprimer ma gratitude et mon estime à leur égard :

- les partenaires du projet CaReWood (Michael Risse, ainsi que Mark Hughes, Peter Meinlschmidt, Enrico Pigorsch, Klaus Richter, pour ne citer qu'eux) ;
- les industriels de la gestion des déchets bois qui m'ont permis de récolter des échantillons de déchets en bois massif ;
- les personnels de l'ESB (Clément Boudaud, Fabien Clément, Benjamin Grossi bien sûr, Didier Laffite, Sébastien Rincé, Gaël Simon, Antonin Tribaleau, pour ne citer qu'eux) et Paul Corbineau ;

- mes collègues de FCBA (Estelle Vial, ainsi que Jean-Denis Lanvin, Anne-Laure Levet, Vincent Lochou, Vincent Quint, Élisabeth Raphalen, Didier Reuling, Frédéric Rouger, pour ne citer qu'eux) ;
- les étudiants de l'ESB en stage (Brice Bansi bien sûr, Chloé Martouzet, Jérôme Perrocheau, Luke Silvestre) ou en projet de recherche et transfert de technologie ;
- et ceux que j'aurais oublié et qui se reconnaîtront.

Merci aussi aux doctorants de l'ESB (Kodzo Amouzou, Julia Buchner, Laëtitia Couret, Mohamad Hobballah, Tanveer Munir, Guillermo Velez), sans oublier les autres étudiants du bureau, pour l'esprit d'entraide et les discussions multiculturelles enrichissantes. Et merci aux équipes de l'ESB et de FCBA (en particulier mes collègues du pôle Environnement économie bioressources et de la délégation territoriale de Nantes) pour leur bonne humeur.

Enfin, je n'aurais sans doute pas réussi à aller au bout de cette aventure sans le soutien sans faille de mes parents, de ma famille et de mes amis. Merci pour les bouffées d'oxygène que nous avons passées ensemble et qui m'ont permis de me ressourcer.

Merci par-dessus tout à mon épouse Lucile.

Diffusion des résultats de la recherche

Publications dans des revues d'audience internationale à comité de lecture

Irle M, Privat F, Couret L, et al (2019) Advanced recycling of post-consumer solid wood and MDF. Wood Material Science & Engineering 14:19–23. doi: 10.1080/17480272.2018.1427144

Irle M, Privat F, Deroubaix G, Belloncle C (2015) Intelligent recycling of solid wood. Pro Ligno 11:14–20

Participations à des projets de recherche européens

Contributions significatives aux groupes de travail "WP4 - The upgrading concept" et "WP6 - Ecological and economic assessment of waste wood recycling" du projet européen CaReWood (Cascading Recovered Wood), et contributions mineures aux groupes de travail "WP2 - Future development of availability & design for reuse" et "WP3 - Logistics of collection and transportation"

Privat F (2017) Projet CaReWood (Cascading Recovered Wood) : Recyclage du bois en cascade - Participation FCBA-ESB au projet européen CaReWood financée par l'ADEME et la Commission Européenne dans le cadre de l'appel à projets WoodWisdom-Net+ - Rapport final. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers, France

Risse M, Vial E, Privat F, Richter K (2017) CaReWood project (Cascading Recovered Wood) - Work package 6: Ecological and economic assessment of solid waste wood recycling - Final report. Technical University of Munich, Munich, Germany

Communications à des congrès internationaux à comité de sélection

Irle M, Privat F, Deroubaix G, Belloncle C (2017) Increasing the profitability of wood recycling by selective processing. In: International panel products symposium, 4-5 October 2017. Bangor University, Llandudno, Wales (présentation orale et article, actes non publiés)

Irle M, Privat F, Couret L, et al (2017) Intelligent recycling of bio-based construction materials. In: Final COST action FP1303 international scientific conference, Building with bio-based materials: best practice and performance specification, 6-7 September 2017. University of Zagreb Faculty of Forestry, Zagreb, Croatia (présentation orale et article court, actes publiés)

Privat F, Irle M, Belloncle C, Deroubaix G (2017) Estimating the yield of lamellae from recovered wood for making laminated wood products. In: IUFRO all-division 5 conference, Forest sector innovations for a greener future, 12-16 June 2017. International Union of Forest Research Organizations, Vancouver, Canada (présentation orale et résumé, actes publiés)

Privat F, Belloncle C, Irle M (2017) On-line decontamination of recovered wood to design laminated products. In: IUFRO all-division 5 conference, Forest sector innovations for a greener future, 12-16 June 2017. International Union of Forest Research Organizations, Vancouver, Canada (présentation orale et résumé, actes publiés)

Privat F, Irle M, Belloncle C, Bansi B (2017) Measuring and visualising the distortion of laminated wood products. In: IUFRO all-division 5 conference, Forest sector innovations for a greener future, 12-16 June 2017. International Union of Forest Research Organizations, Vancouver, Canada (présentation orale et résumé, actes publiés)

Privat F, Irle M, Deroubaix G, Belloncle C (2016) Modelling the yield of clean solid wood from recovered wood. In: 6th international conference on engineering for waste and biomass valorisation, 23-26 May 2016. École des Mines d'Albi, Albi, France (poster, présentation flash-talk et résumé, actes publiés)

Irle M, Privat F, Deroubaix G, Belloncle C (2015) Intelligent recycling of solid wood. In: 10th international conference of wood science and engineering, 5-7 November 2015. Transilvania University, Brasov, Romania, pp 14–20 (présentation orale et article, actes publiés)

Risse M, Privat F, Vial E, Richter K (2015) LCA of cascading recovered solid timber - Methodological aspects. In: 7th international conference on life cycle management, 30 August - 2 September 2015. Bordeaux, France (poster et résumé, actes non publiés)

Communications à des congrès nationaux

Irle M, Privat F, Belloncle C, Deroubaix G (2017) Solid wood recycling via the CaReWood process. In: 6èmes journées scientifiques du GDR 3544 Sciences du bois, 21-23 November 2017. Belloncle C, Vieux M, Gril J, Fournier M, Caré S, Nantes, France, pp 24–25 (présentation orale et article court, actes publiés)

Privat F, Irle M, Deroubaix G, Belloncle C (2015) Vers un recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif : transformation d'un gisement hétérogène en produits standardisés. In: 4èmes journées scientifiques du GDR 3544 Sciences du bois, 4-6 November 2015. Fournely E, Caré S, Gril J, Clermont-Ferrand, France, pp 161–162 (poster, présentation flash-talk et article court, actes publiés)

Table des matières

Résumé iii
Abstract iv
Remerciements v
Diffusion des résultats de la recherche vii
Table des matières ix
Liste des tableaux xii
Liste des figures xiii
Abréviations xvi

Introduction générale 1

Contexte général et problématiques 1
Plan du document 5

I État des lieux de la gestion des déchets de bois et enjeux de la circularité 6

I.1 Introduction 6
I.2 Gestion actuelle des déchets de bois en Europe et en France 7
I.3 Enjeux de la circularisation de la filière forêt-bois 16
I.4 Défis pour l'utilisation en cascade des ressources en bois 19
I.5 Conclusion 21

II Caractérisation des déchets en bois massif et recherche de filières de recyclage 23

II.1 Introduction 23
II.2 Caractérisation des déchets en bois massif issus de plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois 23
II.2.1 Méthodes de caractérisation 24
II.2.2 Résultats de caractérisation pour les propriétés physiques 27
II.2.3 Discussion sur les dimensions 30
II.2.4 Discussion sur les essences 31
II.2.5 Discussion sur les taux d'humidité 32
II.3 Recherche d'adéquations entre le gisement de déchets et les filières utilisant des semi-produits en bois massif 32
II.3.1 Contaminants chimiques 33
II.3.2 Dimensions 37
II.3.3 Taux d'humidité 40
II.3.4 Essences et stabilité dimensionnelle 41
II.4 Conclusion 43

III Mise au point d'un procédé de recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif 45

III.1 Introduction 45

III.2 Conception générale du procédé de remise à niveau 45

III.2.1 Synthèse des exigences requises pour les carrelets 45

III.2.2 Opérations requises pour le procédé de remise à niveau 49

III.3 Conformation de la contamination chimique et de l'état de surface 51

III.3.1 Choix de l'épaisseur de décontamination 51

III.3.2 Méthode utilisée pour l'évaluation de l'efficacité de décontamination 52

III.3.3 Essais sur les pièces contaminées en profondeur 56

III.3.4 Essais sur les pièces contaminées en surface 57

III.3.5 Essais sur les résidus du procédé 60

III.4 Conformation des dimensions 62

III.4.1 Simulation du rendement matière et choix de la section des lamelles 62

III.4.2 Prise en compte des singularités des déchets en bois massif 71

III.4.3 Synthèse des flux de matière du procédé 75

III.5 Conformation des propriétés mécaniques et de la stabilité dimensionnelle 77

III.5.1 Propriétés mécaniques des lamelles 77

III.5.2 Propriétés mécaniques des carrelets 89

III.5.3 Stabilité dimensionnelle des carrelets 96

III.6 Conclusion 99

IV Évaluation de la pertinence environnementale et de la rentabilité économique 101

IV.1 Introduction 101

IV.2 Évaluation de la pertinence environnementale 101

IV.2.1 État de l'art sur l'évaluation de l'utilisation en cascade du bois 101

IV.2.2 Objectifs et champ de l'étude 104

IV.2.3 Évaluation des inventaires des cycles de vie 106

IV.2.4 Évaluation des impacts des cycles de vie 108

IV.2.5 Discussion sur la pertinence environnementale 112

IV.3 Évaluation de la rentabilité économique 114

IV.3.1 Collecte des données économiques 114

IV.3.2 Résultats de l'évaluation économique 116

IV.3.3 Discussion sur la rentabilité économique 118

IV.4 Conclusion 119

Conclusion générale et perspectives **121**
Rappel du contexte et des problématiques 121
Caractéristiques des déchets et influence sur le recyclage 122
Faisabilité technique 122
Pertinence environnementale et rentabilité économique 124
Perspectives 125
Références bibliographiques **127**
Annexes **141**
A Dimensions standardisées des carrelets au niveau des scieries françaises 142
B Organigramme du procédé de recyclage 143
C Flux de résidus des opérations de décontamination-délignage et rabotage 144
D Analyses de sensibilité sur les impacts du recyclage en carrelets 146

Liste des tableaux

Tableau 1 – Caractéristiques des campagnes de prélèvement de déchets en bois massif 26

Tableau 2 – Résultats des tests de normalité D'Agostino-Pearson sur les distributions des dimensions des déchets de bois et sur leur logarithme naturel 30

Tableau 3 – Essences des déchets en bois massif échantillonnés 31

Tableau 4 – Teneurs limites en contaminants chimiques pour la valorisation de déchets bois dans différents référentiels 36

Tableau 5 – Tolérances sur les dimensions des carrelets en fonction de leur état de surface.. 46

Tableau 6 – Synthèse des concentrations en contaminants mesurées avant et après décontamination (ensemble des échantillons) 58

Tableau 7 – Synthèse des concentrations en contaminants mesurées avant et après décontamination (sans les échantillons imprégnés) 58

Tableau 8 – Contaminations mesurées dans la sciure de décontamination-délignage 60

Tableau 9 – Répartition des lamelles obtenues avec un tri préalable des déchets par épaisseur en trois classes de volume constant 70

Tableau 10 – Synthèse des résultats de l'expérience de purge des parties métalliques 72

Tableau 11 – Répartition massique des défauts observés lors de l'expérience de purge des défauts du bois 75

Tableau 12 – Statistiques descriptives des propriétés des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles 84

Tableau 13 – Statistiques descriptives des propriétés des carrelets 94

Tableau 14 – Dimensions standardisées des carrelets au niveau des scieries françaises 142

Liste des figures

Figure 1 – Gisements de déchets de bois et modes de traitement dans l'EU-28 8

Figure 2 – Modes de traitement, types de gestion et matériaux constitutifs des gisements de déchets bois par secteur d'origine en France 9

Figure 3 – Exemples d'amoncellements de déchets de bois pour les différentes classes usuelles de déchets bois en France 11

Figure 4 – Gisements et modes de traitement par classe de déchets bois en France 12

Figure 5 – Organigramme simplifié de la logistique des déchets bois 13

Figure 6 – Matériels utilisés pour le compactage des déchets bois en déchèterie et le broyage et criblage des déchets bois sur plateforme de tri-broyage 15

Figure 7 – Amoncellement de déchets de bois de classe B sur une plateforme de regroupement-tri-broyage de déchets de bois 24

Figure 8 – Localisation des plateformes sur lesquelles ont été prélevés les échantillons 26

Figure 9 – Caractéristiques apparentes des déchets en bois massif échantillonnés, distributions en nombre 28

Figure 10 – Caractéristiques apparentes des déchets en bois massif échantillonnés, distribution en volume 29

Figure 11 – Répartition des sections des déchets en bois massif échantillonnés 30

Figure 12 – Évolution du prix des sciages selon la section et le classement d'aspect 39

Figure 13 – Recommandations relatives au taux d'humidité du bois suivant sa destination . 40

Figure 14 – Estimation de la transmittance du rayonnement X correspondant aux raies $K\alpha_1$ ou $L\beta_1$ de différents éléments dans une matrice bois 54

Figure 15 – Spectromètre XRF X-MET 7500, support et base de paillasse 55

Figure 16 – Résultats des essais de décontamination des pièces contaminées en profondeur . 56

Figure 17 – Dispositif de mesure de la concentration en contaminants dans la sciure de décontamination-délignage 60

Figure 18 – Modèle d'usinage 63

Figure 19 – Exemple de pièce de bois pour laquelle un délignage perpendiculaire des lamelles par rapport à la pièce (b) entraîne un rendement plus élevé qu'un délignage parallèle (a) 64

Figure 20 – Rendement d'usinage (décontamination-délignage, rabotage) en fonction de la section des lamelles, avec une résolution de calcul de 5 mm sur les dimensions des lamelles . 66

Figure 21 – Rendement d'usinage (décontamination-délignage, rabotage) en fonction de la section des lamelles, avec une résolution de calcul de 1 mm sur les dimensions des lamelles . 67

Figure 22 – Différence de rendement avec et sans choix d'orientation des lamelles 68

Figure 23 – Influence du critère et du nombre de classes pour le tri des déchets de bois sur le rendement de décontamination-délignage et rabotage 69

Figure 24 – Exemple d'échantillon avec des clous répartis sur toute la longueur, entraînant un rendement de purge des parties métalliques par tronçonnage de 0 % 72

Figure 25 – Validation expérimentale du modèle d'usinage pour l'opération de décontamination-délignage 73

Figure 26 – Lamelles après usinage des entures mâles 75

Figure 27 – Diagramme de Sankey des flux de matière du procédé de recyclage 76

Figure 28 – Principe d'essai pour le module d'élasticité longitudinal (analyse vibratoire) 80

Figure 29 – Principe d'essai pour le module d'élasticité longitudinal (essai de flexion statique quatre points) 81

Figure 30 – Module longitudinal vibratoire en fonction du module longitudinal statique pour 13 éprouvettes de petites dimensions sans défaut 82

Figure 31 – Principe d'essai pour la contrainte de rupture en flexion (essai de flexion statique quatre points) 83

Figure 32 – Principe d'essai pour la contrainte de rupture en compression (essai de compression statique) 83

Figure 33 – Masse volumique essence par essence des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles 85

Figure 34 – Propriétés mécaniques essence par essence des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles, avant correction de l'influence de la masse volumique 85

Figure 35 – Propriétés mécaniques essence par essence des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles, après correction de l'influence de la masse volumique 87

Figure 36 – Propriétés mécaniques des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles en fonction de la masse volumique 88

Figure 37 – Évolution du module d'élasticité apparent $Em\psi$ dans différentes directions du plan R,T pour un résineux (a) et un feuillu (b) standards 89

Figure 38 – Dispositif utilisé pour l'aboutage des lamelles et exemples de lamelles aboutées. 90

Figure 39 – Type de presse utilisé pour le contre-collage des lamelles (a), état de surface avant corroyage (b) et après corroyage (c) 91

Figure 40 – Exemples de prototypes de carrelets 91

Figure 41 – Principe d'essai pour le module d'élasticité longitudinal et la contrainte de rupture en flexion des carrelets (essai de flexion statique quatre points) 91

Figure 42 – Conditionnement des carrelets avant essais mécaniques 92

Figure 43 – Dispositif pour les essais de flexion statique quatre points des carrelets 92

Figure 44 – Modules d'élasticité local et global des carrelets 94

Figure 45 – Exemples de ruptures de carrelets avec amorçage au niveau d'un aboutage (a) et d'un nœud (b) 95

Figure 46 – Coefficient de retrait volumique en fonction de la masse volumique pour une sélection d'essences 96

Figure 47 – Exemple de visualisation de carrelet théorique avec flèche de face négative, flèche de rive négative et gauchissement négatif 98

Figure 48 – Visualisation des déformations subies par un bilame de bois vierge de chêne et pin sylvestre 99

Figure 49 – Diagramme simplifié des stocks de carbone dans l'atmosphère, la biosphère et le réservoir fossile, des flux entre ces stocks et des effets de séquestration et de substitution .. 102

Figure 50 – Frontières des systèmes pour les scénarios étudiés dans l'analyse environnementale du cycle de vie 105

Figure 51 – Contributions des processus aux impacts environnementaux du procédé de recyclage en carrelets, hors impacts évités 109

Figure 52 – Comparaison des impacts du recyclage en carrelets avec les scénarios de référence, avec impacts évités 110

Figure 53 – Coûts, recettes et marge du recyclage en carrelets et de la valorisation énergétique, pour les scénarios de base et l'analyse de sensibilité combinée 116

Figure 54 – Coûts, recettes et marge de la production de carrelets à partir de déchets bois et de bois vierge, pour les scénarios de base et l'analyse de sensibilité combinée 117

Figure 55 – Coûts, recettes et marge du recyclage en carrelets, pour l'analyse de sensibilité sur le rendement 117

Figure 56 – Marge du recyclage en carrelets en fonction du coût de reprise des déchets bois et du prix de vente des carrelets 118

Figure 57 – Organigramme du procédé de recyclage 143

Figure 58 – Résultats de rendements pour les lamelles et les différents résidus en fonction de la section des lamelles 145

Figure 59 – Écarts relatifs des impacts du scénario de recyclage en carrelets par rapport aux impacts des différents scénarios de référence 146

Abréviations

ACV	analyse du cycle de vie
ADPff	*abiotic depletion potential for fossil fuels*, potentiel d'épuisement des ressources abiotiques fossiles
ALO	*agricultural land occupation*, occupation des sols agricoles
AP	*acidification potential*, potentiel d'acidification des sols et de l'eau
CCA	cuivre, chrome, arsenic
DEA	déchets d'éléments d'ameublement
EP	*eutrophication potential*, potentiel d'eutrophisation
EPF	*European panel federation*, Fédération européenne des fabricants de panneaux à base de bois
GWPff	*fossil global warming potential*, potentiel de réchauffement global (émissions d'origine fossile)
GWPtot	*total global warming potential*, potentiel de réchauffement global (émissions d'origine fossile et d'origine biogénique)
HTP	*human toxicity potential*, potentiel de toxicité humaine
ICPE	installation classée pour la protection de l'environnement
ODP	*ozone depletion potential*, potentiel de destruction de la couche d'ozone stratosphérique
OSB	*oriented strand board*, panneau de lamelles de bois minces orientées
PCB	polychlorobiphényles
PCP	pentachlorophénol
REACH	*registration, evaluation, authorization and restriction of chemicals*, règlement européen relatif à l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des substances chimiques
XRF	*X-ray fluorescence spectrometry*, spectrométrie de fluorescence des rayons X

Introduction générale

Contexte général et problématiques

Gestion des déchets de bois en Europe et en France

À l'échelle française comme à l'échelle européenne, les principaux modes de traitement des déchets de bois sont le recyclage en panneaux de particules, la valorisation énergétique ou l'élimination par combustion (statut réglementaire de valorisation conditionné par le suivi d'une procédure de « sortie du statut de déchet » ou à défaut par le rendement de l'unité d'incinération), ainsi que l'élimination par enfouissement.

Au cours de leur recyclage, les déchets de bois sont systématiquement broyés, afin d'une part d'améliorer les conditions de transport et de stockage en diminuant le foisonnement, et d'autre part d'homogénéiser la matière première secondaire en vue de son utilisation ultérieure. Ce broyage restreint toutefois les possibilités de valorisation à des produits dans lesquels le bois est utilisé sous forme de particules de faible granulométrie, directement (paillage, litière pour animaux) ou après réagglomération (panneaux de particules). Le matériau perd ainsi son intégrité, et certaines de ses propriétés comme la résistance mécanique ou l'aspect naturel se retrouvent dégradées. Les possibilités de revalorisation en fin de vie du nouveau produit sont également diminuées.

Cette dévalorisation du potentiel d'utilisation de la ressource est d'autant plus marquée pour les déchets en bois massif. Pour cette fraction des déchets bois, ces traitements constituent un recyclage en boucle ouverte, c'est-à-dire que les produits issus du recyclage possèdent des qualités d'usage plus faibles que les produits ayant généré les déchets. Or une diminution excessive des qualités d'usage enfreint le premier des quatre principes énoncés par Sirkin et Ten Houten (1994) pour atteindre une utilisation optimale des ressources. En effet, ce principe d'adéquation entre les exigences requises par une application utilisant une ressource et la qualité de la ressource utilisée implique, dans le cadre d'une chaîne d'utilisations en cascade, de sélectionner les utilisations à fortes exigences au début de la chaîne et les utilisations à faibles exigences à la fin.

Enjeux associés à la circularisation de la filière forêt-bois

Au-delà de l'enjeu de l'utilisation rationnelle des ressources, la circularisation de l'économie de la filière forêt-bois revêt d'importants enjeux économiques et environnementaux.

En effet, dans un contexte de croissance des marchés bois-énergie et bois-matériau, et de coûts importants de mobilisation des ressources forestières relativement au prix des produits, les déchets de bois constituent une ressource alternative *a priori* bon marché.

Du point de vue du changement climatique, préserver la valeur économique du matériau en retardant sa valorisation ultime sous forme d'énergie permet à la fois de maximiser le stockage de carbone en forêt, de prolonger le stockage de carbone dans les produits bois et de maximiser la substitution de matériaux et d'énergies dont les cycles de vie sont plus fortement émetteurs en gaz à effet de serre. Ce retardement doit se faire avec discernement, c'est-à-dire jusqu'au point où le bilan des impacts (transport et recyclage) et des substitutions matières éventuelles est meilleur que le bilan des impacts et substitutions liés à la valorisation énergétique.

La situation actuelle de la gestion des déchets de bois et les enjeux économiques et environnementaux associés à l'utilisation en cascade des ressources bois mettent en lumière le besoin de développer de nouveaux concepts de recyclage en boucle fermée ou quasi-fermée des déchets en bois massif, c'est-à-dire permettant de conserver au mieux les qualités d'usage du matériau.

Devant ce constat et ces enjeux, le projet de recherche européen "Cascading Recovered Wood" (CaReWood) a été lancé en 2014 afin d'étudier la faisabilité du recyclage des déchets en bois massif en nouveaux semi-produits en bois massif. Il a réuni autour de cette question de recherche, pendant trois années, quinze partenaires français, allemands, slovènes, autrichiens et finlandais : huit universités ou instituts de recherche (Technische Universität München, University of Primorska, Institut technologique FCBA, École Supérieure du Bois, University of Natural Resources and Life Sciences BOKU, Aalto University, Papiertechnische Stiftung, Fraunhofer Institut für Holzforschung - Wilhelm Klauditz Institut) et sept entreprises industrielles ou de recherche-développement (Abelium, RTT Steinert, Schumann-Analytics, Olympus, LSA-systems, M Sora, Vanek Tischlerei). Les objectifs de ce projet étaient les suivants :

- présenter des prévisions fiables des volumes et des qualités de bois de récupération post-consommation et post-industriels ;
- établir des lignes directrices de conception pour faciliter la réutilisation future ;
- développer des modèles informatiques de logistique inverse pour la récupération du bois ;
- développer, démontrer et évaluer la faisabilité des technologies de remise à niveau des bois massifs récupérés ;
- établir des critères de certification et d'étiquetage des produits issus de la valorisation des bois en cascade ;
- évaluer les impacts sur l'environnement et la viabilité socio-économique de l'utilisation des bois en cascade.

Les travaux présentés dans cette thèse ont été principalement réalisés au cours de ce projet de recherche. Dans ce cadre, la question de recherche retenue porte sur l'identification d'un procédé prometteur de recyclage en boucle fermée de déchets post-consommateurs en bois massif et l'évaluation de sa faisabilité technique, économique et environnementale.

Choix du concept de recyclage en boucle fermée

Afin d'identifier des filières de valorisation potentielles, la démarche proposée par Marcoux *et al.* (2016) a été appliquée. Elle consiste, au-delà de la « simple » recherche de polluants présents dans le gisement, à rechercher, de façon itérative, des adéquations entre la part valorisable d'un gisement de déchets, les spécifications techniques attendues en entrée de filières industrielles, et des procédés industriels permettant de remplacer les matières premières primaires de ces filières par des matières premières secondaires issues de la part valorisable du gisement.

La première étape consiste à imaginer les procédés qui pourraient *a priori* permettre de substituer une matière première vierge par une matière première secondaire issue des déchets considérés.

Les déchets en bois massif présentent des dimensions hétérogènes, tant au niveau de leur section que de leur longueur. Le premier constat est que l'hétérogénéité en longueur nécessite, pour avoir un semi-produit utile sur le marché, de recomposer des pièces de longueur standard suffisante. Ce premier principe posé, deux possibilités principales peuvent être distinguées pour transformer ces déchets en nouveaux semi-produits en bois massif, dont les dimensions sont contrôlées et l'homogénéité compatible avec leur commercialisation. La première possibilité consiste à débiter les pièces de bois en pièces de section immédiatement inférieure parmi une liste préétablie de sections commercialisables, puis à abouter ces pièces en semi-produits de longueur commercialisable. L'aboutage consiste à coller des pièces de bois bout-à-bout afin d'augmenter la longueur finale, après usinage de profils complémentaires généralement en dents de scie (entures multiples). La seconde possibilité consiste à déligner les pièces de bois en lamelles de section constante, puis à reconstituer par aboutage et contre-collage des semi-produits de section et de longueur commercialisables. Le contre-collage consiste à coller des pièces de bois face-contre-face afin d'augmenter la section finale.

À partir de la caractérisation préliminaire des déchets en bois massif issus des plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois, et du parangonnage des applications potentielles, il a été choisi d'orienter le développement vers la seconde possibilité, dans l'optique de produire des carrelets lamellés-collés aboutés non structurels. Un ensemble de raisons ont conduit à ce choix. Notamment, la première possibilité présenterait *a priori* des difficultés d'industrialisation. En effet, le délignage devrait pouvoir s'adapter à différentes sections de sortie, de même que l'aboutage ultérieur. De plus, les stockages intermédiaire et final de pièces de différentes sections risqueraient de poser des difficultés logistiques. Enfin, la stabilité dimensionnelle est une exigence importante pour de nombreuses applications, or la lamellation réalisée dans la seconde possibilité permettrait d'obtenir une stabilité dimensionnelle supérieure.

Le procédé de remise à niveau envisagé comprend différentes opérations, qui peuvent être regroupées en trois phases : isoler les pièces en bois massif individuelles rectilignes (par tri et démantèlement éventuel), les décontaminer et homogénéiser leurs dimensions (purge des parties métalliques par tronçonnage, décontamination de surface et sciage en lamelles par délignage) et enfin homogénéiser et conformer les caractéristiques du bois aux spécifications de l'application visée (purge des défauts par tronçonnage, séchage éventuel, tri éventuel, aboutage et rabotage des plats des lamelles, contre-collage et rabotage des tranches des carrelets).

Problématiques liées au recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif

La deuxième étape de la démarche consiste, au cours d'un processus itératif, à vérifier l'adéquation entre les spécifications techniques attendues en entrée de filière (bois utilisé pour la fabrication de carrelets lamellés-collés aboutés dans le cas présent) et les caractéristiques intrinsèques du gisement de déchets (déchets en bois massif issus des plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois dans le cas présent), et à affiner le procédé de valorisation pour corriger les écarts éventuels. Au-delà de cette faisabilité technique, la mise en place effective d'une filière de valorisation de déchets requiert également de prendre en compte plusieurs aspects interdépendants : la rentabilité économique (incluant la question de la logistique inverse des déchets vers les sites de recyclage), la pertinence environnementale, la gestion des risques sanitaires et la réglementation associée, ainsi que l'acceptabilité sociétale.

L'évaluation de la rentabilité économique est particulièrement décisive. Le développement d'exutoires à plus forte valeur ajoutée constitue une opportunité économique intéressante pour la filière du recyclage des déchets de bois, or la différence de prix de marché entre un mètre cube de carrelets et un mètre cube de broyats à destination des fabricants de panneaux de particules est significative. Cette évaluation, de même que l'évaluation de la pertinence environnementale, nécessitent notamment de connaître les flux de matière potentiels du procédé, qui sont eux-mêmes conditionnés par les dimensions de lamelles choisies. La relation entre la section des lamelles issues d'un gisement de pièces rectangulaires de dimensions hétérogènes et le rendement du procédé nécessite ainsi d'être investiguée.

Ces travaux s'intéressent principalement aux déchets de bois classés non dangereux selon la réglementation. Ces déchets peuvent toutefois présenter des contaminations chimiques en surface. Par ailleurs, il a déjà été montré qu'au cours du processus de collecte, certains déchets de bois potentiellement classés dangereux sont incorporés par erreur dans les déchets classés non dangereux. Les diverses contaminations peuvent poser des problèmes sanitaires lors de l'utilisation des futurs produits utilisant des semi-produits à base de bois recyclé, ainsi que limiter également les possibilités de recyclage ou de valorisation énergétique des résidus du procédé. L'acceptabilité sociétale des produits issus de bois recyclé peut également être remise en cause. Cela met en avant le besoin de développer d'une part des technologies de détection de ces contaminations, et d'autre part des procédés de décontamination.

Les carrelets sont des semi-produits destinés à la menuiserie (fabrication de montants de portes, de fenêtres, d'huisseries et portes intérieures), l'agencement (placards, mains courantes, garde-corps intérieurs, gaines techniques) et l'ameublement. Des spécifications particulières, variables selon l'application, sont requises sur la stabilité dimensionnelle face aux variations d'humidité (menuiseries extérieures notamment), sur l'aspect esthétique sur les faces visibles (défauts, présence d'aboutages, homogénéité des bois), sur les performances mécaniques (rigidité en flexion, etc.) et sur la durabilité (compatibilité des essences et de la colle avec la classe d'emploi de l'ouvrage prévu). Le gisement des déchets en bois massif issus des plateformes de regroupement-tri-broyage présente une forte hétérogénéité en termes d'essences, de modes de débit, de présence de défauts d'origines diverses (qualité du bois vierge, utilisation antérieure, conditions de collecte et de transport), d'humidité et de performances mécaniques. Ainsi, la possibilité de mélanger ces différents bois dans des produits en bois massif lamellé-collé intégrant du bois recyclé pour les applications citées doit être validée, et les procédés permettant de réhomogénéiser et conformer les différentes caractéristiques aux exigences de ces applications doivent être étudiés.

Une fois l'ensemble de ces aspects étudiés, un enjeu de plus long terme serait de pouvoir objectiver la segmentation de la gestion des déchets en bois massif selon les possibilités de valorisation des différents sous-gisements. En particulier, à partir de quelles dimensions un recyclage en boucle fermée est possible techniquement et favorable économiquement et environnementalement par rapport à un recyclage en boucle ouverte ou une valorisation énergétique ?

Plan du document

Un premier chapitre dresse un panorama de la situation actuelle de la production et de la gestion des déchets de bois à l'échelle nationale et européenne, et présente les enjeux liés à la valorisation de déchets de bois ainsi que les problématiques associées.

Un deuxième chapitre présente les travaux de caractérisation du gisement des déchets en bois massif issus des plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois, et la recherche d'adéquations avec les principales exigences technico-économiques en entrée de filières industrielles utilisant des semi-produits à base de bois massif.

Un troisième chapitre présente les travaux de développement d'un procédé de fabrication de carrelets à partir de déchets en bois massif. La démarche suivie pour choisir les différents paramètres des opérations du procédé permettant de conformer les déchets en termes de géométrie et de contaminations chimiques est argumentée. Les flux impliqués sont évalués par simulation et par des expérimentations du procédé à l'échelle pilote. Enfin, les propriétés mécaniques des carrelets résultants sont évaluées et leur stabilité dimensionnelle face à des variations d'humidité est discutée.

Un quatrième et dernier chapitre présente les travaux d'évaluation de la rentabilité économique et de la pertinence environnementale d'un tel procédé, réalisés à partir des développements présentés dans les chapitres précédents.

I État des lieux de la gestion des déchets de bois et enjeux de la circularité

I.1 Introduction

Les déchets de bois regroupent des déchets industriels générés au sein de la filière bois (entreprises de la seconde transformation du bois) et des déchets dits post-consommateurs, issus de la fin de vie de produits à base de bois très diversifiés et utilisés par différents secteurs (bâtiment, ménages et collectivités, distribution, tertiaire). Les chutes de construction, bien que n'ayant pas été utilisées par des consommateurs finaux, sont habituellement considérées comme faisant partie des déchets post-consommateurs.

Il faut noter que les produits connexes de scierie (écorces, sciure, dosses, plaquettes, chutes courtes, etc.), sous réserve qu'ils n'aient pas été abandonnés, ne sont pas juridiquement des déchets mais des coproduits (De Reboul and Olivier 2016). Un déchet est en effet défini par la directive européenne 2008/98/CE comme « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » (JOUE 2008). Certains résidus de la seconde transformation du bois sont également considérés comme des coproduits et non comme des déchets (lorsque l'industriel est rémunéré pour la vente de ces coproduits).

Cette double variété de secteurs d'origine et de produits d'origine des déchets bois induit une diversité dans leurs caractéristiques, et explique l'existence d'une diversité de modes de traitement. La même directive européenne définit une hiérarchie réglementaire des modes de prévention et de traitement des déchets, précisée lors de sa transposition en droit français dans l'article L541-1-1 du Code de l'environnement (JORF 2010), avec par ordre de priorité la prévention, le réemploi, la réutilisation, le recyclage, les autres valorisations notamment énergétiques, et l'élimination. Le réemploi et la réutilisation se distinguent par respectivement l'absence et l'existence du passage par un statut intermédiaire de déchet : le réemploi est un mode de prévention, la réutilisation un mode de traitement (une explication plus détaillée est fournie en page **14**). Des exemples de cas de réemploi et de traitement sont les suivants :

- réemploi (ou « reconditionnement ») de palettes avant qu'elles ne soient abandonnées et ne deviennent un déchet, réemploi de mobilier ou de pièces de charpente ;
- réutilisation de planches de palettes usagées pour le reconditionnement d'autres palettes (le démontage des planches sur les palettes usagées étant qualifié réglementairement de « préparation en vue de la réutilisation »), de mobilier ou de pièces de charpente ;
- recyclage du broyat issu de palettes usagées ou d'autres déchets bois sous forme de panneaux de particules, de litière pour animaux, de surfaces équestres ou de paillage ;
- valorisation énergétique du broyat issu de palettes usagées (produit ayant fait l'objet d'une sortie réglementaire du statut de déchet, cf. section **II.3.1.1**) en centrale biomasse (chaufferie collective), autres valorisations énergétiques en unités d'incinération présentant un rendement énergétique supérieur à 65 % (chaufferies industrielles) ;
- élimination par enfouissement ou incinération sans ou avec valorisation énergétique (avec un rendement inférieur à 65 %) de palettes usagées ou d'autres déchets bois (cimenteries, etc.).

On voit que l'exemple des palettes, issu de (Deroubaix and Quint 2019), permet d'éclaircir les différences de statut réglementaire car il illustre pour le même produit les différents modes de prévention et de traitement.

Ce chapitre vise à décrire la situation actuelle de la gestion des déchets de bois en Europe et en France, à dresser les enjeux de la circularisation de la filière forêt-bois, et à introduire les défis qui se posent pour l'utilisation en cascade des ressources bois.

I.2 Gestion actuelle des déchets de bois en Europe et en France

Gisement et modes de traitement des déchets bois

L'UE-27 a généré en 2007 approximativement 33,2 millions de tonnes de déchets bois post-consommateurs, soit l'équivalent de 55,4 millions de mètres cubes (Mantau et al. 2010a). Cette estimation inclut les déchets d'emballages, le bois de démolition mais également de construction, la fraction bois des déchets des ménages, des collectivités, de la distribution, des services, ainsi que la fraction bois des déchets industriels gérés en externe et rejoignant donc les flux post-consommateurs. Les auteurs précisent également que des chevauchements peuvent exister entre leurs estimations des coproduits industriels et des déchets post-consommateurs, ainsi il est possible qu'une partie des coproduits des entreprises de la seconde transformation du bois soit incluse dans l'estimation ci-dessus. Les coproduits de la première transformation du bois (connexes de scierie) sont quant à eux exclus. Le projet européen DEMOWOOD a affiné et actualisé pour 2011 cette estimation à 40 millions de tonnes. Cela représente de l'ordre de 10 % de la récolte annuelle en forêt, soit une part significative des ressources en bois européennes (Le Net and Deroubaix 2012). Des différences importantes sont observées entre États membres sur les quantités de déchets bois générées par habitant (Mantau et al. 2010a).

Les modes de traitement se répartissent à l'échelle européenne entre des modes d'élimination pour 37 % du volume (enfouissement et incinération sans ou avec faible valorisation énergétique), des modes de valorisation matière pour 33 % (recyclage en boucle ouverte sous forme de panneaux de particules principalement, la réutilisation restant marginale en moyenne européenne), et des modes de valorisation énergétique pour 30 % (combustion en centrale biomasse avec production de chaleur, d'électricité ou les deux). Cette répartition est également très variable selon les pays. Dans les pays de l'Est et du Sud de l'Europe ainsi qu'au Royaume-Uni et en Irlande, la majorité des déchets bois post-consommateurs sont enfouis. Les pays du Nord et de l'Ouest ont un taux de valorisation plus important (Mantau et al. 2010b). Pour la part valorisée, certains pays privilégient l'usage matière (Italie 90 % des déchets bois valorisés, France 75 %, Royaume-Uni 75 %, Irlande 65 %) et d'autres l'usage énergie (Suède et Finlande 100 %, Allemagne 80 %) (Cousin et al. 2017).

La **fig. 1** présente une estimation, à partir de différentes sources, des gisements de déchets bois des pays de l'UE-28 avec la répartition par mode de traitement. Les déchets bois générés par habitant et par an pour les différents pays issues de DEMOWOOD (Le Net and Deroubaix 2012) ont été multipliées par les populations 2018 issues d'Eurostat, puis ventilées par mode de traitement à partir des répartitions pour 2007 présentées dans (Mantau et al. 2010a).

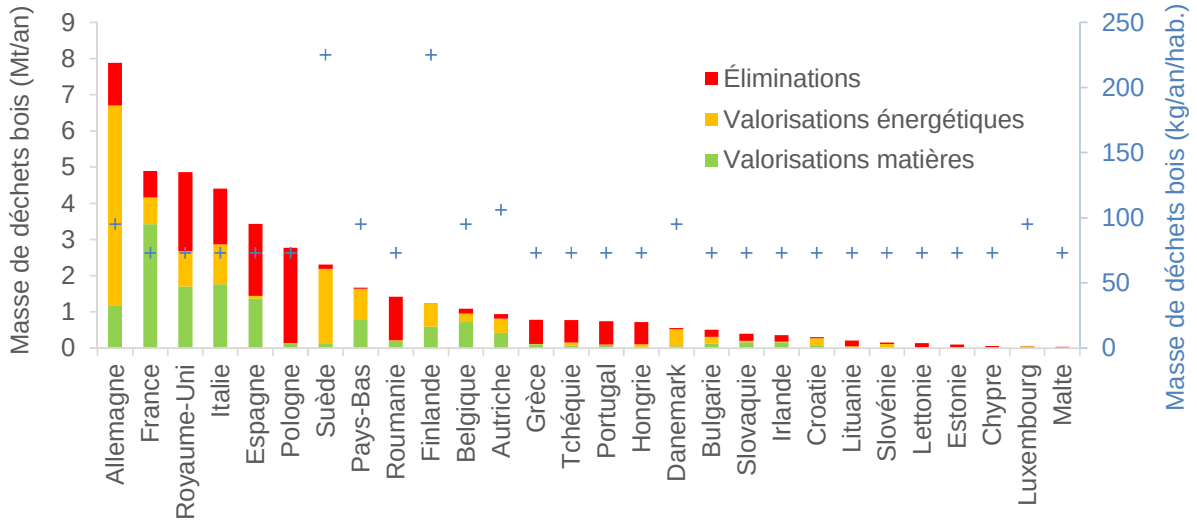


Figure 1 – Gisements de déchets de bois et modes de traitement dans l'EU-28 (estimations)

Concernant la France, Guinard *et al.* (2015) ont estimé pour l'année 2012 le gisement total (incluant les déchets autoconsommés) à 7,2 millions de tonnes, en provenance des secteurs de l'industrie (35 %), du bâtiment (30 %), des ménages et collectivités (27 %), de l'artisanat (3 %), de la distribution (3 %) et des services (2 %). La part issue de l'industrie comprend des produits en fin de vie utilisés par les entreprises mais également et surtout des résidus industriels (coproduits et déchets), et provient à 58 % de la seconde transformation du bois, à 14 % de l'industrie du papier-carton, à 6 % de l'industrie du meuble et à 22 % d'autres secteurs industriels. La part issue de l'artisanat exclut les déchets générés en phase chantier et non ramenés en atelier comptabilisés dans le secteur du bâtiment, et les déchets collectés en déchèteries comptabilisés dans le secteur des ménages et collectivités.

Sur l'ensemble du gisement français, les modes de traitement par valorisation matière sont majoritaires (57 %) avec principalement le recyclage en panneaux de particules, puis viennent les valorisations énergétiques (22 %), l'enfouissement (19 %) et l'élimination par incinération (2 %).

La **fig. 2** présente une analyse détaillée des données statistiques présentes dans cette publication, avec pour chacun des secteurs d'origine trois répartitions différentes. La première barre présente la répartition des modes de traitement. La deuxième barre présente la répartition des types de gestion (externe à l'agent économique générateur du déchet, ou interne en valorisation énergétique principalement), avec pour la gestion externe une distinction entre les emballages et le reste. La troisième barre présente la répartition des matériaux constitutifs des déchets, uniquement pour la fraction gérée en externe et hors emballages.

Cette dernière répartition est une estimation, réalisée à partir de la répartition par matériau des produits mis en marché par secteur issue de la même publication (Guinard et al. 2015) :

- les produits de construction sont constitués de 61 % de bois massif, 28 % de panneaux de process et 11 % de placages et contreplaqués ;
- les déchets de mobilier et d'agencement sont constitués de 76 % de panneaux de process, 13 % de bois massif et 11 % de placages et contreplaqués.

La première répartition a été appliquée aux déchets gérés en externe et hors emballages des secteurs du bâtiment, de l'artisanat et de la distribution, et la seconde aux déchets des secteurs des ménages et collectivités, et des services (mobilier professionnel). Il s'agit d'une estimation dans la mesure où les déchets collectés aujourd'hui sont issus de produits mis historiquement sur le marché et la répartition des matériaux mis sur le marché évolue dans le temps (notamment pour les meubles dont la part de bois massif a fortement diminué). De plus, cette estimation suppose que la répartition dans les déchets gérés en externe est la même que dans les déchets gérés en interne.

Pour les coproduits et déchets bois de l'industrie, la même approche a été appliquée, mais la répartition disponible provient de l'enquête INSEE sur la production de déchets non dangereux dans l'industrie en 2008, et distingue uniquement les copeaux, sciures, écorces ou plaquettes (hors produits connexes de scierie) d'une part et les « bois en mélange » comprenant un mélange de granulométries différentes d'autre part.

Par ailleurs, les emballages sont constitués, tous secteurs confondus, de 81 % de bois massif, 13 % de panneaux de process et 6 % de placages et contreplaqués.

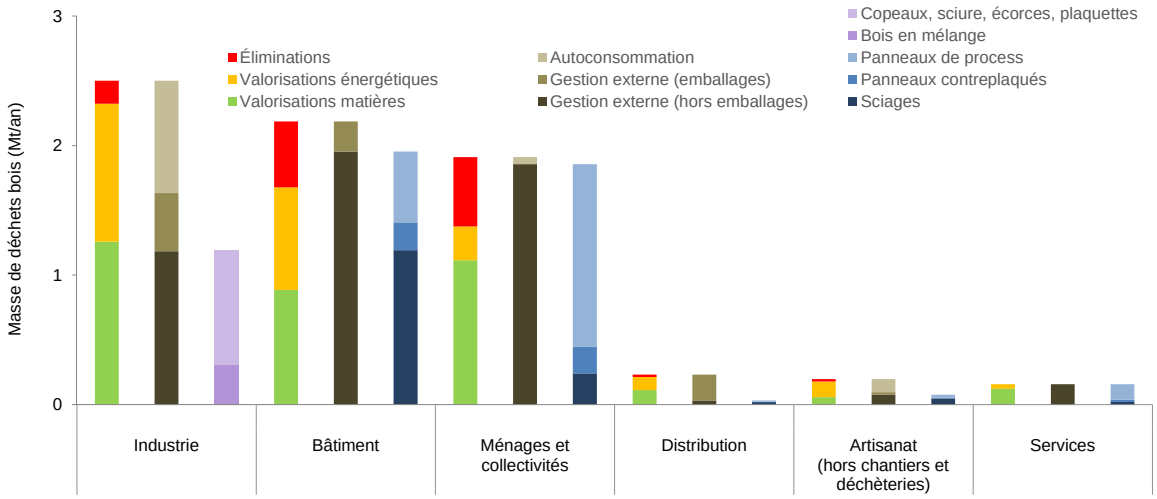


Figure 2 – Modes de traitement, types de gestion et matériaux constitutifs des gisements de déchets bois par secteur d'origine en France

Cette figure apporte différents enseignements utiles pour le développement d'un procédé de recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif. En premier lieu, les secteurs de l'industrie, du bâtiment et des ménages et collectivités génèrent 92 % des déchets bois. En deuxième lieu, la part la plus importante de déchets bois non valorisés actuellement provient des secteurs des ménages et collectivités et du bâtiment. En troisième lieu, une part importante de déchets bois de l'industrie est autoconsommée sous forme d'énergie (environ un million de tonnes), et dans les déchets gérés en externe une part importante est constituée de déchets d'emballages. Il en découle que les secteurs du bâtiment et des ménages et collectivités sont les secteurs générant le plus de déchets disponibles pour un procédé de recyclage. Les déchets d'emballages bois sont en effet considérés plus difficilement accessibles car ils font l'objet d'un marché à plus haute valeur que le reste des déchets et sont déjà valorisés à 61 % sous forme de matière et à 32 % sous forme d'énergie, les 7 % restants représentant une faible quantité. En quatrième lieu, lorsque l'on considère l'aspect matériau des déchets bois, il apparaît que les déchets en bois massif disponibles (externalisés et hors emballages) sont majoritairement

générés par le secteur du bâtiment avec 1,2 Mt annuels. Les quantités de déchets en bois massif disponibles générées par les ménages et collectivités sont bien plus modestes avec 0,2 Mt annuels, avec sans doute une sous-estimation liée à la non prise en compte du parc historique de meubles en bois massif arrivant aujourd'hui en fin de vie. Enfin pour les déchets industriels cette fraction intéressante du gisement est inférieure aux quantités de « bois en mélange » soit 0,3 Mt mais la part de bois massif n'est pas connue. Le solde apporté par les autres secteurs (artisanat, distribution, services) représente 0,1 Mt. Les déchets d'emballages en bois massif représentent quant à eux 0,7 Mt.

Classifications des déchets bois

Les acteurs de la gestion des déchets bois s'appuient pour l'organisation des flux logistiques sur des systèmes de classification des déchets bois selon leur niveau de contamination, issus des exigences réglementaires ou volontaires des différentes filières de valorisation ou élimination. Ces systèmes de classification présentent la particularité de ne pas être harmonisés à l'échelle européenne (Cousin et al. 2017). En effet, malgré l'existence d'une hiérarchie réglementaire des modes de traitement et d'un catalogue européen des déchets définissant notamment les déchets dangereux et non-dangereux, les États membres ont défini des possibilités de valorisations matière ou énergie selon des teneurs limites en contaminants divergentes. Les classifications, définies réglementairement ou par commodité d'usage par les professionnels de la gestion des déchets, comprennent deux classes extrêmes (bois non traité et bois dangereux), et une ou deux classes intermédiaires selon les pays. Lorsque deux classes intermédiaires existent, une distinction est faite entre d'une part les déchets faiblement adjuvantés, n'ayant pas subi de traitement de préservation et ne contenant pas d'éléments-traces métalliques en proportions supérieures au bois vierge ni de composés organohalogénés, dirigés vers la fabrication de panneaux de particules, et d'une part les déchets fortement adjuvantés.

En France, un système de classification « A, B, C » est utilisé par les professionnels mais sans fondement réglementaire précis. La classe A désigne les bois propres, non adjuvantés ou très faiblement (palettes comprenant des dés en bois aggloméré par exemple). On retrouve en pratique dans cette classe principalement les bois d'emballages. La classe C désigne les bois potentiellement dangereux, c'est-à-dire susceptibles de présenter une ou plusieurs des propriétés de dangers énumérées à l'annexe III de la directive 2008/98/CE et définies en fonction de seuils de concentration sur les substances classées dangereuses pour ces différentes propriétés. On retrouve en pratique dans cette classe principalement les bois imprégnés contenant des éléments-traces métalliques et les bois créosotés. La classe B est définie par déduction des deux autres. En pratique, elle comprend des bois contenant des colles (panneaux de process notamment) ou ayant subi une finition (peinture, vernis, etc.). Il y a lieu de préciser qu'il n'existe pas de correspondance entre la classe d'un déchet dans le système usuel « A, B, C » et la compatibilité du produit bois à l'origine de ce déchet avec une classe d'emploi définie par la norme NF EN 335 (AFNOR 2013a). La **fig. 3** présente un exemple d'amoncellement de déchets de bois pour chacune de ces classes.

(a) **(b)**

(c)

Figure 3 – Exemples d'amoncellements de déchets de bois pour les différentes classes usuelles de déchets bois en France ((a) classe A, (b) classe B, (c) classe C)

En parallèle, pour la valorisation énergétique, la réglementation relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) définit des exigences sur les combustibles autorisés dans les différents types d'installations (sous certaines conditions de puissance) :

- rubrique 2910-A (généralement des chaufferies collectives) pour le bois propre issu de ressources forestières, les connexes de scierie ou les chutes du travail mécanique de bois brut (entreprises de la seconde transformation), ainsi que les déchets ayant fait l'objet d'une procédure de sortie de statut de déchet ;
- rubrique 2910-B (généralement des chaufferies industrielles de la filière bois) pour les déchets de bois non dangereux, sans composés organohalogénés ou éléments-traces métalliques provenant de traitements de préservation ou de revêtements, et respectant à cet effet les seuils définis par l'arrêté du 24 septembre 2013 (JORF 2013) ;
- rubriques 2971 (combustibles solides de récupération) et 2771 (incinération ou co-incinération avec valorisation énergétique) pour les déchets de bois non dangereux ne respectant pas ces seuils ;
- rubrique 2770 pour l'incinération des déchets dangereux.

Selon De Reboul et Olivier (2016), l'assimilation selon laquelle les déchets de classe A peuvent être valorisés énergétiquement en centrale classée 2910-A et les déchets de classe B en centrale classée 2910-B constitue une simplification abusive. Les analyses menées par Huron *et al.* (2017) montrent en effet par exemple des dépassements pour certains déchets de classe B par rapport aux seuils de l'arrêté du 24 septembre 2013, notamment pour le chlore (revêtements), le plomb et le zinc (pigments de peintures), le chrome et le cuivre (bois imprégnés présents par erreur dans le gisement). Ainsi, les centrales biomasse classées 2910-B ne comprennent aujourd'hui que des chaufferies industrielles, pour lesquelles la composition des combustibles valorisés est

donc maîtrisée, et principalement installées dans les secteurs panneaux, menuiserie et ameublement bois. Selon Deroubaix *et al.* (2017), le niveau des seuils et les coûts de contrôle du combustible expliquent l'absence actuelle de chaufferie collective avec ce statut. En outre, les dépassements par rapport à ces seuils et à ceux utilisés pour le recyclage en panneaux de particules (voir ci-dessous) sont plus fréquents et plus élevés pour les déchets classe B de démolition et en mélange toutes origines confondues, en comparaison avec les déchets d'éléments d'ameublement (DEA), de construction neuve et des entreprises de la seconde transformation (disposant ou non d'une centrale biomasse).

Pour le recyclage en panneaux de particules, la Fédération européenne des fabricants de panneaux à base de bois (*European panel federation* ou EPF) impose à tous ses membres, de façon harmonisée à l'échelle de l'Union européenne, de respecter des seuils de contaminants chimiques d'une part pour les déchets de bois entrant dans la fabrication de panneaux de particules et d'autre part pour les panneaux de particules résultants. Toutefois, il ne s'agit que de référentiels industriels d'application volontaire et non de dispositions réglementaires (EPF 2001, 2002). Ces seuils sont basés sur la norme NF EN 71-3 concernant la sécurité des jouets susceptibles d'entrer en contact avec la bouche (AFNOR 1995), considérée comme relativement stricte, complétée par des seuils sur la créosote et le pentachlorophénol (les valeurs des seuils sont présentées en section **II.3.1**). Les cahiers des charges d'achat de déchets bois des fabricants de panneaux de particules sont toutefois variables d'une entreprise à l'autre pour ce qui concerne les matériaux indésirables et la granulométrie (Deroubaix et al. 2017). Comme pour la valorisation en centrale biomasse 2910-B, tous les déchets de la classe B ne sont pas compatibles avec les seuils EPF. De ce fait, les fabricants de panneaux s'approvisionnement généralement en classe intermédiaire dite A-B, ou directement en classe B lorsqu'ils disposent d'une plateforme de tri intégrée.

Une ventilation du gisement 2012 des déchets bois non dangereux par classe a été proposée par (Guinard et al. 2015) : 0,9 million de tonnes de classe A, 5,3 millions de tonnes de classe A-B ou B, et 1,0 million de tonnes de déchets autoconsommés pour lesquels la classification n'est pas précisée. Le gisement 2012 de déchets bois de classe C est quant à lui estimé à 0,2 million de tonnes de bois créosotés et 0,4 million de tonnes de déchets imprégnés contenant des métaux (Cornillier et al. 2005). Ainsi, les déchets bois de classe B sont majoritaires dans le gisement total de déchets de bois (68 %), devant la part autoconsommée (13 %), les déchets de classe A (12 %) et les déchets de classe C (8 %). La **fig. 4** présente les répartitions des modes de traitement pour chacune des classes estimées par Guinard *et al.* (2015).

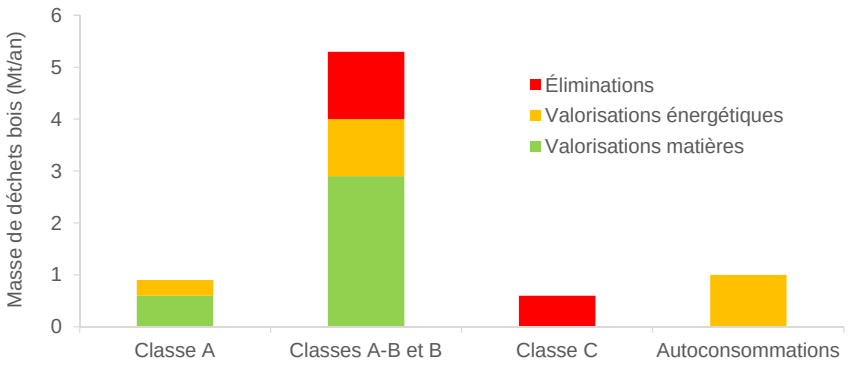


Figure 4 – Gisements et modes de traitement par classe de déchets bois en France (système usuel de classification)

Acteurs et organisation logistique

La **fig. 5** présente un organigramme simplifié de la logistique des déchets bois, avec les différents acteurs de la génération et du traitement des déchets ainsi que les acteurs intermédiaires, et les flux entre ces acteurs. Tous les acteurs ne sont pas détaillés afin de conserver la lisibilité de la figure.

Les modes de collecte varient selon le secteur d'origine et le type de déchet (Cousin et al. 2017). De façon générale, les déchets de bois des ménages sont collectés soit par apport volontaire en déchèterie (benne bois et/ou benne pour les DEA domestiques, ou benne tout-venant si aucune benne spécifique), soit par collecte en porte-à-porte (ramassage des encombrants) puis tri par des centres de tri. Les déchets des entreprises (industrie, services, distribution, artisanat) non autoconsommés sont généralement collectés par des professionnels du déchet, via des bennes mises à disposition puis envoyées en centres de tri, ou en centres d'élimination. Les DEA professionnels font l'objet d'une collecte spécifique organisée par l'éco-organisme Valdelia. Pour le secteur du bâtiment, des bennes sont également mises à disposition sur chantier. En fonction de l'espace disponible, les déchets bois peuvent être mélangés dans une même benne avec d'autres déchets non dangereux non inertes puis triés sur des centres de tri spécialisés ou envoyés en centres d'élimination, ou bien ils peuvent être collectés dans une benne dédiée puis rejoindre directement une plateforme spécialisée dans la préparation des déchets bois ou plus directement les centres de valorisation équipés pour réaliser cette préparation. La préparation sur ces plateformes regroupe les opérations de tri, broyage, déferraillage et criblage.

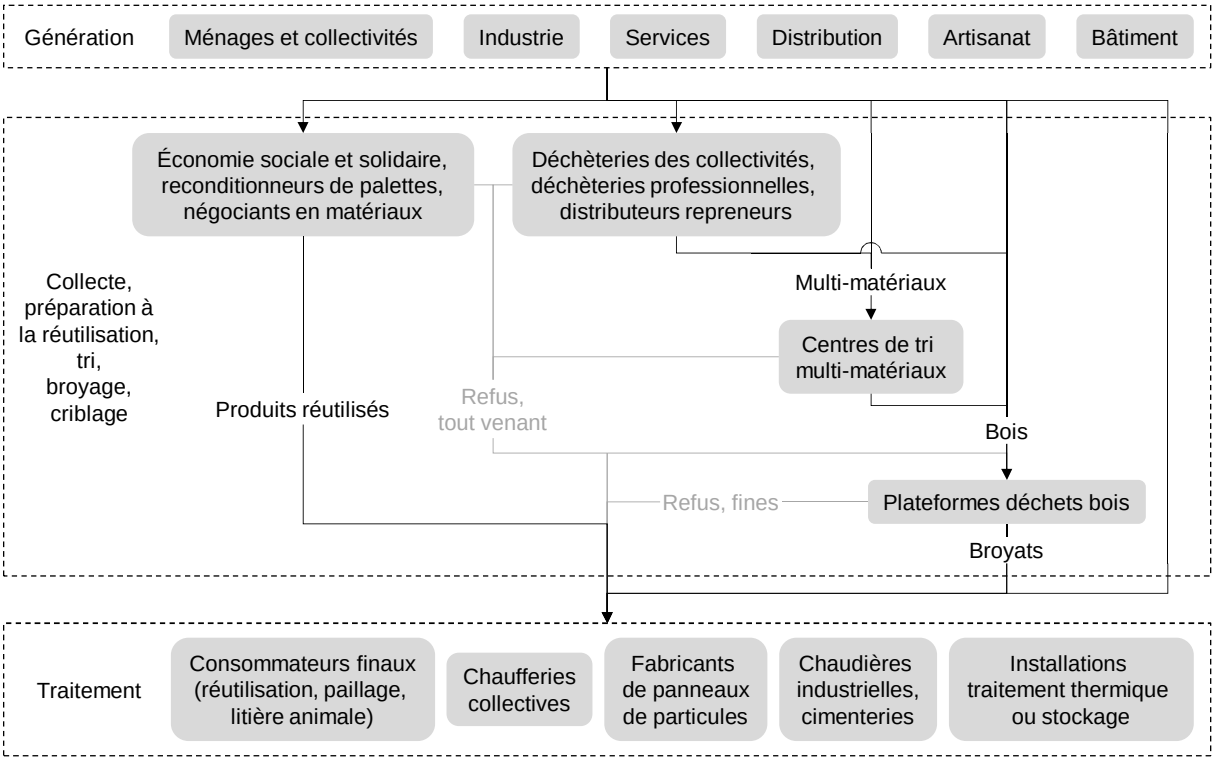


Figure 5 – Organigramme simplifié de la logistique des déchets bois

Les acteurs intermédiaires sont nombreux et diversifiés. On peut estimer les nombres suivants :

- 1020 acteurs de l'économie sociale et solidaire réemployant ou préparant à la réutilisation des éléments d'ameublement ou de décoration (ADEME 2019) dont 390

sous contrat avec l'éco-organisme Éco-mobilier pour les DEA domestiques et 140 sous contrat avec l'éco-organisme Valdelia pour les DEA professionnels (Bajeat et al. 2018) ;
- 250 entreprises de reconditionnement de palettes (Guinard et al. 2015) ;
- 80 entreprises de négoce en matériaux anciens à minima (Anon. 2019a) et un nombre indéterminé d'entreprises de négoce en matériaux d'occasion non anciens ;
- 3520 déchèteries de collectivités et 180 déchèteries professionnelles acceptant des déchets bois (ADEME 2019), et 2390 déchèteries de collectivités et 220 déchèteries professionnelles sous contrat avec Éco-mobilier (Bajeat et al. 2018) ;
- 5500 distributeurs de matériaux de construction, dont 4235 concernés par une obligation réglementaire de reprise des déchets issus des matériaux qu'ils vendent, et dont 700 organisant cette reprise directement sur site (sans s'associer à une déchèterie professionnelle ou publique à proximité) (Batirama 2017) ;
- 1250 professionnels de l'ameublement sous contrat avec Éco-mobilier pour la reprise des DEA domestiques, 140 centres d'apport volontaire sous contrat avec Valdelia pour la reprise des DEA professionnels ainsi que 310 centres de massification volontaire (bennes laissées à demeure chez les professionnels générant un volume important de DEA professionnels, déménageurs, logisticiens, professionnels du déchet) (Bajeat et al. 2018) ;
- 90 centres de tri spécialisés dans les déchets du bâtiment (SNED 2018) ;
- 170 centres de démantèlement-tri de DEA domestiques sous contrat avec Éco-mobilier et 60 centres de démantèlement-tri de DEA professionnels sous contrat avec Valdelia ;
- 400 plateformes de regroupement-tri-préparation de déchets bois, gérées par 155 entreprises (ADEME 2017).

Il est à noter que des activités de réparation, de réemploi ou d'occasion (le produit ne devient pas un déchet) et de préparation à la réutilisation (le produit devient un déchet avant de redevenir un produit) peuvent être exercées par les mêmes entreprises ou associations. La différence de statut provient du type de transaction entre le propriétaire du produit ou déchet et l'entreprise ou l'association réalisant les opérations de réparation, réemploi ou préparation à la réutilisation (ADEME 2015a). Si le propriétaire du produit ne se défait pas de son bien, il s'agit de réparation courante du produit. S'il se défait de son bien via un don ou une vente directement auprès d'une structure de réemploi ou de l'occasion (apport direct en structure de réemploi ou de l'occasion, collecte à domicile, zone de réemploi en déchèterie), il s'agit de réemploi ou d'occasion, avec une éventuelle réparation réalisée par la structure. Il ne s'agit pas d'un mode de traitement mais d'une composante de la prévention des déchets. Enfin si le propriétaire se défait de son produit devenu déchet sans le remettre directement à une structure dont l'objet est le réemploi (collecte en porte-à-porte, apport en point d'apport volontaire, zone dédiée en déchèterie), il s'agit de réutilisation, avec une étape de préparation à la réutilisation (contrôle de fonctionnement à minima) au cours de laquelle le déchet redevient à un produit.

Fraction en bois massif du gisement des déchets bois

On retrouve dans la fraction en bois massif et gérée en externe, en considérant que l'ensemble du gisement de classe C est constitué de bois massif, les classes et origines suivantes :

- au maximum 2,6 Mt de classe A ou B, dont 1,2 Mt en provenance du bâtiment, 0,2 Mt des ménages et collectivités, au maximum 0,3 Mt de l'industrie, 0,1 Mt des autres secteurs (artisanat, distribution, services), ainsi que 0,7 Mt d'emballages ;

– 0,6 Mt de classe C, dont 0,4 Mt de bois imprégnés contenant des métaux (bois d'aménagement extérieur principalement, poteaux électriques ou de télécommunications, piquets utilisés en agriculture) et 0,2 Mt de bois créosotés (traverses de chemin de fer principalement, poteaux électriques) (Cornillier et al. 2005).

La majeure partie des déchets en bois massif suivent la filière de gestion existante pour l'ensemble des déchets de bois, en fonction du secteur d'origine et des possibilités locales de traitement. Une partie de ces déchets arrivant en plateforme de tri-broyage ont subi un compactage préalable en déchèterie. Les filières de valorisation impliquent ensuite systématiquement un broyage et un déferraillage, parfois poursuivis par un criblage. La **fig. 6** présente les matériels utilisés pour réaliser ces opérations.

Figure 6 – Matériels utilisés pour le compactage des déchets bois en déchèterie et le broyage et criblage des déchets bois sur plateforme de tri-broyage

Très peu d'informations sont disponibles sur la répartition par nature des matériaux présents sur les plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois. Cousin *et al.* (2017) présentent la répartition observée sur une plateforme : 41 % de bois massif non traité dont les bois d'emballages, 27 % de bois massif traité en surface (ou suspecté de l'être), peint, vernis ou souillé par du ciment, 21 % de panneaux de particules ou panneaux OSB, 8 % d'autres panneaux (contreplaqués, lattés) et 3 % de panneaux de fibres. La répartition en bois massif de 68 % (bois massif non traité dont emballages ou faiblement adjuvanté) est significativement plus élevée que les estimations présentées ci-dessus à partir des données issues de (Guinard et al. 2015) avec 41 % (fraction gérée en externe avec emballages et bois en mélange générés par l'industrie). Cette différence peut provenir de la faible représentativité de la caractérisation présentée par Cousin *et al.* (une plateforme observée sur environ 400) et des incertitudes déjà mentionnées sur les répartitions estimées à partir des données de Guinard *et al.*

D'autres voies de valorisation spécifiques au bois massif existent toutefois, et une partie minoritaire des déchets en bois massif sont triés et valorisés distinctement. C'est le cas d'une partie des palettes, remployées après reconditionnement (Deroubaix and Quint 2019). C'est aussi le cas de certains déchets du bâtiment. L'utilisation de poutres et palettes en bois de chauffage est une pratique courante (METL 2004; Cousin et al. 2017). Des filières de réutilisation matière existent également, pour les poutres en chêne, les parquets, les lambris et les menuiseries notamment, bien que les quantités réutilisées ne soient pas connues (Récylum et al. 2016), ces pratiques de réutilisation étant en effet souvent organisées de façon informelle (Vis et al. 2016, p. 78). Cette pratique est davantage développée en Belgique (voir par exemple (Guillemeau et al. 2013)), où le taux de réutilisation des déchets bois pris dans leur ensemble

s'élevait en 2007 à 38 %, soit le taux le plus élevé des 20 pays européens étudiés dans le cadre de la conférence COST E31 (Merl et al. 2007).

I.3 Enjeux de la circularisation de la filière forêt-bois

La circularisation de la filière forêt-bois revêt d'importants enjeux, sur les aspects de la disponibilité des ressources, de l'économie, de l'environnement, et de la réglementation. La gestion de la fin de vie, qui constitue un des sept piliers de l'économie circulaire (avec l'extraction durable, l'éco-conception, l'écologie industrielle et territoriale, l'économie de la fonctionnalité, la consommation responsable et l'allongement de la durée d'usage), révèle comme présenté dans la section précédente des marges de progrès envisageables.

L'utilisation en cascade des ressources est considérée comme un concept prometteur pour réduire les quantités de déchets à éliminer et augmenter l'efficience d'utilisation des ressources (Commission Européenne 2014a). Elle peut être définie simplement comme l'utilisation séquentielle des ressources dans de multiples applications matériaux, avant une étape ultime de valorisation énergétique. Alternativement, l'étude CASCADES (Vis et al. 2016) a analysé une vingtaine de définitions de l'utilisation en cascade, et a proposé la définition plus complète suivante : « L'utilisation en cascade des ressources est l'utilisation efficiente de ces ressources obtenue par l'utilisation de résidus et de matériaux recyclés afin d'étendre la disponibilité globale des ressources dans un système donné. L'utilisation en cascade de ressources bois a lieu lorsque du bois vierge est transformé en produit et que ce produit est ensuite utilisé à nouveau au moins une fois pour des applications matières ou énergies. Dans une utilisation en cascade comprenant une seule étape, le bois est transformé en produit et ce produit est à la fin de sa vie valorisé en énergie. Dans une utilisation en cascade multi-étapes, le bois est transformé en produit, ce produit est à la fin de sa vie utilisé à nouveau au moins une fois dans une application matière, avant d'être éliminé ou valorisé énergétiquement. ».

Efficience d'utilisation des ressources

Sirkin et Ten Houten (1994) ont défini les quatre principes suivants de l'utilisation en cascade des ressources :

1. Adéquation de la ressource à l'usage ;
2. Augmentation de l'utilité apportée par l'usage de la ressource ;
3. Optimisation de la cascade d'utilisations ;
4. Équilibrage entre les taux de consommation et de régénération des ressources (aux niveaux culturel et organisationnel, contrairement aux autres principes qui sont davantage techniques).

En pratique, il s'agit à chacun des nœuds correspondant à la fin d'un cycle, de prendre une décision sur l'avenir de la ressource, de façon éclairée en anticipant les suites possibles et probables de la cascade.

L'application de ce concept à la filière bois a été proposée par Fraanje (1997). Pour aller dans le sens du premier principe, il propose une utilisation plus systématique du classement structurel des bois. Pour le deuxième principe, il préconise une meilleure prise en compte de la durabilité des produits en phase de conception. Il interprète le troisième principe comme un impératif de minimisation de la perte de qualité d'usage au niveau de chaque cascade, avec

comme illustration la réutilisation d'un cadre de fenêtre en cadre de fenêtre de dimensions inférieures, à la place d'une valorisation énergétique. Le quatrième principe n'est pas abordé. Un argument supplémentaire est apporté par le fait que le bois ancien est souvent de meilleure qualité, du fait probablement de rotations plus longues.

Sirkin et Ten Houten évoquent le fait que même si le bois est une ressource renouvelable et que donc ses stocks ne sont pas voués à un épuisement plus ou moins rapide mais inéluctable comme les ressources non-renouvelables, une gestion forestière non durable peut aboutir à l'extinction d'espèces et donc à la disparation de la ressource. Des travaux de projection menés à l'échelle européenne ont également montré que la demande des différents marchés peut dans l'avenir dépasser les capacités des ressources forestières mobilisables (Mantau et al. 2010a).

Le développement du recyclage des déchets post-consommateurs sous forme de panneaux de particules est relativement récent (fin des années 1990). Cela peut s'expliquer par le fait que la collecte de flux dispersés et la présence d'adjuvants tels que les métaux et les peintures ont compliqué sa mise en place en comparaison avec le recyclage des déchets industriels (chutes de panneaux) ou des connexes de scierie. Ce recyclage constitue une option intéressante, toutefois pour le recyclage de pièces en bois massif de dimensions importantes, il s'agit d'un recyclage en boucle ouverte avec une perte des qualités d'usage du matériau. De plus, lorsqu'on analyse le procédé de recyclage il s'avère qu'une même ressource bois ne pourra pas en pratique être recyclée indéfiniment en panneaux de particules. Ainsi, lorsque les déchets bois faiblement adjuvantés rejoignent une plateforme de regroupement-tri-broyage de déchets de bois, ils sont broyés grossièrement, déferraillés et criblés. Les fines, qui représentent 10 % à 20 % de la masse entrante et dont la concentration en polluants est plus élevée, sont généralement éliminées par incinération en cimenterie ou en unité d'incinération (Biomasse Normandie 2007; Vial et al. 2012). Le taux d'utilisation de déchets bois par les fabricants de panneaux de particules européens varie fortement d'un pays à l'autre, depuis 0 % pour les pays scandinaves jusqu'à 93 % pour l'Italie, avec une moyenne de 40 % en 2018 (en augmentation significative depuis 2017 avec 34 %) (EPF 2019). En France, les fabricants de panneaux de particules utilisaient en 2018, 50 % de déchets bois (14 % en 2006), 25 % de connexes de scierie et 25 % de rondins. Ils acceptent effectivement les panneaux de particules dans leurs approvisionnements de déchets bois en plus des autres fractions (bois massif, panneaux contreplaqués et OSB, les panneaux de fibres étant exclus), bien que certains fixent une limite sur les panneaux pour chacune des livraisons (Egger 2011). Sur les sites de fabrication, les matières premières secondaires sont broyées à nouveau plus finement et, selon les sites, elles peuvent être « sur-triées » (nouvelle phase d'élimination d'indésirables, parties minérales et métaux notamment). Elles sont ensuite mélangées aux autres matières premières (connexes de scierie et bois ronds fragmentés en particules), puis séchées et triées par tamisage. Les particules trop fines sont brûlées sur place pour alimenter le site en chaleur, le reste étant effectivement incorporé dans le panneau (les grosses particules composent l'âme et les fines composent les faces pour leur donner un aspect lisse), à l'exception des poussières de ponçage qui sont également brûlées. Le nombre de boucles de recyclage qu'il est effectivement possible d'atteindre via la fabrication de panneaux de particules va donc dépendre en pratique de la distribution granulométrique des particules issues des différents broyages de déchets de panneaux de particules (grossier puis fin) et des granulométries visées par les opérations de criblage et de tamisage.

Enjeux économiques

Le recyclage en panneaux de particules constitue la seule voie actuellement disponible à grande échelle pour la valorisation matière. Toutefois, il a été vu que cette voie ne permet pas actuellement de valoriser l'ensemble des déchets de classe B, majoritaires dans le gisement total disponible, du fait des différences de niveaux de contamination entre certains sous-gisements et les seuils fixés par le secteur. Cette classe de déchets fait face à un manque structurel de débouchés, accru ces dernières années par des conditions conjoncturelles défavorables (FEDEREC 2017). En amont, la collecte a fortement progressé, grâce à la mise en place de la filière de responsabilité élargie des producteurs pour les DEA, à l'amélioration des pratiques de tri à la source, et à l'amélioration des procédés dans les centres de tri. En aval, la demande est limitée par le sous-équipement de la filière énergie en centrales biomasse classées 2910-B ou 2771. Les capacités de production de panneaux de particules sont déjà importantes en Europe de l'Ouest par rapport au marché, et l'implantation de nouvelles capacités significatives n'est pas attendue dans les années à venir (Deroubaix et al. 2017). Ces raisons expliquent la quantité importante de déchets bois exportés à destination des fabricants étrangers de panneaux de particules (environ 1,0 million de tonnes, vers la Belgique, l'Italie et l'Espagne), et de plus en plus à destination également d'installations de valorisation énergétique.

Enjeux environnementaux

Les bénéfices potentiels de l'utilisation du bois en cascade sont présentés de façon générale dans (Vis et al. 2016), et de façon détaillée dans différentes publications synthétisées en section **IV.2.1**. Ces bénéfices comprennent entre autres une amélioration indirecte du stockage de carbone en forêt au travers d'une utilisation plus efficiente des sols forestiers, un prolongement du stockage de carbone dans les produits bois, ainsi qu'une substitution de matériaux et énergies plus émissifs en gaz à effet de serre au cours des différentes cascades (Mantau 2015).

Enjeux réglementaires

L'Union Européenne s'est fixé des objectifs ambitieux de recyclage. La directive cadre sur les déchets 2008/98/CE inclut par exemple un objectif de 70 % de valorisation matière pour les déchets non dangereux du secteur du bâtiment à l'horizon 2020 (JOUE 2008). Par ailleurs, la révision de cette directive par la directive 2018/851 (JOUE 2018a) dans le cadre du paquet économie circulaire a fixé des objectifs de recyclage pour les déchets municipaux de 55 % d'ici 2025, 60 % d'ici 2030 et 65 % d'ici 2035.

En France, les dernières mesures concernant les déchets bois incluent :

- la reprise par les distributeurs de matériaux de construction des déchets issus des produits qu'ils vendent, directement sur site ou en s'associant avec une déchèterie de collectivité ou professionnelle située à proximité ;
- l'obligation de réalisation d'un diagnostic déchets avant démolition de certains bâtiments ;
- la mise en place d'une filière à responsabilité élargie des producteurs pour la gestion des DEA ;
- l'obligation pour les entreprises de trier à part 5 flux dont le bois (métal, papier, bois, plastique, verre) dès lors qu'elles ont recours à un prestataire de collecte privé ou qu'elles

sont implantées sur un site éliminant plus de 1100 litres de déchets par semaine, avec une interdiction explicite d'enfouissement des déchets bois triés ;
- la procédure de sortie de statut de déchet pour les bois d'emballages, permettant leur valorisation énergétique en centrale biomasse classée 2910-A.

La feuille de route pour l'économie circulaire (Gouvernement français 2018) prévoit également :

- le développement de guides techniques permettant la reconnaissance des performances des matériaux réutilisés (sur les plans technique et sanitaire) ;
- la reprise gratuite des déchets du bâtiment (la reprise par les distributeurs peut être payante dans les conditions réglementaires actuelles), avec une éventuelle instauration d'une filière de responsabilité élargie du producteur appliquée aux déchets du bâtiment ;
- le renforcement de l'interdiction de l'enfouissement des déchets bois liée au décret 5 flux, en imposant aux incinérateurs et centres d'enfouissement de n'accepter les déchets de personnes morales que sur justification du tri préalable des déchets de bois ;
- l'amélioration des procédures de sortie de statut de déchet (possibilité de sortie hors ICPE, simplification des exigences sur le système de gestion de la qualité, raccourcissement de la procédure d'instruction des nouvelles demandes, nouvelles procédures pour d'autres catégories de déchets bois).

I.4 Défis pour l'utilisation en cascade des ressources en bois

Les principales barrières pour l'utilisation en cascade des ressources en bois ont été répertoriées par Vis *et al.* (2016). De façon générale, ces barrières se situent d'une part au niveau de l'approvisionnement en ressources (approvisionnement en bois vierge au début de la chaîne, approvisionnement en déchets de bois pour les différentes cascades, qualité des déchets de bois approvisionnés), et d'autre part au niveau de l'utilisation de ces ressources (barrières techniques, de marché, de gouvernance). Cette section présente les barrières spécifiques au recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif.

Au niveau de l'approvisionnement en déchets de bois, il apparaît tout d'abord que le gisement de déchets bois de classe A est limité et aujourd'hui déjà mobilisé pour les applications énergie. Pour le bois de classe B, la disponibilité est aujourd'hui assurée, mais la dispersion du gisement complexifie sa mobilisation et demande le développement de systèmes de logistique inverse efficaces. De plus, à l'avenir la demande en ressources bois est susceptible de dépasser les capacités forestières mobilisables, entraînant une tension croissante sur les déchets bois et notamment pour les fractions en bois massif (particulièrement recherchées pour le recyclage en panneaux de particules). Enfin, le manque de disponibilité peut être parfois accentué par le phénomène de « tri conservateur », par lequel les acteurs du tri vont, en cas de doute, trier un déchet dans la classe la plus contaminée afin de réduire le risque de rejet par les acteurs du recyclage. L'accès à un gisement peut également être compromis par le mélange avec d'autres déchets (absence de tri à la source) et l'absence de faisabilité technico-économique d'un tri ultérieur.

Au niveau de la qualité des déchets de bois, ceux-ci peuvent tout d'abord présenter un grand nombre de combinaisons de contaminations, provenant soit de leur fabrication initiale soit de la suite du cycle de vie antérieur (finitions, traitements de préservation, souillures). L'état de conservation du matériau peut être également altéré au cours de ce cycle de vie, au cours du

démantèlement, au cours du transport, ou lorsqu'un tri est réalisé ultérieurement à un mélange initial conduisant à une qualité moindre par rapport à un tri à la source.

Au niveau des barrières techniques, le développement d'un procédé de recyclage en boucle fermée de déchets en bois massif doit, entre autres contraintes, tenir compte de la présence de contaminations résiduelles dans la part jugée utilisable (après tri des pièces jugées non utilisables), de la présence d'éléments indésirables (quincaillerie notamment), de l'hétérogénéité des formes et dimensions des pièces de déchets, et de l'hétérogénéité de leurs propriétés (mécaniques, stabilité dimensionnelle, aspect, aptitudes aux transformations telles que séchage, usinage et assemblage, etc.).

Au niveau des barrières de marché, les concepteurs des produits antérieurs (conduisant aux déchets) devraient dans l'idéal prendre en compte les contraintes de démontabilité et de recyclage en produits. Toutefois ce n'est pas toujours le cas, notamment lorsque les produits antérieur et ultérieur appartiennent à des secteurs différents. La demande par les utilisateurs de produits démontables et recyclables en fin de vie peut de plus être limitée si cette conception en vue du recyclage entraîne des coûts supérieurs. Une autre barrière fréquemment citée est la compétition pour l'accès aux déchets avec les applications énergétiques, du moins à court terme car à long terme les valorisations matière redeviennent disponibles pour des valorisations énergétiques. Un effet complémentaire est le manque d'intérêt pour les collecteurs de déchets de développer une collecte compatible pour le recyclage, si la possibilité de vendre les déchets sans prendre en compte leur état et leur recyclabilité est possible pour des applications énergétiques. Par ailleurs, la demande par les consommateurs finaux en produits recyclés peut être limitée si le recyclage entraîne des coûts supérieurs par rapport à des produits issus de ressources primaires. En effet, en fonction notamment du prix des ressources en bois vierge, la rentabilité d'un procédé fabriquant des produits à partir de déchets peut s'avérer plus faible qu'à partir de bois vierge. Toutefois, la croissance de la demande en ressources bois à l'avenir et la disponibilité limitée des ressources forestières mobilisables devraient limiter cet effet.

Au niveau des barrières de gouvernance, il est tout d'abord souvent cité le manque d'approche intégrée entre les valorisations matière et énergie dans les réglementations. Peu d'attention a en effet été accordée aux valorisations matière dans un passé proche, mais la situation s'est récemment améliorée. Ainsi, la directive 2015/1513/UE (JOUE 2015) cite la prise en compte de la hiérarchie des modes de traitement et du principe d'utilisation en cascade pour le développement des biocarburants liquides. On peut toutefois regretter l'absence d'objectifs spécifiques de recyclage pour les déchets bois. Il existe bien des objectifs de recyclage pour les emballages bois (25 % en 2025 et 30 % en 2030 d'après la directive 94/62/CE (JOUE 1994) révisée par la directive 2018/852 (JOUE 2018b)), mais ceux-ci sont finalement plus faibles que dans les propositions initiales de révision (50 % en 2020, 65 % en 2025 et 80 % en 2030 (Commission Européenne 2014b)) et sont restreints aux emballages. Un autre aspect est le fait que la prise en compte de la contribution de l'utilisation en cascade des produits bois à l'atténuation du changement climatique (stockage temporaire de carbone, substitutions matière et énergie, etc.) n'est que partielle dans les méthodes aujourd'hui utilisées. Un exemple important se situe au niveau de la comptabilisation des émissions en gaz à effet de serre des pays selon les règles édictées par la convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Bien que le stockage de carbone dans les produits bois soit désormais comptabilisé,

cette comptabilisation se fait au niveau du pays où l'exploitation forestière a lieu. Ainsi, les pays important du bois ou des produits à base de bois ne comptabilisent pas ce stockage de carbone dans leurs statistiques nationales et ne sont donc pas intéressées à encourager l'utilisation en cascade de ce bois. Par ailleurs, le fait qu'il n'existe pas de limites réglementaires spécifiques sur les seuils de contamination à respecter pour les produits issus de déchets bois recyclés entraîne un flou pour le développement de procédés de recyclage. De façon plus générale, la Commission Européenne a identifié des imperméabilités entre les réglementations produits et les réglementations déchets, qui peuvent constituer des obstacles pour le passage du statut de produit au statut de déchet, puis de déchet au statut de produit (Commission Européenne 2018; Jeannel and Schaal 2018). En premier lieu, aucune transmission des connaissances sur les substances contenues dans les produits n'est prévue au moment de leur fin de vie, entre le détenteur et le recycleur des déchets. En deuxième lieu, il n'existe pas de processus décisionnel clair sur la prise en compte des substances aujourd'hui interdites. En troisième lieu, l'absence d'harmonisation à l'échelle européenne des règles de sortie de statut de déchet entraîne un flou pour les recycleurs de déchets sur le fonctionnement propre à chaque pays et sur les critères applicables dans chacun d'eux. En quatrième lieu, il n'existe pas de cohérence sur la dangerosité des substances selon qu'elles soient présentes dans les produits ou dans les déchets, et un produit non dangereux peut dans certains cas devenir un déchet dangereux. La Commission Européenne entend rectifier ces dysfonctionnements via différentes mesures telles que l'élaboration d'un processus décisionnel spécifique sur les substances préoccupantes, le recensement et l'éventuelle harmonisation des critères de statut de déchet, et l'adoption d'une approche commune sur les substances dangereuses entre les législations produits et déchets.

I.5 Conclusion

Ce chapitre a permis de comprendre les grands principes de la gestion actuelle des déchets de bois en Europe et en France, de dresser les principaux enjeux de la circularisation de la filière forêt-bois, et de lister les défis qui se posent pour l'utilisation en cascade des ressources bois et notamment le développement d'un procédé de recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif.

La gestion des produits à base de bois en fin de vie, à l'échelle française et plus encore à l'échelle européenne, ne respecte pas la hiérarchie des modes de traitement imposée par la réglementation européenne.

En France, les infrastructures de collecte des déchets bois post-consommateurs existent mais leur organisation est prévue principalement pour permettre un recyclage en boucle ouverte ou des modes de gestion subséquents dans la hiérarchie des modes de traitement (valorisation énergétique, élimination avec ou sans valorisation énergétique). On note toutefois une exception notable pour le secteur de l'emballage, avec le réemploi de palettes et la réutilisation de parties de palettes usagées.

Les déchets de classe B semblent pour différentes raisons plus intéressants pour le développement d'un procédé de recyclage en boucle fermée. D'une part, il existe un marché relativement tendu pour la classe A, contrastant avec le besoin important de trouver des exutoires alternatifs pour la classe B. D'autre part, un procédé développé pour la classe B

devrait pouvoir être transposé pour la classe A sans difficulté majeure, moyennant certains ajustements (fréquence d'éléments assemblés plus importante du fait de la présence des palettes) et si les conditions de marché le permettent. Les possibilités de recyclage des déchets bois de classe C contaminés en profondeur semblent plus limitées mais dépendent des types de produits ciblés et doivent être investiguées.

Les enjeux de disponibilité des ressources, économiques, environnementaux et réglementaires présentés montrent un besoin important de développer de nouvelles voies de traitement des déchets bois qui soient élevées dans la hiérarchie des modes de traitement, telles que la réutilisation ou le recyclage en boucle fermée. La fraction des déchets en bois massif est particulièrement stratégique, car elle présente un potentiel important d'utilisations ultérieures en cascade.

Les barrières identifiées spécifiquement pour le recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif (approvisionnement en déchets de bois, qualité des déchets de bois approvisionnés, aspects techniques, de marché et de gouvernance) sont riches d'enseignements pour le développement d'un tel procédé. En complément des recherches nécessaires sur les aspects technico-économiques et environnementaux, la prise en compte croissante de l'économie circulaire dans les réglementations européenne et française devrait faciliter à terme ce développement.

II Caractérisation des déchets en bois massif et recherche de filières de recyclage

II.1 Introduction

La démarche d'identification de filières de valorisation de déchets proposée par Marcoux *et al.* (2016) se base d'une part sur la connaissance des caractéristiques des déchets considérés et de leur variabilité, et d'autre part sur la connaissance simple des contraintes que doivent respecter les matières premières en entrée de filières industrielles. Cette première étape doit permettre d'identifier les filières pour lesquelles les matières premières primaires utilisées pourraient *a priori* être remplacées par des matières premières secondaires issues des déchets considérés (avant vérification exhaustive de l'adéquation pour les différentes dimensions technique, réglementaire, industrielle, territoriale, géographique, économique, environnementale et sociétale).

Ce chapitre se focalise sur l'application de cette étape à la problématique. Une première section présente une caractérisation des principales propriétés des déchets en bois massif issus des plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois en France. Une seconde section présente les exigences techniques décisives en entrée de filières utilisant des semi-produits en bois massif et discute des meilleures adéquations avec les déchets en bois massif considérés.

II.2 Caractérisation des déchets en bois massif issus de plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois

Dans l'organisation actuelle de la gestion des déchets de bois en France, une part majoritaire du gisement transite par des plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois (cf. section **I.2**). Dès lors, il apparaît pertinent que le nouveau procédé de recyclage s'appuie sur ces structures existantes au moins lors de sa mise en service, et soit donc compatible avec les déchets en bois massif qui y transitent.

Les caractéristiques physiques externes de la fraction des déchets en bois massif (dimensions en particulier, présence de parties métalliques, présence de singularités de forme liés à l'utilisation antérieure) et du matériau qui les constitue (essences, taux d'humidité, présence de contaminants chimiques en surface et en profondeur) sont particulièrement pertinentes pour cette première étape de choix de filière et d'orientation du procédé et ont donc été investiguées.

Concernant les dimensions des déchets de ce gisement spécifique, la littérature est quasi-inexistante, ce qui peut s'expliquer par le fait que ces déchets sont actuellement valorisés par des procédés ayant en commun la présence d'une opération de broyage. Ces dimensions ont donc été mesurées expérimentalement, de même que le taux d'humidité, à partir d'échantillons prélevés sur différentes plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets de bois.

II.2.1 Méthodes de caractérisation

II.2.1.1 Échantillonnage

Comme l'illustre la **fig. 7**, les amoncellements de déchets de bois de classe B présents sur les plateformes de regroupement-tri-broyage en France ne sont pas constitués uniquement de déchets en bois massif individuels mais également de panneaux et d'éléments assemblés.

Figure 7 – Amoncellement de déchets de bois de classe B sur une plateforme de regroupement-tri-broyage de déchets de bois

Il a été choisi dans le cadre de ces travaux de considérer uniquement les éléments en bois massif non-assemblés. En effet, en première approche le démantèlement des éléments assemblés a été jugé *a priori* trop exigeant en main d'œuvre pour permettre au procédé d'atteindre une rentabilité économique suffisante. Ce choix n'est pas de nature à empêcher le développement dans un premier temps d'un procédé pilote limité aux éléments non-assemblés et l'élargissement ultérieur des approvisionnements aux éléments assemblés. Le coût de démantèlement étant fortement variable selon l'objet à démanteler, il serait nécessaire d'étudier ce coût pour différents objets typiques afin de sélectionner ceux permettant l'extraction d'un volume maximal de bois à un coût minimal.

Il a également été choisi de considérer uniquement les éléments en bois massif de section supérieure ou égale à 0,8 cm × 3,0 cm. En effet, pour les éléments de faibles dimensions, la dégradation du potentiel d'utilisation de la ressource (propriétés du matériau telles que la résistance mécanique ou l'aspect naturel) engendrée par un recyclage sous forme de particules par rapport à une réutilisation est moins marquée.

Le lot à caractériser est ainsi constitué de l'ensemble des déchets en bois massif non-assemblés, de classe B, de section supérieure ou égale à 0,8 cm × 3,0 cm, présents sur les plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois en France. Au sein de ces plateformes, les déchets de bois se présentent, selon les termes utilisés dans la norme NF EN ISO 18135 (AFNOR 2017a), sous la forme de grands amoncellements (supérieurs à 40 tonnes) statiques extérieurs non couverts.

Les déchets en bois massif non-assemblés présentent une certaine hétérogénéité de dimensions. De plus, d'autres caractéristiques, peu ou pas visibles directement sur la figure, présentent également une hétérogénéité : essence, densité, mode de débit, taux d'humidité, performances mécaniques, présence de singularités de forme ou de qualité d'origines diverses (qualité du bois vierge, utilisation antérieure, conditions de collecte et de transport), présence de contaminants d'origines diverses (finitions, produits de préservation, colles, quincaillerie), etc.

Les caractéristiques dont on cherche à connaître la distribution sont les suivantes : dimensions (épaisseur, largeur, longueur), masse, taux d'humidité.

Un protocole d'échantillonnage a été défini pour tenter d'obtenir un échantillon représentatif à partir de l'ensemble du lot concerné, c'est-à-dire en cherchant à ce que tous les éléments du lot aient la même probabilité d'être inclus dans l'échantillon. Les principales préconisations formulées dans la norme NF EN ISO 18135 (AFNOR 2017a) ont été suivies pour construire ce protocole d'échantillonnage.

La théorie développée par Pierre Gy permet d'identifier différents types d'erreurs d'échantillonnage qui peuvent biaiser la représentativité de l'échantillon du fait de l'hétérogénéité du gisement et de défauts dans le plan d'échantillonnage appliqué (US EPA 2002; Bouslamti 2012) :

- l'erreur fondamentale, erreur minimale d'échantillonnage dépendant de la composition, de la forme, de la distribution en taille des particules du gisement, et qui ne peut jamais être totalement annulée pour un gisement présentant une certaine hétérogénéité ;
- les erreurs dues aux phénomènes de regroupement ou de ségrégation de particules ;
- les erreurs dues à des variations de composition ;
- les erreurs dues à la délimitation et l'extraction de l'échantillon ;
- les erreurs dues à la préparation de l'échantillon (stockage, manipulation, broyage, sous-échantillonnage).

Pour chacune des caractéristiques des déchets de bois, le gisement présente une certaine hétérogénéité et donc la mesure de ces caractéristiques sera entachée d'une erreur fondamentale. Cette erreur est relativement importante lorsque la substance que l'on souhaite mesurer est concentrée au sein d'agrégats répartis dans une matrice faiblement concentrée (US EPA 2002). La détermination des concentrations moyennes en contaminants chimiques y aurait donc été particulièrement sujette : pour le plomb par exemple, une faible part de déchets peints avec une peinture contenant du plomb présente une concentration extrême, sans commune mesure avec la concentration moyenne des autres déchets. L'erreur fondamentale ne peut être annulée, sauf à prélever l'ensemble du lot (Bouslamti 2012). Elle peut néanmoins être minimisée en augmentant la taille de l'échantillon et en garantissant l'aspect aléatoire du prélèvement (sans chercher par exemple à prélever un déchet de forte section, ce qui risquerait de fausser la distribution).

La caractérisation des déchets de bois est de façon générale sujette aux erreurs dues à des variations de composition ainsi qu'aux erreurs dues aux phénomènes de regroupement et de ségrégation de particules, car le gisement présente plusieurs sources d'hétérogénéité non-aléatoire. En premier lieu, le secteur d'origine du déchet a une influence sur les caractéristiques que l'on cherche à mesurer. Or plusieurs centaines de plateformes de regroupement-

démantèlement-tri-broyage existent en France (cf. section **I.2**), et la répartition entre secteurs d'approvisionnement est variable d'une plateforme à l'autre, ainsi que dans le temps, en fonction des contrats passés avec les générateurs de déchets ou les collecteurs intermédiaires. En deuxième lieu, sur chaque plateforme, les amoncellements de déchets de bois sont constitués à partir d'ajouts réduits individuels provenant chacun d'un approvisionnement donné, via le déchargement de camions-bennes au pied de l'amoncellement et le gerbage par chargeur frontal avec bras télescopique. En troisième lieu, les amoncellements de déchets de bois étant situés à l'extérieur et non couverts, une reprise d'humidité peut avoir lieu pour les déchets situés à la surface des amoncellements. Afin de capter l'hétérogénéité non-aléatoire liée aux approvisionnements, différentes campagnes de prélèvement ont été menées sur des plateformes différentes ou à des périodes différentes. Afin d'éviter les erreurs d'échantillonnage liées aux phénomènes de regroupement et de ségrégation, une attention particulière a été portée à prélever des déchets répartis sur l'ensemble des amoncellements, y compris à l'intérieur après leur déplacement au grappin. Dans le détail, 309 pièces de bois ont été prélevées au cours de 7 campagnes menées sur 4 plateformes différentes entre 1 et 3 fois (à des époques différentes lorsque plus d'une campagne sur une plateforme). Le **tab. 1** présente les caractéristiques des différentes campagnes de prélèvement, et la **fig. 8** la localisation des plateformes. Chaque pièce est considérée comme un prélèvement élémentaire. L'ensemble des prélèvements élémentaires forme un échantillon qui est ensuite analysé dans son ensemble.

Enfin, les erreurs dues à la délimitation et l'extraction de l'échantillon sont nulles car les pièces ont été prélevées entièrement. Les erreurs liées à la préparation de l'échantillon sont nulles pour la détermination des dimensions extérieures. Concernant les caractéristiques propres au matériau (taux d'humidité), étant donné qu'aucun broyage ni sous-échantillonnage n'a été réalisé, les mesures sont représentatives de la profondeur à laquelle a été faite la mesure et non de l'ensemble du matériau.

Campagne	**Plateforme**	**Date**	**Nb. pièces**
A1	A	02/10/2014	25
B1	B	13/04/2015	23
C1	C	23/04/2015	27
A2	A	15/10/2015	62
D1	D	25/03/2016	54
D2	D	07/07/2016	45
D3	D	31/01/2017	73

Tableau 1 – Caractéristiques des campagnes de prélèvement de déchets en bois massif

Figure 8 – Localisation des plateformes sur lesquelles ont été prélevés les échantillons

II.2.1.2 Matériel de mesure

Les dimensions inférieures à 150 mm ont été mesurées à l'aide d'un pied à coulisse et les dimensions supérieures à l'aide d'un mètre ruban. Dans le cas de pièces non parfaitement parallélépipédiques, les dimensions externes (maximales) ont été mesurées.

Le taux d'humidité a été mesuré à l'aide d'un humidimètre résistif à pointes (Lignomat Tester 1), directement sur le lieu d'échantillonnage ou dans les vingt-quatre heures suivant le prélèvement. Les pointes utilisées sont isolées à leur base sur une longueur de 3,5 cm, ce qui permet de mesurer l'humidité interne des échantillons en écartant les augmentations en surface liées aux éventuelles intempéries intervenues durant la période de collecte et de stockage des déchets, mais en conservant en partie les reprises d'humidité liées à ces intempéries. D'après Forsén et Tarvainen (2000), l'incertitude sur un taux d'humidité mesuré avec un humidimètre résistif est minimale entre 8 % et 24 % sur sec, et se situe alors entre 2 p% (points de pourcentage) et 5 p% dans des conditions industrielles sur des pièces de bois non conditionnées en humidité et en température (exactitude, dispersion statistique et erreur systématique confondues), et entre 1,5 p% et 2,5 p% dans des conditions de laboratoire sur des pièces conditionnées.

La masse a été mesurée à l'aide d'une balance de résolution 0,1 g pour les masses inférieures à 12 kg (soit 94 % des échantillons) et à l'aide d'une balance de résolution 10 g pour les masses supérieures.

II.2.2 Résultats de caractérisation pour les propriétés physiques

La **fig. 9** et la **fig. 10** présentent les résultats combinés des différentes campagnes de mesures pour les caractéristiques suivantes :

- caractéristiques physiques externes mesurées : épaisseur (définie comme la plus petite dimension de la section), largeur (définie comme la plus grande dimension de la section), longueur, masse ;
- caractéristiques physiques internes mesurées : taux d'humidité sur sec ;
- caractéristiques apparentes calculées à partir de ces mesures : rapport de forme ou ratio largeur-sur-épaisseur, section, volume, masse volumique apparente.

Les résultats bruts sont présentés sous la forme de nuages de points, avec une distinction entre essences résineuses (division des Gymnospermes) et essences feuillues (division des Angiospermes). Les résultats sont également présentés sous forme de distributions selon le nombre de pièces d'une part (**fig. 9**), et de distributions selon le volume des pièces d'autre part (**fig. 10**). La règle de Scott a été adoptée pour choisir le nombre de classes car elle est relativement robuste pour des distributions qui s'écartent de la loi normale (Scott 1979), ce qui est le cas pour ces distributions comme montré ci-après. Pour n points de données dont la distribution présente un écart-type s, Scott suggère une largeur de classes h égale à :

$$h = 3{,}5\, s\, n^{-\frac{1}{3}} .$$

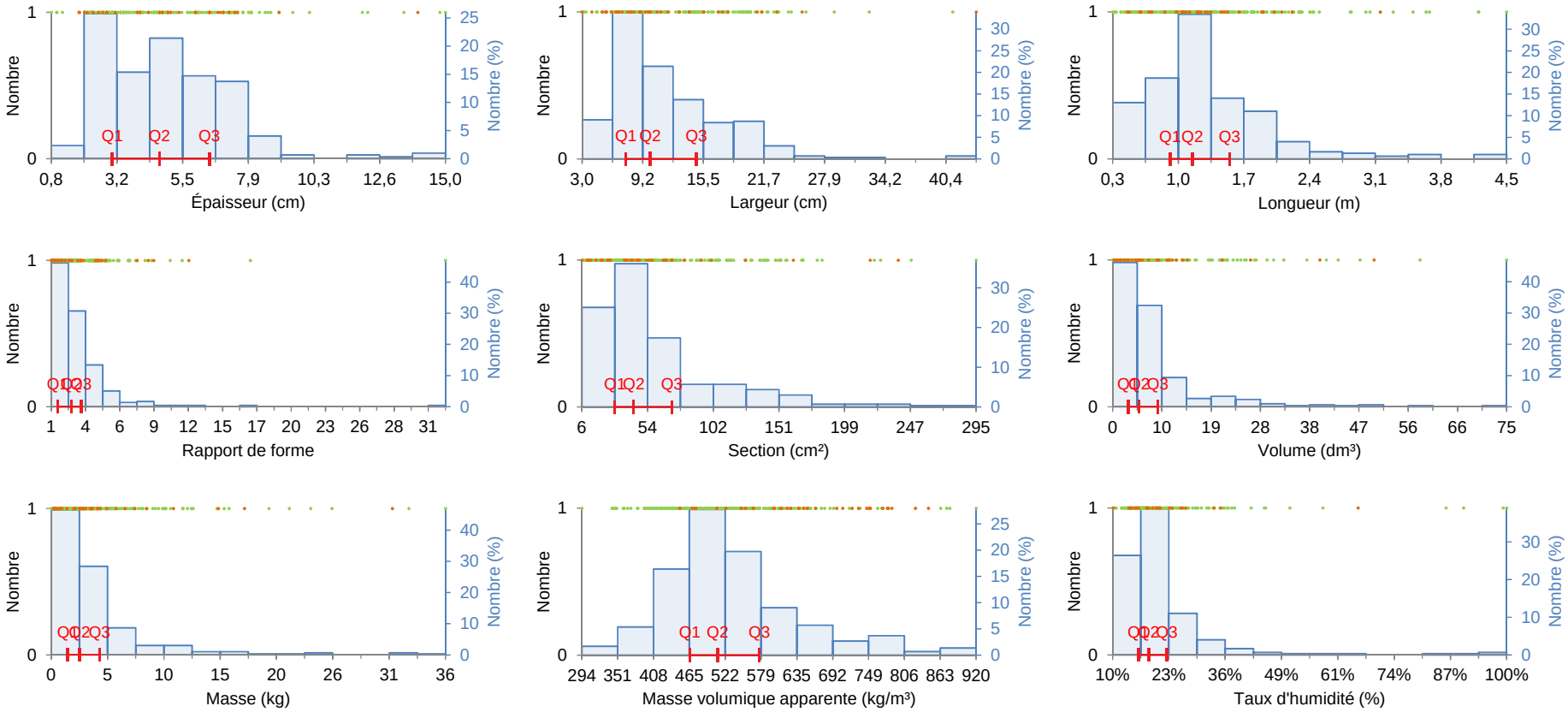


Figure 9 – Caractéristiques apparentes des déchets en bois massif échantillonnés, distributions en nombre
(points verts : résineux, points marrons : feuillus ; histogrammes : distributions en nombre ; Q1-Q2-Q3 : quartiles en nombre)

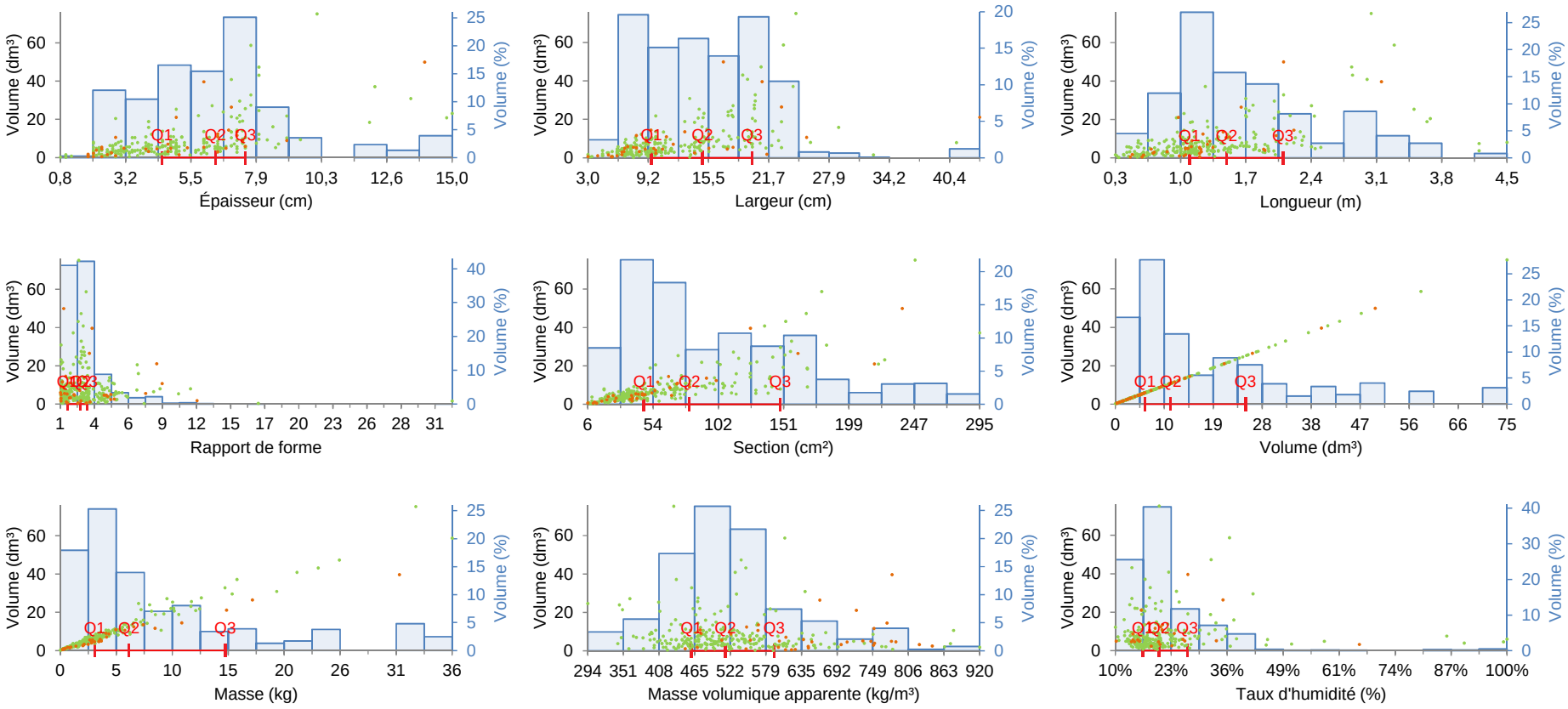


Figure 10 – Caractéristiques apparentes des déchets en bois massif échantillonnés, distribution en volume
(points verts : résineux, points marrons : feuillus ; histogrammes : distributions en volume ; Q1-Q2-Q3 : quartiles en volume)

II.2.3 Discussion sur les dimensions

Les distributions en nombre reflètent l'observation directe des caractéristiques du gisement et trouvent leur intérêt pour arbitrer les opérations du procédé dont les coûts présentent une part fixe par pièce importante.

La normalité de la distribution des dimensions des pièces (épaisseur, largeur, longueur) a été testée à l'aide du test D'Agostino-Pearson. Le test a également été appliqué sur le logarithme naturel des dimensions. Le **tab. 2** présente, pour les différentes campagnes (cf. **tab. 1**) et pour l'ensemble des données, les statistiques de test obtenues ainsi que les valeurs-p des tests, c'est-à-dire les probabilités d'obtenir des valeurs statistiques identiques ou plus extrêmes que celles observées, sous l'hypothèse nulle correspondant ici à la normalité de la distribution étudiée. Lorsque ces valeurs-p sont supérieures à un seuil de signification α fixé à une probabilité de 0,05 (correspondant à un risque dit de première espèce de rejeter à tort une hypothèse nulle vraie), on conclut que l'on ne peut pas rejeter l'hypothèse nulle et donc la normalité des distributions. Ces résultats montrent que les dimensions suivent plutôt des distributions log-normales que normales. Cela traduit le fait qu'un nombre limité de pièces présente des dimensions significativement plus importantes que l'ensemble des autres. Par ailleurs, cela alerte sur la moindre pertinence des paramètres descriptifs classiques (moyenne et écart-type).

Campagne	Épaisseur	Largeur	Longueur	ln(Ép.)	ln(Larg.)	ln(Long.)
A1	11 (0,00)	136 (0,00)	3 (0,25)	0 (0,85)	9 (0,01)	2 (0,41)
A2	92 (0,00)	4 (0,14)	125 (0,00)	2 (0,47)	1 (0,64)	12 (0,00)
B1	2 (0,42)	6 (0,04)	72 (0,00)	2 (0,41)	1 (0,75)	7 (0,02)
C1	3 (0,26)	2 (0,44)	1 (0,50)	3 (0,22)	1 (0,50)	2 (0,30)
D1	1 (0,62)	24 (0,00)	7 (0,03)	4 (0,27)	4 (0,13)	0 (0,93)
D2	4 (0,12)	125 (0,00)	127 (0,00)	5 (0,09)	5 (0,10)	0 (0,82)
D3	52 (0,00)	75 (0,00)	40 (0,00)	0 (1,00)	1 (0,48)	0 (0,85)
Toutes	**154 (0,00)**	**394 (0,00)**	**420 (0,00)**	**6 (0,04)**	**2 (0,42)**	**2 (0,44)**

Tableau 2 – Résultats des tests de normalité D'Agostino-Pearson sur les distributions des dimensions des déchets de bois et sur leur logarithme naturel (statistiques de test et valeurs-p des tests ; orange resp. vert : valeur-p inférieure resp. supérieure à $\alpha = 0{,}05$)

Les distributions en nombre montrent une dispersion relativement importante pour l'épaisseur et la largeur (moyennes 4,9 cm et 11,7 cm respectivement, écarts-types 2,3 cm et 5,8 cm, coefficients de variation 47 % et 50 %). De plus, la **fig. 11** présente la répartition des sections observées et montre une forte hétérogénéité. En effet, parmi les 309 pièces de bois échantillonnées, on dénombre 279 sections différentes (avec une résolution au millimètre), seules 6 % de ces sections comptent plus d'une pièce, au maximum 4 pièces ont une section identique.

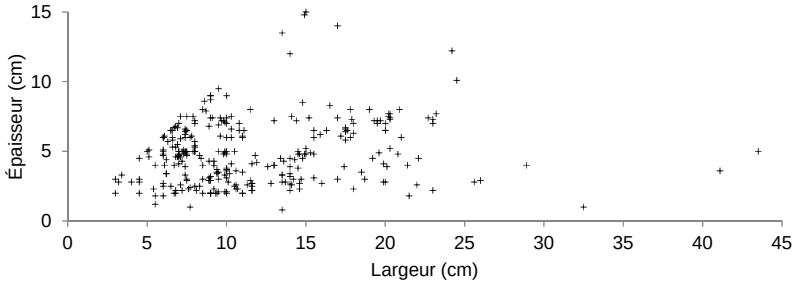


Figure 11 – Répartition des sections des déchets en bois massif échantillonnés

La distribution en nombre des longueurs est tout autant dispersée (moyenne 1,3 m, écart-type 0,7 m, coefficient de variation 52 %), et montre également une forte hétérogénéité, avec parmi les 309 pièces de bois échantillonnées, 221 longueurs différentes (avec une résolution au millimètre), seules 22 % de ces longueurs comptant plus d'une pièce et au maximum 7 pièces de longueur identique.

Les distributions en volume permettent quant-à-elles d'adapter le procédé de façon qu'un volume maximal de bois soit *in fine* valorisé. Ainsi, ces distributions permettent de montrer que les pièces dont l'épaisseur est comprise entre 4,0 et 7,9 cm représentent 80 % du volume, de même que celles dont la largeur est comprise entre 8,9 et 20,2 cm, et celles dont la longueur est comprise entre 1,0 et 2,3 m.

II.2.4 Discussion sur les essences

Pour l'ensemble des campagnes de caractérisation, les déchets de bois sont constitués en nombre de 88 % de résineux (gymnospermes) et 12 % de feuillus (angiospermes), en volume respectivement 87 % et 13 %.

Pour la campagne D3 uniquement, l'essence forestière de chaque pièce a été identifiée grâce au concours d'experts en identification par observation macroscopique. Le genre botanique a pu être identifié pour toutes les pièces, et l'espèce pour certaines d'entre elles. Le **tab. 3** présente les répartitions en nombre et en volume obtenues. On observe une grande majorité de résineux (91 % du volume) avec des caractéristiques relativement proches pour les deux essences les plus représentées (sapin et épicéa, soit 51 % du volume), assez peu de feuillus tempérés et très peu de feuillus tropicaux.

Nom commun	**Nom scientifique**	**Répartition en nombre**	**Répartition volumique**
Résineux		**83 %**	**91 %**
Sapin	*Abies spp.*	26 %	24 %
Épicéa commun	*Picea abies*	24 %	27 %
Pin	*Pinus spp.*	15 %	11 %
Mélèze	*Larix spp.*	11 %	11 %
Douglas	*Pseudotsuga menziesii*	8 %	18 %
Feuillus tempérés		**11 %**	**6 %**
Chêne pédonculé	*Quercus robur*	5 %	3 %
Hêtre commun	*Fagus sylvatica*	3 %	1 %
Charme commun	*Carpinus betulus*	2 %	2 %
Bouleau	*Betula spp.*	2 %	1 %
Feuillus tropicaux		**6 %**	**3 %**
Niangon	*Heritiera utilis*	2 %	1 %
Mengkulang	*Heritiera spp.*	2 %	1 %
Pau amarelo	*Euxylophora paraensis*	2 %	1 %
Bossé	*Guarea cedrata*	2 %	1 %

Tableau 3 – Essences des déchets en bois massif échantillonnés (campagne D3)

II.2.5 Discussion sur les taux d'humidité

Les déchets de bois caractérisés présentent un taux d'humidité moyen en volume de 22 % sur sec, avec un écart-type de 12 % et un coefficient de variation de 54 %. Les pièces dont le taux d'humidité est compris entre 16 % et 32 % représentent 80 % du volume. Si on exclut, du fait de l'incertitude plus forte, les pièces dont le taux d'humidité se situe au-dessus de 30 %, le taux d'humidité moyen en volume est de 19 %.

Ces observations correspondent avec les mesures publiées par différents auteurs. Edo *et al.* (2016) ont mesuré par étuvage l'humidité de 329 échantillons de broyats de déchets de bois prélevés sur une centrale de co-combustion en Suède entre 2008 et 2013, provenant de différentes plateformes de regroupement-tri-broyage, et publient un taux d'humidité moyen de 23 %. Huron *et al.* (2017) ont mesuré par étuvage l'humidité de broyats issus de déchets de bois prélevés sur 4 plateformes de regroupement-tri-broyage proches de Grenoble à différentes périodes, et publient des taux d'humidité moyens compris entre 10 % et 27 % selon la plateforme. Plusieurs auteurs avancent l'influence des conditions de stockage et des conditions météorologiques locales comme des facteurs pouvant expliquer ces variabilités d'une plateforme à l'autre ou dans le temps (Tchobanoglous et al. 1993; Tatàno et al. 2009; Edo et al. 2016).

II.3 Recherche d'adéquations entre le gisement de déchets et les filières utilisant des semi-produits en bois massif

Dans le cadre des travaux du groupe de travail "WP5 - Establishment of social and political acceptance" du projet "Cascading Recovered Wood", Husgafvel *et al.* (2018) ont identifié, à partir d'interviews auprès d'acteurs de la filière forêt-bois finlandaise, les opportunités et les barrières liées à l'utilisation en cascade de déchets en bois massif. Les 13 entreprises et 4 associations interrogées faisaient partie ou représentaient les secteurs suivants : sciage, rabotage, imprégnation ; fabrication de parquet ; menuiserie ; emballage bois ; mobilier ; recyclage. Les principales barrières perçues étaient, par ordre décroissant de fréquence : la rentabilité économique, l'industrialisation des procédés, la qualité et la propreté des produits, la logistique et la disponibilité de la matière première. Ainsi, la question de la rentabilité est la première citée et doit être priorisée pour l'orientation du développement du procédé.

En microéconomie, la loi de l'offre et de la demande stipule que, dans un marché libre, la confrontation entre offre (quantité d'un produit offert à la vente pour un prix donné) et demande (quantité d'un produit demandée pour un prix donné) aboutit à la définition d'un point équilibre, défini par un prix d'équilibre et une quantité d'équilibre. Dans des conditions de concurrence parfaite, notamment dans lesquelles ni les vendeurs ni les acheteurs ne peuvent influer sur le prix du marché, les principaux déterminants de l'offre et de la demande sont les suivants (Mankiw and Taylor 2019) :

- du côté des vendeurs, les principaux déterminants de l'offre sont le prix estimé du marché et ses évolutions attendues ainsi que les coûts de production (capital fixe, capital circulant, travail) ;
- du côté des acheteurs, les principaux déterminants de la demande sont le prix estimé du marché et ses évolutions attendues, le revenu et ses évolutions attendues, les goûts et préférences, et le prix des biens de substitution.

Dans ce cadre, le secteur des semi-produits en bois massif et en bois massif reconstitué issu de bois vierge est constitué d'une diversité de produits présentant une certaine diversité de dimensions, d'essences, d'états (bruts, séchés, rabotés, aboutés, laminés, etc.) et de qualités (esthétiques, mécaniques, stabilité dimensionnelle). Ces caractéristiques définissent chacun des semi-produits et ont donc de façon évidente une influence sur l'offre et sur la demande. D'une part, elles ont une influence directe sur les composantes des coûts de production – capital fixe (machines, compétences, etc.), capital circulant (matières premières et consommables, énergies), travail (main-d'œuvre) – et déterminent donc, conjointement avec le contexte du prix de marché local, le prix auquel les vendeurs commercialisent ces semi-produits. D'autre part, elles ont une influence sur la demande au travers du prix de marché et des goûts et préférences des acheteurs.

De la même manière, les choix de transformation des déchets de bois vont décider des caractéristiques des semi-produits fabriqués : les opérations de sciage et de collage vont déterminer leurs dimensions, les opérations de sélection des essences, de purge des défauts, de séchage et d'usinage vont déterminer leurs qualités esthétiques, mécaniques et de stabilité. Ces choix auront des conséquences similaires à celles énoncées pour les semi-produits issus de bois vierge : d'une part ils vont influencer l'offre via les coûts de production, d'autre part ils vont influencer la demande via les goûts et préférences des acheteurs. En complément, la demande pour ces semi-produits va se retrouver en confrontation avec la demande pour les produits de substitution que sont les semi-produits issus de bois vierge.

Ainsi, il découle de ces considérations qu'un choix avisé est nécessaire pour définir les filières cibles, dans l'optique de garantir une rentabilité économique suffisante. Un équilibre doit être trouvé entre les coûts de production et les qualités des semi-produits fabriqués. Au-delà de la réponse aux besoins techniques et esthétiques, les exigences réglementaires, normatives et volontaires des filières industrielles, ainsi que l'attrait ou l'aversion des clients finaux (acheteurs des produits finis) pour l'utilisation de matière première recyclée doivent également être pris en compte.

Comme l'a montré la section **II.2**, les déchets en bois massif présentent des hétérogénéités au niveau des dimensions et du matériau. Plusieurs possibilités sont envisageables pour transformer ces déchets en semi-produits en bois massif, dont les dimensions soient contrôlées et l'homogénéité compatible avec leur commercialisation.

Cette section présente les avantages et inconvénients de différentes possibilités envisageables, dans l'objectif d'orienter le procédé vers un compromis satisfaisant sur les plans de la rentabilité économique et de l'efficience d'utilisation des ressources.

II.3.1 Contaminants chimiques

Contrairement aux dimensions des éléments en bois massif, la présence de contaminants chimiques dans le gisement général des déchets de bois a en revanche déjà été décrite et étudiée dans la littérature. Un bref état de l'art est donc présenté, en se limitant aux informations nécessaires à ce stade de choix de filière et d'orientation du procédé. On entend par contamination chimique dans ces travaux tout écart significatif de concentration pour au moins un élément chimique de numéro atomique supérieur ou égal à celui du fluor par rapport aux concentrations naturellement présentes dans le bois vierge.

Les déchets en bois massif présents sur les plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois peuvent présenter, en fonction de leur secteur d'origine et de leur utilisation, différentes contaminations chimiques en surface ou en profondeur (Guinard et al. 2015; Briesemeister 2013).

Les pièces contaminées en surface représentent la majorité en nombre des pièces contaminées de bois de classe B. En effet, les déchets de bois traités par imprégnation ne sont pas ou peu présents dans les déchets de bois de classe B, destinés principalement à un recyclage sous forme de panneaux de particules (Deroubaix et al. 2017).

Plusieurs auteurs ont étudié les concentrations moyennes de contaminants chimiques rencontrées dans les gisements de classe B ou équivalents (Boulday et al. 2012; Edo et al. 2016; Huron et al. 2017; Lesar et al. 2018). Toutefois, les mesures sont généralement réalisées sur un échantillon de déchets de bois ne comprenant pas que des déchets en bois massif, et cet échantillon est ensuite réduit par quartages et broyages, de sorte que ces mesures ne permettent pas de connaître la moyenne des contaminants au sein des déchets en bois massif uniquement, et encore moins le gradient des contaminants selon la profondeur. Huron *et al.* (2017) concluent d'ailleurs qu'il est nécessaire de prétraiter les déchets de bois avant combustion en centrale biomasse pour respecter les seuils réglementaires 2910-B (JORF 2013), et que le développement de ce prétraitement implique notamment de s'intéresser à la répartition des contaminants à l'intérieur des déchets de bois.

Néanmoins, plusieurs auteurs observent que lorsque les déchets de bois de classe B sont broyés et criblés, les fractions fines obtenues concentrent les contaminants (Brunner et al. 2004; Biomasse Normandie 2007; Cousin et al. 2017), en particulier pour le plomb et le zinc qui ont été utilisés en tant que pigments de peintures (Briesemeister 2013; AFNOR 2014a). L'hypothèse la plus probable est que cela traduise la présence plus importante de contaminants en surface, les finitions vieillies étant concentrés dans les fines au moment du broyage car plus fragiles que le bois.

II.3.1.1 Contaminations en surface

Certains produits de traitement et matériaux intermédiaires utilisés lors de la fabrication ou de la maintenance des produits en bois massif entraînent une contamination du matériau uniquement superficielle. Il s'agit principalement des produits de préservation en surface, des finitions (lasures, vernis, peintures, cires), des souillures (terre, ciment, huiles de décoffrage) et plus rarement de placages bois. L'application de revêtements (matières plastiques, papiers techniques) sur des produits en bois massif est rare par rapport aux produits à base de panneaux, et une fois en fin de vie ces produits ne sont pas forcément dirigés vers un mode de traitement spécifique bois, ce qui fait que leur présence est rare sur les plateformes de regroupement de déchets bois.

Les produits de préservation en surface sont appliqués par trempage, aspersion ou badigeonnage. Ils contiennent une ou plusieurs substances actives bactéricides, fongicides ou insecticides, des liquides favorisant la pénétration des substances actives dans le bois ainsi que des agents de fixation. Les substances actives sont très nombreuses et très variées (Courtois et al. 2005). On retrouve par exemple dans ces traitements superficiels les traitements préventifs

antifongiques anti-bleuissement, les traitements préventifs des bois de charpente, les lasures (qui possèdent une double fonction de décoration et de préservation), etc.

Les déchets de bois peints peuvent contenir des pigments de synthèse à base d'oxydes métalliques aujourd'hui interdits à l'utilisation et/ou dont la concentration est limitée dans les référentiels réglementaires ou volontaires sur le bois recyclé (plomb, cadmium) (EPF 2002; Bundesgesetzblatt 2002).

Les contaminations en surface doivent être éliminées pour des raisons techniques (compatibilité avec une utilisation dans un procédé industriel), sanitaires et réglementaires (élimination des substances dangereuses) et esthétiques dans le cas où le bois recyclé est laissé visible (le recouvrement de l'aspect naturel du bois peut être vu comme un surcyclage, c'est-à-dire que la qualité d'usage est augmentée par le recyclage).

Sur les plans sanitaire et réglementaire, un déchet doit, après être redevenu un produit, respecter les dispositions réglementaires propres à sa mise sur le marché, et notamment celles des règlements REACH et CLP (JORF 2016; Jeannel and Schaal 2018). Cette reconversion du déchet en produit a lieu lorsqu'il sort juridiquement de son statut de déchet, de façon explicite ou implicite. Cette sortie peut en effet être explicite, c'est-à-dire à l'occasion de son passage par une installation de traitement de déchet, lorsqu'elle est prévue dans un arrêté (européen ou national) spécifique à ce type de déchets, et que l'intégralité des critères qui y sont fixés sont respectés. Cette sortie peut également être implicite, c'est-à-dire à l'occasion de l'élaboration d'un produit (article, substance, mélange ou assemblage d'articles au sens du règlement REACH) dans une installation de production utilisant pour tout ou partie des déchets comme matières premières.

La question se pose alors de connaître les seuils de contamination à respecter pour la mise sur le marché des produits à base de bois recyclé.

En Allemagne, l'ordonnance *AltholzVerordnung* sur la gestion des déchets de bois contient des dispositions réglementaires spécifiques sur le recyclage des déchets de bois et notamment sur les seuils de contaminants chimiques que doivent respecter les déchets pour pouvoir faire l'objet d'un recyclage (Bundesgesetzblatt 2002).

En France, ce n'est pas le cas et chaque produit issu de matière recyclée doit respecter les dispositions applicables à sa mise sur le marché en fonction de son application. Par exemple, en ce qui concerne l'aptitude au contact des denrées alimentaires, la Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes a répertorié dans une note d'information le corpus des dispositions réglementaires applicables (DGCCRF 2012).

Les référentiels existants spécifiques aux déchets bois en France, présentés en section **I.2**, sont soit d'application volontaire (référentiel EPF pour le recyclage en panneaux de particules), soit d'application réglementaire mais applicables uniquement pour une valorisation énergétique (rubrique ICPE 2910-B).

Le **tab. 4** synthétise les teneurs limites en contaminants chimiques spécifiées dans les différents référentiels (EPF, *AltholzV*, 2910-B), ainsi que les origines possibles de leur présence dans le bois d'après (Briesemeister 2013) et l'annexe C de la norme NF EN ISO 17225-1 sur les biocombustibles solides (AFNOR 2014a).

Référentiel Élément ou composé	EPF	*Altholz-V*	2910-B	Origines possibles
Éléments-traces métalliques				
Hg	25	0,4	0,2	Produits de préservation, terre, peintures (fongicide)
As	25	2	4	Produits de préservation (insecticide)
Cr	25	30	30	Produits de préservation (fixateur), assemblages métalliques, peintures (jaune, vert, rouge)
Cu	40	20	30	Produits de préservation (fongicide), terre
Cd	50	2	5	Peintures (jaune)
Pb	90	30	50	Peintures blanches, environnement (circulation routière, terre)
Zn			200	Assemblages métalliques, produits de préservation, peintures blanches
Composés organiques ou organohalogénés				
Créosote (benzo(a)pyrène)	0,5			Produits de préservation
PCP (pentachlorophénol)	5	3	3	Produits de préservation
F	100	100		Produits de préservation
Cl	1000	600	900	Revêtements PVC, produits de préservation, embruns marins
PCB (polychlorobiphényles)		5	2	Ignifugeants

Tableau 4 – Teneurs limites en contaminants chimiques pour la valorisation de déchets bois dans différents référentiels (mg/kg de matière sèche ; rouge : référentiel le plus restrictif)

Devant l'absence de référentiel réglementaire applicable aux déchets bois recyclés en France, il a été choisi dans la suite de ces travaux d'utiliser le référentiel volontaire défini par l'EPF.

Il est fait l'hypothèse que s'agissant des contaminations superficielles, majoritaires en nombre dans les déchets de classe B, un surfaçage permettra d'obtenir des teneurs en contaminants chimiques conformes à ce référentiel. La validité de cette hypothèse sera évaluée dans le chapitre **III**.

II.3.1.2 Contaminations en profondeur

Certains produits de traitement et matériaux intermédiaires utilisés dans la fabrication des produits en bois entraînent une contamination en profondeur du matériau. Il s'agit principalement des produits de préservation et des produits ignifugeants appliqués par imprégnation, ainsi que des adhésifs. Les déchets de bois traités par imprégnation ne sont pas ou peu présents dans les déchets de bois de classe B (cf. section **I.2**), destinés principalement à un recyclage sous forme de panneaux de particules. Toutefois, il a été démontré que certains déchets imprégnés rejoignent, en quantité limitée, les flux destinés au recyclage sous forme de panneaux de particules (Irle 2005, 2010). On peut ainsi retrouver dans les déchets bois des contaminations par des produits de préservation actuellement utilisés, mais également par des

produits aujourd'hui interdits ou restreints : pentachlorophénol, créosote et ses composés, CCA (cuivre, chrome, arsenic), CCB (cuivre, chrome, bore), lindane, tolylfluanide, tributylétain, etc.

De nombreux procédés de décontamination des bois imprégnés ont été étudiés : méthodes chimiques, biologiques, électro-dialytiques, thermiques ou thermochimiques. Plusieurs de ces méthodes ont démontré leur efficacité de décontamination. Toutefois, aucune méthode permettant de conserver l'intégrité du matériau et rentable économiquement n'est pour l'instant disponible (Senga Kiesse 2013).

Pour des raisons sanitaires et réglementaires, les parties imprégnées avec des produits aujourd'hui interdits de mise sur le marché ne doivent pas être présentes dans les produits finis. Par ailleurs, bien qu'il soit de la responsabilité du fabricant du produit fini de s'assurer que le semi-produit utilisé est compatible avec l'application finale de son produit d'un point de vue sanitaire, et que les carrelets ne sont normalement pas utilisés en situations de contact alimentaire, il est souhaitable de supprimer également les parties imprégnées avec les produits autorisés. Cela permet aussi de garantir la faible nocivité des émissions de combustion lors de la valorisation énergétique finale du carrelet. De plus, la distinction entre bois imprégnés avec des produits anciens et nouveaux n'étant pas évidente, il est proposé à ce stade d'exclure tous les déchets de bois imprégnés du procédé. Dans ce cadre, deux stratégies différentes peuvent être adoptées. La première consiste à détecter ces déchets et les écarter (tri négatif). La deuxième consiste à décontaminer par surfaçage, jusqu'à atteindre les zones dont le niveau d'imprégnation est compatible avec les teneurs limites spécifiées dans le référentiel volontaire de l'EPF.

La pénétration des produits de préservation est variable selon l'essence, le produit et le procédé employé. Le taux de pénétration défini dans la norme NF EN 351-1 (AFNOR 2007a) standardise les exigences de profondeur de pénétration, depuis la classe de pénétration NP1 (aucune exigence de pénétration) jusqu'à la classe NP6 (sur tout l'aubier et jusqu'à 6 mm dans le duramen exposé).

Au vu de la variabilité de la profondeur entre les différentes classes de pénétration, une décontamination mécanique par surfaçage risque d'entraîner des surcoûts d'industrialisation pouvant remettre en question la rentabilité économique. Au regard du faible volume de déchets imprégnés parmi les déchets de classe B, il semble plus judicieux de détecter ces déchets et de les écarter le plus en amont possible au cours du procédé de collecte et recyclage (tri négatif), en vue d'un traitement spécifique. Cette orientation sera argumentée plus en détails dans le chapitre **III**.

II.3.2 Dimensions

Comme l'a montré la **fig. 11**, les sections des déchets bois considérés sont fortement hétérogènes. En considérant l'application d'un surfaçage d'épaisseur constante sur ces pièces, cette hétérogénéité serait conservée, ce qui semble difficilement compatible avec une commercialisation vers une filière industrielle.

Dès lors, il sera nécessaire de déligner les différentes sections des déchets pour atteindre des sections commercialisables de semi-produits. Dans un souci de limiter le nombre d'opérations, ce délignage peut également assurer la décontamination des surfaces.

Une première possibilité envisageable consiste à débiter par délignage les pièces de bois en pièces de section immédiatement inférieure parmi une liste préétablie de sections commercialisables. Ce délignage devrait alors permettre d'adapter la section de sortie en fonction de la section en entrée, soit de façon séquentielle (c'est-à-dire avec un pré-tri initial des pièces, puis un stockage et un délignage par lot comprenant des phases intermédiaires de réglage machine), soit de façon automatique (c'est-à-dire avec une reconnaissance de la section en entrée et un réglage machine en temps réel). Dans les deux cas, cette adaptabilité risquerait de représenter un coût significatif. De plus, le stockage des semi-produits finaux par lot entraînerait également un coût logistique.

Une seconde possibilité consiste à déligner les pièces de bois en lamelles de section constante, puis à reconstituer par contre-collage des semi-produits de sections commercialisables. Cette possibilité présente l'avantage de nécessiter *a priori* un procédé moins adaptatif, mais présente l'inconvénient d'entraîner des coûts liés au collage (préparation des supports, consommation de colle, coûts annexes). En fonction des sections ciblées pour les semi-produits et de la section choisie pour les lamelles, il peut néanmoins être envisagé de simplifier le processus de collage et la consommation volumique de colle en optant pour une lamellation dans une seule direction.

En considérant la perspective d'un rendement matière optimal, la première possibilité entraînerait des pertes liées au surfaçage et aux chutes. Le rendement dépendrait des sections commerciales sélectionnées ainsi que des paramètres d'usinage (épaisseur de décontamination). Un compromis serait à arbitrer entre le nombre de sections commerciales à gérer (stockages, transformation, commercialisation) et le rendement. La seconde possibilité entraînerait également des pertes liées au surfaçage et aux chutes, mais aussi des pertes liées aux traits de scie et au rabotage entre lamelles. Le rendement dépendrait de la section des lamelles choisie et des paramètres d'usinage (épaisseur de décontamination et de rabotage, largeur des traits de scie). Une optimisation serait à réaliser sur la section des lamelles afin de diminuer l'ensemble des pertes, liées aux chutes d'une part et aux traits de scie et au rabotage d'autre part. Sans connaître l'ensemble des paramètres pour chacune des deux possibilités envisagées, il n'est pas possible de déterminer une relation d'ordre entre leurs rendements potentiels.

En considérant la perspective d'une possibilité optimale de commercialisation des sections des semi-produits, la première possibilité présente l'avantage de pouvoir choisir des sections réparties de façon non uniforme, à la différence de la seconde possibilité. Par ailleurs, pour les fortes sections de semi-produits la seconde possibilité risquerait de présenter des coûts de revient supérieurs, dans la mesure où lorsque la section des semi-produits reconstitués est importante par rapport à la section des lamelles, des pertes liées aux traits de scie et aux copeaux de rabotage entre lamelles sont générées (entraînant un volume commercialisable moindre), ainsi que des coûts de collage. Ainsi, le choix d'une lamellation dans une seule direction et donc de semi-produits de section relativement limitée semble pertinent dans la seconde possibilité. Pour connaître les conséquences d'un tel choix, il convient donc de s'intéresser à l'évolution du prix volumique des produits en bois massif en fonction de leur section. La **fig. 12** présente cette évolution à partir des prix moyens des sciages à l'échelle nationale établis par le Centre d'études de l'économie du bois (CEEB 2019). On constate d'une part qu'à classement d'aspect constant le prix volumique n'augmente pas systématiquement avec la section, et d'autre part que l'influence du classement d'aspect sur le prix volumique est

supérieure à l'influence de la section. Ces considérations indiquent que le fait de cibler des semi-produits de section inférieure n'est pas un handicap pour la rentabilité économique du procédé, et que la qualité des semi-produits doit être considérée en priorité.

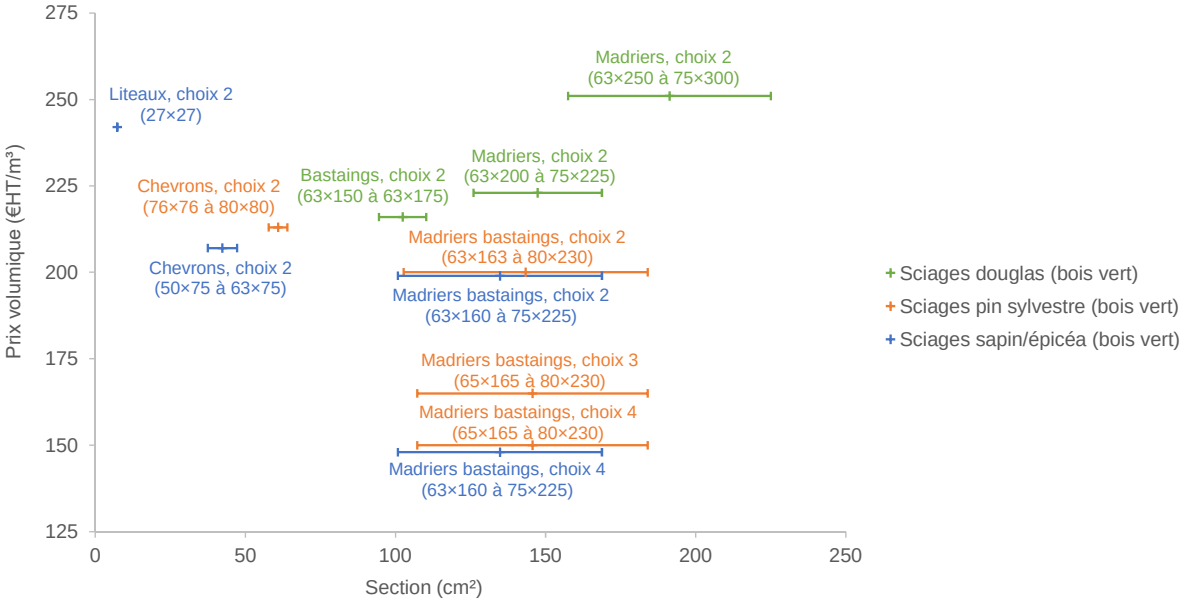


Figure 12 – Évolution du prix des sciages selon la section et le classement d'aspect (prix de vente à la clientèle hors TVA par camion départ, toutes régions confondues, pour le premier trimestre 2019, d'après (CEEB 2019))

En considérant la perspective d'une possibilité optimale de commercialisation des longueurs des semi-produits, les longueurs observées des déchets en bois massif prélevés sur plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois peuvent être considérées comme relativement faibles et hétérogènes. En effet, les résultats de l'échantillonnage décrit par la section **II.2.3** ont montré d'une part que les longueurs comprises entre 1,0 et 2,3 m représentent 80 % du volume, ce qui apparaît relativement faible par comparaison avec les longueurs commercialisées de semi-produits en bois massif présentées dans (CEEB 2019), et d'autre part que seuls 22 % des pièces ont une longueur identique. De plus, une proportion significative de déchets bois présentent des singularités non compatibles avec une utilisation ultérieure sous forme de semi-produits en filière industrielle, telles que des éléments indésirables (quincaillerie principalement) et des singularités de forme ou de qualité du bois d'origines diverses (qualité du bois vierge, utilisation antérieure, conditions de collecte et de transport). Ainsi, les éléments indésirables doivent être entièrement purgés, et les défauts de qualité du bois doivent être purgés en fonction des exigences de l'application ciblée, puis les pièces purgées doivent être aboutées pour reconstituer des longueurs intéressantes commercialement. Parmi les différentes techniques d'aboutage, l'aboutage par entures multiples (avec un profil en dents de scie) est le plus répandu, car il permet un compromis intéressant entre la perte matière, la résistance mécanique (selon la géométrie des entures) et la facilité pratique d'aligner les pièces aboutées (Avila et al. 2003). La réalisation de cet aboutage risquerait, pour la première possibilité, de poser les mêmes difficultés logistiques liées à l'adaptabilité du procédé que pour le délignage. Pour la seconde possibilité, l'aboutage de sections uniques permettrait de recourir à des équipements standards. De plus, cette seconde possibilité offrirait *a priori* la possibilité de conserver davantage de

matière au niveau de la purge des singularités de forme et des défauts de qualité du bois par rapport à la première possibilité, car cette purge pourrait se faire sur la lamelle et donc seulement sur la partie de la section présentant le défaut considéré.

II.3.3 Taux d'humidité

Le bois, matériau hygroscopique, gagne ou perd de l'humidité en fonction de son humidité et des conditions de l'atmosphère dans laquelle il est placé (humidité relative et température). L'eau présente dans le bois peut exister sous deux formes : l'eau dite libre (retenue à l'état liquide ou vapeur dans les vides cellulaires et intercellulaires) et l'eau dite liée ou hygroscopique (liée chimiquement aux parois des cellules) (Navi and Heger 2005). L'eau libre est éliminée en premier lors du séchage du bois. Lorsqu'il n'existe plus d'eau en phase liquide dans les cavités cellulaires, le bois atteint un état dit « point de saturation des fibres », situé selon les essences entre 20 % et 40 % d'humidité sur sec. Pour évaporer ensuite l'eau liée, de l'énergie appelée énergie de sorption doit être fournie. Cette eau étant liée aux parois cellulaires, son élimination va entraîner le phénomène de retrait du bois. Également anisotrope, le matériau bois possède des coefficients de retrait différents selon la direction considérée (axiale, radiale ou tangentielle). De ce fait, lorsque son taux d'humidité varie entre 0 % et le point de saturation des fibres, le bois va non seulement subir des variations dimensionnelles comme vu ci-dessus, mais va de plus, en fonction de la position de la pièce dans la bille de bois, subir des variations de forme. C'est pourquoi, pour limiter les variations de dimensions et de forme entre la fabrication et la mise en service ainsi que durant les variations saisonnières, et ainsi éviter de potentiels problèmes fonctionnels, il est généralement recommandé avant usinage de conditionner le bois à un taux d'humidité compris entre les états le plus sec et le plus humide prévisibles en service (Cognard 2005). En cas de collage, il importe de tenir compte de l'eau apportée par l'adhésif pour déterminer le taux d'humidité avant collage permettant d'aboutir à ce taux après collage. De plus, le type de colle utilisée constitue un autre facteur pour la détermination de l'humidité avant collage, chaque type exigeant un certain taux pour un collage optimal (Cognard 2006).

En France, en intérieur, l'équilibre hydrostatique est voisin de 12 % en été (air à 20 °C et 65 % d'humidité relative) et de 8 % en hiver dans un local chauffé (air à 20 °C et 40 % d'humidité relative) (Cognard 2005), donc le taux d'humidité des bois à mettre en œuvre doit être voisin de 10 %. En extérieur, l'équilibre hydrostatique est également voisin de 12 % en été (air à 20 °C et 65 % d'humidité relative), mais il pourra atteindre 18 % en hiver (air à 0 °C et 85 % d'humidité), donc le taux d'humidité des bois à mettre en œuvre doit être voisin de 15 %. Ces variations sont plus ou moins prononcées suivant le type de climat. La **fig. 13** présente les taux d'humidité du bois requis pour les utilisations courantes, suggérés par Aléon *et al.* (2001).

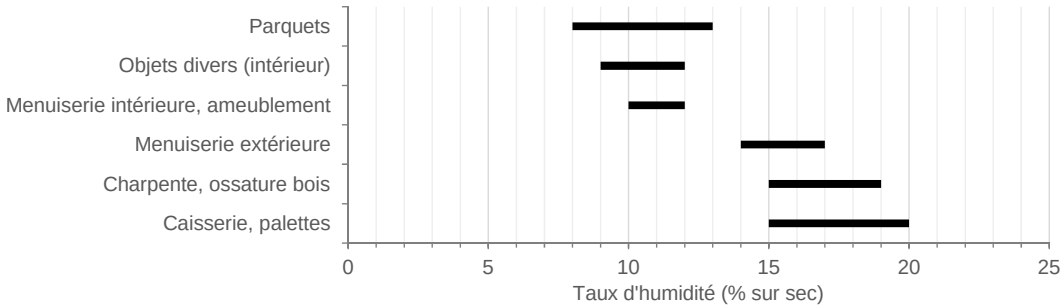


Figure 13 – Recommandations relatives au taux d'humidité du bois suivant sa destination (adapté de (Aléon et al. 2001))

On observe que les déchets de bois apparaissent en moyenne relativement secs en comparaison des sciages issus de bois vierge. En effet, le taux d'humidité à l'état vert des résineux se situe autour de 50 % sur sec pour le duramen et 140 % pour l'aubier, et celui des feuillus européens hors peuplier autour de 85 %. À l'état frais de sciage, avant ressuyage ou séchage artificiel, le taux d'humidité des sciages est ainsi généralement supérieur à 60 % (Aléon et al. 2001). Cette moindre humidité des déchets de bois constitue un avantage économique et environnemental intéressant car le besoin en séchage se trouve diminué. Cependant, dans le contexte décrit ci-dessus, les taux d'humidité observés apparaissent tout de même relativement élevés par rapport aux taux d'humidité d'équilibre en service, et devront donc être abaissés avant usinage, en particulier pour des bois destinés à une utilisation en intérieur.

De plus, lorsque des pièces de bois sont assemblées, en particulier par collage, des déformations différentielles peuvent également apparaître entre les pièces si, entre autres facteurs, leur taux d'humidité initial est différent, ce qui peut provoquer des contraintes importantes qui peuvent entraîner une rupture de l'assemblage (joint de colle dans le cas du collage). C'est pourquoi il est également recommandé que le taux d'humidité des pièces assemblées soit proche. Par exemple, pour la fabrication d'éléments en bois lamellé-collé, la norme NF EN 14080 (AFNOR 2013b) impose un écart d'humidité entre lamelles inférieur à 5 p% avant aboutage des lamelles, 5 p% avant contre-collage des lamelles, 2 p% avant aboutage à entures multiples de grandes dimensions de composants en bois lamellé-collé, et 3 p% avant contre-collage de blocs en bois lamellé-collé.

Dans ce contexte, la variabilité observée entre les pièces de déchets de bois apparaît relativement importante et devra être abaissée en cas de collage.

II.3.4 Essences et stabilité dimensionnelle

De l'essence du bois découlent des différences significatives sur de nombreuses propriétés d'importance pour son utilisation (Gérard et al. 2011) : aspect (couleur, grain, fréquence des défauts), propriétés mécaniques et de stabilité dimensionnelle (densité, dureté, rigidités, résistances, rétractabilité, anisotropie de retrait, etc.), durabilité naturelle et imprégnabilité, aptitudes au séchage, à l'usinage et à l'assemblage, réaction au feu, etc. Cela explique l'influence majeure de l'essence sur le prix des sciages, constatée notamment dans (CEEB 2019).

En considérant la perspective d'une stabilité dimensionnelle optimale des semi-produits, on peut remarquer que plusieurs facteurs d'instabilité sont présents au sein des déchets en bois massif : une hétérogénéité d'essences, une hétérogénéité de densités (intra- et inter-essences), une hétérogénéité de modes de débit.

La première possibilité de transformation (débit parmi une liste préétablie de sections) présente ainsi un risque fort d'instabilité si les essences et l'orientation des cernes d'accroissement ne sont pas contrôlés avant aboutage, du fait des différences de retraits entre essences et entre les directions radiale et tangentielle. L'ensemble de ces considérations sur les propriétés liées à l'essence et sur la stabilité dimensionnelle en particulier explique le fait que les bois aboutés sont généralement mono-essence. Ainsi, dans la première possibilité, en compétition directe avec les semi-produits issus de bois vierge, il semble pertinent d'envisager une commercialisation en mono-essence. Pour ce faire, plusieurs techniques de reconnaissance automatique d'essence existent. Parmi celles potentiellement transférables en entreprise, les

automates de vision et la spectroscopie proche infra-rouge semblent les plus crédibles (Wielezynski et al. 2016). La spectroscopie proche-infrarouge a de plus l'avantage d'être utilisable en ligne et à grande vitesse. Toutefois, cette technique est encore au stade du développement pour une application en reconnaissance d'essences et nécessite un étalonnage long et dépendant d'autres caractéristiques du bois (humidité, accroissement, température, etc.), ce qui explique que son coût de revient est aujourd'hui difficile à quantifier. Ces éléments laissent penser que son utilisation à court ou moyen terme dans un procédé d'aboutage de bois issu de déchets entraînerait un défaut de compétitivité par rapport aux produits aboutés à base de bois vierge. De plus, ce défaut de compétitivité serait amplifié par le fait qu'un nombre significatif d'essences différentes sont présentes dans les déchets en bois massif (cf. **tab. 3**), entraînant soit des coûts logistiques internes importants si de nombreuses essences sont valorisées, soit une perte de rendement si peu d'essences sont valorisées.

Dans la mesure où les normes européennes fixant les exigences de performance des produits interdisent le collage entre essences pour des applications structurelles (voir par exemple la norme NF EN 14080 (AFNOR 2013b) pour les produits en bois lamellé-collé), cette impossibilité de trier les essences remet en question la possibilité de valoriser les produits finis issus de déchets de bois en structure, du moins à court terme.

Dans la seconde possibilité de transformation (délignage en lamelles puis contre-collage), il est fait l'hypothèse que le risque d'instabilité dimensionnelle se trouverait limité par la lamellation. Tarvainen *et al.* (2005) ont montré que lorsque des chevrons d'épicéa à cœur enfermé sont délignés puis collés à l'état vert, leurs déformations au séchage (flèche de face, flèche de rive, gauchissement) sont plus faibles que lorsque ces chevrons sont directement séchés. En testant différentes configurations selon l'orientation des cernes d'accroissement (dos contre dos, dos contre face, face contre face), une diminution significative des déformations, en particulier du gauchissement, a été observée pour la configuration dos contre dos (c'est-à-dire en inversant la position des deux lamelles par rapport à leur position initiale dans le chevron), alors qu'une diminution plus faible a été observée pour les configurations dos contre face et face contre face. Pour estimer la stabilité en service, plusieurs cycles de ré-humidification, séchage, ré-humidification puis retour à l'humidité initiale ont été appliqués sur des chevrons bruts et des chevrons lamellés-collés en configuration dos contre dos. Il a alors été montré que les chevrons lamellés-collés présentaient, à la fois pendant les cycles et à l'issue des cycles, des déformations significativement plus faibles que les chevrons bruts (plus de 70 % des chevrons lamellés-collés passaient les critères d'acceptabilité définis dans le projet contre 0 % pour les chevrons bruts). Ces expériences portaient sur des produits semi-finis mono-essence, néanmoins le raisonnement selon lequel un assemblage de pièces de bois sera relativement stable s'il est réalisé de manière que les déformations de ces pièces lors de variations de conditions atmosphériques soient antagonistes, peut être étendu à des collages inter-essences. Cognard (2005) propose d'ailleurs un classement des stabilités linéaire et de forme de différentes structures de panneaux, certaines structures étant en pratique multi-essences (bois massif débité en dosse, panneau latté non revêtu, panneau latté et plaqué, panneau latté revêtu de contreplaqué, contreplaqué cinq plis, panneau de particules, panneau de fibres de moyenne densité).

Dans les deux possibilités de transformation, des difficultés de collage liées aux propriétés physiques de l'essence de bois ou à l'incompatibilité chimique entre l'essence de bois et la colle

peuvent survenir et devront être anticipées. Cela peut notamment être le cas pour les bois résineux ou contenant des matières grasses, les bois de forte densité, les bois poreux et les bois acides (Benoit 2018). Toutefois, avec une préparation adéquate des surfaces et un choix de colle adapté, le collage multi-essences reste possible et est déjà pratiqué notamment dans le secteur de la menuiserie.

II.4 Conclusion

Ce chapitre a permis d'acquérir les informations principales sur le gisement de déchets en bois massif et sur les exigences en entrée de filières industrielles utilisant des semi-produits en bois massif, nécessaires à l'orientation du développement du procédé de recyclage.

Le gisement ciblé est constitué de la fraction des déchets en bois massif individuels de classe B présents sur les plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois, car une part majoritaire du gisement total en déchets en bois massif transite par ces plateformes.

L'observation de ce gisement a montré plusieurs caractéristiques incompatibles avec une valorisation directe en filière industrielle. Tout d'abord, pour une part significative de pièces, le bois est lié à des éléments indésirables, comprenant d'une part des éléments de quincaillerie, et d'autre part une diversité importante de contaminations chimiques, superficielles pour la très grande majorité des pièces. Ensuite, les mesures réalisées ont mis en lumière des dimensions relativement modestes et avec une forte variabilité, ainsi que pour certaines pièces des singularités de forme, mettant en lumière un besoin d'homogénéisation. Enfin, le matériau en lui-même se révèle également relativement hétérogène, en essences, en taux d'humidité et en défauts.

Les différentes opérations du procédé devront donc permettre les transformations suivantes :

1. Collecter la fraction de déchets en bois massif individuels ;
2. Isoler le matériau bois par une purge des éléments métalliques et une décontamination des surfaces ;
3. Homogénéiser et conformer les dimensions aux exigences ;
4. Homogénéiser et conformer les propriétés du matériau aux exigences, notamment par une purge des défauts incompatibles.

Concernant le troisième objectif, deux stratégies différentes ont été proposées, une première comprenant des opérations de décontamination et délignage en différentes sections commercialisables puis d'aboutage, et une seconde comprenant des opérations de décontamination et délignage en lamelles de section constante puis d'aboutage et de contre-collage en section unique.

Par ailleurs, concernant le quatrième objectif, des efforts d'intensités différentes peuvent être alloués pour conformer les propriétés du matériau (en valeur et en homogénéité) aux exigences en entrée de filière industrielle. Selon Sirkin et Ten Houten (1994), les qualités d'usage du matériau peuvent être soit augmentées (*upcycling* ou surcyclage), maintenues (recyclage en boucle fermée) ou diminuées (recyclage en boucle ouverte), et le choix optimal dépend du contexte et doit être déterminé à chacune des cascades en explorant les avantages et inconvénients des différentes options.

Afin d'arbitrer ces choix, leurs influences sur l'atteinte des principales exigences en entrée de filière et à un coût de revient raisonnable ont été discutées. Ces exigences concernent le prix des semi-produits et donc indirectement le rendement matière du procédé, la possibilité de commercialisation des semi-produits au niveau des sections et des longueurs, le taux d'humidité, et enfin la possibilité de commercialisation des semi-produits au niveau des essences, au niveau du mélange de différentes essences dans un même semi-produit et au niveau de la stabilité dimensionnelle associée à ces choix.

Au regard des considérations discutées dans ce chapitre, il a été choisi pour la suite de ces travaux de considérer la seconde possibilité et donc d'orienter le procédé vers la fabrication de semi-produits contrecollés de type carrelets lamellés-collés.

La mise en application de ce concept peut être vue comme un intermédiaire entre réutilisation et recyclage. La règlementation française définit la réutilisation comme « toute opération par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont utilisés de nouveau », la préparation en vue de la réutilisation comme « toute opération de contrôle, de nettoyage ou de réparation en vue de la valorisation par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont préparés de manière à être réutilisés sans autre opération de prétraitement », et le recyclage comme « toute opération de valorisation par laquelle les déchets […] sont retraités en substances, matières ou produits aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins » (JORF 2010). La mise en application du concept requiert des opérations qui vont au-delà du contrôle, du nettoyage et de la réparation cités par la règlementation, aussi elle sera qualifiée dans la suite de ces travaux comme un « recyclage en boucle fermée ».

Les travaux présentés dans le chapitre suivant s'appuient en partie sur les données présentées dans ce chapitre. Ces travaux portent sur le développement du procédé de fabrication de carrelets à partir de déchets en bois massif, sur l'évaluation des flux de matière impliqués, et sur l'évaluation des performances des carrelets résultants.

III Mise au point d'un procédé de recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif

III.1 Introduction

Les déchets post-consommateurs en bois massif sont issus de différents produits fabriqués via différentes techniques et à partir de différentes essences. De ce fait, ils sont variables à la fois en termes de caractéristiques physico-chimiques externes, principalement d'origine anthropique (dimensions, singularités liées au précédent cycle de vie et aux conditions de collecte, parties métalliques, traitements de préservation et finitions, etc.), et en termes de caractéristiques physiques et mécaniques internes, principalement d'origine biologique (essence, aspect, densité, macro et microstructure, taux d'humidité, comportement retrait-gonflement, perméabilité, orientation des cernes liée au mode de débit, fréquence des défauts, dureté, rigidités, résistances, durabilité naturelle et imprégnabilité, aptitudes au séchage, à l'usinage et à l'assemblage, réaction au feu, etc.).

Comme expliqué en conclusion du chapitre précédent, il a été décidé d'orienter le développement du procédé vers la fabrication de semi-produits en bois massif de type carrelets lamellés-collés. On retrouve au sein de cette famille une certaine diversité d'applications : menuiserie (fabrication de montants de portes, de fenêtres, d'huisseries et portes intérieures), agencement (placards, mains courantes, garde-corps intérieurs, gaines techniques), ameublement. Parmi les différentes applications possibles, les exigences techniques, qu'elles soient volontaires, normatives ou réglementaires, varient donc pour certaines des caractéristiques listées ci-dessus.

Ainsi, un procédé de recyclage particulier, à destination d'une application donnée, devra homogénéiser les caractéristiques des déchets présents dans le gisement, et les conformer aux exigences propres à l'application, par le biais d'opérations de tri ou de transformation. En fonction de l'application ciblée, le nombre et l'intensité de ces opérations peuvent donc varier.

Ce chapitre vise à répondre aux objectifs suivants :

- évaluer la faisabilité technique des opérations requises pour différentes applications ;
- établir les paramètres d'usinage permettant un compromis technico-économique intéressant ;
- fabriquer des prototypes de carrelets afin d'évaluer leurs performances dans l'optique de valider leur utilisabilité ;
- collecter des données sur le procédé afin de pouvoir ensuite évaluer sa pertinence environnementale et sa rentabilité économique.

III.2 Conception générale du procédé de remise à niveau

III.2.1 Synthèse des exigences requises pour les carrelets

Cette section présente une synthèse des principales exigences requises pour les carrelets utilisés dans différentes applications non structurelles, avec un focus sur les applications en menuiseries intérieures et extérieures.

III.2.1.1 Dimensions

D'après FCBA et IRABOIS (2015) les dimensions courantes des carrelets lamellés-collés-aboutés sont les suivantes : épaisseurs de 63 mm, 72 mm, 82 mm ou 96 mm, largeurs de 70 mm à 145 mm, longueurs de 3 m, 4,5 m ou 6 m. Les sections standardisées au niveau des scieries françaises (FNB 2017) sont précisées en annexe **A**, et des caractéristiques supplémentaires sont mentionnées dans (FNB 2018). Au niveau des longueurs, toute longueur comprise entre 1 m et 6 m est généralement disponible, toutefois les carrelets avec plis non aboutés sont généralement limités en longueur.

Les tolérances dimensionnelles sont spécifiées par la norme NF EN 13307-1 (AFNOR 2007b) et résumées dans le **tab. 5**, en fonction de l'état de surface des carrelets livrés (bruts de presse ou rabotés). Les déformations acceptables (flèche de face, flèche de rive, tuilage) ne caractérisent pas la stabilité dimensionnelle ultérieure du carrelet face à des variations de conditions atmosphériques, mais spécifient les tolérances acceptables pour l'usinabilité du carrelet par l'utilisateur.

Dimension	**Tolérance (bois scié)**	**Tolérance (bois raboté)**
Largeur b des faces, épaisseur h des tranches	+2 mm à −1 mm	+0,5 mm à 0 mm
Longueur L	Pas d'écart négatif	Pas d'écart négatif
Flèche de face F	$F \leq \max\left(\left(\frac{L}{1000}\right)^2 \text{ ; } 2\text{ mm}\right)$	$F \leq \max\left(0{,}5\left(\frac{L}{1000}\right)^2 \text{ ; } 1\text{ mm}\right)$
Flèche de rive V	$V \leq \max\left(\frac{L}{1000} \times \frac{b}{50} \text{ ; } 2\text{ mm}\right)$	$V \leq \max\left(\frac{L}{1000} \times \frac{b}{100} \text{ ; } 1\text{ mm}\right)$
Tuilage T	$T \leq \max\left(\frac{b}{100} \text{ ; } 1\text{ mm}\right)$	$T \leq \max\left(\frac{b}{200} \text{ ; } 0{,}2\text{ mm}\right)$

Tableau 5 – Tolérances sur les dimensions des carrelets en fonction de leur état de surface selon NF EN 13307-1 (dimensions en mm ; adapté de (FCBA and IRABOIS 2015))

III.2.1.2 Choix des essences

Le mélange d'essences est permis pour les applications non structurelles selon la norme NF EN 13307-1, sous réserve que ce mélange soit compatible avec la résistance des plans de collage et la stabilité dimensionnelle attendues, et que cette compatibilité soit prouvée à l'aide d'essais réalisés conformément à la spécification technique CEN/TS 13307-2 (AFNOR 2010).

Pour les menuiseries, le choix des essences s'opère selon les prescriptions de la norme NF EN 942 (AFNOR 2007c), avec en complément les prescriptions des normes NF EN 14220 (AFNOR 2007d) et NF P23-305 (AFNOR 2014b) pour les menuiseries extérieures, et NF EN 14221 (AFNOR 2007e) pour les menuiseries intérieures. La norme NF EN 942 fournit en annexe D un guide pour la sélection des essences, en listant de façon exhaustive les critères à prendre en considération : esthétiques (couleur, figure, aptitude à recevoir une finition, texture), commerciaux (disponibilité, coût, dimensions courantes), mécaniques (masse volumique, dureté et résistance à l'abrasion, taux de croissance, pente de fil, résistance), de durabilité (naturelle, aptitude à la durabilité conférée), de fonctionnement (variations dimensionnelles), et enfin d'usinage (facilité de cintrage, séchage, usinabilité, collage). La masse volumique doit être supérieure ou égale à 350 kg/m^3 pour les résineux et 450 kg/m^3 pour les feuillus selon NF EN 14220 et NF EN 14221. Le mélange d'essences est permis, toutefois la norme NF EN 942 préconise de sélectionner les essences de façon à éviter les fortes variations dimensionnelles.

III.2.1.3 Aspect esthétique

Les carrelets sont le plus souvent constitués de 3 ou 4 plis. Deux configurations principales existent concernant la présence d'aboutages dans les différents plis des carrelets : « KKK » et « DKD » (K de l'allemand *Keilzinken* désignant les aboutages, D de l'allemand *Decklamelle* désignant une lamelle de parement). Selon les besoins précis de l'application et le nombre de plis, d'autres configurations sont possibles (KKKK, DKKD, DKK, etc.).

Les carrelets peuvent recevoir un placage (généralement avant livraison à l'utilisateur), sur la tranche pour dissimuler les joints de lamellation ou sur les faces pour dissimuler les joints d'aboutage (FNB 2018). Les carrelets peuvent également être enrobés par l'utilisateur après profilage avec différents supports (placages de bois souples, papiers techniques, etc.), ou encore recevoir une finition opaque au stade du produit fini (en atelier ou sur chantier).

Pour les menuiseries, l'aspect du bois est pris en compte en fonction de la visibilité de la face du carrelet (visible, semi-cachée c'est-à-dire visible après installation uniquement lorsque l'ouvrant est ouvert, ou toujours cachée après installation). La qualité d'aspect requise est ainsi spécifiée pour les différents États membres européens, pour les différents composants des menuiseries et selon la visibilité de la face dans les annexes A des normes NF EN 14220 et NF EN 14221, en référence aux classes d'aspect définies dans la norme NF EN 942. Par exemple, en France, pour les dormants de fenêtres et de portes, les normes spécifient une classe J50 pour les faces cachées et une classe J30 pour les faces visibles ou semi-cachées avec finition opaque. Les critères des classes d'aspect définies dans la norme NF EN 942 portent sur la présence sur la face classée de singularités du bois (fil tors, pente de fil, nœuds adhérents et non adhérents, poches de résine, entre-écorce, fentes traversantes et non traversantes, moelle apparente, aubier décoloré, bois de réaction, flaches, dommages d'insectes à Ambrosia) et de joints (aboutés par entures, sans entures également désignés « en bout » ou « à plat », sur chant).

La norme NF P23-305 spécifie des niveaux de performance sur les finitions appliquées en usine, basées sur les essences de référence suivantes pour les supports : le pin sylvestre pour les résineux, le chêne (duramen) pour les feuillus hétérogènes et le moabi pour les feuillus durables.

III.2.1.4 Durabilité

La durabilité dépend de la destination du produit final. L'utilisateur du carrelet, fabricant du produit fini, doit ainsi vérifier la compatibilité de l'essence et de la colle avec la classe d'emploi. Les exigences pour les carrelets lamellés-collés sont identiques à celles définies pour les bois massifs, précisées dans le fascicule FD P20-651 (AFNOR 2011) ainsi que dans les normes NF EN 335 (AFNOR 2013a) pour la définition des classes d'emploi, NF EN 460 (AFNOR 1994) pour les exigences de durabilité du bois selon les classes d'emploi, NF EN 350 (AFNOR 2016a) et NF B50-105-3 (AFNOR 2014c) pour le contrôle de l'aptitude d'une essence à ces exigences en durabilité naturelle ou conférée. Si un traitement de préservation est requis (durabilité conférée), celui-ci doit être réalisé après l'ensemble des opérations d'usinage (FCBA and IRABOIS 2015).

III.2.1.5 Performances mécaniques et stabilité dimensionnelle

La norme NF EN 13307-1 ne prescrit aucune performance mécanique particulière. Pour les menuiseries, les normes NF EN 14220 et NF EN 14221 ne spécifient pas non plus de performance mécanique, mais précisent que malgré cette absence de spécification explicite, des

performances sont exigées de façon indirecte au travers des exigences sur l'aspect et sur la densité du bois.

Les carrelets lamellés-collés sont notamment utilisés pour les applications requérant une stabilité dimensionnelle supérieure à celle des bois massifs (FNB 2018). D'après la norme NF EN 13307-1, l'influence de l'orientation des cernes de croissance sur la stabilité dimensionnelle doit être prise en compte au moment de la lamellation. L'annexe informative A suggère notamment de ne pas coller de lamelles débitées sur dosse et sur quartier l'une contre l'autre. Les éléments aboutés doivent de plus présenter des cernes de croissance de largeur et d'orientation similaires.

Les carrelets sont ainsi notamment utilisés pour la fabrication de menuiseries extérieures, pour lesquelles le retrait ou les déformations du bois risquent d'entraîner des dysfonctionnements mécaniques ou d'étanchéité. Ces dysfonctionnement peuvent inclure un blocage des ouvrants, une diminution de l'étanchéité au vent et à la pluie, voire un bris de vitrage (Verougstraete 1985). La validation de la stabilité dimensionnelle du matériau se fait toutefois indirectement, à l'échelle de la menuiserie, notamment à l'aide d'essais mesurant ses performances mécaniques, de perméabilité à l'air, d'étanchéité à l'eau et de résistance au vent.

III.2.1.6 Séchage

Comme mentionné en section **II.3.3**, le taux d'humidité du bois doit permettre à la fois le collage, puis une stabilité dimensionnelle en service compatible avec le fonctionnement du produit final. Il est donc fonction de l'adhésif utilisé et de la destination des carrelets (notamment une utilisation en intérieur ou en extérieur) (FCBA and IRABOIS 2015).

Le référentiel de certification de la marque de qualité CTB-LCA impose pour les carrelets certifiés une humidité des bois avant collage comprise entre 8 % et 15 %, et un écart entre lamelles consécutives recommandé inférieur à 4 p% (FCBA 2018).

Concernant l'humidité de mise en œuvre, FCBA et IRABOIS (2015) préconisent pour les menuiseries intérieures de cibler une humidité de 6 % à 8 % avec un maximum de 12 %, et pour les menuiseries extérieures de 12 % à 16 % avec un maximum de 18 %. Les normes NF EN 14220 et NF EN 14221 précisent quant à elles que le taux d'humidité est habituellement soumis aux exigences nationales et aux conditions d'utilisation finales, mais que lorsque celles-ci ne sont pas connues, le taux d'humidité mesuré au moment de la fabrication du produit et avant finition ne doit pas excéder 16 % pour les menuiseries extérieures, et pour les menuiseries intérieures 13 % dans les bâtiments chauffés et 16 % dans les bâtiments non chauffés.

III.2.1.7 Qualité des collages

Les collages sont présents sur les carrelets lamellés-collés entre les lamelles (contre-collages ou lamellation), mais également le cas échéant au niveau des aboutages et des placages ou enrobages.

L'utilisation pour les menuiseries extérieures requiert la tenue de l'ensemble des plans de collage à l'eau et à l'humidité (FCBA and IRABOIS 2015). Selon les normes NF EN 14220 et NF EN 221, la colle utilisée doit être classée pour les menuiseries extérieures D4 selon la norme NF EN 204 (AFNOR 2016b) ou C4 selon la norme NF EN 12765 (AFNOR 2016c), et pour les menuiseries intérieures D3 ou C3 selon ces mêmes normes.

Concernant spécifiquement les aboutages, la norme NF EN 13307-1 requiert qu'aucun espace ne soit présent entre les parties mâles et femelles des entures après collage. Lorsqu'une performance aux intempéries est requise, un essai d'étanchéité de l'aboutage doit être réalisé selon la spécification technique CEN/TS 13307-2. En complément, la marque CTB-LCA impose également, lorsque les lamelles aboutées sont présentes sur la face exposée aux intempéries ou lorsqu'elles représentent plus de 80 % de l'épaisseur du carrelet, des essais de résistance en flexion des aboutages selon la spécification technique CEN/TS 13307-2 et la norme d'essai NF EN 408. Par ailleurs, lorsqu'une performance de résistance au vent est requise, une distance entre aboutages consécutifs supérieure à 150 mm doit être respectée.

Concernant spécifiquement la lamellation, la marque CTB-LCA requiert la réalisation d'essais de délamination et de résistance au cisaillement selon la spécification technique CEN/TS 13307-2. Pour les menuiseries extérieures, il est conseillé selon NF EN 13307-1 que l'épaisseur des plis extérieurs soit supérieure ou égale à 18 mm, mais pour d'autres applications (par exemple les montants de portes) des épaisseurs plus faibles peuvent être acceptables. Le positionnement des aboutages sur les lamelles adjacentes ne doit pas forcément respecter de distance minimale (à la différence des joints en bout).

Concernant spécifiquement les placages, la marque CTB-LCA impose des essais de résistance à l'arrachement selon la norme d'essai NF EN 311 (AFNOR 2002a).

III.2.2 Opérations requises pour le procédé de remise à niveau

Au vu des caractéristiques des déchets en bois en bois massif déterminées en section **II.2**, des considérations sur le procédé de remise à niveau discutées en section **II.3** et de la synthèse des exigences générales pour les carrelets présentée en section **III.2.1**, les opérations envisagées pour le procédé peuvent être regroupées en trois phases distinctes.

La première phase consiste à isoler les pièces en bois massif individuelles rectilignes éligibles pour la suite du procédé, par tri négatif des éléments autres que le bois massif (panneaux notamment), des pièces courbes et des faibles sections, et par démantèlement éventuel des pièces assemblées (si économiquement rentable). Cette phase a lieu le plus en amont possible afin de limiter les coûts de transport, sur les plateformes de regroupement de déchets de bois, voire sur les sites où les déchets sont générés (sites de déconstruction, déchèteries) si une collecte spécifique est mise en place.

La deuxième phase consiste à décontaminer et homogénéiser les dimensions des pièces de déchets en bois massif, par purge des parties métalliques (par tronçonnage piloté par détecteur de métaux), puis par décontamination de surface et délignage en lamelles. Pour cette opération, deux scies multi-lames sont utilisées. La première décontamine le chant des pièces et déligne la largeur des pièces, puis la seconde décontamine sur les pièces intermédiaires générées les côtés correspondant aux faces des pièces et déligne l'épaisseur des pièces.

La troisième phase enfin consiste à homogénéiser et conformer les caractéristiques du bois aux spécifications de l'application visée. Cette phase peut comprendre un nombre variable d'opérations en fonction des spécifications visées. Les singularités du bois non compatibles avec l'application sont purgées puis les lamelles sont séchées. Les lamelles sont ensuite aboutées par entures multiples, éventuellement après un tri d'homogénéisation (par masse volumique, par essence, par résistance mécanique, etc.). Les faces des lamelles sont ensuite rabotées avant

contre-collage en carrelets, puis les tranches des carrelets sont rabotées. Ces différentes opérations sont résumées sous forme d'organigramme en annexe **B**.

Comme discuté en section **II.3.3**, le séchage artificiel est intéressant dans la mesure où il permet à la fois d'atteindre un taux d'humidité compatible avec la colle et les finitions utilisées, et d'éliminer les variations dimensionnelles et déformations lors du séchage initial jusqu'à l'humidité en service (nuisibles au fonctionnement du produit si celui-ci est fabriqué avant séchage). De façon complémentaire, l'usinage du bois à l'humidité moyenne de l'intervalle des humidités anticipées en service permet ensuite de limiter au mieux les déformations liées aux variations des conditions atmosphériques.

En contrepartie, l'opération de séchage implique des coûts additionnels en investissement, en main d'œuvre et en énergies, généralement thermique et électrique. Ainsi, la collecte des déchets bois à leur source (chantiers de démolition, déchèteries) et leur protection des intempéries pendant leur stockage et transport intermédiaires peuvent permettre un gain d'ensemble sur la rentabilité du procédé.

Dans le cas contraire, pour garantir une bonne qualité de séchage, il convient dans l'idéal de trier les pièces à sécher par épaisseur, par essence voire par classe d'humidité le cas échéant (Aléon et al. 2001). Dans le cas présent, l'épaisseur des lamelles serait effectivement régulière. Pour les essences cependant, comme discuté en section **II.3.4** un tri n'est pas envisageable à court terme. Enfin pour les humidités, un tri est effectivement réalisable à coût maîtrisé entre par exemple des bois nécessitant un séchage rapide d'homogénéisation et des bois dont l'humidité est supérieure au point de saturation des fibres et nécessitant un séchage classique.

Par ailleurs, afin de garantir un fonctionnement optimal d'un séchoir traditionnel à air chaud climatisé, il importe de disposer les piles de bois de façon à créer un obstacle continu au passage de l'air. Ainsi, pour des raisons principalement logistiques, le séchage est généralement réalisé avant la purge des défauts, de façon à faciliter l'empilement de sciages de longueur régulière. Or dans le cas présent, les lamelles issues de déchets bois présentent déjà des longueurs irrégulières, et l'ordre classique ne se justifie plus. La purge des singularités avant séchage offre par ailleurs des avantages en supprimant le besoin de sécher les défauts et en limitant les déformations liées à la présence des singularités (et donc l'épaisseur à raboter par la suite).

Le développement de procédés de séchage en ligne tels que le séchage par micro-ondes constitue une piste intéressante pour le séchage de lamelles issues de déchets en bois massif. D'une part, cela supprimerait le besoin de manutentions rendues difficiles par les longueurs irrégulières. D'autre part, bien que l'application de cette technologie au séchage du bois soit généralement considérée comme énergivore par rapport au séchage traditionnel à air chaud climatisé, les taux d'humidité des déchets bois sont déjà relativement faibles par rapport à des bois vierges frais de sciage, or le séchage par micro-ondes est relativement efficient pour des taux d'humidité inférieurs à 30 % (Du et al. 2005). Enfin, Antti *et al.* ont étudié le séchage par micro-ondes pour différentes essences incluant l'épicéa, le pin, le chêne, le hêtre et le frêne (Antti 1992, 1995; Antti and Perré 1999; Antti et al. 2000), et ont conclu que du fait des accumulations de tensions internes et du risque d'apparition de fissures, cette technologie est particulièrement adaptée pour des sciages de faible épaisseur, des placages ou des lamelles.

III.3 Conformation de la contamination chimique et de l'état de surface

Dans la section **II.3.1** il a été émis l'hypothèse qu'un surfaçage pourrait permettre une décontamination des déchets en bois massif contaminés en surface (par des finitions, des produits de préservation, des souillures, etc.), jusqu'à respecter les teneurs limites définies par l'EPF. Par ailleurs, il a été émis l'hypothèse qu'une décontamination mécanique par surfaçage des déchets contaminés en profondeur poserait des difficultés d'industrialisation pouvant remettre en question la rentabilité économique.

Cette section vise à apporter des éléments permettant de valider ou de rejeter ces hypothèses. L'efficacité et la faisabilité d'une décontamination par surfaçage ont été évaluées à partir de mesures des contaminants chimiques avant et après décontamination. En premier lieu, le choix de l'épaisseur de décontamination à appliquer aux contaminations en surface est argumenté. En deuxième lieu, la méthode d'évaluation de l'efficacité de décontamination est introduite, en incluant la présentation de la technique utilisée (spectrométrie de fluorescence des rayons X, *X-ray fluorescence spectrometry* ou XRF), l'estimation de la profondeur de mesure, le choix des éléments témoins suivis pour évaluer les contaminations, et la procédure appliquée pour l'étalonnage du spectromètre. En troisième lieu, les résultats sont présentés et discutés, en distinguant les essais réalisés sur des déchets contaminés en surface, les essais réalisés sur des déchets contaminés en profondeur, et enfin les essais réalisés sur les résidus du procédé afin d'évaluer leurs potentiels modes de traitement.

III.3.1 Choix de l'épaisseur de décontamination

L'épaisseur qu'il faut retirer par surfaçage pour éliminer les contaminations de surface des déchets de classe B en bois massif est variable selon la nature des traitements du bois qui sont à l'origine de ces contaminations.

Les biocides contenus dans les produits de préservation appliqués par trempage, aspersion ou badigeonnage sont présents uniquement à la surface du bois, dans les 2 à 3 mm au plus en profondeur (Deroubaix et al. 2017). Wörle *et al.* (2010, 2012) et Mayer *et al.* (2009) ont par exemple étudié par différentes techniques (micro-spectrométrie de fluorescence des rayons X, chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse, radiographie à activation neutronique) le profil de pénétration de biocides organochlorés sur des coupes d'échantillons de bois, appliqués avec différents solvants et selon différents modes d'application (trempage ou badigeonnage). Quels que soient le solvant et le mode d'application utilisés, leurs résultats montrent que ces biocides sont à 80 % stockés dans les deux premiers millimètres de la surface du bois dans les directions radiale et tangentielle. Dans la direction axiale, les biocides sont détectés jusqu'à une profondeur de 10 mm à 15 mm du fait de la pénétrabilité plus importante du bois dans cette direction. Concernant les finitions de type vernis, peinture ou cire, l'épaisseur de couche après séchage est de l'ordre de 0,1 mm, donc même si plusieurs couches épaisses sont présentes la probabilité est faible de dépasser une épaisseur totale de 2 mm. Les couches de lasure sont plus fines, de 10 µm à 25 µm par couche (Plassat 2009). L'épaisseur des placages décoratifs est comprise entre 0,2 mm et 1,5 mm (Plassat 2009). Concernant les souillures solides (terre, ciment), pour les exemples de déchets prélevés concernés l'épaisseur était inférieure à 2 mm. La profondeur du changement de couleur lié au

vieillissement du bois est également approximativement de 2 mm ((Kohara 1952) cité dans (Sakaguchi 2014)).

Sur la base de ces recherches, une épaisseur de décontamination de 2 mm dans le plan transversal du bois a été choisie dans la suite de ces travaux.

III.3.2 Méthode utilisée pour l'évaluation de l'efficacité de décontamination

III.3.2.1 Principes de la spectrométrie de fluorescence des rayons X

La spectrométrie de fluorescence des rayons X permet de caractériser les éléments chimiques constituant un objet. Il s'agit d'une analyse non destructive, réalisée à la surface de l'objet ou sur un échantillon. Le principe consiste à irradier le matériau à analyser avec un faisceau de rayons X (issus d'un tube à rayons X par exemple). Les éléments du matériau sont excités par absorption du faisceau (ionisation des atomes par effet photoélectrique) et émettent à leur tour leur propre rayonnement (libération d'énergie lors de la transition électronique via l'émission d'un photon X). Ce phénomène est appelé fluorescence de rayons X secondaires. L'énergie du photon X émis est égale à la différence d'énergie des deux orbitales atomiques concernées par la transition électronique, et est donc caractéristique de l'atome où l'émission a été générée. Par exemple, la transition d'un électron depuis la couche L3 vers la couche K pour un atome de cuivre, notée Cu $K\alpha_1$ selon la notation de Siegbahn, correspond à l'émission d'un photon d'énergie 8,05 keV (Thompson et al. 2009). La détection d'un photon de cette énergie par un détecteur permet alors l'identification de l'élément chimique émetteur. Le comptage des photons des différentes énergies permet des mesures semi-quantitatives voire quantitatives des concentrations des éléments en présence.

III.3.2.2 Effets de matrice et étalonnages

Les sources d'erreur suivantes peuvent perturber les mesures :

- le caractère aléatoire de l'émission de photons X, au niveau du rayonnement primaire et du rayonnement secondaire ;
- la dispersion de mesure, qui entraîne un élargissement des pics du spectre et un risque d'interférences entre pics voisins ;
- le bruit de fond, signal continu de faible intensité présent sur tous les spectres, qui empêche la distinction des pics de faible intensité et perturbe la mesure de l'intensité de l'ensemble des pics, et qui provient de différents phénomènes (le rayonnement primaire, constitué des pics caractéristiques du matériau constituant l'anode du tube et d'un spectre continu généré lors du freinage des électrons par ce matériau, est rayonné par l'échantillon vers le détecteur par diffusion Rayleigh et par effet Compton) ;
- les écarts entre le modèle de calcul et l'échantillon réel pour la prise en compte des « effets de matrice ».

Concernant ce dernier point, Castaing (1951) a le premier remarqué que pour la microanalyse (technique voisine de la spectrométrie XRF), en « première approximation », les intensités des raies caractéristiques des éléments sont proportionnelles aux concentrations massiques des éléments dans l'échantillon. Toutefois, il précise que cela n'est valable que pour un échantillon pur, et que lorsque plusieurs éléments sont présents la mesure de la concentration d'un élément (analyse quantitative) est perturbée par différents phénomènes appelés « effets de matrice », dus aux interactions du rayonnement incident d'une part, et du rayonnement secondaire issu

de la désexcitation de l'atome cible d'autre part, avec d'autres atomes de l'échantillon. Ces effets de matrice se rencontrent dans différentes techniques d'analyse chimique. Dans le cas de la spectrométrie de fluorescence des rayons X, ces effets de matrice comprennent l'absorption (primaire et secondaire) et la fluorescence secondaire.

Les absorptions primaire et secondaire désignent respectivement l'absorption du rayonnement incident et du rayonnement secondaire par ces autres atomes (notamment par ionisation par effet photoélectrique de ces autres atomes puis émission d'un électron Auger lors de leur désexcitation). L'absorption dépend à la fois de l'énergie (ou longueur d'onde) du rayonnement et de la composition élémentaire de la matrice. Plus l'énergie du rayonnement (incident ou secondaire) est élevée, moins l'absorption est importante. Plus le numéro atomique moyen des atomes de la matrice est élevé, plus l'absorption est importante (Schlotz and Uhlig 2006). La fluorescence secondaire, ou surexcitation, désigne quant à elle l'excitation de l'atome cible par le rayonnement fluorescent provenant des atomes voisins, à la suite de leur excitation par le rayonnement incident.

Différentes stratégies d'étalonnage peuvent permettre de s'affranchir de ces effets de matrice (Brisset et al. 2012). Une des stratégies consiste en un étalonnage « universel », généralement réalisé en usine à l'aide d'étalons pour les différents éléments (généralement purs) et de méthodes de correction de matrice par les paramètres fondamentaux. Toutefois, pour que les mesures soient valides, l'échantillon analysé doit respecter les hypothèses considérées lors du développement de l'étalonnage. Ces hypothèses impliquent généralement l'homogénéité de l'échantillon, et l'exhaustivité d'estimation des différents éléments. Lorsque ces hypothèses ne sont pas vérifiées, une autre stratégie d'étalonnage consiste à réaliser un étalonnage spécifique aux conditions expérimentales, à l'aide d'étalons de concentrations connues réalisés spécifiquement. En effet, si les étalons présentent une matrice similaire aux échantillons à analyser, les effets de matrice sont intégrés dans les coefficients d'étalonnages.

III.3.2.3 Profondeur de mesure

La spectrométrie de fluorescence des rayons X permet une mesure superficielle de l'échantillon. La profondeur de détection des éléments analysés dépend à la fois de l'énergie de la raie d'émission concernée et des effets de matrice : des éléments lourds dans une matrice composée d'éléments légers seront détectés plus profondément que des éléments légers dans une matrice composée d'éléments lourds (Schlotz and Uhlig 2006).

Il est possible d'estimer cette profondeur de détection. On considère un rayonnement d'énergie E avec une intensité initiale I_0, traversant une couche de matière d'épaisseur x. Le rayonnement résiduel derrière cette couche aura une intensité I inférieure à I_0 du fait de l'absorption. La relation entre I et I_0 est définie par la loi d'absorption suivante, avec μ le coefficient linéique d'atténuation (Schlotz and Uhlig 2006) : $I = I_0 e^{-\mu x}$.

Comme expliqué par Schlotz et Uhlig (2006), le coefficient linéique d'atténuation μ ne dépend pas seulement du rayonnement et des éléments présents dans la matrice, mais également de la densité de la matrice, et c'est donc le coefficient massique d'atténuation μ/ρ qui est généralement tabulé. La librairie Xraylib (Schoonjans et al. 2011) fournit pour une énergie de rayonnement et une composition de matrice données, le coefficient massique d'atténuation μ/ρ correspondant. En considérant par exemple la raie Cu $K\alpha_1$ émise par un atome de cuivre au

moment de sa désexcitation, d'énergie 8,05 keV, et une composition chimique moyenne du bois $C_{5210}O_{4120}H_{620}N_{40}S_8Cl_2$ (Vassilev et al. 2010), le coefficient massique d'atténuation fourni par Xraylib est de 7,8 cm²/g. En considérant une masse volumique ρ de 0,45 g/cm³, on peut calculer un coefficient linéique d'atténuation μ de 3,5 cm⁻¹. On peut ainsi estimer, en négligeant les effets d'hétérogénéité de matrice, l'épaisseur x permettant une diminution de 90 % de l'intensité du rayonnement Cu $K\alpha_1$ dans le bois à 6,6 mm.

La **fig. 14** présente une estimation de la transmittance I/I_0 en fonction de l'épaisseur de matrice traversée x (avec les mêmes hypothèses que précédemment), pour les rayonnements correspondant à certaines raies Kα1 ou Lβ1 utilisées pour détecter les éléments suivis dans le référentiel défini par l'EPF.

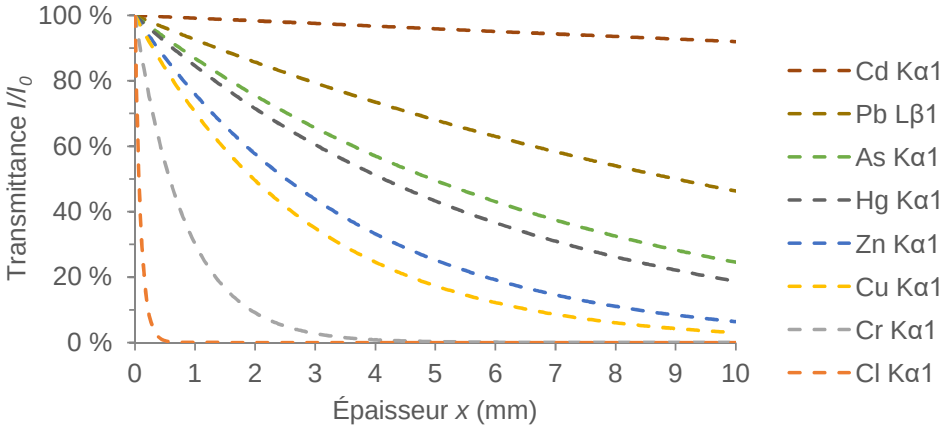


Figure 14 – Estimation de la transmittance du rayonnement X correspondant aux raies $K\alpha_1$ ou $L\beta_1$ de différents éléments dans une matrice bois

Briesemeister (2013) a mesuré expérimentalement la profondeur à laquelle il était possible de détecter le chrome, le cuivre et l'arsenic présents dans des échantillons composés de bois traité CCA par imprégnation recouvert d'une épaisseur variable de bois non traité, à l'aide d'un spectromètre XRF portatif. Il a montré que l'intensité du signal diminue rapidement avec la profondeur, et que le chrome n'était plus détectable au-delà de 3 mm, le cuivre au-delà de 9 mm et l'arsenic au-delà de 18 mm, du fait des limites de détection du spectromètre utilisé. Ces résultats semblent correspondre avec l'estimation réalisée ci-dessus, sous réserve que les raies utilisées pour la mesure soient les mêmes que celles considérées ci-dessus.

Ainsi, dans l'éventualité où une contamination de surface est présente, la mesure de la teneur en contaminant dans le matériau est, selon l'élément analysé, plus ou moins influencée par cette contamination de surface (surestimée lorsque la contamination de surface dépasse la contamination présente à l'intérieur du matériau).

III.3.2.4 Éléments témoins et étalonnage du spectromètre

Comme expliqué dans la section **II.3.1**, on cherche à évaluer la possibilité d'obtenir après surfaçage des teneurs en contaminants chimiques conformes au référentiel défini par l'EPF.

La **fig. 15** présente le spectromètre utilisé (Oxford Instruments X-MET 7500, tube Rh alimenté à 45 kV, détecteur SDD à dérive au silicium ou *silicon drift detector*). Le support permet de maintenir le spectromètre sur un échantillon solide tout en maintenant une distance proche et

constante, la base de paillasse permet de réaliser des mesures sur des palets de farine préparés au préalable dans des récipients en aluminium adaptés.

Figure 15 – Spectromètre XRF X-MET 7500, support et base de paillasse

Parmi les éléments dont la concentration est restreinte par le référentiel EPF, les éléments mesurables avec ce spectromètre sont, dans l'ordre de leur numéro atomique, Cl, Cr, Cu, As, Cd, Hg et Pb. Le spectromètre ne peut en effet détecter que les éléments dont le numéro atomique est compris entre le magnésium et l'uranium inclus, et ne peut donc pas détecter le fluor. Il a également été décidé d'inclure les éléments suivants comme témoins : Ca (métabolisé par l'arbre à partir du sol lors de sa croissance, ou provenant de contaminations par de la terre ou du ciment), Ti (peintures blanches), Fe (assemblages métalliques, peintures rouges, marrons, noires) et Zn (assemblages métalliques, produits de préservation, peintures blanches). Pour le zinc, il a été considéré comme référence le seuil réglementaire de 200 ppm pour la valorisation énergétique de déchets en centrales biomasses classées 2910-B sous le régime ICPE. Pour les autres éléments, il a été considéré comme référence les concentrations médianes d'analyses de bois vierges non traités de sapin, pin et épicéa, issues de la base de données Phyllis gérée par le Centre de recherches sur l'énergie des Pays-Bas sur la composition de la biomasse et des déchets (ECN.TNO 2019). Ces concentrations médianes sont les suivantes : 6550 ppm pour le calcium (8 échantillons), 15 ppm pour le titane (3 échantillons) et 140 ppm pour le fer (9 échantillons).

Les limites de détection pour des matrices de faible densité sont de 200 ppm pour le chlore, de 50 ppm pour le calcium, de 10 ppm pour le titane, le chrome, le fer, le cuivre et le cadmium, et de 5 ppm pour l'arsenic, le mercure et le plomb. Ces limites sont donc inférieures aux références retenues.

Le spectromètre a fait l'objet d'un étalonnage par les paramètres fondamentaux spécifique à la mesure de contaminants dans les matrices bois, réalisé par le fabricant. En complément, pour les éléments Cr, Cu, As, Cd, Hg et Pb, une correction linéaire a été apportée à partir de farines de bois imprégnées à différentes concentrations connues (Martouzet 2015).

Le protocole de mesure suivi pour les essais décrits ci-après consiste à placer la pièce mesurée sur un bloc épais de bois vierge afin d'éviter de mesurer les éléments présents dans la paillasse, à mesurer la concentration des différents éléments à l'aide de la méthode étalonnée et corrigée décrite ci-dessus, pendant une durée de 60 secondes sur 6 points de mesure par échantillon (3 par face), et à retenir la moyenne des 6 mesures et des 6 écarts-types obtenus.

III.3.3 Essais sur les pièces contaminées en profondeur

Des essais ont été menés sur une pièce de déchet bois visuellement imprégnée d'un produit de préservation à base de cuivre (couleur verdâtre), issue de la campagne de caractérisation D3 et de section 4,3 cm × 9,2 cm. La concentration en cuivre a été mesurée à la surface puis après différents surfaçages de 1 mm. La **fig. 16** présente les résultats obtenus. On observe que la concentration locale dépasse largement le seuil retenu (40 ppm) à la surface puis décroit plus ou moins linéairement jusqu'à repasser sous le seuil après 14 mm de surfaçage.

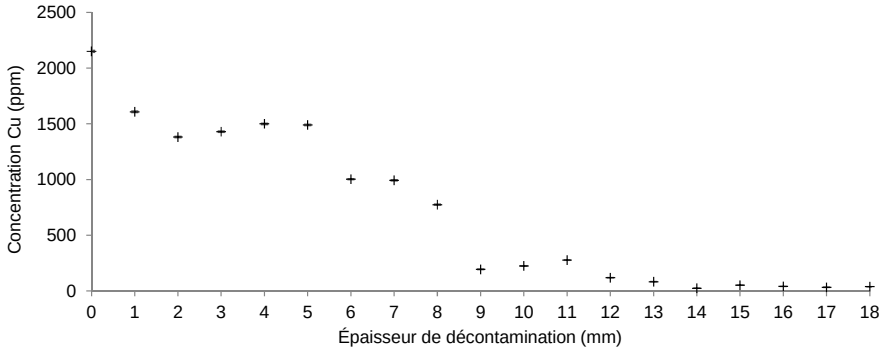


Figure 16 – Résultats des essais de décontamination des pièces contaminées en profondeur

La décontamination par un surfaçage de 2 mm ne permet donc pas de garantir en surface le respect des limites EPF pour les pièces de bois imprégnées. Cela montre la nécessité de détecter et d'écarter les pièces de bois imprégnées mélangées par erreur avec la classe B, afin d'éviter qu'elles ne soient transformées et intégrées dans les semi-produits puis dans les produits finaux. Cette détection peut se faire visuellement (couleur verdâtre), comme cela est réalisé actuellement sur certaines plateformes afin de se conformer aux cahiers des charges d'achat de broyat de bois des fabricants de panneaux de particules, ou de façon automatisée via différentes techniques spectrométriques. Dans le projet européen "Cascading recovered wood", les techniques suivantes ont été développées ou expérimentées (Richter et al. 2017) :

- spectrométrie de fluorescence des rayons X (*X-ray fluorescence spectrometry* ou XRF) ;
- spectrométrie proche infra-rouge (*near-infrared spectrometry* ou NIR) ;
- spectrométrie de mobilité ionique (*gas chromatography - field asymmetric ion mobility spectrometry* ou GC-FAIMS) ;
- spectrométrie sur plasma induit par laser (*laser-induced breakdown spectrometry* ou LIBS).

Ces techniques ne permettent pas toutes de détecter les mêmes éléments, ou parfois avec des limites de détection différentes. Ainsi, la spectrométrie XRF permet principalement de détecter les éléments traces métalliques présents dans les produits de préservation et les peintures. La spectrométrie NIR permet quant à elle principalement de détecter les types de matériaux à base de bois en présence (le bois massif résineux ou feuillu voire les essences si l'état de surface et la base de données utilisée le permettent, les différents types de panneaux à base de bois, les finitions et revêtements) (Pigorsch et al. 2014; Hollstein et al. 2017). Elle permet également de détecter les bois imprégnés avec des produits organiques et certains métaux, mais les limites de détection sont plus élevées que pour la spectrométrie XRF. La spectrométrie GC-FAIMS permet d'identifier l'essence, et de détecter les produits de préservation organiques uniquement

(Mauruschat et al. 2014). Enfin, la spectrométrie LIBS permet de détecter les métaux et certains métalloïdes. Ces techniques sont par ailleurs à des degrés différents de développement et pour certaines les conditions d'utilisation actuelles ne permettent d'envisager un transfert industriel immédiat. Ainsi, la technique ou les combinaisons de techniques à déployer pour détecter les pièces contaminées en profondeur nécessite d'être étudiée plus précisément, en incluant l'aspect rentabilité économique.

III.3.4 Essais sur les pièces contaminées en surface

Pour 153 échantillons des campagnes de caractérisation D1, D2 et D3, la concentration des contaminants en surface a été mesurée selon le protocole décrit précédemment. Une partie des pièces (93 échantillons des campagnes de caractérisation D2 et D3) ont ensuite été décontaminées par surfaçage avec une épaisseur de décontamination de 2 mm, et délignées en lamelles afin de mener les expériences décrites dans la section **III.4.2** ci-après. La concentration des contaminants en surface a ensuite été de nouveau mesurée sur ces lamelles aux mêmes points que sur les échantillons initiaux, après avoir reconstitué les pièces en assemblant les lamelles dans leur configuration d'origine. Pour chacune de ces mesures, la moyenne de 6 points de mesure a été réalisée (3 sur chacune des faces).

Le **tab. 6** présente une synthèse des résultats des mesures des contaminants présents en surface avant et après décontamination par surfaçage (c'est-à-dire respectivement à la surface des déchets et des lamelles). Pour chacun des éléments, la part d'échantillons dépassant le seuil de référence est précisée. Pour rappel, le seuil de référence considéré est le référentiel EPF pour les éléments Hg à Cl et la teneur naturelle du bois pour les éléments Zn à Ca (cf. section **III.3.2.4**). Les écarts moyens rapportés en dernière colonne sont les moyennes des écarts relatifs entre déchets et lamelles, uniquement pour les échantillons qui dépassent la référence sous forme de déchet et pour lesquels une mesure est disponible sous forme de lamelles (le nombre d'échantillons concernés est précisé entre parenthèses). Le **tab. 7** présente la même analyse après avoir retiré les pièces imprégnées, pour ne conserver que les contaminations de surface.

De façon générale, on observe une forte variabilité des résultats, avec des écarts-types souvent supérieurs aux moyennes. D'après Irle (2010), cela provient de quelques résultats avec des concentrations élevées de contaminants et est fréquent dans les études sur les déchets de bois comprenant de nombreux réplicats, dans la mesure où la probabilité d'inclure des échantillons avec des concentrations extrêmes augmente avec le nombre de réplicats.

Avant décontamination, le **tab. 6** montre que 20 % des échantillons présentent au moins un dépassement par rapport aux seuils EPF (Hg, As, Cr, Cu, Cd, Pb, Cl), 70 % des échantillons au moins un dépassement par rapport aux seuils sur les autres éléments mesurés (Zn, Ti, Fe, Ca), et 71 % au moins un dépassement par rapport à l'ensemble des seuils. Les dépassements les plus fréquents par rapport aux seuils EPF concernent le cuivre (14 % des échantillons), le chrome (7 %) et le plomb (6 %), et pour chacun des autres éléments EPF 1 % des échantillons sont contaminés. Un seul échantillon (soit moins de 1 % des échantillons) semble traité CCA, avec des contaminations importantes à la fois pour le cuivre, le chrome et l'arsenic. Cela est en accord avec Irle (2005), qui a estimé pour des flux de déchets de bois de différentes origines un contenu en bois traité CCA compris entre 0,2 % et 2,4 %.

Élé-	Réf.	Avant décontamination (ppm)						Après décontamination (ppm)						Écart
ment	(ppm)	Moy.	Méd.	SD	Min.	Max.	Dépassements	Moy.	Méd.	SD	Min.	Max.	Dépassements	moyen
Hg	25	0	0	2	0	27	1 %	0	0	0	0	3	0 %	−100 % (1)
As	25	4	0	55	0	683	1 %	3	0	30	0	295	1 %	−57 % (1)
Cr	25	839	0	3683	0	21 431	7 %	4	0	36	0	352	1 %	−95 % (5)
Cu	40	90	0	441	0	4484	14 %	44	0	329	0	3171	6 %	−82 % (14)
Cd	50	1	0	9	0	94	1 %	0	0	0	0	4	0 %	−100 % (1)
Pb	90	483	3	5658	0	70 209	6 %	1	0	2	0	12	0 %	−98 % (5)
Cl	1000	295	0	3639	0	45 163	1 %	0	0	0	0	0	0 %	−100 % (1)
Zn	200	314	25	2795	0	34 660	10 %	12	0	57	0	401	2 %	−79 % (7)
Ti	15	3731	73	22 682	0	263 460	67 %	0	0	0	0	0	0 %	−100 % (64)
Fe	140	2623	254	8800	0	52 401	52 %	0	0	0	0	0	0 %	−100 % (48)
Ca	6550	8822	2522	14 905	87	88 580	28 %	608	419	1175	0	10 902	1 %	−93 % (21)

Tableau 6 – Synthèse des concentrations en contaminants mesurées avant et après décontamination (ensemble des échantillons)

Élé-	Réf.	Avant décontamination (ppm)						Après décontamination (ppm)						Écart
ment	(ppm)	Moy.	Méd.	SD	Min.	Max.	Dépassements	Moy.	Méd.	SD	Min.	Max.	Dépassements	moyen
Hg	25	0	0	2	0	27	1 %	0	0	0	0	3	0 %	−100 % (1)
As	25	0	0	0	0	0	0 %	0	0	0	0	0	0 %	(0)
Cr	25	870	0	3766	0	21 431	7 %	0	0	1	0	10	0 %	−100 % (4)
Cu	40	14	0	55	0	542	10 %	0	0	0	0	0	0 %	−100 % (8)
Cd	50	1	0	9	0	94	1 %	0	0	0	0	4	0 %	−100 % (1)
Pb	90	506	3	5791	0	70 209	6 %	1	0	2	0	12	0 %	−98 % (5)
Cl	1000	309	0	3725	0	45 163	1 %	0	0	0	0	0	0 %	−100 % (1)
Zn	200	314	24	2858	0	34 660	10 %	9	0	48	0	401	1 %	−78 % (6)
Ti	15	3902	75	23 206	0	263 460	67 %	0	0	0	0	0	0 %	−100 % (60)
Fe	140	2720	260	8996	0	52 401	52 %	0	0	0	0	0	0 %	−100 % (45)
Ca	6550	9056	2562	15 172	87	88 580	29 %	613	413	1214	0	10 902	1 %	−93 % (21)

Tableau 7 – Synthèse des concentrations en contaminants mesurées avant et après décontamination (sans les échantillons imprégnés)

Après décontamination, 6 % des échantillons présentent au moins un dépassement par rapport aux seuils EPF, 3 % des échantillons au moins un dépassement par rapport aux seuils sur les autres éléments mesurés, et 9 % au moins un dépassement par rapport à l'ensemble des seuils. Le nombre d'échantillons contaminés a donc significativement baissé. De plus, en considérant uniquement les échantillons initialement contaminés, la baisse moyenne des concentrations en surface atteint entre −57 % et −100 % selon l'élément, et −96 % tous éléments confondus. La décontamination est donc efficace pour une majorité de pièces. Néanmoins, des contaminations restent présentes. Les dépassements les plus fréquents par rapport aux seuils EPF concernent le cuivre (6 % des échantillons), pour l'arsenic et le chrome 1 % des échantillons restent contaminés et pour les autres éléments EPF plus aucun dépassement n'est observé.

Le **tab. 7** présente la même analyse après avoir retiré les 7 échantillons imprégnés (couleur verdâtre), pour ne conserver que les contaminations de surface. Après décontamination, plus aucun échantillon ne présente de dépassement par rapport aux seuils EPF et 2 % des échantillons au moins un dépassement par rapport aux seuils sur les autres éléments mesurés. En considérant uniquement les échantillons initialement contaminés, la baisse moyenne des concentrations en surface atteint entre −78 % et −100 % selon l'élément, et −98 % tous éléments confondus. Les contaminations restantes concernent le zinc (1 échantillons soit 1 % des échantillons, concentration 401 ppm) et le calcium (1 échantillon soit 1 % des échantillons, concentration 10 902 ppm). Pour l'échantillon qui reste contaminé par du zinc après décontamination, deux points de mesure se situent au-dessus et quatre points de mesure en dessous du seuil de 200 ppm pour la valorisation énergétique en centrale classée 2910-B.

En synthèse, il a été montré que les pièces présentant au moins un dépassement par rapport aux seuils EPF (Hg, As, Cr, Cu, Cd, Pb, Cl) représentent 20 % des pièces en nombre et 16 % en volume, soit une part significative du gisement. Les pièces imprégnées représentent 5 % des pièces en nombre et 3 % en volume, soit une part modeste du gisement. Lorsque les pièces imprégnées sont écartées, les résultats présentés ci-dessus montrent que la décontamination par surfaçage sur une épaisseur de 2 mm permet de retrouver pour les éléments analysés suivis par le référentiel EPF des concentrations en surface respectant les seuils définis dans la masse, et pour les autres éléments analysés des concentrations en surface proches de celles trouvées pour le bois naturel dans la masse. Il serait intéressant de vérifier que cette approche permet également de décontaminer les pièces pour les composés organiques ou organohalogénés autres que le chlore suivis par le référentiel EPF (fluor, créosote, PCP, PCB). Ces résultats incitent donc à détecter et écarter les pièces imprégnées, et à décontaminer par surfaçage l'ensemble des autres pièces. Il apparaît intéressant de détecter les pièces contaminées le plus en amont possible dans le procédé, afin d'éviter des opérations sur des pièces inexploitables et de contaminer les résidus du procédé.

Une difficulté peut se poser pour définir les seuils de concentration permettant de détecter les pièces imprégnées en amont de la décontamination, car les concentrations à la surface des pièces imprégnées et des pièces simplement traitées en surface (trempage, aspersion, badigeonnage) sont parfois proches. Si la distinction entre pièces imprégnées et pièces traitées en surface n'est pas possible en amont de la décontamination par les techniques évoquées ci-dessus, cette détection devra être réalisée après décontamination.

III.3.5 Essais sur les résidus du procédé

Deux lots de sciure ont été prélevés lors des essais de décontamination-délignage des pièces de la campagne D3. L'ensemble des pièces ont été décontaminées et délignées pendant ces essais, y compris les pièces présentant un dépassement par rapport aux seuils EPF et notamment les pièces imprégnées. La sciure provient à la fois de la décontamination des surfaces et des traits de scie entre lamelles. Elle a ensuite été broyée et homogénéisée afin de préparer des échantillons de farine dans des récipients en aluminium adaptés de 4,7 cm de diamètre (6 palets pour le premier lot et 3 palets pour le second lot), puis ces échantillons ont été analysés avec le spectromètre XRF à l'aide de la base de paillasse. La **fig. 17** présente le dispositif de mesure.

(a) **(b)**

Figure 17 – Dispositif de mesure de la concentration en contaminants dans la sciure de décontamination-délignage ((a) échantillon de farine, (b) spectromètre avec base de paillasse)

Les résultats sont présentés dans le **tab. 8**. Malgré la contamination effective de certaines des pièces initiales en surface ou en profondeur, aucune trace de mercure, d'arsenic, de chrome ou de cadmium n'a été détectée du fait des dilutions réalisées (pièces non contaminées, épaisseur contaminée inférieure à l'épaisseur de décontamination, traits de scie de délignage). Pour le cuivre, une concentration inférieure au seuil EPF a été mesurée pour le lot 1 (susceptible de provenir des pièces imprégnées) et aucune trace n'a été détectée pour le lot 2. Enfin pour le plomb, on observe une différence significative entre les deux lots. Pour le lot 2, la concentration mesurée est inférieure au seuil EPF. Toutefois pour le lot 1, la concentration mesurée dépasse largement le seuil EPF (+859 %). Après recherche des pièces décontaminées et délignées pour chacun des lots de sciure, il s'avère que la sciure issue de la décontamination de la pièce avec la concentration maximale de plomb en surface (70 209 ppm soit +77 910 % par rapport au seuil EPF) a été incluse dans le lot 1, ce qui explique le dépassement observé.

Élément	**Lot 1**		**Lot 2**	
	Moy. (ppm)	**SD (ppm)**	**Moy. (ppm)**	**SD (ppm)**
Hg	0		0	
As	0		0	
Cr	0		0	
Cu	28	15	0	
Cd	0		0	
Pb	863	168	41	5

Tableau 8 – Contaminations mesurées dans la sciure de décontamination-délignage

Ainsi, la transformation de quelques pièces avec une contamination de surface importante risque de contaminer des volumes importants de sciure, qui dès lors ne pourraient plus être recyclés en panneaux de particules. Il convient donc de se poser la question d'écarter au début du procédé les pièces trop fortement contaminées en surface, selon des seuils à définir, afin d'assurer le recyclage ultérieur des résidus. L'inconvénient est la nécessité d'un second scanner, en plus de celui nécessaire après décontamination pour la détection des pièces imprégnées.

Toutefois, l'hypothèse que les résidus ne seraient pas recyclables sous forme de panneaux serait à vérifier sur une campagne de transformation plus importante, afin de mieux prendre en compte l'occurrence des pièces fortement contaminées en surface. Il est en effet probable que ces pièces aient été sur-représentées dans les résultats présentés ci-dessus. Par ailleurs, l'occurrence de ces pièces est amenée à diminuer à terme, au fur et à mesure du traitement du gisement historique. De plus, en tenant compte du mélange de cette sciure avec les résidus plus faiblement contaminés du procédé (chutes avec parties métalliques, chutes issues du délignage, chutes avec défauts du bois, copeaux d'entage et de rabotage), la concentration de l'ensemble des résidus est susceptible de repasser en dessous des seuils EPF. En effet, en écartant d'une part les pièces imprégnées et en recyclant d'autre part une partie non contaminée du gisement sous forme de semi-produits, la concentration des résidus ne devrait pas être très éloignée de la concentration du gisement initial et donc de celle observée actuellement dans les matières premières secondaires à destination du recyclage sous forme de panneaux. Si cela est vérifié, l'ensemble des résidus pourraient être recyclés sous forme de panneaux, ce qui constituerait une option économiquement avantageuse. C'est cette stratégie qui a été retenue dans la suite de ces travaux, pour la quantification des flux de résidus (cf. section suivante **III.4**).

Une stratégie alternative consisterait à décontaminer les pièces par surfaçage préalablement au délignage. Cette opération pourrait par exemple être réalisée par une raboteuse quatre faces avec scanner de détection de section, après la purge des parties métalliques. Cette approche nécessiterait également un second circuit d'aspiration pour les sciures contaminées. Par ailleurs, les sciures fortement contaminées nécessiteraient *a priori* un traitement en tant que déchet dangereux. Cette approche comporterait néanmoins plusieurs avantages. En premier lieu, elle permettrait d'utiliser le bois non contaminé contenu dans les pièces présentant de fortes contaminations de surface, sans se poser la question de la revalorisation des résidus, et ne nécessiterait donc pas de second scanner de contamination. En deuxième lieu, elle permettrait d'assurer une distinction aisée des pièces imprégnées par rapport aux pièces traitées en surface, sans attendre qu'elles aient été transformées à perte en lamelles, car la détection pourrait intervenir après surfaçage. En troisième lieu, elle permettrait une concentration quasi-optimale des contaminations dans les sciures (mis à part les parties avec parties métalliques purgées préalablement), qui seraient traitées comme déchet dangereux (valorisation énergétique en cimenterie par exemple) et donc avec un contrôle de leur devenir. De leur côté les résidus ultérieurs (traits de scie du délignage, purges d'aboutage, copeaux d'entage et de rabotage) seraient exempts de contamination et pourraient être recyclés sous forme de panneaux, avec une valeur économique intéressante. Ainsi du point de vue environnemental et sanitaire cette approche se démarquerait de l'option précédente, et une décontamination des déchets de bois de classe B plus avancée qu'actuellement par broyage et criblage des fines constituerait un argument intéressant pour le développement du procédé, complémentaire à l'aspect du recyclage en boucle fermée. En quatrième lieu, la séparation des fonctions de décontamination

et de délignage en deux étapes distinctes permettrait de dimensionner le matériel de façon particulièrement robuste pour l'opération de décontamination, en effet c'est lors de cette opération que les substances abrasives présentes à la surface des pièces (terre et ciment notamment) provoquent le désaffûtage le plus rapide des lames de scie.

III.4 Conformation des dimensions

Comme mentionné dans la section **II.3**, la rentabilité économique du procédé découle du rapport entre la valeur du semi-produit, liée à l'application ciblée, et les différents coûts d'investissement et de fonctionnement à mobiliser pour atteindre les exigences associées à cette application (approvisionnement en matière première, logistique interne, machines, main d'œuvre, consommables, élimination ou valorisation des résidus, etc.).

Dans ce cadre, le rendement matière est un indicateur de la rentabilité potentielle, car il met directement en lien les recettes liées à la vente du produit avec le coût de la matière première approvisionnée, et peut jouer positivement sur d'autres coûts de fonctionnement, en particulier la quantité de résidus à éliminer ou valoriser. La recherche d'un meilleur rendement peut toutefois se faire aux dépens de la rentabilité globale lorsqu'elle implique une augmentation significative des coûts de revient. Dès lors que ces coûts ne sont pas significativement dégradés, et que bien sûr la marge économique pour la transformation en carrelets est supérieure à la marge économique pour la valorisation des résidus (cf. section **IV.2** pour une comparaison avec une valorisation énergétique par cogénération), l'augmentation du rendement matière entraîne une augmentation de la rentabilité globale du procédé.

Cette section vise à répondre aux objectifs suivants :

- estimer le rendement matière atteignable à coûts maîtrisés, en fonction des dimensions recherchées pour les semi-produits ;
- choisir les dimensions de lamelles, usinées à partir de déchets de bois de dimensions variables, permettant d'obtenir un compromis intéressant entre rendement et coûts.

III.4.1 Simulation du rendement matière et choix de la section des lamelles

La section des lamelles a de façon évidente une influence sur les quantités des différents résidus générés (sciure, chutes, copeaux), et donc sur le rendement matière. Les quantités des différents résidus ne varient pas dans le même sens avec la section des lamelles. Ainsi, des lamelles de dimensions plus importantes réduiraient le nombre de traits de scie et donc la quantité de sciure générée, et réduiraient également la surface de lamelles à raboter et donc la quantité de copeaux générés, mais en contrepartie augmenteraient la quantité de chutes générées. Cela fait apparaître le besoin de modéliser l'effet de la section des lamelles sur le rendement, dans un objectif d'optimisation du rendement.

Un modèle d'usinage a donc été développé pour simuler les opérations du procédé influant sur la section des lamelles, à savoir :

- décontamination des chants des pièces de bois pour supprimer les contaminations de surface, et délignage de la largeur des lamelles, via une déligneuse multi-lames ;
- décontamination sur les pièces délignées des surfaces correspondant aux plats des déchets de bois, et délignage de l'épaisseur des lamelles, via une seconde déligneuse ;

- rabotage des plats des lamelles avant contre-collage (d'une part pour éliminer les défauts d'aboutage et les déformations de séchage et ainsi permettre une épaisseur de film de colle compatible avec la prise de la colle, et d'autre part pour augmenter la mouillabilité du bois pour le collage) ;
- rabotage final des tranches des carrelets (côtés correspondant aux chants des lamelles).

La **fig. 18** présente une illustration de ce modèle d'usinage, avec les principaux paramètres d'usinage. L'épaisseur de décontamination est notée d, la largeur du trait de scie ou « avoyage » s, et la profondeur de rabotage p.

Il a été choisi d'éliminer les contaminations de surface uniquement lors de l'opération de sciage. Ainsi, les résidus générés après cette opération (chutes avec défauts de qualité du bois, copeaux de rabotage) sont considérés non contaminés.

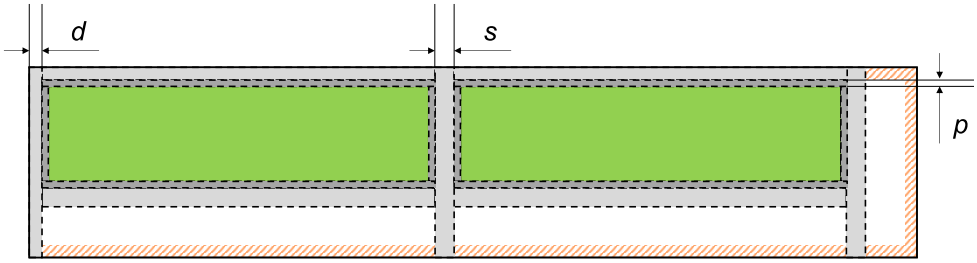


Figure 18 – Modèle d'usinage
(traits pleins : déchet bois, hachures orange : zones à décontaminer, traits pointillés noirs : contours d'usinage, zones gris clair : traits de scie, zones gris foncé : copeaux de rabotage, zones vertes : lamelles, zones blanches : chutes)

III.4.1.1 Formalisation du problème d'optimisation du rendement matière

En nommant $\{\boldsymbol{T_i}; \boldsymbol{W_i}; \boldsymbol{L_i}\}$ les dimensions (avec $\boldsymbol{T_i}$ l'épaisseur, $\boldsymbol{W_i}$ la largeur et $\boldsymbol{L_i}$ la longueur) de chaque pièce de déchet bois i, et $A := \{t; w\} \in \mathbb{D}_+^{*\,2}$ l'ensemble des sections possibles de lamelles (avec t l'épaisseur et w la largeur), le rendement s'écrit :

$$\eta(\{t; w\}) = \frac{\sum_i n_{T,i}\, n_{W,i}\, t\, w}{\sum_i T_i\, W_i} ,$$

avec $n_{T,i}$ et $n_{W,i}$ respectivement le nombre de lamelles qu'il est possible d'obtenir le long de l'épaisseur et le long de la largeur d'une pièce donnée.

Il découle du modèle décrit ci-dessus que le nombre de lamelles qu'il est possible d'obtenir le long de la largeur d'une pièce donnée est égal à la partie entière du ratio entre la largeur de la pièce hors parties à décontaminer et traits de scie entre lamelles, et la largeur de lamelle avant rabotage :

$$n_{W,i} = \mathrm{ent}\left(\frac{W_i - 2d - (n_{W,i} - 1)s}{w + 2p}\right) .$$

En utilisant les propriétés de la fonction partie entière, il est possible d'obtenir une expression explicite de $n_{W,i}$, qui dépende uniquement de la largeur de la pièce, de la largeur de lamelle et des paramètres d'usinage.

On utilise pour cela le théorème suivant, issu de la définition de la fonction partie entière.

Théorème. *Soit* x *un réel et* k *un entier relatif,* $\mathrm{k} = \mathrm{ent}(\mathrm{x}) \Leftrightarrow \mathrm{k} \leq \mathrm{x} < \mathrm{k} + 1$.

D'où : $n_{W,i} \leq \frac{W_i - 2d - (n_{W,i}-1)s}{w+2p} < n_{W,i} + 1$.

En multipliant par $w + 2p$ (>0), $n_{W,i}(w + 2p) \leq W_i - 2d - (n_{W,i} - 1)s < (n_{W,i} + 1)(w + 2p)$.

En ajoutant $n_{W,i}\, s$, $n_{W,i}(w + 2p + s) \leq W_i - 2d + s < (n_{W,i} + 1)(w + 2p + s) - s$.

En divisant par $w + 2p + s$ (>0), $n_{W,i} \leq \frac{W_i - 2d + s}{w+2p+s} < n_{W,i} + 1 - \frac{s}{w+2p+s}$.

En remarquant que $\frac{s}{w+2p+s} > 0$, il vient : $n_{W,i} \leq \frac{W_i - 2d + s}{w+2p+s} < n_{W,i} + 1$.

En appliquant à nouveau le théorème ci-dessus, on obtient l'expression explicite de $n_{W,i}$:

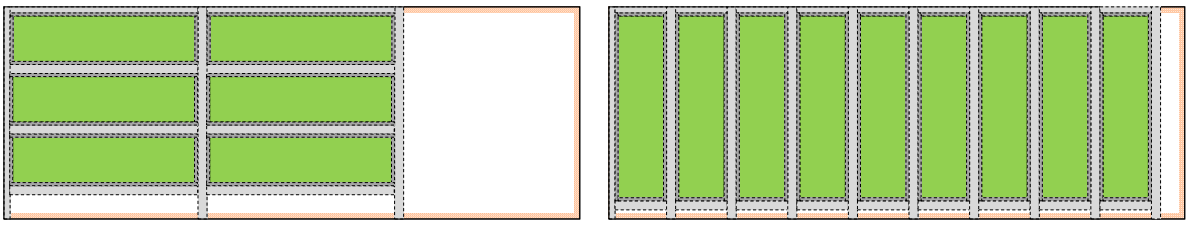
$$n_{W,i} = \text{ent}\left(\frac{W_i - 2d + s}{w+2p+s}\right) .$$

De la même façon, on obtient : $n_{T,i} = \text{ent}\left(\frac{T_i - 2d + s}{t+2p+s}\right)$.

Ces nombres de lamelles considèrent uniquement le cas où les lamelles sont délignées en étant parallèles à la pièce de bois, et on les notera donc $n_{T,\parallel,i}$ et $n_{W,\parallel,i}$. Toutefois, des lamelles délignées en étant perpendiculaires à la pièce de bois peuvent entraîner un rendement plus élevé, comme le montre la **fig. 19**. On définit donc de la même manière que précédemment $n_{T,\perp,i}$ et $n_{W,\perp,i}$ les nombres de lamelles perpendiculaires dans l'épaisseur et dans la largeur d'une pièce de bois respectivement, définis par les relations suivantes :

$$n_{T,\perp,i} = \text{ent}\left(\frac{T_i - 2d + s}{w+2p+s}\right) \text{ et } n_{W,\perp,i} = \text{ent}\left(\frac{W_i - 2d + s}{t+2p+s}\right) .$$

Cette amélioration nécessite en pratique d'utiliser un scanner optique (caméra laser) pour détecter la section de chaque pièce de bois, puis de calculer le nombre de lamelles qu'il est possible d'obtenir pour chacune des directions, afin de choisir pour chacune des pièces l'ordre de passage dans les deux scies multi-lames permettant de maximiser le nombre de lamelles. Afin de limiter le nombre de pièces intermédiaires, il y a lieu d'inverser l'ordre de passage dans les scies multi-lames uniquement si le rendement avec lamelles perpendiculaires est strictement supérieur à celui avec lamelles parallèles, c'est-à-dire lorsque $n_{T,\perp,i}\, n_{W,\perp,i} > n_{T,\parallel,i}\, n_{W,\parallel,i}$.



(a) **(b)**

Figure 19 – Exemple de pièce de bois pour laquelle un délignage perpendiculaire des lamelles par rapport à la pièce (b) entraîne un rendement plus élevé qu'un délignage parallèle (a)

Le problème d'optimisation du rendement matière se formalise donc ainsi : « trouver $\{t; w\}$ maximisant la fonction objectif

$$\eta(\{t; w\}) = \frac{\sum_i \max\left(\text{ent}\left(\frac{T_i - 2d + s}{t+2p+s}\right)\text{ent}\left(\frac{W_i - 2d + s}{w+2p+s}\right); \text{ent}\left(\frac{T_i - 2d + s}{w+2p+s}\right)\text{ent}\left(\frac{W_i - 2d + s}{t+2p+s}\right)\right) t\, w}{\sum_i T_i\, W_i} \text{ ».}$$

Ce problème consiste en un problème de découpe à deux dimensions, aucune contrainte n'ayant été fixée sur la longueur. Dans la typologie des problèmes de découpe et de conditionnement (*cutting and packing problems*) établie par Wäscher *et al.* (2007), ce problème est

principalement de type maximisation des sorties (*output maximisation type*), c'est-à-dire que tous les grands objets à découper (pièces de déchets de bois) seront *in fine* transformés en petits objets (lamelles), et qu'une sélection est réalisée parmi une liste d'objets possibles en sortie (taille des lamelles). Comme mentionné par Wäscher *et al.*, cela n'empêche pas qu'un autre objectif de minimisation des entrées soit présent concomitamment dans la fonction objectif, ce double objectif pouvant être traduit en un objectif unique de minimisation des pertes (*trim-loss minimisation*).

Les grands objets à découper (pièces de bois) sont de forme rectangulaire par assimilation, et l'assortiment est fortement hétérogène, c'est-à-dire que très peu d'éléments ont des dimensions identiques. Les petits objets issus de la découpe (lamelles) sont de forme rectangulaire, et l'assortiment est constitué d'objets de dimensions identiques, mais ces dimensions ne sont pas fixées. Les principales contraintes spécifiques associées au problème sont des découpes orthogonales « guillotine » (traversant de part en part les grands objets et les objets intermédiaires), une orientation variable (parallèle ou perpendiculaire) des petits objets, et la nécessité de décontaminer les surfaces des grands objets.

Selon la typologie proposée par Wäscher *et al.* (2007), ce problème se rapproche d'un problème de conditionnement d'éléments identiques (*identical item packing problem*), aux différences près que l'assortiment des grands objets est fortement hétérogène et que les dimensions des petits objets, bien qu'identiques, ne sont pas fixées. Ces contraintes spécifiques en font un problème non standard au sens de Wäscher *et al.* De ce fait, il n'a pas été possible d'identifier une méthode de résolution dans la littérature, et une résolution approchée par énumération systématique a été utilisée.

III.4.1.2 Résolution pour les échantillons mesurés

L'application du problème aux 309 échantillons de bois caractérisés dans le chapitre **II** a ainsi été résolue par énumération systématique à l'aide d'un tableur et d'un script.

Les paramètres d'usinage suivants ont été utilisés : une épaisseur de décontamination d égale à 2 mm, une largeur de trait de scie s égale à 3 mm et une profondeur de rabotage p égale à 1 mm. Concernant l'épaisseur de décontamination, les éléments ayant abouti à ce choix ont été présentés en section **III.3.1**. Concernant la largeur de trait de scie, bien que celle-ci dépende de différents facteurs (largeur de lame, décalage des dents ou « voie », oscillations de la lame au cours de la coupe, quantité de bois extraite sur les côtés de la coupe en fonction du bois et de l'affûtage des dents), pour une scie circulaire une largeur totale de trait de scie de 3 mm est courante (Anon. 2019b) et a donc été considérée. L'utilisation de scies circulaires est appropriée pour usiner des déchets de bois car elles sont plus robustes que les scies à ruban ou les scies alternatives à châssis. Concernant le rabotage des plats des lamelles, celui-ci doit permettre de corriger les déformations au séchage et les défauts d'aboutage afin d'obtenir un état de surface compatible avec l'opération ultérieure de contre-collage. Plusieurs facteurs indiquent que les déformations au séchage seront *a priori* relativement faibles. Premièrement, la majorité des déchets de bois présentent une humidité significativement inférieure au point de saturation des fibres, et ainsi leurs déformations au séchage seront plus faibles que celles du séchage de bois vert. Deuxièmement, le séchage est généralement réalisé avant la purge des défauts pour des raisons principalement logistiques, mais dans le cas de déchets de bois de longueurs hétérogènes, cet ordre n'est plus justifié. Or, un séchage après purge des défauts a l'avantage d'entraîner

des déformations moindres. Troisièmement, il est possible qu'une partie des pièces se déformant de façon importante au séchage aient déjà été rejetées lors de leur fabrication initiale. Ainsi, il est fait l'hypothèse qu'une profondeur de rabotage de 1 mm sera suffisante pour garantir un état de surface compatible avec l'opération ultérieure de contre-collage.

La **fig. 20** présente le rendement obtenu en fonction de la section des lamelles, avec une résolution de calcul de 5 mm sur les dimensions des lamelles, pour des sections allant jusqu'à 18 cm × 24 cm.

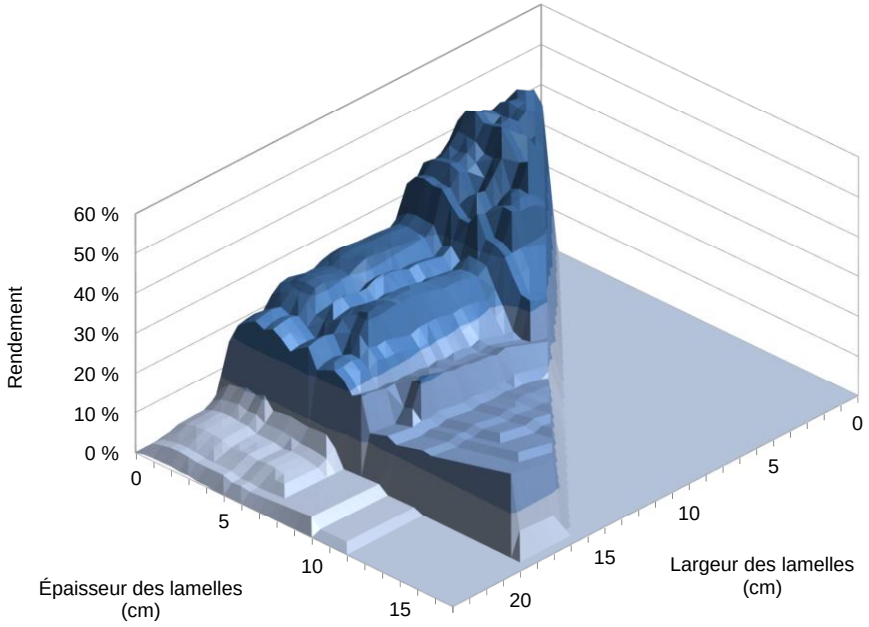


Figure 20 – Rendement d'usinage (décontamination-délignage, rabotage) en fonction de la section des lamelles, avec une résolution de calcul de 5 mm sur les dimensions des lamelles

Le rendement optimal avec ces contraintes est de 51 % (58 % pour la décontamination et le délignage, 91 % pour le rabotage des lamelles et 97 % pour le rabotage des carrelets). Ce rendement est atteint pour des lamelles de section 2,0 cm × 6,0 cm après rabotage.

Il est intéressant de noter qu'en fonction de critères supplémentaires sur le procédé ou sur le semi-produit ciblé (manutention, consommation de colle, section, stabilité dimensionnelle, etc.), un choix différent de section de lamelles peut être fait sans trop affecter le rendement. Ainsi, pour des sections comprises entre 1,0 cm × 1,5 cm et 4,0 cm × 7,0 cm, le rendement est en moyenne de 45 % et avec un minimum de 39 %. Ces dimensions permettent de couvrir approximativement les sections courantes de carrelets présentées en section **III.2.1**, en positionnant la largeur des lamelles au niveau de l'épaisseur des carrelets.

En augmentant la résolution de calcul à 1 mm sur les dimensions des lamelles (cf. **fig. 21**), on observe un rendement optimal de 54 % pour des lamelles de section 2,8 cm × 5,3 cm après rabotage. Toutefois, il ne s'agit que d'un maximum local et la moyenne des rendements pour des lamelles de sections immédiatement proches (de 2,7 cm × 5,2 cm à 2,9 cm × 5,4 cm) retombe à 51 %. Ainsi, il semble peu probable d'atteindre un tel rendement dans le cadre d'une application industrielle sans déterminer *a priori* les dimensions des déchets particuliers de l'ensemble d'un lot à recycler. Pour cette raison, ce maximum local ne sera pas considéré dans la suite de ces travaux.

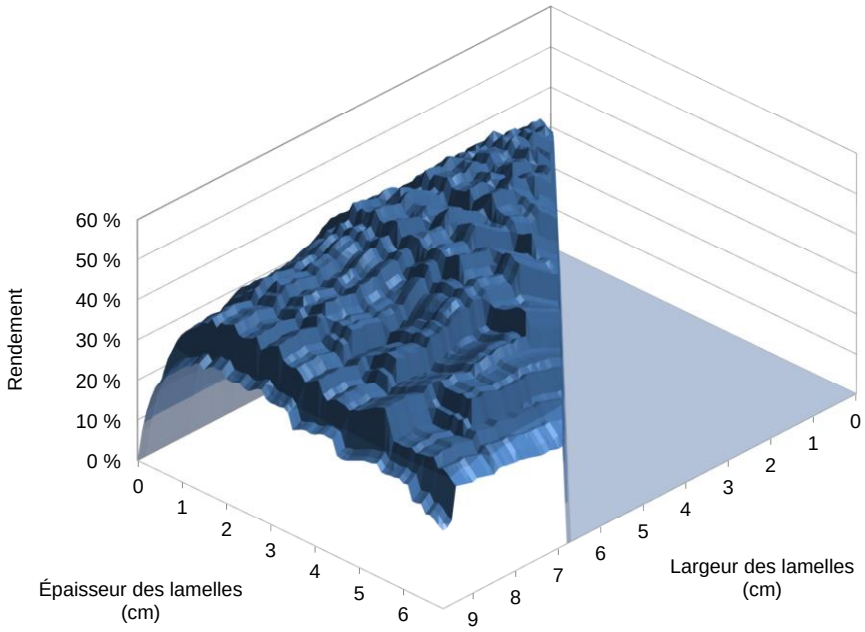


Figure 21 – Rendement d'usinage (décontamination-délignage, rabotage) en fonction de la section des lamelles, avec une résolution de calcul de 1 mm sur les dimensions des lamelles

III.4.1.3 Évaluation des flux de résidus

Dans le souci d'évaluer l'importance relative des différents résidus, les expressions des flux de résidus générés par les opérations de décontamination-délignage et rabotage (sciure, chutes, copeaux) ont également été déterminées et sont données en annexe **C**. Il a été choisi de déterminer les expressions de tous les flux plutôt que de procéder par déduction, afin d'être en mesure de contrôler leur cohérence en vérifiant que pour toutes les sections de lamelles $\{t; w\}$ testées la somme des rendements soit égale à 1. On retrouve l'évolution attendue : plus la section des lamelles augmente, plus les rendements en sciure et en copeaux diminuent et le rendement en chutes augmente. De plus, lorsque la section des lamelles est faible, les résidus sont majoritairement constitués de sciure et de copeaux, et inversement lorsque la section des lamelles est grande, les résidus sont majoritairement constitués de chutes. Pour la section de lamelles permettant un rendement optimal de lamelles (2,0 cm × 6,0 cm après rabotage), les rendements sont respectivement de 15 % pour la sciure, 27 % pour les chutes et 7 % pour les copeaux de rabotage.

Si l'approche alternative mentionnée à la fin de la section **III.3.5** était adoptée (surfaçage préalable au délignage), le rendement des lamelles resterait inchangé à 51 % mais une répartition différente serait observée sur les résidus. Les sciures seraient divisées en une partie fortement contaminée issue du surfaçage (destinée à un traitement comme déchet dangereux) avec un rendement de 9 % et une partie non contaminée issue des traits de scie entre lamelles avec un rendement de 11 %, les chutes seraient non contaminées et présenteraient un rendement de 22 %, et le rendement des copeaux serait inchangé à 7 %.

III.4.1.4 Pertinence du choix de l'orientation des lamelles

La **fig. 22** présente l'influence du choix de l'orientation des lamelles sur le rendement en fonction de la section des lamelles, pour les sections de lamelles présentant les rendements les plus élevés (jusqu'à 8,0 cm × 10,0 cm). On observe que la différence est comprise entre 0 p% et

10 p%. Pour la section de lamelles permettant un rendement optimal de lamelles (2,0 cm × 6,0 cm après rabotage), la différence est de 4 p%. Cette différence peut être considérée relativement faible au regard des moyens à mettre en œuvre énoncés ci-dessus (scanner de détection de section, calculateur, convoyeurs permettant d'inverser l'ordre de passage dans les deux scies multi-lames). Cette amélioration peut être économisée si le budget d'investissement dans le cadre d'une application industrielle est limité, toutefois la détection des sections peut également se révéler utile pour affiner la section des lamelles en fonction du gisement de déchets de bois disponible sur un site donné, ou lorsqu'un changement de sources d'approvisionnement modifie ce gisement, dans l'optique d'optimiser encore le rendement.

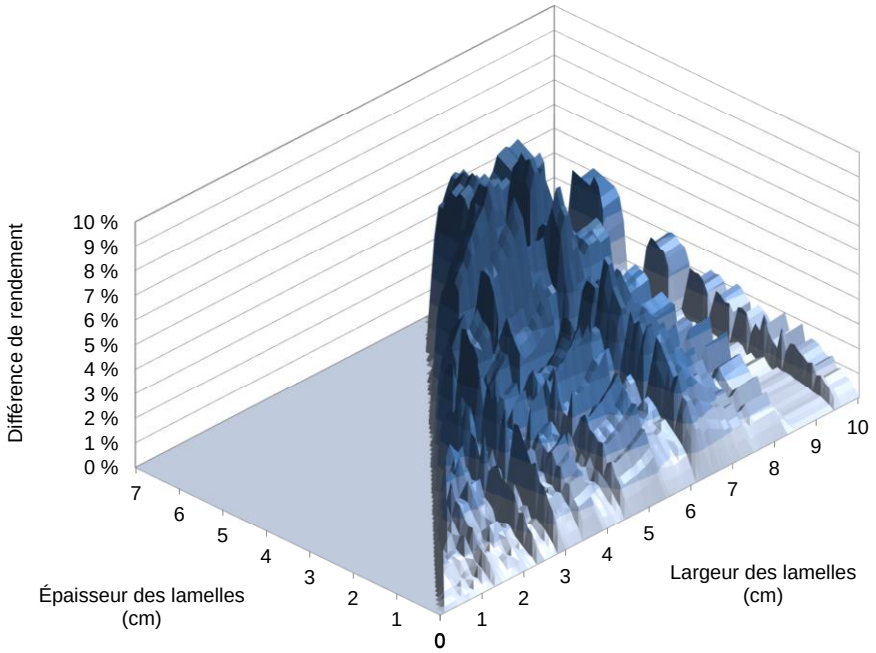


Figure 22 – Différence de rendement avec et sans choix d'orientation des lamelles (origine des axes inversée par rapport aux graphiques précédents pour une meilleure visibilité)

III.4.1.5 Compromis entre rendement matière et coûts logistiques

Dans la section **II.3**, plusieurs stratégies possibles de décontamination et de délignage ont été envisagées.

La simple décontamination par un surfaçage de profondeur constante sur l'ensemble des pièces a été directement écartée, car l'hétérogénéité des sections résultantes semblait difficilement compatible avec une commercialisation vers une filière industrielle. Néanmoins, le rendement serait évidemment sensiblement supérieur au rendement obtenu avec l'approche décrite ci-dessus : $\eta = \frac{\sum_i (T_i - 2d - 2p)(W_i - 2d - 2p)}{\sum_i T_i W_i} \approx 86\ \%$.

Une possibilité alternative à l'approche décrite ci-dessus a également été envisagée. Elle consistait à déligner les pièces de bois en pièces de section immédiatement inférieure parmi une liste préétablie de sections commercialisables. Toutefois, cette possibilité laissait entrevoir d'une part des difficultés d'industrialisation liées au besoin d'adaptabilité du procédé, selon le nombre de sections commerciales à gérer (stockages, transformation, commercialisation). D'autre part, cette possibilité laissait également entrevoir un risque d'instabilité dimensionnelle des semi-produits et donc le besoin d'un tri par essence, qui risquait de compromettre la faisabilité

technico-économique du procédé. Néanmoins, cette possibilité permettait la commercialisation de semi-produits de sections différentes et réparties de façon non uniforme, ce qui peut être vu comme un avantage car cela offre davantage de liberté dans le choix des semi-produits commercialisés. De plus, l'augmentation du nombre de sections commerciales, bien qu'entraînant des difficultés d'industrialisation (adaptation séquentielle ou automatique des opérations du procédé à la section des pièces notamment), permettait d'augmenter le rendement matière.

Ces réflexions ont conduit à étudier une approche hybride entre les deux possibilités envisagées dans la section **II.3**, dans le souci d'augmenter le rendement calculé ci-dessus sans dégrader trop fortement les coûts logistiques associés à la gestion de différentes sections. Cette approche hybride consiste à opérer un tri préalable des pièces de bois en différentes classes selon leurs dimensions, puis à déligner séparément chacune de ces classes en lamelles de sections optimisées.

De façon évidente, plus le nombre de classes augmente, plus le rendement global sur l'ensemble des classes augmente, car les dimensions de lamelles sont déterminées dans chacune des classes pour des déchets de moins en moins nombreux et de plus en plus homogènes sur le critère de tri. La **fig. 23** présente le rendement global simulé sur l'ensemble des échantillons prélevés, lorsque ces échantillons sont triés préalablement en différentes classes et que pour chacune d'entre elles les échantillons sont délignés en lamelles de section permettant d'obtenir un rendement optimisé. Les modalités suivantes de tri ont été testées : le critère de tri (épaisseur ou largeur), le nombre de classes, et le mode de définition des bornes des classes (par « intervalles constants » c'est-à-dire de manière régulière, ou par « volumes constants » c'est-à-dire de manière à assurer une répartition équitable en volume). Cette figure permet de confirmer que plus le nombre de classes augmente et plus le rendement global augmente, et permet également les observations suivantes :

- un tri des déchets de bois par épaisseur conduit à un meilleur rendement global qu'un tri par largeur, à nombre de classes identique ;
- plus le nombre de classes augmente, plus le bénéfice d'ajouter une classe supplémentaire diminue (courbes logarithmiques) ;
- la définition des bornes des classes par volumes constants, par rapport à une définition par intervalles constants, entraîne un rendement global similaire lorsque le critère de tri est l'épaisseur, et un rendement supérieur lorsque le critère de tri est la largeur.

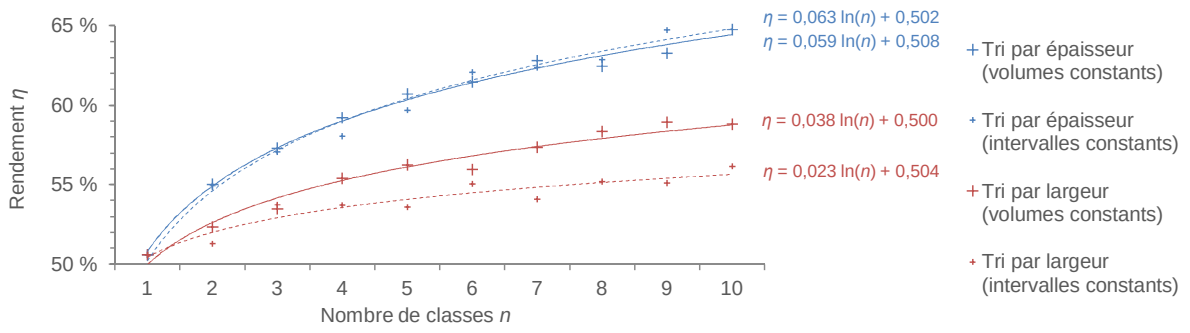


Figure 23 – Influence du critère et du nombre de classes pour le tri des déchets de bois sur le rendement de décontamination-délignage et rabotage

À titre d'exemple, le **tab. 9** détaille la répartition des lamelles obtenues avec un tri préalable des déchets par épaisseur en trois classes de volume constant. Une variante intéressante consisterait à sélectionner dans les différentes classes parmi les sections de lamelles associées à des rendements élevés, des sections présentant une dimension commune, dans l'optique de combiner ces lamelles en produits communs : carrelets dont la dimension commune des lamelles correspond à un des côtés des carrelets, panneaux lattés dont la dimension commune des lamelles correspond à l'épaisseur des panneaux.

Déchets en bois massif			**Lamelles résultantes**		
Classes d'épaisseurs	**Répartition en nombre**	**Répartition volumique**	**Section rabotée**	**Rendement**	**Répartition volumique**
[0,8 cm ; 6,0 cm[	67 %	33 %	2,0 cm × 3,5 cm	42 %	24 %
[6,0 cm ; 8,6 cm[	25 %	34 %	5,0 cm × 6,0 cm	59 %	34 %
[8,6 cm ; 18,0 cm]	8 %	33 %	6,0 cm × 8,0 cm	72 %	41 %
Toutes	**100 %**	**100 %**		**57 %**	**100 %**

Tableau 9 – Répartition des lamelles obtenues avec un tri préalable des déchets par épaisseur en trois classes de volume constant

III.4.1.6 Influence d'un pré-tri des faibles sections

Dans l'éventualité où des entreprises différentes assurent l'amont de la filière de recyclage et le recyclage à proprement parler (depuis la purge des parties métalliques jusqu'au rabotage des carrelets), il peut être intéressant qu'un pré-tri des pièces de déchets de bois non utilisables dans le procédé soit réalisé en amont, dans l'objectif de simplifier les flux logistiques. Ce pré-tri inclut le rejet des pièces de section trop faible pour être recyclées en lamelles, c'est-à-dire telles que $T_i < t + 2d + 2p$ ou $W_i < w + 2d + 2p$, avec t et w les dimensions de la plus faible section de lamelle prise en charge par le procédé. En considérant par exemple un procédé avec une section unique de lamelles 2,0 cm × 6,0 cm après rabotage, une épaisseur de décontamination d égale à 2 mm et une profondeur de rabotage p égale à 1 mm, toutes les pièces de déchets de bois dont l'épaisseur est inférieure à 2,6 cm ou dont la largeur est inférieure à 6,6 mm seraient rejetées.

Ces pièces pourraient être valorisées par l'entreprise en amont de la filière de recyclage dans une filière à moindre valeur ajoutée (recyclage en panneaux de particules, valorisation énergétique). La valeur d'échange des pièces incluant ces spécifications de dimensions serait mécaniquement supérieure, pour amortir le coût lié au tri. La chaîne dans son ensemble serait plus efficiente du point de vue économique et énergétique, grâce à l'économie du transport des pièces de section trop faible. Du côté de l'entreprise assurant le recyclage en boucle fermée, un rendement plus élevé serait atteint (avec un volume identique en sortie mais un volume moindre en entrée). En effet, si l'on exclut les pièces de dimensions inférieures à 2,6 cm × 6,6 cm, qui représentent 6 % du volume des 309 échantillons, le rendement pour obtenir des lamelles de 2,0 cm × 6,0 cm après rabotage passe de 51 % (58 % pour la décontamination et le délignage, 91 % pour le rabotage des lamelles et 97 % pour le rabotage des carrelets) à 54 % (61 % pour la décontamination et le délignage, 91 % pour le rabotage des lamelles et 97 % pour le rabotage des carrelets).

III.4.2 Prise en compte des singularités des déchets en bois massif

Les déchets en bois massif ne sont pas des parallélépipèdes rectangles parfaits de qualité homogène mais comportent au contraire des singularités de différentes natures :

- des parties métalliques (quincaillerie notamment) pouvant endommager les dents des scies multi-lames lors de l'opération de décontamination-délignage ;
- des singularités de forme pouvant altérer le rendement théorique de décontamination-délignage estimé ci-dessus ;
- des défauts de qualité du bois potentiellement incompatibles avec l'application visée et d'origines diverses : qualité du bois vierge (nœuds, fentes, etc.), utilisation antérieure (altérations biologiques), conditions de collecte et de transport (parties endommagées lors de la démolition ou de ruptures de charge, etc.).

Afin de valider le modèle de décontamination-délignage et rabotage, et de le compléter avec les opérations agissant sur la longueur des pièces de déchets (purges), le procédé de remise à niveau a donc été expérimenté à l'échelle pilote à l'aide de machines-outils manuelles sur des échantillons de déchets en bois massif collectés au cours des campagnes de caractérisation.

Purge des parties métalliques

L'opération de purge des parties métalliques est supposée réalisée par tronçonnage automatique piloté par détecteur de métaux. Il a en effet été considéré qu'un arrachage manuel des clous entraînerait des coûts de main-d'œuvre trop importants, et qu'une purge par délignage entraînerait des investissements trop importants (scanner à rayons X, etc.). Afin de permettre l'entraînement des tronçons pour les opérations ultérieures, une longueur minimale de 30 cm a été considérée.

Le rendement massique de cette opération de purge a été déterminé expérimentalement pour les échantillons des campagnes de caractérisation D2 et D3 soit 118 échantillons (cf. **tab. 1**), en suivant pour chaque échantillon le protocole suivant :

1. Pesée de l'échantillon ;
2. Tronçonnage en tronçons exempts de parties métalliques et respectant la condition de longueur minimale, à l'aide d'une tronçonneuse industrielle « par dessous » (Raimann UKS 700, lame circulaire de diamètre 550 mm) ;
3. Pesée des tronçons.

Ces étapes du protocole ont été réalisées à la suite les unes des autres, échantillon par échantillon, afin d'éviter que le ressuyage du bois ne perturbe les pesées. Le **tab. 10** présente une synthèse des résultats de cette expérience. Le rendement massique moyen observé est de 75 %. Il varie évidemment d'un échantillon à l'autre, de 0 % pour les déchets présentant des clous répartis sur toute leur longueur, à 100 % pour les déchets sans partie métallique qui représentent la moitié des pièces (52 % en nombre, 42 % en volume). En supposant que la masse volumique n'a pas d'influence sur la fréquence des parties métalliques présentes, et en négligeant l'influence de la masse des parties métalliques sur la masse volumique (la présence de clous de 5 grammes tous les mètres dans un pièce de déchet bois de section moyenne de 69 cm^2 et de masse volumique moyenne de 530 kg/m^3 ne change la masse volumique que de 0,1 %), on peut considérer que le rendement volumique est identique au rendement massique.

On observe que pour 8 % des échantillons, des clous répartis sur toute la longueur entraînent un rendement de 0 % (cf. **fig. 24**).

Tronçons résultants				**Déchets en bois massif**	
Nombre tronçons	**Zones purgées et découpes**	**Rendement**	**Répartition volumique**	**Répartition en nombre**	**Répartition volumique**
1 tronçon	0 zone (0 découpe)	100 %	57 %	52 %	42 %
1 tronçon	1 à 2 (1 à 2)	60 %	21 %	27 %	25 %
2 tronçons	1 à 3 (2 à 4)	82 %	4 %	6 %	4 %
3 tronçons	2 à 4 (4 à 6)	73 %	13 %	5 %	14 %
4 tronçons	3 à 5 (6 à 8)	76 %	5 %	2 %	5 %
0 tronçon	1 (0)	0 %	0 %	8 %	10 %
Total		**75 %**	**100 %**	**100 %**	**100 %**

Tableau 10 – Synthèse des résultats de l'expérience de purge des parties métalliques

Figure 24 – Exemple d'échantillon avec des clous répartis sur toute la longueur, entraînant un rendement de purge des parties métalliques par tronçonnage de 0 %

Décontamination-délignage

Afin de prendre en compte les singularités de forme, le rendement de décontamination-délignage a été déterminé expérimentalement pour 63 échantillons de la campagne de caractérisation D3, en suivant pour chaque échantillon le protocole suivant :

1. Mesure de l'épaisseur et de la largeur nominales de l'échantillon (présentées dans le chapitre **II**) puis simulation de l'opération de décontamination-délignage sur la base de ces dimensions nominales afin d'obtenir le rendement théorique (pour comparaison avec le rendement expérimental) et de déterminer l'orientation des lamelles associée ;
2. Mesure de l'épaisseur et de la largeur minimales de l'échantillon puis simulation de l'opération de décontamination-délignage sur la base de ces dimensions minimales afin d'obtenir le rendement théorique basé sur ces dimensions minimales (pour comparaison avec le rendement expérimental) ;
3. Après tronçonnage, pesée des tronçons exempts de parties métalliques ;
4. Décontamination-délignage à l'aide d'une scie à format (Altendorf F 45) équipée d'une lame circulaire de diamètre 400 mm et de largeur de trait de scie 3,5 mm (en respectant l'orientation des lamelles déterminée en **1.**) ;
5. Pesée des lamelles résultantes.

Les dimensions de lamelles choisies pour cette expérience sont 1,7 cm × 6,2 cm (correspondant à 1,5 cm × 6,0 cm après rabotage).

La **fig. 25** présente une synthèse des résultats.

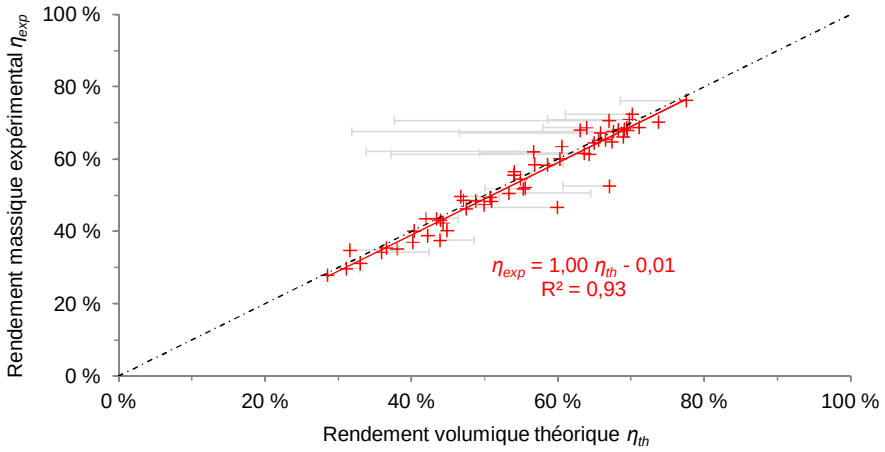


Figure 25 – Validation expérimentale du modèle d'usinage pour l'opération de décontamination-délignage (points : rendement expérimental en fonction du rendement théorique avec les dimensions nominales des déchets ; barres d'erreur : rendement théorique avec les dimensions minimales des déchets ; trait mixte : $\eta_{exp} = \eta_{th}$)

On observe que pour certains échantillons, le rendement expérimental est supérieur au rendement théorique. Cela s'explique par le fait que les dimensions nominales étaient surévaluées par rapport à la réalité à cause de singularités de forme, mais comme toutes les lamelles prévues par la simulation ont quand même pu être délignées en pratique, le rapport entre la masse des lamelles et la masse initiale réelle est plus important que le rapport entre le volume des lamelles simulées et le volume initial surestimé.

A contrario, on observe que pour certains échantillons, le rendement expérimental est inférieur au rendement théorique. Cela s'explique par le fait que les singularités de forme dans la pièce étaient alors si importantes qu'elles ont empêché en pratique le délignage de certaines des lamelles prévues par la simulation, entraînant un rapport entre la masse des lamelles finalement obtenues et la masse initiale inférieur au rapport entre le volume des lamelles simulées et le volume initial estimé.

Sur l'ensemble des échantillons, le rendement volumique théorique prévu par la simulation est de 60,6 % et le rendement massique obtenu par l'expérience est de 60,0 %, soit une diminution de 1 % sur le rendement liée aux singularités de forme.

Purge des défauts des lamelles

L'opération de purge des défauts du bois est supposée réalisée par tronçonnage automatique, piloté par un capteur optique détectant des marques réalisées préalablement à la craie fluorescente par un opérateur repérant visuellement les défauts à purger. Afin de permettre l'entraînement des lamelles pour l'opération ultérieure d'aboutage, une longueur minimale de 30 cm a été considérée.

Le rendement massique de cette opération de purge a été déterminé expérimentalement pour 63 échantillons de la campagne de caractérisation D3, en suivant pour chaque échantillon le protocole suivant :

1. Pesée des lamelles issues de l'opération de décontamination-délignage ;
2. Tronçonnage des lamelles en lamelles exemptes de défauts respectant les critères définis ci-dessous et la condition de longueur minimale, à l'aide d'une scie pendulaire (Festool KS 120 EB, lame circulaire de diamètre 260 mm et de largeur de trait de scie 2,5 mm) ;
3. Pesée des lamelles purgées ;
4. Tronçonnage et pesée des défauts selon les catégories définies dans le **tab. 11**.

Les défauts purgés sont les suivants :

- nœuds adhérents de diamètre supérieur à 3 cm et nœuds non adhérents de diamètre supérieur à 0,5 cm (lorsque le nœud n'est pas circulaire, la dimension prise en compte est la moyenne entre la plus petite et la plus grande dimension) ;
- fentes traversantes ;
- fentes non traversantes de largeur supérieure à 1,5 mm, de profondeur supérieure à 8 mm ou de longueur supérieure à 20 cm ;
- poches de résine et entre-écorce de largeur supérieure à 3 mm ;
- zones présentant une pente de fil supérieure à 10 cm/m (à l'exception des zones de nœuds) ;
- zones avec fil tranché (fil tors, fil ondulé, bois ronceux) de longueur supérieure à 50 cm ;
- zones présentant du bois de réaction (bois de compression chez les gymnospermes, bois de tension chez les angiospermes) ;
- sections incomplètes ;
- parties altérées biologiquement, à la suite d'attaques de champignons (échauffures, pourritures) ou d'insectes (piqûres) ;
- parties arrachées (correspondant aux bouts cassés des pièces de bois).

Ces critères de purge permettent *a priori* une limitation des déformations au séchage puis une utilisation de la matière première pour une diversité intéressante d'applications non structurelles. Pour une utilisation en menuiserie notamment, ces critères permettent d'atteindre la classe d'aspect J30 selon la norme NF EN 942 (AFNOR 2007c). Cette classe permet une utilisation en menuiserie intérieure ou extérieure en France en conformité avec les normes NF EN 14220 et NF EN 14221 (AFNOR 2007d, e) pour les composants et les finitions suivants :

- dormants de fenêtres et de portes (uniquement pour les faces cachées, et les faces visibles ou semi-cachées avec finition opaque) ;
- montants et traverses de portes (uniquement pour les faces visibles ou semi-cachées avec finition opaque) ;
- les seuils, rebords et pièces d'appui (uniquement pour les faces cachées) ;
- panneaux de remplissage (uniquement pour les faces cachées et les faces semi-cachées avec finition opaque).

Les traces d'oxydation provoquées par les parties métalliques n'ont pas été purgées car, selon les normes citées ci-dessus, les faces utilisables doivent être soit cachées soit recouvertes d'une finition opaque.

Le rendement massique observé est de 79 %. Le **tab. 11** présente la répartition des défauts observés. On constate que la majorité des défauts proviennent d'attaques de champignons ou d'insectes, ainsi que des dommages causés par la logistique de fin de vie. Il est probable que la fréquence de ces défauts diminue à l'avenir, d'une part grâce à une meilleure diffusion des bonnes pratiques de conception, de mise en œuvre et de maintenance des éléments en bois, et d'autre part grâce au développement et à la diffusion des techniques de déconstruction sélective des bâtiments et à la mise en place de filières de collecte spécifiques des déchets en bois massif.

Origine du défaut	**Défaut**	**Répartition massique**
Qualité du bois	Nœuds et autres défauts (cf. supra)	15 %
Utilisation antérieure	Sections incomplètes	10 %
	Parties altérées biologiquement	39 %
Logistique de fin de vie	Parties arrachées	36 %

Tableau 11 – Répartition massique des défauts observés lors de l'expérience de purge des défauts du bois

Aboutage des lamelles purgées, rabotage des plats des lamelles et des tranches des carrelets

Le rendement de l'opération d'aboutage dépend de la géométrie des entures usinées et de la longueur des pièces aboutées. Le profil d'entures utilisé pour la fabrication des prototypes de carrelets en vue de l'évaluation de leurs performances (cf. section **III.5.2.1** ci-dessous), illustré par la **fig. 26**, est constitué de 14 entures de longueur 10 mm et de pas 4 mm. La longueur moyenne des lamelles après la purge des défauts est de 71 cm. À partir de ces hypothèses, un rendement volumique théorique de 99 % a été calculé pour l'usinage des entures.

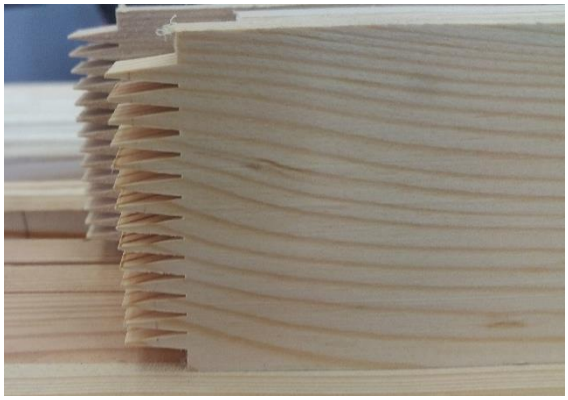


Figure 26 – Lamelles après usinage des entures mâles

Pour le rabotage des plats des lamelles et le rabotage des tranches des carrelets (côtés correspondant aux chants des lamelles), en considérant des lamelles de section 2,2 cm × 6,2 cm après délignage et de section finale 2,0 cm × 6,0 cm, les rendements volumiques théoriques sont respectivement de 91 % et 97 %.

III.4.3 Synthèse des flux de matière du procédé

La **fig. 27** synthétise, à partir des rendements calculés et expérimentés précédemment, les flux de matière du procédé pour la production de carrelets constitués de lamelles de section unique 2,0 cm × 6,0 cm. On observe un rendement de 30 % depuis les déchets en bois massif approvisionnés par les plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois (après un pré-

tri des pièces droites d'épaisseur supérieure ou égale à 2,6 cm et de largeur supérieure ou égale à 6,6 cm) jusqu'à la fabrication de carrelets rabotés constitués de lamelles de section unique 2,0 cm × 6,0 cm (carrelets de section 6,0 cm × 6,0 cm avec trois lamelles par exemple).

Cette analyse montre ainsi qu'une partie seulement des déchets entrant dans le procédé est effectivement recyclée en boucle fermée, et qu'une part majoritaire ressort sous forme de résidus. La majeure partie de ces résidus est générée au cours des opérations de purge des parties métalliques (25 % des déchets entrants) et de décontamination et délignage en lamelles (16 % des déchets entrants pour les chutes et 12 % pour la sciure). Les résidus devraient toutefois conserver leur valeur actuelle, et être ensuite recyclés sous forme de panneaux de particules ou valorisés énergétiquement. En effet, l'utilisation de techniques de détection de contaminations chimiques, discutée en section **III.3**, devrait permettre d'écarter les déchets imprégnés et de respecter pour les résidus les limites imposées par l'EPF. Les déchets imprégnés rejoindraient ainsi le flux des déchets dits de classe C, éliminés avec ou sans valorisation énergétique en installations de traitement de déchets dangereux, permettant une valorisation quasi-optimale de l'ensemble du gisement dans des conditions sanitaires contrôlées.

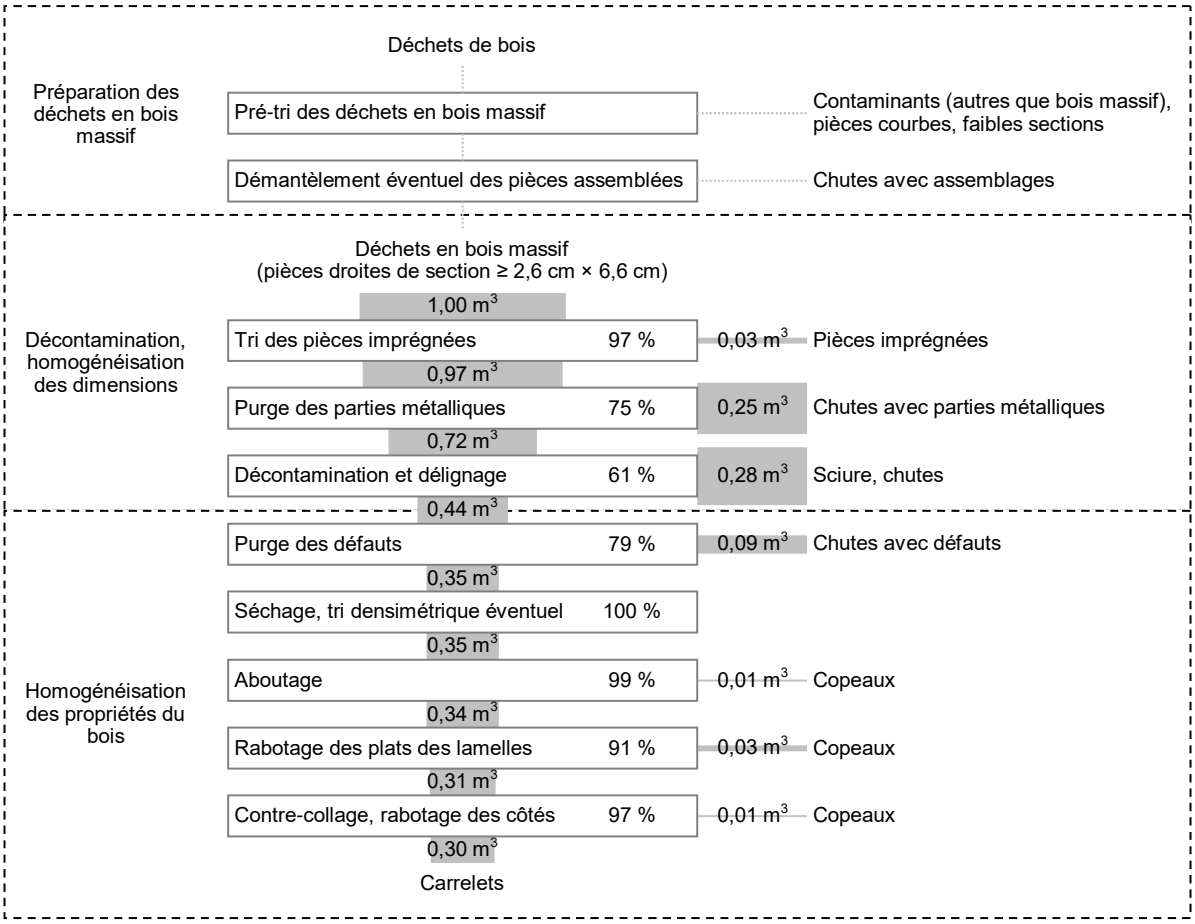


Figure 27 – Diagramme de Sankey des flux de matière du procédé de recyclage pour des carrelets constitués de lamelles de section unique 2,0 cm × 6,0 cm (largeur des traits : flux volumiques pour 1 m^3 de pièces droites de section supérieure ou égale à 2,6 cm × 6,6 cm entrant dans le procédé de recyclage)

III.5 Conformation des propriétés mécaniques et de la stabilité dimensionnelle

Bien que les applications visées ne soient pas structurelles, des propriétés mécaniques peuvent également être requises par les applications non structurelles. Ainsi, l'effet potentiel du vieillissement du bois sur sa rigidité et sa résistance doit être évalué. Par ailleurs, la stabilité dimensionnelle des carrelets lamellés-collés constitue un des avantages justifiant leur utilisation dans certains applications par rapport à l'utilisation de bois massif, et la stabilité dimensionnelle des carrelets multi-essences issus du recyclage de déchets bois doit être validée.

Cette section vise ainsi à répondre aux objectifs suivants :

- évaluer les propriétés mécaniques du bois « sans défaut » constituant les déchets de bois collectés, ainsi que l'influence du vieillissement sur ces propriétés mécaniques ;
- évaluer les propriétés mécaniques de prototypes de carrelets ;
- valider la stabilité dimensionnelle des carrelets.

III.5.1 Propriétés mécaniques des lamelles

Les intérêts de réutiliser de vieux bois massifs en structure, détaillés notamment par Davis (2012), ont motivé la réalisation depuis les années 1970 de nombreux travaux de recherche sur la réutilisation de ces vieux bois et notamment sur l'influence du temps sur les propriétés mécaniques du bois. Ces travaux se sont principalement focalisés sur l'évaluation de la rigidité et de la résistance en flexion (Cavalli et al. 2016, 2017).

La revue présentée par Cavalli *et al.* (2016) montre que les conclusions de ces travaux ne sont pas toujours concordantes. Les divergences proviennent d'une part des difficultés associées à ces recherches, liées à la forte variabilité des propriétés du bois (qui peut masquer l'influence du phénomène étudié), à la faible disponibilité du matériel, aux incertitudes sur l'historique du matériel testé (chargement, conditions de démantèlement), et à l'ignorance des propriétés originelles du matériel. Les divergences proviennent d'autre part de différences dans les approches utilisées : phénomène(s) étudié(s) (vieillissement de façon isolée, ou en conjonction avec d'autres facteurs tels que la durée de chargement ou l'état de conservation du matériau à la suite des conditions d'utilisation et de démantèlement), type d'échantillons testés (petites éprouvettes sans défaut ou éléments de dimensions structurelles), essences étudiées (qui peuvent être influencées différemment par le vieillissement, voir par exemple (Kohara 1955)), procédures d'essais appliquées, etc.

Pour l'étude de la variation des propriétés mécaniques des bois récupérés en vue de l'évaluation de la possibilité de leur réutilisation, les facteurs à prendre en compte selon Cavalli *et al.* (2016) sont la durée de chargement, le vieillissement (âge des bois), les conditions d'utilisation et l'état de conservation. Comme mentionné par plusieurs auteurs, l'âge en lui-même ne constitue pas toujours un facteur important. Les publications analysées montrent :

- une diminution de la résistance en flexion pour la majorité des publications (avec toutefois des variations comprises entre −60 % et +17 %), liée probablement à l'effet de la durée de chargement (déformation viscoélastique du bois), aux conditions d'utilisation et aux endommagements liés aux opérations de mise en œuvre et de

démantèlement (les variations sont généralement non significatives pour les publications rapportant les résultats d'essais sur des petites éprouvettes sans défaut) ;
- une absence de variation de la rigidité en flexion pour la majorité des publications (avec toutefois des variations comprises entre −42 % et +27 %) ;
- une absence de variation de la résistance en compression, mais avec peu de publications sur cette propriété et parfois des différences importantes de densité entre échantillons vierges et anciens testés ;
- des résultats divergents concernant la résistance en traction (même réserve sur le nombre de publications) ;
- une absence de variation de la rigidité en compression et en traction (même réserve sur le nombre de publications) ;
- des résultats divergents concernant la résistance en cisaillement (même réserve sur le nombre de publications) ;
- une absence de variation de la rigidité en cisaillement, selon une publication ultérieure de Cavalli *et al.* (2017).

Devant les divergences sur les résultats publiés et afin d'évaluer l'influence des conditions spécifiques subies par les déchets en bois massif transitant par les plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois, des essais de flexion et de compression ont été réalisés sur des petites éprouvettes sans défaut prélevées sur les lamelles délignées à partir d'échantillons de la campagne de caractérisation D3. Les propriétés mesurées sont les propriétés dites principales (résistance en flexion, masse volumique et module d'élasticité), qui permettent de classer une pièce de bois dans une classe de résistance mécanique selon la norme NF EN 338 (AFNOR 2016d) ou la norme NF EN 14080 (AFNOR 2013b), ainsi qu'une caractéristique dite secondaire (résistance en compression).

Du fait des conditions de prélèvement des pièces de bois, il est difficile de distinguer les parties plus ou moins sollicitées en tension ou en compression au cours de leur utilisation et de leur démantèlement éventuel et manutentions associées, ni les durées de ces sollicitations. La position des éprouvettes au sein des déchets a donc été choisie aléatoirement.

III.5.1.1 Prise en compte des facteurs influençant les propriétés mesurées

Facteurs influençant la rigidité en flexion

D'après Dinwoodie (1981), de nombreux facteurs affectent la rigidité en flexion, parmi lesquels l'essence, l'orientation du fil du bois, la masse volumique, la présence de nœuds ainsi que leur nombre, leur taille, leur type (adhérent ou non) et leur distribution spatiale, l'ultrastructure du bois (variant pour le bois juvénile et le bois de réaction), l'humidité et la température du bois. Ces différents facteurs doivent ainsi être contrôlés ou leur influence doit être corrigée pour permettre une comparaison valide avec les données présentes dans la littérature. Les éprouvettes ont donc été prélevées en évitant au maximum les défauts visibles, puis ont été conditionnées avant essai afin de contrôler leur humidité et leur température. L'essence et la masse volumique ont été déterminées.

Par ailleurs, de façon générale la grandeur mesurée peut varier selon la procédure d'essai utilisée. L'essai de flexion quatre points a été utilisé pour ces expériences. Il présente plusieurs avantages vis-à-vis de l'essai trois points, qui se traduisent par des différences sur les modules

d'élasticité obtenus. D'une part, entre les deux têtes de chargement l'éprouvette est sollicitée en flexion pure, c'est-à-dire que le moment fléchissant est constant et que l'effort tranchant est nul, ce qui permet de déterminer les propriétés en ne considérant qu'un type de sollicitation. D'autre part, le poinçonnement de l'éprouvette au niveau des têtes de chargement n'influence pas la mesure de la flèche lorsque celle-ci est mesurée localement. D'après Brancheriau *et al.* (2002), un essai trois points sous-estime le module d'élasticité d'environ 19 % par rapport à un essai quatre points, l'effet du cisaillement participant pour 8 % (variable selon l'élancement de l'éprouvette ou rapport l/h) et l'effet du poinçonnement pour 11 % (variable entre 9 % et 12 % selon la densité, et variable également selon le diamètre des appuis et de la tête de chargement).

Facteurs influençant la résistance en flexion

La contrainte de rupture en flexion variant selon l'essence forestière et selon la masse volumique, ces deux facteurs ont été déterminés afin de pouvoir comparer les valeurs obtenues avec les données correspondantes de la littérature. Les singularités ont également une influence importante sur la contrainte de rupture en flexion, c'est pourquoi dans la mesure du possible des éprouvettes « sans défaut » ont été prélevées.

Pour la détermination de la résistance, la procédure d'essai a également son importance et l'essai de flexion quatre points a également été utilisé. Les données présentes dans la littérature sont parfois issues d'essais trois points, ce qui représente un facteur de divergence. Selon Hein et Brancheriau (2018), dans un essai quatre points, le volume de bois soumis à la contrainte maximale atteinte pendant l'essai est plus important par rapport à un essai trois points. Ainsi une longueur plus importante de l'éprouvette est susceptible de rompre au niveau des fissures et défauts potentiellement présents, ce qui explique l'obtention de valeurs moins élevées de contrainte de rupture. Néanmoins, l'essai quatre points est davantage conforme à l'hypothèse de Barré de Saint-Venant utilisée en théorie des poutres (on se situe à une distance suffisante des points d'application des forces), et donc le module de rupture estimé par cet essai est plus proche de la « vraie » valeur que pour l'essai trois points (Brancheriau et al. 2002).

Facteurs influençant la résistance en compression

La contrainte de rupture en compression variant selon l'essence forestière et selon la masse volumique, ces deux facteurs ont été déterminés afin de pouvoir comparer les valeurs obtenues avec les données correspondantes de la littérature.

III.5.1.2 Détermination de la masse volumique

Pour les essais de flexion comme pour les essais de compression, la masse volumique de chaque éprouvette à l'humidité de l'essai ρ_H a été déterminée à partir de la masse et des dimensions de l'éprouvette. La masse volumique à 12 % d'humidité $\rho_{12\%}$ a ensuite été calculée à partir de ρ_H, du coefficient de retrait volumique r_V et de l'humidité au point de saturation des fibres H_{PSF} de l'essence préalablement identifiée (cf. **tab. 3**), issus de (Gérard et al. 2011), à l'aide de la formule de passage suivante (avec H et H_{PSF} exprimées en % et r_V exprimé en % par point d'humidité) issue de la norme NF B51-005 (AFNOR 1985a) :

$$\rho_{12\%} = \rho_H \frac{112}{100+H} \frac{100-r_V\,(H_{PSF}-H)}{100-r_V\,(H_{PSF}-12)} .$$

III.5.1.3 Détermination de la rigidité en flexion

Le module d'élasticité dans le sens parallèle au fil (*modulus of elasticity* ou MOE) a été déterminé à partir d'essais vibratoires par la méthode Bing© (*Beam identification by non-destructive grading*) (Brancheriau et al. 2011) développée au CIRAD (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement) par Bordonné (1989) et améliorée par Baillères et Brancheriau (Brancheriau and Baillères 2002; Brancheriau 2002, 2006, 2011, 2013).

La corrélation entre les modules obtenus par essais vibratoires et les modules obtenus par essais de flexion statique quatre points a été préalablement vérifiée pour quelques éprouvettes.

Cette méthode a été utilisée car la détermination du module par essai de flexion statique pour l'ensemble des éprouvettes aurait été relativement chronophage. En effet, d'une part la force appliquée et les déplacements doivent être relevés sur plusieurs cycles de chargement-déchargement. D'autre part, les déplacements doivent être mesurés le long de la fibre neutre à l'aide de trois équerres collées sur chacune des éprouvettes, car les conditions expérimentales ne permettent pas d'utiliser un appareil pour mesurer la flèche de l'éprouvette sur sa face supérieure ou inférieure tel que prévu par la norme NF B51-016 (AFNOR 1987) (encombrement au niveau du banc de flexion utilisé).

Mode opératoire pour les essais vibratoires

Le principe de l'essai, illustré par la **fig. 28**, consiste à positionner l'éprouvette sur deux supports élastiques de faible raideur (positions où l'amplitude du mouvement vibratoire est nulle), afin de permettre une propagation libre des vibrations et de pouvoir par la suite négliger les interactions entre les vibrations naturelles et les supports, puis à percuter l'une des extrémités de l'éprouvette perpendiculairement à son axe afin de la solliciter en flexion. Un microphone omnidirectionnel enregistre à l'autre extrémité les fréquences émises (numérisées via une carte d'acquisition Focusrite Scarlett Solo 2nd Gen). Le signal est analysé par le logiciel Bing© par transformée de Fourier rapide (*Fast Fourier Transform*) afin de déterminer dans un premier temps les fréquences propres de l'éprouvette. Dans un second temps, à partir de ces fréquences propres, des dimensions et de la masse de l'éprouvette, le module d'élasticité longitudinal est déterminé selon le modèle de Timoshenko-Bordonné (Bordonné 1989).

La dimension des éprouvettes est approximativement de 17 mm × 20 mm × 360 mm. Leurs dimensions exactes ont été mesurées à l'aide d'un pied à coulisse (résolution 0,01 mm). Avant les essais, les éprouvettes ont été conditionnées à une humidité de (65 ± 5) % et une température de (20 ± 2) °C jusqu'à ce que l'écart de masse entre deux pesées espacées de 24 heures soit inférieur à 0,1 %. Après les essais de détermination de la contrainte de rupture en flexion réalisés consécutivement et décrits ci-dessous, l'éprouvette (complète ou une partie seulement lorsqu'elle était cassée en plusieurs fragments) a été pesée, étuvée puis repesée afin de déterminer l'humidité H pendant l'essai selon la norme NF EN 13183-1 (AFNOR 2002b).

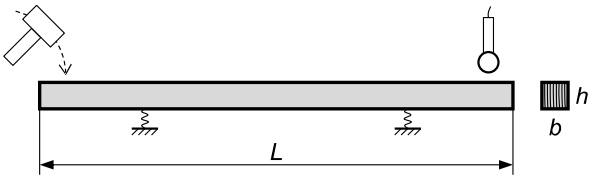


Figure 28 – Principe d'essai pour le module d'élasticité longitudinal (analyse vibratoire)

Lorsque l'humidité pendant l'essai H était différente de 12 %, la correction proposée par la norme NF EN 384 (AFNOR 2018a) a été appliquée (avec $c = 0{,}01$ et H exprimée en %) :

$$E_{m,12\%} = E_{m,H}\left(1 + c\,(H - 12)\right) .$$

Corrélation entre modules d'élasticité obtenus par essais vibratoires et essais de flexion statique

Dans la littérature, des essais comparatifs ont montré une très bonne corrélation entre les modules d'élasticité obtenus par essais vibratoires et les essais conventionnels de flexion quatre points, sur des éprouvettes de toutes tailles et présentant ou non des défauts (Brancheriau 2002; Brancheriau et al. 2011). Par exemple, les comparaisons réalisées par Brancheriau (2013) entre modules obtenus par essais statiques quatre points et modules obtenus par essais vibratoires et modèle de Timoshenko, sur 54 petites éprouvettes sans défaut de bois tropicaux feuillus dans une large gamme de densités, montrent une très bonne corrélation ($R^2 = 1{,}00$). Les modules obtenus par essais vibratoires sont supérieurs de 4 % aux modules obtenus par essais statiques, toutefois cet écart est inférieur aux erreurs expérimentales (respectivement 5,7 % et 6,2 % pour les essais vibratoires et les essais statiques). Sur des éprouvettes de dimensions structurelles (86 poutres de *Qualea spp.*), la corrélation diminue ($R^2 = 0{,}83$) du fait d'une erreur expérimentale plus forte (12 % pour les essais statiques) et de la présence d'hétérogénéités naturelles dans les éprouvettes.

Cette corrélation a été vérifiée pour les conditions expérimentales utilisées, sur 13 éprouvettes de masse volumique comprise entre 371 et 877 kg/m³ (ramenée à 12 % d'humidité). Les essais de flexion statique quatre points ont été réalisés selon la norme NF B51-016 (AFNOR 1987).

Le principe de l'essai, illustré par la **fig. 29**, consiste à appliquer sur une éprouvette trois cycles de chargement-déchargement en flexion, avec pour chaque cycle le chargement à 600 N (P_1) et la mesure de la flèche f_1 puis le déchargement à 200 N (P_2) et la mesure de la flèche f_2. La flèche est obtenue selon la norme NF B51-016 en utilisant un appareil de mesure, de largeur 120 mm (m), permettant de mesurer sur la face supérieure ou inférieure de l'éprouvette la différence entre le déplacement à mi-portée et les déplacements au niveau des appuis de l'appareil. Alternativement, trois capteurs de déplacement peuvent être utilisés. Cette méthode est appelée méthode de la courbure car elle revient à mesurer l'évolution de la courbure dans la zone médiane de l'éprouvette en fonction de la charge imposée (Guitard 1987), puis à utiliser le fait que la courbure Υ et le rayon de courbure ρ sont reliés au moment fléchissant M_f, au moment quadratique I de la section et au module d'élasticité E selon l'équation $\Upsilon = \frac{1}{\rho} = \frac{M_f}{E\,I}$.

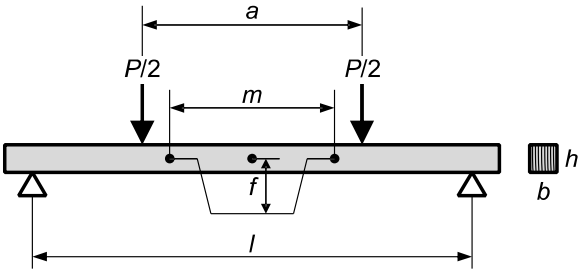


Figure 29 – Principe d'essai pour le module d'élasticité longitudinal (essai de flexion statique quatre points)

Les essais ont été réalisés sur un banc de flexion monté sur un bâti de charge électromécanique MTS Exceed E45.105 (capacité 100 kN). Des plaques métalliques ont été insérées entre les têtes de chargement et appuis et les éprouvettes pour limiter la compression locale des éprouvettes, fournissant une largeur d'appui de 10 mm. La dimension des éprouvettes est approximativement de 17 mm × 20 mm × 360 mm ; les dimensions exactes ont été mesurées à l'aide d'un pied à coulisse. L'écart à la norme NF B51-016, qui préconise des éprouvettes de 20 mm × 20 mm × 360 mm, provient du fait que les éprouvettes ont été prélevées dans des lamelles préalablement délignées de 1,7 cm × 6,0 cm. Pour la même raison, l'orientation verticale des cernes d'accroissement préconisée par la norme NF B51-016 n'a pas pu être respectée pour l'ensemble des éprouvettes. Afin de respecter l'élancement l/h prévu par la norme, les éprouvettes ont été testées verticalement, c'est-à-dire avec h la hauteur approximativement égale à 20 mm et b la largeur approximativement égale à 17 mm. La distance inter-appuis l de 320 mm (soit $16h$) et la distance a entre têtes de chargement de 160 mm préconisées par la norme NF B51-016 ont été respectées. La détermination de la pente moyenne $\Delta P/\Delta f$ de la zone linéaire des courbes charge-déplacement permet de calculer le module d'élasticité statique :

$$E_{m,s} = \frac{3\,(l-a)\,m^2}{8\,b\,h^3}\frac{\Delta P}{\Delta f}\ .$$

Pour ces essais, la flèche a été obtenue en mesurant les déplacements de la fibre neutre près des têtes de chargement et à mi-portée à l'aide respectivement de capteurs de déplacement LVDT (*linear variable differential transformer*) et d'un extensomètre, puis en soustrayant la moyenne des déplacements près des têtes de chargement au déplacement à mi-portée (cf. **fig. 43** pour une illustration du même dispositif d'essai appliqué à des carrelets). L'observation des courbes charge-déplacement des essais de résistance ultérieurs permet de vérifier *a posteriori* que les mesures ont été réalisées dans le domaine élastique linéaire.

Les résultats sont présentés par la **fig. 30**. On observe une bonne corrélation entre les modules obtenus par essais vibratoires et par essais statiques ($R^2 = 0{,}92$). Les modules obtenus par essais vibratoires sont inférieurs de 7 % aux modules obtenus par essais statiques. Aucune correction n'a toutefois été apportée aux modules d'élasticité obtenus par essais vibratoires.

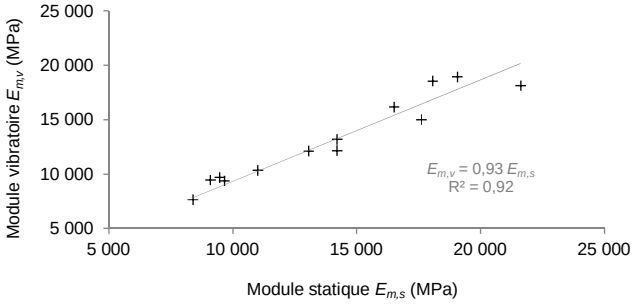


Figure 30 – Module longitudinal vibratoire en fonction du module longitudinal statique pour 13 éprouvettes de petites dimensions sans défaut

III.5.1.4 Détermination de la résistance en flexion

La contrainte de rupture en flexion transverse (*modulus of rupture* ou MOR) a été mesurée par des essais de flexion statique quatre points selon la norme NF B51-008 (AFNOR 2017b). Le principe d'essai, illustré par la **fig. 31**, consiste à appliquer une charge de flexion P croissante

à vitesse constante sur une éprouvette jusqu'à sa rupture et à enregistrer la force maximale à la rupture P_{max}, afin de calculer la contrainte de rupture.

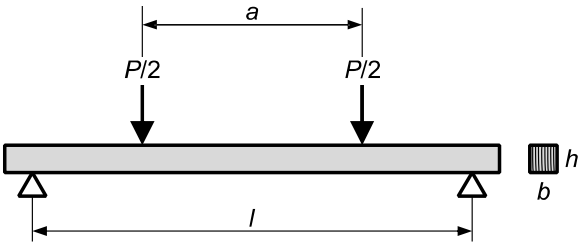


Figure 31 – Principe d'essai pour la contrainte de rupture en flexion (essai de flexion statique quatre points)

Les éprouvettes utilisées sont les mêmes que celles utilisées pour les essais de détermination du module d'élasticité décrits ci-dessus, de même que la distance inter-appuis l de 320 mm (soit $16h$) et la distance a entre têtes de chargement de 160 mm. La vitesse de descente de la traverse a été réglée afin de respecter une durée d'essai de (1,5 ± 0,5) min. Après rupture, l'éprouvette (complète ou une partie seulement lorsque celle-ci était cassée en plusieurs fragments) a été pesée, étuvée puis repesée afin de déterminer l'humidité pendant l'essai selon la norme NF EN 13183-1 (AFNOR 2002b). La contrainte de rupture en flexion statique à l'humidité pendant l'essai H a ensuite été calculée selon l'équation suivante :

$$f_{m,H} = \frac{3\,P_{max}\,(l-a)}{2\,b\,h^2}\ .$$

Conformément à la norme NF EN 384, aucune correction n'a été apportée lorsque l'humidité était différente de 12 %.

III.5.1.5 Détermination de la résistance en compression

La contrainte de rupture en compression axiale a été mesurée par des essais de compression statique selon la norme NF B51-007 (AFNOR 1985b). Le principe d'essai, illustré par la **fig. 32**, consiste à appliquer une charge de compression P croissante à vitesse constante sur une éprouvette jusqu'à sa rupture et à enregistrer la force maximale à la rupture P_{max}, afin de calculer la contrainte de rupture. Le dispositif d'application de la charge est constitué de deux plateaux dont l'un est muni d'une rotule.

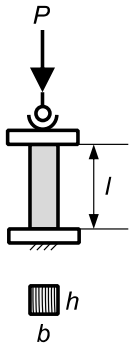


Figure 32 – Principe d'essai pour la contrainte de rupture en compression (essai de compression statique)

La dimension des éprouvettes est approximativement de 17 mm × 20 mm × 60 mm ; les dimensions exactes ont été mesurées à l'aide d'un pied à coulisse. L'écart à la norme NF B51-007, qui préconise des éprouvettes de 20 mm × 20 mm × 60 mm, provient du fait que les

éprouvettes ont été prélevées dans des lamelles préalablement délignées de 1,7 cm × 6,0 cm. Avant les essais, les éprouvettes ont été conditionnées à une humidité de (65 ± 5) % et une température de (20 ± 2) °C. Après rupture, l'éprouvette a été pesée, étuvée puis repesée afin de déterminer l'humidité pendant l'essai selon la norme NF EN 13183-1 (AFNOR 2002b). La contrainte de rupture en compression statique à l'humidité pendant l'essai H a ensuite été calculée selon l'équation suivante :

$$f_{c,H} = \frac{P_{max}}{b\,h} \ .$$

Lorsque l'humidité était différente de 12 % sur sec, la correction proposée par la norme NF EN 384 (AFNOR 2018a) a été appliquée (avec $c = 0{,}03$ et H exprimée en %) :

$$f_{c,12\%} = f_{c,H}\left(1 + c\,(H - 12)\right) \ .$$

III.5.1.6 Résultats des propriétés mécaniques des lamelles

Les essais de flexion et de compression ont été menés sur les nombres suivants d'échantillons et d'éprouvettes :

- pour le module d'élasticité et la contrainte de rupture en flexion, 215 éprouvettes issues de 50 échantillons (entre 1 et 12 éprouvettes par échantillon), dont 195 éprouvettes issues de 46 échantillons avec essence identifiée (entre 1 et 15 échantillons par essence) ;
- pour la contrainte de rupture en compression, 194 éprouvettes issues de 47 échantillons (entre 1 et 6 éprouvettes par échantillon), dont 181 éprouvettes issues de 44 échantillons avec essence identifiée (entre 1 et 14 échantillons par essence).

Le **tab. 12** résume les valeurs à 12 % d'humidité des masses volumiques et des propriétés mécaniques avant correction de l'influence de la masse volumique, toutes essences confondues.

Statistique	$\boldsymbol{\rho_{12\%}}$ **(kg/m³)**	$\boldsymbol{E_{m,12\%}}$ **(MPa)**	$\boldsymbol{f_{m,12\%}}$ **(MPa)**	$\boldsymbol{f_{c,12\%}}$ **(MPa)**
Moyenne	497	12 563	75	44
Écart-type	107	2313	17	9
Coefficient de variation	21 %	18 %	22 %	20 %
Minimum	368	7717	44	27
Maximum	841	18 351	142	79

Tableau 12 – Statistiques descriptives des propriétés des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles (avant correction de l'influence de la masse volumique)

La **fig. 33** et la **fig. 34** représentent les résultats des essais essence par essence, et leur comparaison avec les données issues de la base de données Tropix (Gérard et al. 2011), respectivement pour la masse volumique et pour les propriétés mécaniques avant correction de l'influence de la masse volumique (à 12 % d'humidité). Pour 7 % des échantillons testés, l'identification de l'essence par observation macroscopique était incertaine et ces échantillons ont été exclus de ces résultats. Lorsque disponibles, les écarts-types de variation intra-essence fournis dans Tropix et les écarts-types des valeurs obtenues pour les différents échantillons sont précisés. Les essais de flexion utilisés dans Tropix sont des essais quatre points.

Concernant la masse volumique, on observe que les valeurs moyennes expérimentales sont relativement proches des valeurs moyennes de référence disponibles dans Tropix. L'écart relatif absolu pour les 48 échantillons est de 9 % en moyenne avec un écart-type de 6 %. Toutefois

pour certaines essences avec un effectif très faible et en particulier pour les feuillus tropicaux, les valeurs expérimentales s'écartent des intervalles $[m_{ref} - \sigma_{ref}\ ;\ m_{ref} + \sigma_{ref}]$ (douglas, niangon, mengkulang, bossé).

Concernant les propriétés mécaniques, les valeurs expérimentales s'écartent davantage des valeurs de référence. On observe en effet les écarts relatifs absolus suivants :

- pour le module d'élasticité, 16 % en moyenne avec un écart-type de 11 % (effectif 46 échantillons) ;
- pour la contrainte de rupture en flexion, 17 % en moyenne avec un écart-type de 10 % (effectif 46 échantillons) ;
- pour la contrainte de rupture en compression, 13 % en moyenne avec un écart-type de 9 % (effectif 44 échantillons).

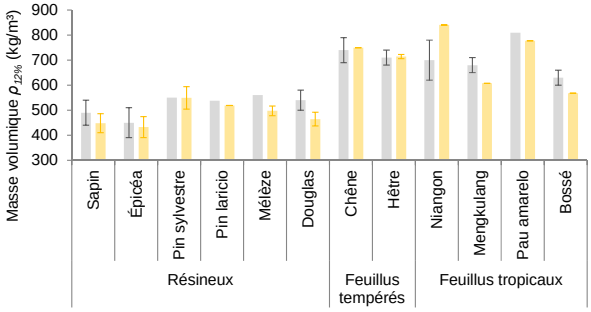


Figure 33 – Masse volumique essence par essence des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles (barres grises : données Tropix, barres jaunes : éprouvettes pour les essais de flexion et de compression)

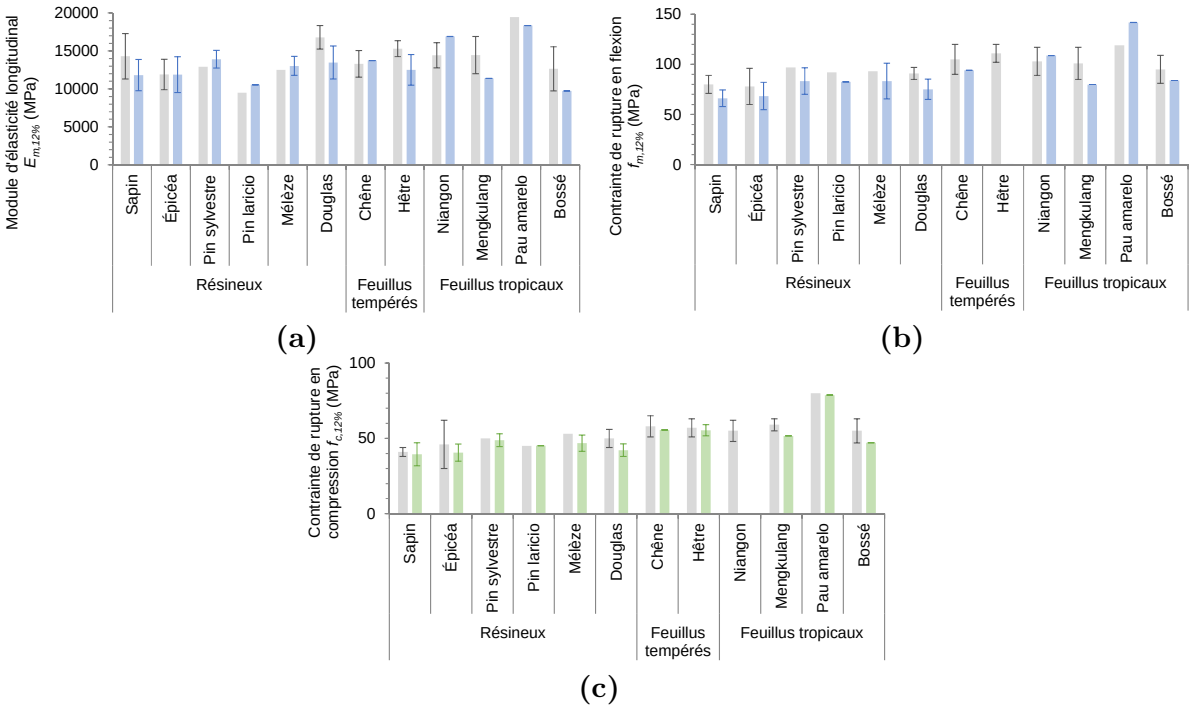


Figure 34 – Propriétés mécaniques essence par essence des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles, avant correction de l'influence de la masse volumique ((a) module d'élasticité longitudinal, (b) contrainte de rupture en flexion, (c) contrainte de rupture en compression ; barres grises : données Tropix, barres bleues : essais de flexion, barres vertes : essais de compression)

Pour 80 % des couples échantillon-propriété, l'écart entre données expérimentales et de référence est de même signe pour la propriété et pour la masse volumique. Cela semble indiquer que les écarts sur les propriétés mécaniques peuvent en partie s'expliquer par les écarts sur les masses volumiques, et fait apparaître le besoin de corriger l'influence de la masse volumique sur les propriétés mécaniques avant de les comparer avec les données de référence.

L'influence de la masse volumique sur les propriétés mécaniques a donc été corrigée en utilisant les modèles publiés par Guitard (1987) pour le module d'élasticité longitudinal, et les modèles publiés dans le *Wood Handbook* (Forest Products Laboratory 2010) pour les contraintes de rupture en flexion et en compression. Le modèle proposé par Guitard pour le module d'élasticité longitudinal a été préféré car les modèles proposés par le *Wood Handbook* sont spécifiquement issus d'essences exploitées aux États-Unis. Pour chacune des propriétés, un premier modèle a été appliqué à l'ensemble des résineux et un second à l'ensemble des feuillus. Bien que cela aurait pu permettre une meilleure précision de correction, il n'a pas été possible de trouver et d'utiliser un modèle spécifique pour chacune des essences.

Ces corrections sur les propriétés mécaniques sont à considérer avec précaution, car les masses volumiques et les propriétés mécaniques des différentes essences utilisées pour les régressions sont des moyennes pour chacune des essences et ne proviennent pas forcément des mêmes échantillons. De plus, comme les valeurs moyennes par essence varient autour des régressions calculées, celles-ci ne peuvent prédire avec exactitude les valeurs moyennes d'une essence particulière ou la valeur d'un échantillon particulier (Forest Products Laboratory 2010). Il existe en effet des spécificités anatomiques propres à chaque essence, qui peuvent entraîner par exemple des différences sur le niveau d'anisotropie élastique pour des bois de même nature (résineuse ou feuillue) possédant des densités et des taux d'humidité voisins (Guitard 1987).

Les modèles utilisés pour le module d'élasticité longitudinal proviennent de régressions sur 38 points de données pour les résineux (22 essences représentées) et 43 points de données pour les feuillus (30 essences représentées) (Guitard 1987) :

- pour les résineux, $E_{m,12\%,\rho} = E_{m,12\%,\rho_0} + a\,(\rho_{12\%} - \rho_{12\%,0})$ avec $E_{m,12\%,\rho_0}$ égal à 13 100 MPa, $\rho_{12\%,0}$ égale à 450 kg/m^3 et a égal à 41,7 MPa.m^3.kg^{-1} ;
- pour les feuillus, $E_{m,12\%,\rho} = E_{m,12\%,\rho_0}\,(\rho_{12\%}/\rho_{12\%,0})^b$ avec $E_{m,12\%,\rho_0}$ égal à 14 400 MPa, $\rho_{12\%,0}$ égale à 650 kg/m^3 et b égal à 1,03.

On obtient à partir de ces modèles les équations suivantes utilisées pour réaliser les corrections :

- pour les résineux, $E_{m,12\%,\rho_{ref}} = E_{m,12\%,\rho_{exp}} + a\,(\rho_{12\%,ref} - \rho_{12\%,exp})$ avec $E_{m,12\%,\rho_{exp}}$ et $\rho_{12\%,exp}$ respectivement le module expérimental et la masse volumique expérimentale, $\rho_{12\%,ref}$ la masse volumique de référence (Tropix) et a égal à 41,7 MPa.m^3.kg^{-1} ;
- pour les feuillus, $E_{m,12\%,\rho_{ref}} = E_{m,12\%,\rho_{exp}}\,(\rho_{12\%,ref}/\rho_{12\%,exp})^b$ avec b égal à 1,03.

Les modèles pour la résistance en flexion proviennent de régressions sur 71 essences de résineux et 66 essences de feuillus exploitées aux États-Unis (Forest Products Laboratory 2010) :

- pour les résineux, $f_{m,12\%,G} = a\,{G_{12\%}}^b$ avec a égal à 170,7 MPa, $G_{12\%}$ la densité basale à 12 % d'humidité (obtenue à partir de la masse anhydre et du volume à 12 % d'humidité) et b égal à 1,01 ;
- pour les feuillus, $f_{m,12\%,G} = a\,{G_{12\%}}^b$ avec a égal à 171,3 MPa et b égal à 1,13.

On obtient à partir de ces modèles, en remarquant que $\frac{G_{12\%,1}}{G_{12\%,2}} = \frac{\frac{1}{1+12\%}\rho_{12\%,1}}{\frac{1}{1+12\%}\rho_{12\%,2}} = \frac{\rho_{12\%,1}}{\rho_{12\%,2}}$, les équations suivantes utilisées pour réaliser les corrections :

- pour les résineux, $f_{m,12\%,\rho_{ref}} = f_{m,12\%,\rho_{exp}}\,(\rho_{12\%,ref}/\rho_{12\%,exp})^b$, avec b égal à 1,01 ;
- pour les feuillus, $f_{m,12\%,\rho_{ref}} = f_{m,12\%,\rho_{exp}}\,(\rho_{,12\%,ref}/\rho_{12\%,exp})^b$ avec b égal à 1,13.

Les modèles pour la contrainte de rupture en compression proviennent de régressions sur les mêmes essences que pour la résistance en flexion (Forest Products Laboratory 2010) :

- pour les résineux, $f_{c,12\%,G} = a\,G_{12\%}{}^b$ avec a égal à 93,7 MPa et b égal 0,97 ;
- pour les feuillus, $f_{c,12\%,G} = a\,G_{12\%}{}^b$ avec a égal à 76 MPa et b égal 0,89.

De la même manière, on obtient à partir de ces modèles les équations suivantes :

- pour les résineux, $f_{c,12\%,\rho_{ref}} = f_{c,12\%,\rho_{exp}}\,(\rho_{12\%,ref}/\rho_{12\%,exp})^b$, avec b égal à 0,97 ;
- pour les feuillus, $f_{c,12\%,\rho_{ref}} = f_{c,12\%,\rho_{exp}}\,(\rho_{12\%,ref}/\rho_{12\%,exp})^b$ avec b égal à 0,89.

La **fig. 35** représente les propriétés mécaniques après correction de l'influence de la masse volumique. Après correction, les valeurs expérimentales sont plus proches des valeurs de référence. On observe en effet les écarts relatifs absolus suivants :

- pour le module d'élasticité, 11 % en moyenne (−5 p%) avec un écart-type de 8 % (−3 p%) ;
- pour la contrainte de rupture en flexion, 11 % en moyenne (−6 p%) avec un écart-type de 9 % (−1 p%) ;
- pour la contrainte de rupture en compression, 9 % en moyenne (−4 p%) avec un écart-type de 7 % (−2 p%).

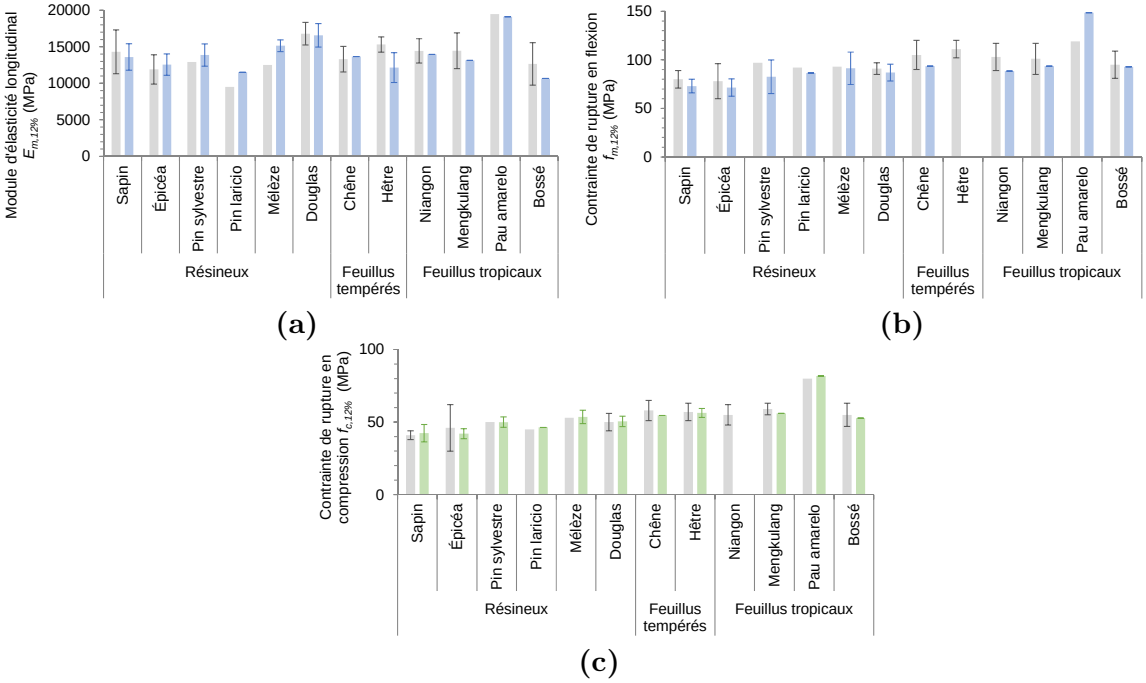


Figure 35 – Propriétés mécaniques essence par essence des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles, après correction de l'influence de la masse volumique ((a) module d'élasticité longitudinal, (b) résistance en flexion, (c) résistance en compression ; barres grises : données Tropix, barres bleues : essais de flexion, barres vertes : essais de compression)

Afin d'inclure l'ensemble des données expérimentales, y compris les échantillons dont l'essence est incertaine ou les données de référence indisponibles, la **fig. 36** présente les résultats en écartant le critère de l'essence, et avec pour comparaison les modèles présentés ci-dessus reliant les propriétés mécaniques à la masse volumique. À humidité constante, la masse volumique explique en effet la majeure partie de la variabilité des caractéristiques élastiques. Par exemple, les régressions de Guitard (1987) utilisées pour la correction du module d'élasticité ci-dessus présentent des coefficients de corrélation R de 0,88 et 0,92 pour les résineux et les feuillus respectivement.

On observe que les données expérimentales sont approximativement inférieures au modèle proposé par Guitard pour le module d'élasticité, similaires au modèle du *Wood Handbook* pour la contrainte de rupture en flexion, et supérieures au modèle du *Wood Handbook* pour la contrainte de rupture en compression. Pour les mêmes raisons que celles évoquées précédemment pour l'application des corrections de l'influence de la masse volumique, ces comparaisons sont considérées moins robustes que les comparaisons réalisées essence par essence avec les données Tropix. De plus, les essais de flexion utilisés pour ces modèles sont des essais trois points et aucune correction n'a été appliquée pour obtenir des modèles équivalents à des essais quatre points. De ce fait, ces modèles sous-estiment le module d'élasticité et surestiment la contrainte de rupture en flexion.

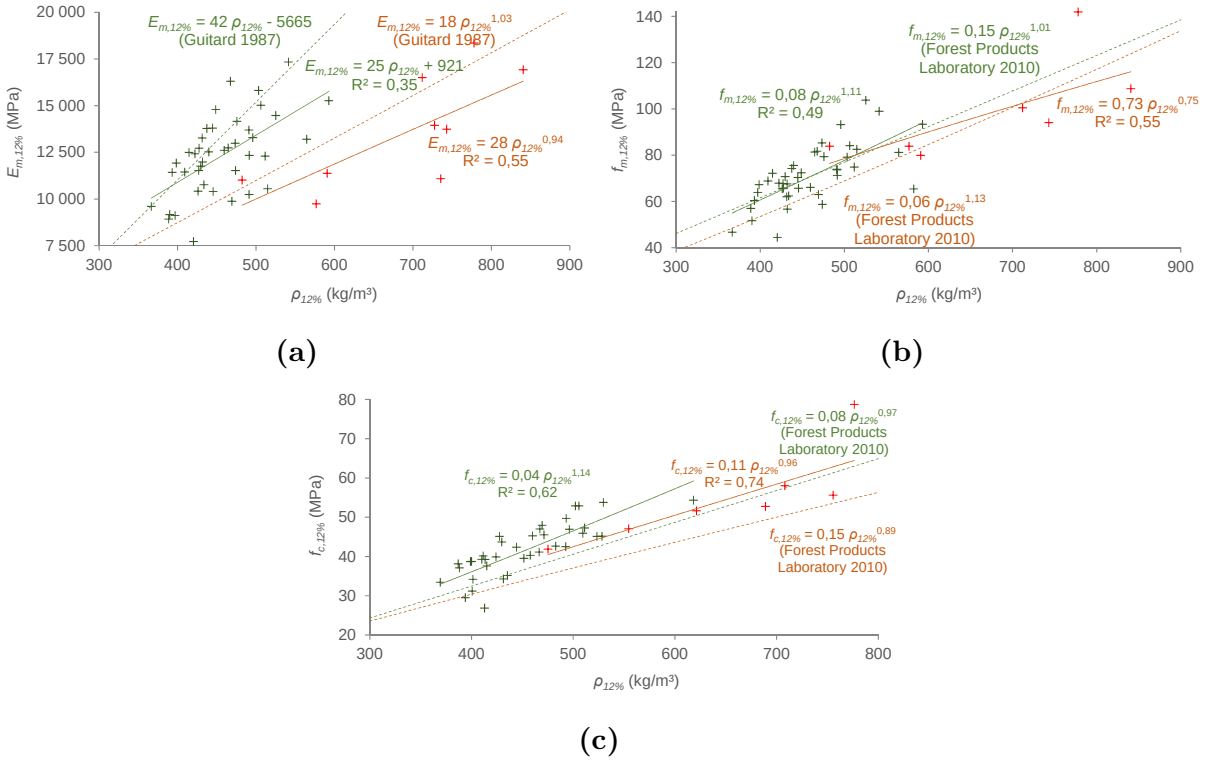


Figure 36 – Propriétés mécaniques des petites éprouvettes sans défaut issues des lamelles en fonction de la masse volumique ((a) module d'élasticité longitudinal, (b) contrainte de rupture en flexion, (c) contrainte de rupture en compression)

En conclusion, il est difficile de dégager une influence significative du vieillissement sur les propriétés mécaniques. Comme mentionné par Cavalli *et al.* (2016), lorsque les propriétés originelles du matériel sont inconnues, la comparaison se base sur des données de la littérature, et la forte variabilité des propriétés du bois ainsi que les incertitudes sur les corrections à

apporter aux données expérimentales sont susceptibles de masquer une potentielle influence du vieillissement. Malgré ces incertitudes, les résultats confirment que l'ampleur de cette potentielle influence serait limitée.

De plus, la faible disponibilité du matériel a conduit à prélever des éprouvettes non parfaites concernant l'orientation des cernes. Les diminutions observées sur le module d'élasticité peuvent ainsi provenir de différences sur le prélèvement des éprouvettes avec la littérature. En effet, la **fig. 37** présente l'évolution du module d'élasticité apparent $E_m{}^{\psi}$ dans différentes directions du plan $(\vec{R},\vec{T})$ pour un résineux et un feuillu standards (Guitard 1987). L'angle ψ est défini comme l'angle autour de l'axe des fibres du bois $\vec{L}$ entre la direction radiale du bois $\vec{R}$ et la direction d'application de la charge de flexion. On observe ainsi en effet une forte influence de l'orientation des cernes sur le module d'élasticité apparent.

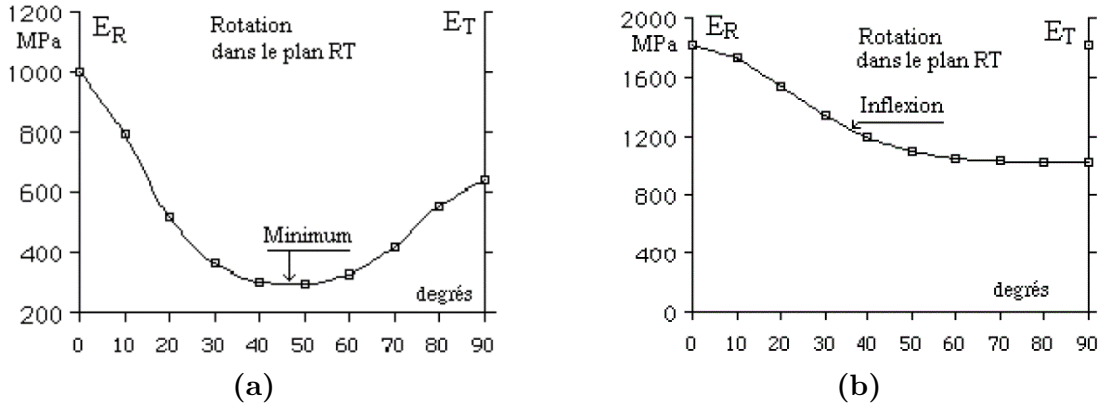


Figure 37 – Évolution du module d'élasticité apparent $E_m{}^{\psi}$ dans différentes directions du plan $(\vec{R},\vec{T})$ pour un résineux (a) et un feuillu (b) standards (Guitard 1987)

Aucune tendance significative de diminution des propriétés mécaniques liée au vieillissement n'ayant pu être observée, la purge des défauts visibles des lamelles semble suffisante pour assurer les propriétés mécaniques exigées en fonction de l'application visée pour les carrelets.

III.5.2 Propriétés mécaniques des carrelets

III.5.2.1 Fabrication de prototypes de carrelets

Des prototypes de carrelets ont été fabriqués par aboutage et contre-collage des lamelles délignées et purgées de défauts issues des expériences décrites en section **III.4.2**. La configuration choisie est de contrecoller trois lamelles de section 1,5 cm × 6,0 cm.

L'entage a été réalisé à l'aide d'une tenonneuse (Sautereau Concept 4) et de fraises permettant l'usinage de profils d'entures mâles et femelles comprenant 14 entures de longueur 10 mm et de pas 4 mm (cf. **fig. 26** en section **III.4.2**). L'aboutage a été réalisé à l'aide d'un serre-joint dormant (cf. **fig. 38**) et d'une colle à base d'acétate de polyvinyle et d'alcool polyvinylique (Sader prise rapide). Des serre-joints complémentaires ont été utilisés pour éviter le flambement de l'assemblage lors de l'application de la pression et pour assurer un alignement correct des lamelles. Les lamelles ont été aboutées aléatoirement, sans chercher à homogénéiser les essences. Aucune distance minimale entre les nœuds et les aboutages n'a été respectée.

La pression de serrage requise dépend de la longueur d'enture, de la section des lamelles et de l'essence du bois. Pour une longueur d'enture de 10 mm, le fabricant de presses Weinig préconise une pression de serrage de 12 MPa pour les résineux et 15 MPa pour les feuillus

(Tran 2014). En retenant la valeur de 12 MPa (les entures ne sont présentes que sur 85 % de la largeur des lamelles) et en considérant une section de 1,7 cm × 6,2 cm, la force requise est d'environ 12 500 N ou 1300 kg_f (kilogramme-force, unité hors Système international généralement utilisée pour caractériser la force applicable par les serre-joints). Cette force est approximativement celle applicable avec le type de serre-joint dormant utilisé, toutefois il n'a pas été possible de contrôler la pression appliquée.

Les lamelles obtenues ont ensuite été rabotées à l'aide d'une raboteuse industrielle (Otto Martin Maschinenbau T45) à une épaisseur de 15 mm afin de garantir un état de surface compatible avec le contre-collage (élimination des déformations de séchage et des imperfections résiduelles d'alignement des aboutages dans l'épaisseur, augmentation de la mouillabilité du bois).

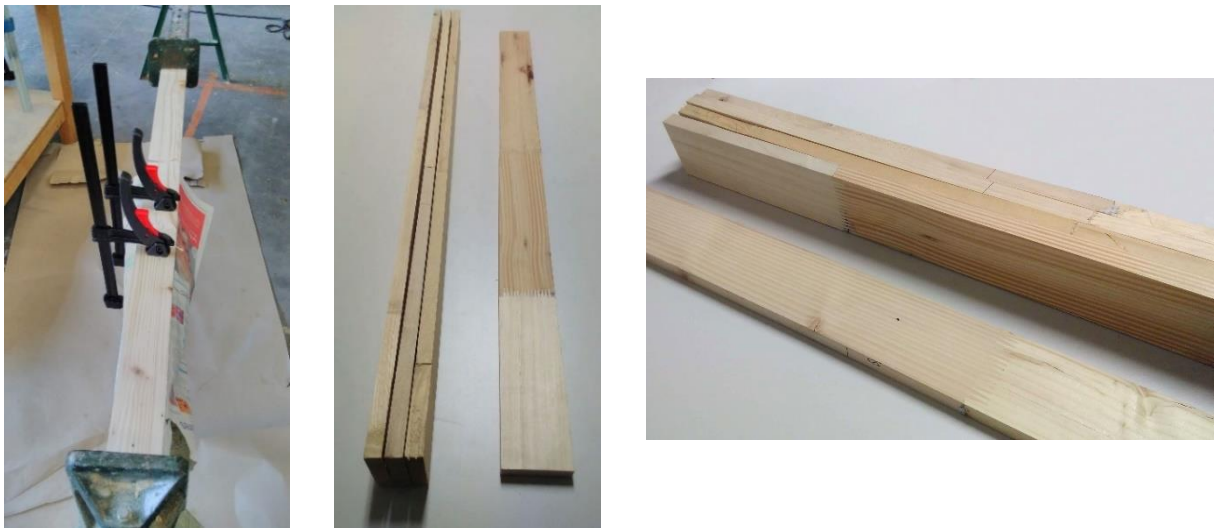


Figure 38 – Dispositif utilisé pour l'aboutage des lamelles et exemples de lamelles aboutées

Le contre-collage des lamelles a été réalisé consécutivement au rabotage, à l'aide d'une presse hydraulique à plateaux (Orma Macchine série NPC, cf. **fig. 39 (a)**) et de la même colle que pour l'aboutage. Le grammage a été contrôlé avec une balance de résolution 0,1 g en appliquant la colle à l'aide d'une seringue jusqu'à obtenir 167 g/m^2, puis la colle a été répartie uniformément à l'aide d'une spatule dentelée. La pression d'assemblage a été réglée à 2,2 bar et maintenue pendant approximativement 15 heures. Les lamelles ont été contrecollées aléatoirement, sans chercher à obtenir de panachage des qualités. Seules les essences résineuses ont été utilisées. Il a été cherché à éviter les coïncidences d'aboutages sur des lamelles adjacentes, mais aucune distance minimale entre les nœuds et les aboutages n'a été imposée.

Les carrelets obtenus ont ensuite été corroyés (dégauchis et rabotés) en une opération à l'aide d'une corroyeuse quatre faces (Weinig Profimat 23E) afin d'éliminer les imperfections d'alignement des aboutages dans la largeur, et les imperfections d'alignement des lamelles et les bavures de colle issues du contre-collage (cf. **fig. 39 (b) et (c)**).

(a) **(b)** **(c)**

Figure 39 – Type de presse utilisé pour le contre-collage des lamelles (a), état de surface avant corroyage (b) et après corroyage (c)

Trente-deux prototypes de carrelets de dimensions 4,3 cm × 5,0 cm × 90,0 cm ont ainsi été fabriqués en vue de tester leurs propriétés mécaniques. Des exemples sont présentés en **fig. 40**.

Figure 40 – Exemples de prototypes de carrelets

III.5.2.2 Détermination de la rigidité et de la résistance en flexion

Les modules local et global d'élasticité en flexion et la contrainte de rupture en flexion ont été déterminés par des essais de flexion statique quatre points selon la norme NF EN 408 (AFNOR 2012). Les principes des essais sont identiques à ceux présentés en sections **III.5.1.3** et **III.5.1.4** pour les petites éprouvettes issues des lamelles, mais certaines conditions expérimentales sont différentes, de même que les notations utilisées (cf. **fig. 41**).

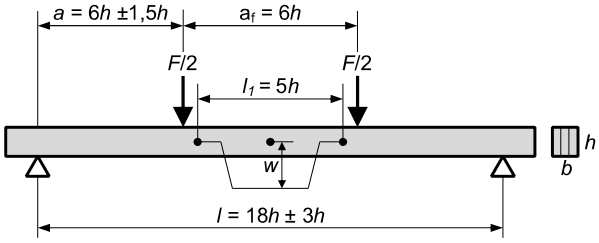


Figure 41 – Principe d'essai pour le module d'élasticité longitudinal et la contrainte de rupture en flexion des carrelets (essai de flexion statique quatre points)

Avant les essais, les carrelets ont été conditionnés en chambre climatique à une humidité de (65 ± 5) % et une température de (20 ± 2) °C (cf. **fig. 42**). L'humidité a été vérifiée selon la norme NF EN 13183-1 (AFNOR 2002b) sur 8 tronçons de carrelets prélevés après essai. L'humidité obtenue est de (12,0 ± 0,1) %.

Figure 42 – Conditionnement des carrelets avant essais mécaniques

Le dispositif d'essai est présenté par la **fig. 43**. Les carrelets ont été testés sur chant uniquement, c'est-à-dire avec les plans de collage orientés verticalement, h la hauteur égale à 50 mm et b la largeur égale à 43 mm. Il faut noter que ce choix tend à augmenter légèrement les résultats et à limiter leur variabilité car la zone la plus sollicitée est répartie sur trois lamelles (effet système), et présuppose ainsi la direction de sollicitation utilisée pour l'application finale. Les distances utilisées pour l'application des charges et la mesure des déplacements sont les suivantes : une distance inter-appuis l de 800 mm (soit $16h$, la norme préconisant $l = 18h \pm 3h$, donc l'élancement l/h prévu par la norme est respecté), une distance entre têtes de chargement a_f de 300 mm (soit $6h$, ce qui est préconisé par la norme), une distance entre appuis et têtes de chargement a de 250 mm (soit $5h$, la norme préconisant $l = 6h \pm 1{,}5h$) et une distance l_1 de 250 mm entre capteurs de mesure des déplacements près des têtes de chargement (soit $5h$, ce qui est préconisé par la norme). La vitesse de descente de la traverse a été réglée afin de respecter une durée d'essai de (300 ± 120) s.

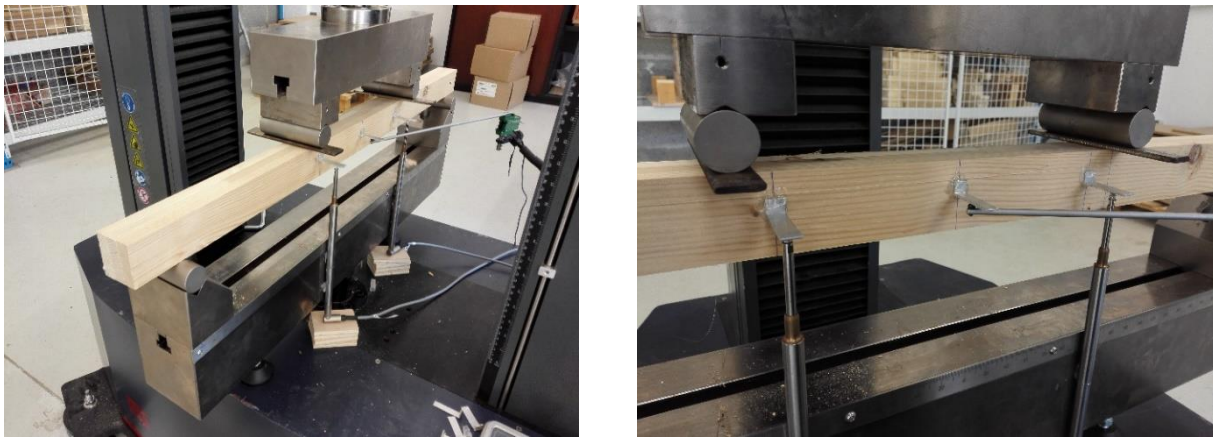


Figure 43 – Dispositif pour les essais de flexion statique quatre points des carrelets

Pour la contrainte de rupture, la force maximale à la rupture F_{max} a été relevée, puis la contrainte a été calculée selon l'équation suivante :

$$f_m = \frac{3\,F_{max}\,a}{b\,h^2}\ .$$

Lorsque l'on étudie l'évolution des propriétés mécaniques en fonction de la section des éprouvettes, on remarque que les propriétés mécaniques diminuent lorsque la section augmente (Bléron 2018). Cela s'explique par le fait que la probabilité de présence d'un défaut majeur augmente avec la section, jusqu'à tendre vers une constante propre à chaque essence. Ce phénomène est pris en compte par l'Eurocode 5 (AFNOR 2008) avec le coefficient k_h. La norme NF EN 384 (AFNOR 2018a) impose donc, lorsque la hauteur h de l'éprouvette est inférieure à

150 mm, de calculer la résistance équivalente pour une hauteur de référence de 150 mm, à l'aide de la formule suivante (soit pour les essais présentés ici, $k_h \approx 1{,}25$) :

$$f_{m,h=150} = \frac{f_{m,h<150}}{k_h} \text{ avec } k_h = \min\left(\left(\frac{150}{h}\right)^{0,2} ; 1{,}3\right) .$$

L'application de cette formule, prévue pour du bois massif, est conservatrice dans le cas présent dans la mesure où les carrelets testés sont issus de lamelles dont une part des défauts ont été purgés.

La norme NF EN 384 impose également, lorsque la portée l est différente de $18h$ et/ou la distance entre les têtes de chargement a_f est différente de $6h$, d'ajuster la résistance à la flexion avec le coefficient k_l selon la formule suivante (soit pour les essais présentés ici, $k_l \approx 1{,}01$) :

$$f_{m,l=18h} = \frac{f_{m,l\neq 18h}}{k_l} \text{ avec } k_l = \left(\frac{48h}{l+5a_f}\right)^{0,2} .$$

Pour le module d'élasticité, les courbes de force et de déplacements ont été exploitées pour relever les forces appliquées F_1 et F_2 à approximativement 10 % et 40 % de la force de rupture F_{max}, ainsi que les déplacements associés nécessaires au calcul des flèches w_1 et w_2. Conformément à la norme NF EN 408, aucun palier de relaxation n'a donc été appliqué. Le module d'élasticité local a ensuite été calculé selon l'équation suivante :

$$E_{m,l} = \frac{a\, {l_1}^2}{16\, I} \frac{\Delta \mathrm{F}}{\Delta \mathrm{w}} \text{ avec } I = \frac{b\, h^3}{12} .$$

Le module d'élasticité global a également été calculé selon l'équation suivante (avec $\Delta \mathrm{f}$ l'accroissement de flèche à mi-portée correspondant à $\Delta \mathrm{F}$, et G le module de cisaillement pris ici égal à l'infini car non connu) :

$$E_{m,g} = \frac{3\, a\, l^2 - 4\, a^3}{2\, b\, h^3 \left(2 \frac{\Delta \mathrm{F}}{\Delta \mathrm{f}} - \frac{6\, a}{5\, G\, b\, h}\right)} .$$

Les modules local et global ne mesurent pas exactement la même grandeur et chacun présente des avantages et inconvénients pour une utilisation ultérieure dans le dimensionnement d'éléments structurels (Nocetti et al. 2013). Le module local, mesuré dans la partie de l'éprouvette sollicitée en flexion pure, ne comprend pas d'effet de cisaillement, mais ne considère qu'une petite partie du volume de l'éprouvette et est plus sensible aux incertitudes de mesure, notamment du fait que la flèche locale w dans cette partie de l'éprouvette est inférieure d'un ordre de grandeur à la flèche globale f sur l'ensemble de l'éprouvette. Le module global, calculé à partir de la flèche globale f mesurée à mi-portée, est quant à lui moins sensible aux incertitudes de mesure, mais inclut l'effet de poinçonnement au niveau des têtes de chargement et les déformations dues au cisaillement.

III.5.2.3 Résultats des propriétés mécaniques des carrelets

Le **tab. 13** résume les valeurs des masses volumiques et des propriétés mécaniques obtenues. Aucune correction n'a été apportée sur les valeurs caractéristiques pour prendre en compte le nombre d'éprouvettes testées. Pour un classement définitif, la correction prévue par la norme NF EN 14358 (AFNOR 2016e) devrait être considérée et serait susceptible de diminuer légèrement ces valeurs caractéristiques.

Statistique	ρ (kg/m³)	$E_{m,l}$ (MPa)	$E_{m,g}$ (MPa)	f_m (MPa)	$f_{m,h=150,l=18h}$ (MPa)
Moyenne	479	9248	12 345	58	47
Écart-type	24	1405	1244	12	9
Coeff. de variation	5 %	15 %	10 %	20 %	20 %
Minimum	423	6519	9278	35	28
Maximum	532	12 701	14 560	80	63
5ème percentile	441	6815	10 280	40	32

Tableau 13 – Statistiques descriptives des propriétés des carrelets

Lorsque l'on compare ces valeurs aux classes de résistance définies dans la norme NF EN 338 pour les bois massifs structuraux résineux (AFNOR 2016d), on constate que la masse volumique moyenne, le module (global) d'élasticité axiale moyen et la contrainte de flexion caractéristique sont compatibles avec un classement C30, et que la masse volumique caractéristique et le module (global) d'élasticité axiale au 5ème percentile sont compatibles avec un classement C45. Ainsi il semble possible d'atteindre pour les carrelets un classement C30.

Lorsque l'on compare ces valeurs aux classes de résistance définies dans la norme NF EN 14080 pour les bois lamellés-collés homogènes (AFNOR 2013b), on constate que la masse volumique caractéristique, le module (global) d'élasticité axiale moyen et le module (global) d'élasticité axiale au 5ème percentile sont compatibles avec un classement GL24h, et que la contrainte de flexion caractéristique est compatible avec un classement GL32h. Ainsi il semble possible d'atteindre pour les carrelets un classement GL24h.

La **fig. 44** montre la relation entre les modules d'élasticité local et global. Il semble que le module local soit faible par rapport au module global. En effet, la norme NF EN 384 (AFNOR 2018a) fournit une relation pour déduire le module local à partir d'essais permettant de déterminer le module global (plus simples car ne nécessitant la mesure des déplacements qu'à mi-portée) : $E_{m,l} = 1{,}30\, E_{m,g} - 2690$. On devrait ainsi observer un module local inférieur au module global en dessous de 8967 MPa, puis supérieur au-dessus, mais ce n'est pas le cas.

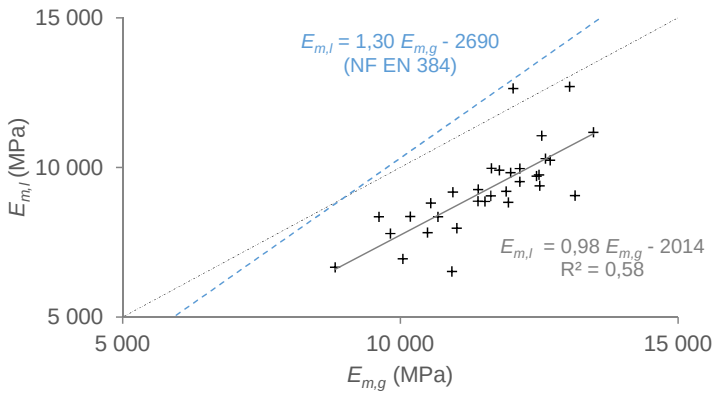


Figure 44 – Modules d'élasticité local et global des carrelets

Concernant la résistance en flexion, pour 63 % des carrelets la rupture s'est produite au niveau d'un défaut (nœud, trou) et/ou d'un aboutage (cf. **fig. 45**). Les nœuds forment en effet des points de discontinuité et constituent des zones d'amorçage de ruptures. Une purge plus complète et le respect d'une distance minimale entre les nœuds et les aboutages telle que

préconisée par la norme NF EN 14080 (AFNOR 2013b) peuvent donc améliorer la résistance moyenne. Tran (2014) a également montré que les entures situées en zone de traction peuvent constituer un paramètre réducteur pour la résistance à la rupture de poutres en bois massif reconstitué en étant le lieu d'amorçage de ruptures, mais qu'il est possible d'améliorer la résistance des aboutages en modifiant la géométrie des entures afin d'augmenter la surface de collage et de solliciter la colle davantage en cisaillement plutôt qu'en traction. De plus, d'après Bryant *et al.* (1998), l'utilisation de joints sans épaulement permettrait également d'améliorer les performances. Enfin, une réalisation industrielle des aboutages, avec contrôle de la pression de serrage, est également susceptible d'améliorer leur résistance.

Toutefois, on n'observe pas de différence significative de résistance entre les carrelets pour lesquels la rupture s'est produite au niveau d'un défaut et/ou d'un aboutage par rapport aux autres carrelets. Donc bien que ces améliorations sur les défauts et les aboutages soient susceptibles d'augmenter la valeur moyenne de la résistance des carrelets, il est peu probable qu'elles changent la résistance des carrelets pour lesquels et donc la valeur caractéristique.

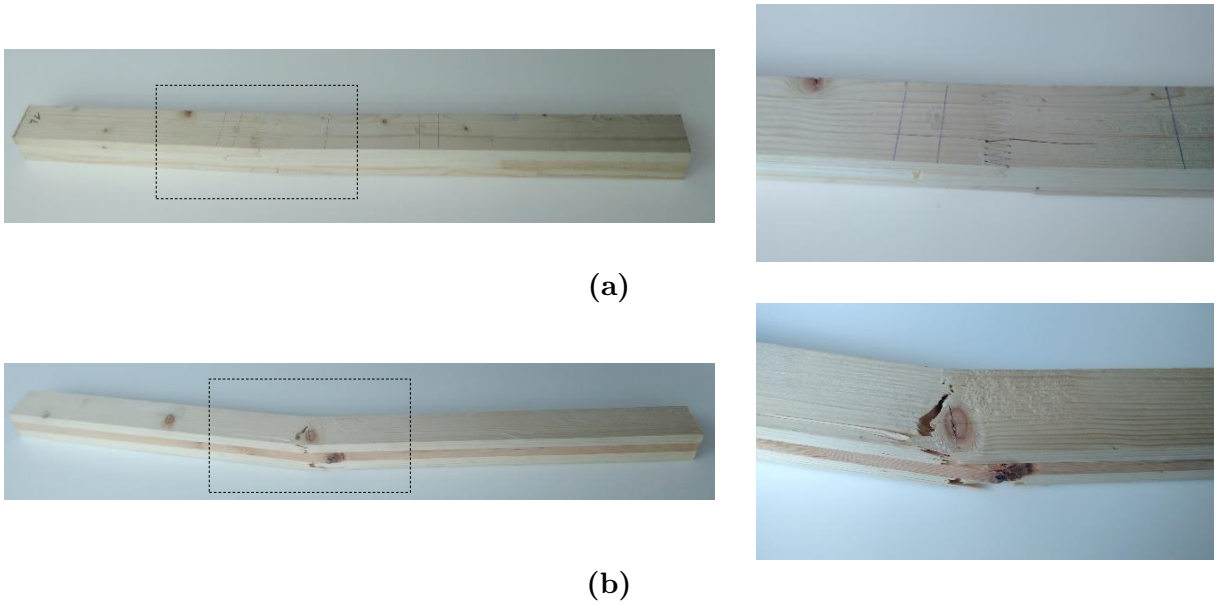


Figure 45 – Exemples de ruptures de carrelets avec amorçage au niveau d'un aboutage (a) et d'un nœud (b)

Il serait possible d'améliorer la résistance des carrelets en opérant un classement machine préalable des lamelles, puis en réalisant un panachage en plaçant les lamelles les plus résistantes à l'extérieur. Toutefois, la rentabilité d'une telle opération semble peu probable. Dans tous les cas, l'utilisation d'essences différentes n'est pour l'instant pas autorisée pour la fabrication d'éléments structurels en bois lamellé-collé, selon la norme NF EN 14080 (AFNOR 2013b).

Ainsi, l'utilisation de carrelets issus de déchets en bois massif fortement hétérogènes pour des applications non structurelles (meubles, agencement, huisseries) semble plus adaptée. Comme mentionné en section **III.2.1**, pour les menuiseries par exemple aucune exigence n'est spécifiée de façon explicite dans les normes NF EN 14220 et NF EN 14221, et les propriétés mécaniques utiles sont assurées indirectement au travers des exigences sur l'aspect et la densité du bois.

III.5.3 Stabilité dimensionnelle des carrelets

Il a été vu en section **II.3.3** que lors d'un séchage ou lors d'une reprise d'humidité, la diminution ou l'augmentation de la quantité d'eau liée entraînent le retrait ou le gonflement du bois, et qu'elles peuvent également, du fait de l'anisotropie de retrait, entraîner des variations de forme en fonction de la position de la pièce dans la bille de bois (mode de débit). De plus, il a été discuté en section **II.3.4** que la fabrication de carrelets à partir de déchets en bois massif mélangés entraîne plusieurs facteurs d'instabilité. D'une part, les déchets en bois massif contiennent différentes essences, avec des rétractabilités et anisotropies de retrait différentes. D'autre part, ils contiennent des pièces avec des modes de débit variés, or le retrait dans la direction tangentielle du bois est de façon générale 1,65 fois celui dans la direction radiale (Kollmann and Côté 1968).

Comme discuté en section **III.2.1.5**, la validation de la stabilité dimensionnelle du matériau se fait en fonction des exigences propres à l'application. Par exemple pour les menuiseries, cette validation est réalisée à l'aide d'essais mesurant leurs performances en termes de propriétés mécaniques, de perméabilité à l'air, d'étanchéité à l'eau et de résistance au vent.

Dans l'éventualité où les carrelets ne satisferaient pas les exigences pour une application donnée, plusieurs stratégies peuvent être adoptées pour augmenter leur stabilité. Une stratégie extrême consisterait à réaliser un tri exhaustif des essences de déchets en présence pour réaliser des carrelets mono-essence, mais les difficultés technico-économiques actuelles pour l'utilisation des technologies de détection d'essences, discutées en section **II.3.4**, disqualifient cette stratégie. Alternativement, il peut être remarqué que la rétractabilité croît avec la densité. La **fig. 46** présente ainsi le coefficient de retrait volumique en fonction de la masse volumique pour une sélection d'essences résineuses, d'essences feuillues issues de zones tempérées et d'essences feuillues issues de zones tropicales. Un tri densimétrique pourrait ainsi être réalisé (gravimétrique ou par rayons X), afin d'améliorer la stabilité dimensionnelle en fabriquant des carrelets panachés avec une répartition symétrique des densités et donc des rétractibilités.

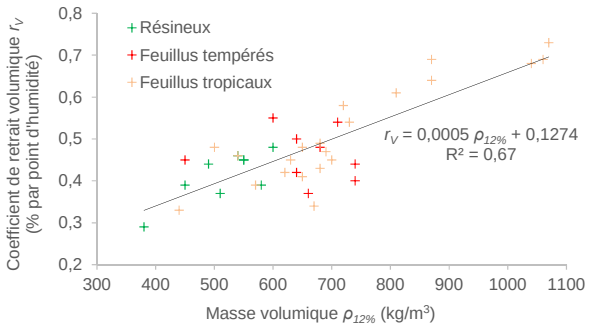


Figure 46 – Coefficient de retrait volumique en fonction de la masse volumique pour une sélection d'essences (d'après (Gérard et al. 2011))

Pour vérifier cette hypothèse, des essais ont été envisagés comprenant la fabrication de carrelets multi-essences panachés, la mesure initiale des déformations, la caractérisation des singularités présentes sur les différents plis, le conditionnement des carrelets à des conditions de température et d'hygrométrie saisonnières extrêmes et enfin la mesure des déformations des carrelets sous ces conditions. Afin de permettre une comparaison à l'échelle du semi-produit, des carrelets fabriqués à partir de bois vierge seraient pris comme références.

La norme NF EN 1309-3 (AFNOR 2018b) fournit une méthode pour mesurer les flèches de face, de rive et le gauchissement de bois sciés sur une longueur de 2 m ainsi que leur tuilage. Une méthode alternative a été développée afin de visualiser et de caractériser certaines déformations (flèches de face et de rive, gauchissement) tout au long des carrelets, à partir des coordonnées de leur face supérieure mesurées par machine à mesurer tridimensionnelle.

On considère $2\,n$ points de mesure pris à n abscisses x_i, notées x_0 à x_{n-1}, et aux ordonnées des 2 rives du carrelet à chacune de ces abscisses, notées $y_{i,0}$ et $y_{i,1}$. Les altitudes correspondantes sur la face supérieure des carrelets sont notées $z_{i,0}$ et $z_{i,1}$. On note A_i les points de coordonnées $(x_i, y_{i,0}, z_{i,0})$ et B_i les points de coordonnées $(x_i, y_{i,1}, z_{i,1})$. La **fig. 47** présente un exemple de visualisation de carrelet théorique avec flèche de face négative, flèche de rive négative et gauchissement négatif, avec 10 points de mesure (n égal à 5).

La méthode consiste dans un premier temps à calculer les $n-1$ angles de gauchissement g_i autour de l'axe $\vec{x}$ entre les vecteurs $\overrightarrow{A_{i-1}B_{i-1}}$ et $\overrightarrow{A_iB_i}$, à l'aide de la formule suivante :

$$g_i = \arctan\left(\frac{z_{i,1}-z_{i,0}}{y_{i,1}-y_{i,0}}\right) - \arctan\left(\frac{z_{i-1,1}-z_{i-1,0}}{y_{i-1,1}-y_{i-1,0}}\right).$$

Dans un deuxième temps, la méthode consiste à recalculer les coordonnées des $2\,n-2$ points A_1 à A_{n-1} et B_1 à B_{n-1} en déduisant les gauchissements, à l'aide des formules suivantes :

$$x_i{}' = x_i \;;$$

$$y_{i,0}{}' = \begin{cases} y_{i,0} + h\,\sin\left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right), & \left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right) < 0 \\ y_{i,0}, & \left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right) \geq 0 \end{cases} \text{ et } y_{i,1}{}' = \begin{cases} y_{i,1} + h\,\sin\left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right), & \left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right) > 0 \\ y_{i,1}, & \left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right) \leq 0 \end{cases};$$

$$z_{i,0}{}' = \begin{cases} z_{i,0} + b\,\sin\left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right), & \left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right) < 0 \\ z_{i,0}, & \left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right) \geq 0 \end{cases} \text{ et } z_{i,1}{}' = \begin{cases} z_{i,1} - b\,\sin\left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right), & \left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right) > 0 \\ z_{i,1}, & \left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right) \leq 0 \end{cases};$$

avec :

- h et b respectivement la hauteur (suivant l'axe $\vec{z}$) et la largeur (suivant l'axe $\vec{y}$) du carrelet ;
- $\left(\vec{y}, \overrightarrow{A_iB_i}\right) = \arctan\left(\frac{z_{i,1}-z_{i,0}}{y_{i,1}-y_{i,0}}\right)$ l'angle autour de l'axe $\vec{x}$ entre l'axe $\vec{y}$ et le vecteur $\overrightarrow{A_iB_i}$.

Dans un troisième temps, la méthode consiste à calculer les $n-2$ angles de flèche de face f_i autour de l'axe $\vec{y}$ entre les vecteurs $\overrightarrow{A_{i-1}A_i}$ et $\overrightarrow{A_iA_{i+1}}$ (égaux aux angles entre les vecteurs $\overrightarrow{B_{i-1}B_i}$ et $\overrightarrow{B_iB_{i+1}}$), ainsi que les $n-2$ angles de flèche de rive v_i autour de l'axe $\vec{z}$ entre les vecteurs $\overrightarrow{A_{i-1}A_i}$ et $\overrightarrow{A_iA_{i+1}}$ (égaux aux angles entre les vecteurs $\overrightarrow{B_{i-1}B_i}$ et $\overrightarrow{B_iB_{i+1}}$ si la largeur b sur la face supérieure est constante le long du carrelet, sinon on prendra les moyennes) :

$$f_i = \arctan\left(-\frac{z_{i+1,0}-z_{i,0}}{x_{i+1,0}-x_{i,0}}\right) - \arctan\left(-\frac{z_{i,0}-z_{i-1,0}}{x_{i,0}-x_{i-1,0}}\right);$$

$$v_i = \text{moy}\left(\arctan\left(\frac{y_{i+1,0}-y_{i,0}}{x_{i+1,0}-x_{i,0}}\right) - \arctan\left(\frac{y_{i,0}-y_{i-1,0}}{x_{i,0}-x_{i-1,0}}\right);\ \arctan\left(\frac{y_{i+1,1}-y_{i,1}}{x_{i+1,1}-x_{i,1}}\right) - \arctan\left(\frac{y_{i,1}-y_{i-1,1}}{x_{i,1}-x_{i-1,1}}\right)\right).$$

Les déformations pour chaque segment peuvent alors être utilisées directement pour identifier l'influence de singularités présentes, ou indirectement pour calculer différents indicateurs de déformations. Outre les déformations maximales mesurées par les essais définis par la norme NF EN 1309-3, il devient par exemple possible de calculer les moyennes des déformations absolues rencontrées tout au long des carrelets.

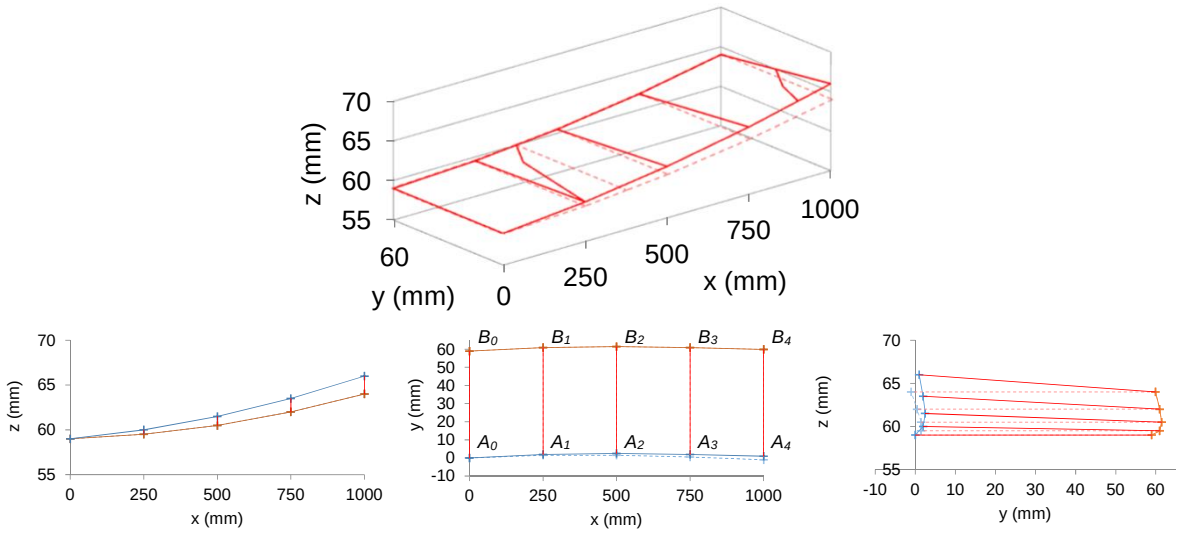


Figure 47 – Exemple de visualisation de carrelet théorique avec flèche de face négative, flèche de rive négative et gauchissement négatif (traits pleins : coordonnées de la face supérieure brutes, traits pointillés : coordonnées après déduction des gauchissements)

Pour diverses raisons matérielles, il n'a pas été possible de réaliser ces expériences avec des prototypes de carrelets au cours du projet de recherche "Cascading Recovered Wood" dans lequel ces travaux se sont inscrits. Il s'agit donc d'une perspective pour de futurs travaux.

Par ailleurs, les prototypes de carrelets fabriqués à partir de différentes essences résineuses en vue de tester leurs propriétés mécaniques ont accidentellement été humidifiés de façon importante durant 48 heures (du fait de la défaillance d'une sonde de la chambre climatisée dans laquelle ils étaient stockés), et n'ont alors pas montré visuellement de déformations particulières.

Bien qu'il n'ait pas été possible d'appliquer la méthode décrite ci-dessus sur des prototypes de carrelets, cette méthode a néanmoins été appliquée sur des bilames de bois vierge multi-essences avec des configurations défavorables (choix des essences selon leur rétractabilité et leur anisotropie, présence de singularités), et s'est révélée adaptée pour déterminer les déformations locales tout au long de ces bilames. La **fig. 48** montre la visualisation des déformations subies par un exemple de bilame chêne-pin sylvestre, avec une orientation tangentielle des cernes de croissance pour le chêne (débit sur dosse) et une orientation radiale des cernes de croissance pour le pin sylvestre (débit sur quartier), fabriqué à partir de lamelles à un taux d'humidité de 17 % puis séché à une humidité de 10 %. Les déformations moyennes absolues calculées sont de 4,3 °/m pour la flèche de face, de 2,0 °/m pour la flèche de rive et de 10,0 °/m pour le gauchissement.

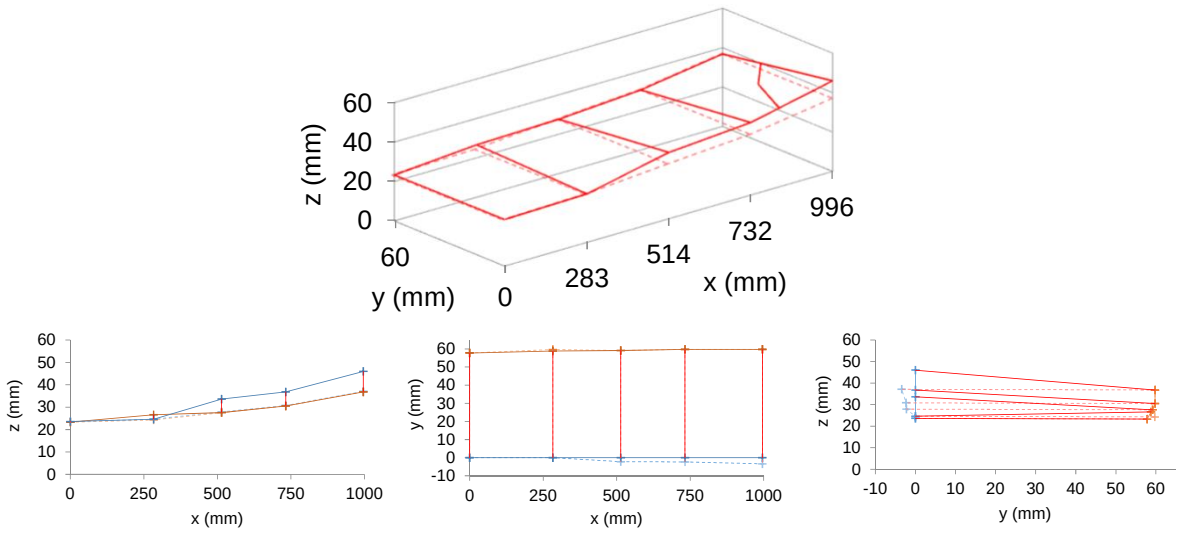


Figure 48 – Visualisation des déformations subies par un bilame de bois vierge de chêne et pin sylvestre

Ces expériences, au-delà de leur intérêt pour le développement de la méthode présentée ci-dessus, ont montré la faible stabilité dimensionnelle de produits contrecollés bilames aléatoires en essences et en modes de débit pour les configurations défavorables, et le rôle important joué par les nœuds et les déviations du fil du bois dans cette faible stabilité. La purge des défauts améliorera donc la stabilité, et il est émis l'hypothèse que la combinaison de cette purge avec un choix de lamellation adapté (nombre de plis, panachage) permettra d'assurer la stabilité requise pour différentes applications. Les modalités précises permettant de valider cette hypothèse restent à déterminer selon l'application ciblée.

III.6 Conclusion

Ce chapitre a permis de montrer qu'aucune barrière technique insurmontable ne semble exister pour la fabrication de carrelets lamellés-collés pour menuiseries intérieures ou extérieures à partir de déchets en bois massif.

Les essais de décontamination par surfaçage et de mesure des concentrations en contaminants permettent de dégager les résultats suivants :

- la décontamination par surfaçage des pièces imprégnées, qui représentent une part très modeste du gisement, ne semble pas permettre d'atteindre de façon rentable une concentration en contaminants satisfaisante à la surface des semi-produits ;
- une part significative du gisement présente des contaminations en surface dépassant les seuils EPF, mais une décontamination par un surfaçage sur une épaisseur de 2 mm, en complément de la détection des pièces imprégnées, permet de respecter les seuils sur l'ensemble des lamelles ;
- la transformation de pièces avec une contamination de surface très importante (pièces peintes avec des peintures contenant des pigments métalliques) risque de contaminer des volumes importants de sciure, risquant de remettre en question la possibilité de valorisation des résidus en panneaux de particules.

Deux stratégies de gestion de la contamination ont été discutées, la première étant davantage axée sur la rentabilité économique et la seconde sur la pertinence environnementale et sanitaire.

L'exploitation du modèle d'usinage a montré que dans les conditions considérées (gisement, paramètres d'usinage) le rendement optimal de décontamination-délignage et rabotage (pour des lamelles de section unique et avec le choix de leur orientation) est atteint pour des lamelles de section 2,0 cm × 6,0 cm après rabotage, et qu'il est possible de produire les sections courantes de carrelets avec des rendements intéressants. Des approches complémentaires permettant d'augmenter le rendement avec un compromis différent sur la logistique du procédé ont été modélisées et discutées (choix de l'orientation des lamelles selon la section de chaque pièce ; tri préalable des pièces en différentes classes selon leur épaisseur et délignage de chaque classe en lamelles de section permettant d'optimiser le rendement).

L'expérimentation du procédé à l'échelle pilote a montré que pour le cas d'étude considéré, un rendement de 30 % peut être atteint entre des déchets en bois massif prétriés (pièces droites individuelles avec section minimale, mais pouvant comporter une part résiduelle de pièces imprégnées) et des carrelets rabotés constitués de lamelles de section unique 2,0 cm × 6,0 cm. La majeure partie des résidus est constituée de chutes avec parties métalliques (25 % des déchets entrants), et de chutes et de sciure générées lors de la décontamination et du délignage en lamelles (17 % des déchets entrants pour les chutes et 12 % pour la sciure).

Les essais de flexion et de vibration sur des éprouvettes « sans défaut » issues des déchets n'ont pas permis de dégager une influence significative du vieillissement sur les propriétés mécaniques. Les conditions de prélèvement des éprouvettes, la variabilité des propriétés du bois et les incertitudes sur les corrections apportées aux données expérimentales sont susceptibles d'avoir masqué une potentielle influence, mais celle-ci est en tous cas limitée et les propriétés mécaniques apparaissent proches des valeurs de la littérature.

Les essais de flexion statique sur les prototypes de carrelets fabriqués à l'échelle pilote ont montré des propriétés équivalentes à un classement C30 pour les bois massifs structuraux résineux ou à un classement GL24h pour les bois lamellés-collés homogènes (la prise en compte de la norme NF EN 14358 pour la détermination des valeurs caractéristiques permettrait un classement définitif). Au regard des dimensions relativement faibles des lamelles qu'il est possible de déligner avec un rendement satisfaisant, et de l'impossibilité de mélanger différentes essences dans des éléments structurels, l'utilisation des carrelets pour des applications non structurelles (menuiserie, agencement, mobilier, etc.) semble néanmoins plus adaptée.

Il est émis l'hypothèse qu'une purge des défauts et une lamellation adaptées permettront d'atteindre une stabilité satisfaisante, fonction de l'application visée, pour des carrelets multi-essences sans contrôle de l'orientation des cernes. Une méthode de caractérisation et de visualisation des déformations de carrelets à partir de coordonnées tridimensionnelles mesurées sur leur face supérieure a été proposée pour permettre la validation de cette hypothèse.

Les travaux présentés dans le chapitre suivant s'appuient en partie sur les données accumulées au cours ce chapitre concernant le procédé et les produits qu'il est possible de substituer. Ces travaux portent sur l'évaluation de la pertinence environnementale et de la rentabilité économique d'un scénario de recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif, et sur la comparaison avec des scénarios de référence de traitement de ces déchets.

IV Évaluation de la pertinence environnementale et de la rentabilité économique

IV.1 Introduction

En complément de la faisabilité technique, la rentabilité économique et de plus en plus la pertinence environnementale constituent des prérequis à la mise en place d'un procédé industriel et au développement d'un marché.

Dans le cadre du projet de recherche "Cascading recovered wood" dans lequel s'inscrit cette thèse et de son groupe de travail "WP6 - Ecological and economic assessment of waste wood recycling", la pertinence environnementale et la rentabilité économique du procédé de recyclage en boucle fermée décrit dans les chapitres précédents ont été évaluées, respectivement par analyse environnementale du cycle de vie (AeCV) et analyse des coûts du cycle de vie (AcCV). L'évaluation considère une application industrielle du procédé dans le contexte français d'une part et dans le contexte allemand d'autre part. Les résultats ont été comparés avec différents scénarios de référence : valorisation énergétique en centrale biomasse à cogénération (pour les aspects environnementaux et économiques), recyclage sous forme de panneaux de particules et enfouissement (pour les aspects environnementaux uniquement).

Ce chapitre vise à présenter la méthode utilisée et les principaux résultats obtenus par ce groupe de travail au cours de ce projet, pour le contexte français uniquement. Ces travaux se basent sur des hypothèses issues des résultats obtenus au cours des chapitres précédents, d'autres résultats obtenus au cours du projet, de recherches auprès d'entreprises de la transformation du bois, et de recherches bibliographiques. Plus de détails sont disponibles dans le rapport final du groupe de travail, rédigé conjointement avec Michael Risse de l'Université technique de Munich et Estelle Vial de l'Institut technologique FCBA (respectivement premier auteur et deuxième auteur) (Risse et al. 2017).

IV.2 Évaluation de la pertinence environnementale

IV.2.1 État de l'art sur l'évaluation de l'utilisation en cascade du bois

Le bois est considéré comme une ressource renouvelable lorsqu'il est géré de manière durable. Par ailleurs, la filière forêt-bois contribue à l'atténuation du changement climatique à travers deux leviers : la séquestration et la substitution (voir par exemple (Caurla 2012; Rüter et al. 2016)). La **fig. 49** présente un diagramme simplifié des stocks et flux de carbone biogénique et fossile, permettant d'illustrer ces deux leviers.

L'effet de séquestration désigne un accroissement du stock de carbone biogénique dans les réservoirs forestiers ou dans les produits bois. La croissance d'un arbre engendre par la photosynthèse un prélèvement de dioxyde de carbone dans l'atmosphère, ce dioxyde de carbone ne contribuant alors plus au changement climatique. Le carbone stocké dans le bois est alors qualifié de biogénique, par contraste avec le carbone stocké dans les ressources fossiles et minérales qualifié de fossile. De façon générale, lors de la mobilisation d'un volume donné de bois les flux de carbone biogénique dominent largement en masse les flux de carbone fossile émis pour cette mobilisation. Le niveau du stock forestier peut varier au cours du temps en

fonction d'une part des types de forêts et de sols et des conditions climatiques, et d'autre part des perturbations naturelles et des pratiques sylvicoles (ADEME 2015b). Lorsqu'un arbre meurt ou est coupé, ce stock va progressivement être rejeté dans l'atmosphère, soit en forêt (décomposition, combustion), soit dans la filière bois (dégradation naturelle, combustion). Dans le cas où le bois est récolté, le carbone biogénique est stocké temporairement dans les produits bois (stock anthropique) pendant une durée variable selon la nature du produit, avant son oxydation, et le stock anthropique peut ainsi également varier.

L'effet de substitution désigne quant à lui l'évitement net d'émissions de carbone fossile entre l'utilisation d'énergies à base de bois et l'utilisation d'énergies équivalentes à partir d'autres filières telles que les énergies fossiles (substitution énergie), ainsi que l'évitement net d'émissions de carbone fossile entre l'utilisation de matériaux à base de bois et l'utilisation de matériaux équivalents issus d'autres filières plus émissives (substitution matière). L'ampleur de cet effet dépend de nombreux facteurs (cycle de vie de l'énergie ou du matériau à base de bois, cycle de vie de l'énergie ou du matériau substitué). L'effet de substitution matière est, en règle générale, supérieur à l'effet de substitution énergie, sachant que les deux effets peuvent se cumuler lorsque le matériau est valorisé énergétiquement en fin de vie.

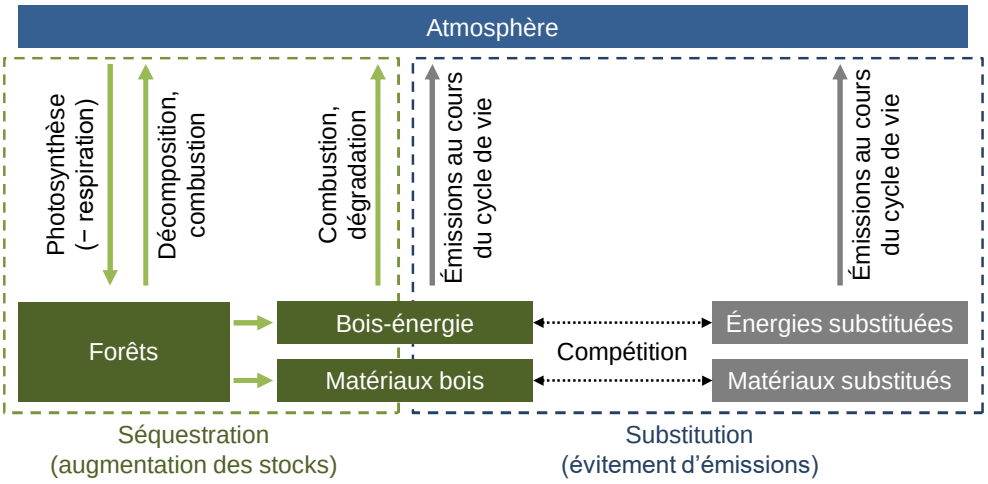


Figure 49 – Diagramme simplifié des stocks de carbone dans l'atmosphère, la biosphère et le réservoir fossile, des flux entre ces stocks et des effets de séquestration et de substitution (vert : carbone biogénique ; gris : carbone fossile ; adapté de (Nabuurs et al. 2015))

Ces deux leviers, séquestration et substitution, sont interconnectés dans l'espace et dans le temps, de sorte que l'optimisation de la contribution de l'ensemble de la filière est aujourd'hui une question complexe (ADEME 2015b). L'effet de séquestration en forêt diminue à long terme avec le vieillissement de la forêt et l'augmentation des risques biotiques et abiotiques de déstockage de carbone (dépérissement, incendies, attaques d'insectes, tempêtes, etc.), notamment dans le contexte du changement climatique, il s'agit donc d'un effet temporaire (Deleuze et al. 2015). De même, l'effet de séquestration dans les produits bois, bien que présentant aujourd'hui en France un fort potentiel d'atténuation, est également temporaire et son ampleur est limitée par rapport à la séquestration en forêt. En revanche, l'effet de substitution est cumulatif et définitif, mais son ampleur est sujette à de fortes incertitudes (Rüter et al. 2016).

Dans ce contexte, un des bénéfices de l'utilisation en cascade des produits bois consiste à préserver la valeur économique du matériau en retardant sa valorisation ultime sous forme d'énergie, ce qui permet de maximiser le stockage de carbone en forêt, de prolonger le stockage de carbone dans les produits bois, et de maximiser la substitution matériau et énergétique au cours des différentes cascades. Toutefois, ce retardement doit se faire avec discernement, c'est-à-dire jusqu'au point où le bilan des impacts (transport et recyclage) et des substitutions matières éventuelles est meilleur que le bilan des impacts et substitutions liés à la valorisation énergétique.

Plusieurs auteurs ont appliqué la démarche d'analyse de cycle de vie à des chaînes de valeur incluant le traitement de déchets issus de produits bois. Selon la question de recherche posée et l'unité fonctionnelle choisie (utilisation d'une certaine surface forestière et des produits bois résultants, traitement d'une certaine quantité de déchets de bois, production d'une certaine quantité de produits à partir de ressources secondaires ou primaires), les publications incluent l'ensemble de ces aspects ou se focalisent sur une partie d'entre eux. Les aspects méthodologiques liés à l'ACV des procédés de traitement des déchets bois sont discutés par Werner *et al.* (2007).

D'après Rivela *et al.* (2006), utiliser des déchets de bois pour fabriquer des panneaux de particules et produire de l'énergie à partir de combustibles fossiles est préférable à utiliser des déchets de bois pour produire de l'énergie et utiliser du bois vierge pour fabriquer des panneaux de particules.

Sathre et Gustavsson (2006) ont étudié différentes utilisations en cascade de déchets de bois (réutilisation, recyclage en panneaux de particules, recyclage en produits papetiers, valorisation énergétique) et ont comparé la consommation d'énergie primaire et la contribution au changement climatique avec des scénarios de référence dans lesquels les produits sont obtenus à partir de bois vierge ou de produits non bois. Ils distinguent dans leur analyse l'influence de différents mécanismes de l'utilisation en cascade des déchets de bois (effets directs liés à la prise en compte des différences de propriétés entre bois recyclé et bois vierge, effets de substitution de la production de matériaux alternatifs, effets liés l'utilisation des surfaces forestières). Les résultats indiquent que la consommation d'énergie primaire et la contribution au changement climatique sont principalement influencées par les effets de substitution et les effets liés à l'utilisation des surfaces forestières.

Gärtner *et al.* (2013) ont analysé différentes utilisations en cascade de ressources bois comprenant plus ou moins d'étapes, en comparaison avec l'utilisation de produits non bois. Les résultats indiquent que l'utilisation en cascade est bénéfique par rapport à une valorisation directe en énergie, et que les bénéfices augmentent avec l'augmentation du nombre d'étapes dans la chaîne.

Höglmeier *et al.* (2014) ont comparé l'utilisation en cascade de ressources bois avec un système fournissant les mêmes fonctions multiples à partir de bois vierge. Les résultats montrent également un avantage pour l'utilisation de déchets bois, avec toutefois une forte sensibilité des choix de modélisation.

Höglmeier *et al.* (2015) ont présenté une approche couplant ACV et modèle de flux de ressources bois, avec optimisation selon des critères environnementaux du portefeuille de

produits permettant de répondre aux contraintes de demande de marché sur un territoire donné. Leur approche permet de comparer différentes variations d'utilisation de ressources bois primaires données sur l'ensemble d'un territoire, avec ou sans cascades (uniquement sous forme d'un recyclage en panneaux avant valorisation énergétique ultime) et en considérant ou non les effets de substitution. Les résultats montrent que l'efficience d'utilisation des ressources pour atteindre un portefeuille de produits donné est supérieure pour les systèmes avec utilisation en cascades, avec des économies d'utilisation de ressources primaires comprises entre 3 % et 14 % sur l'ensemble du système selon les scénarios. En termes d'indicateurs environnementaux, les résultats montrent également la supériorité des systèmes avec utilisation en cascades, et cette supériorité est robuste quant à la considération ou non des effets de substitution. Toutefois, cette supériorité est remise en question lorsque l'efficience de la chaîne de recyclage (collecte et transformation des déchets) est insuffisante.

Enfin, Bais-Moleman *et al.* (2018) rapportent une augmentation de l'efficience d'utilisation des ressources et la diminution des émissions de gaz à effet de serre pour les utilisations actuelles des déchets de bois en Europe ainsi que pour une utilisation matière fictive maximale, par rapport à une utilisation fictive uniquement énergétique. Ils soulignent toutefois qu'aller vers un scénario avec davantage d'utilisation matière engendre à court terme une réduction des économies d'émissions liées à la substitution énergie, bien qu'une fois le scénario stabilisé cet effet temporel s'annule.

IV.2.2 Objectifs et champ de l'étude

La question de recherche de l'étude est de déterminer si les efforts supplémentaires (impacts) à consentir pour transformer les déchets en bois massif en carrelets selon le procédé décrit dans les chapitres précédents sont compensés par les économies d'impacts générées par ce recyclage. Pour répondre à cette question, différents objectifs ont été fixés :

- déterminer les impacts du procédé en incluant les substitutions matière et énergie pertinentes ;
- exploiter le modèle utilisé afin de dégager les paramètres sensibles permettant l'identification de voies d'amélioration technologiques ou organisationnelles ;
- comparer les impacts du procédé avec d'autres modes de traitement actuellement utilisés (recyclage en panneaux de particules, valorisation énergétique, enfouissement).

Le point de départ pour l'ensemble des scénarios est une tonne de déchets bois issus de la déconstruction ou démolition, prétriés manuellement pour ne comprendre que des pièces en bois massif, et possédant un taux d'humidité de 22 %. On se place donc du point de vue du traitement d'une certaine quantité de déchets de bois et l'unité fonctionnelle est le traitement de ce déchet (approche généralement appelée *waste LCA* dans la littérature).

L'approche de l'analyse est attributionnelle, il est en effet considéré que les options de traitement sont toutes disponibles et qu'aucune conséquence à large échelle ne découle du choix d'une des options de traitement. En d'autres termes, les effets indirects liés à la mise en place du procédé à large échelle ne sont pas inclus dans les frontières du système.

Afin de tenir compte du caractère multifonctionnel du recyclage (traitement d'un déchet, fourniture d'une matière première secondaire, fourniture éventuelle d'énergie) et de pouvoir comparer les différents scénarios, l'approche dite de l'extension des frontières du système a été

appliquée. La **fig. 50** présente les frontières des systèmes des scénarios comparés, avec les extensions considérées pour autoriser la comparaison. Cette approche permet de simplifier l'unité fonctionnelle et de comprendre aisément la comparaison réalisée, toutefois il est reconnu que les résultats qu'elle engendre sont particulièrement sensibles aux hypothèses prises sur les procédés évités, c'est pourquoi il convient dans l'idéal d'analyser différentes possibilités.

Par ailleurs, le déchet arrive à la fin de son premier cycle de vie, et les impacts de ce premier cycle ne sont pas comptabilisés, l'unité fonctionnelle étant le traitement du déchet. Les scénarios sont décrits plus en détails dans la section **IV.2.3** ci-après, de même que les analyses de sensibilité testées pour le scénario de recyclage en carrelets.

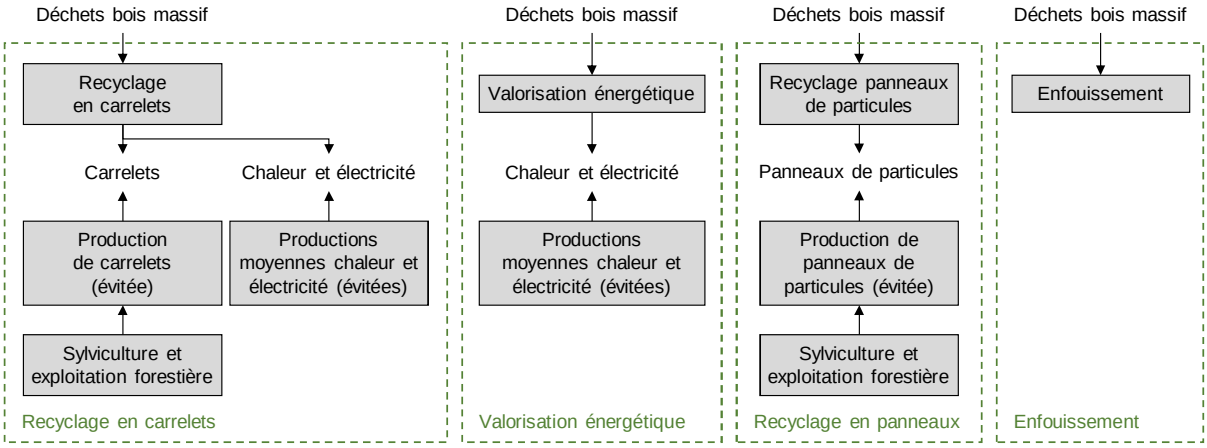


Figure 50 – Frontières des systèmes pour les scénarios étudiés dans l'analyse environnementale du cycle de vie (adapté de (Risse et al. 2017))

Pour l'étape d'évaluation des impacts des cycles de vie, les indicateurs d'impacts environnementaux suivants ont été évalués :

- potentiel de réchauffement global, émissions d'origine fossile (*fossil global warming potential*, **GWPff**), exprimé en kg CO_2 équivalent ;
- potentiel de réchauffement global, émissions d'origine fossile et d'origine biogénique (*total global warming potential*, **GWPtot**), exprimé en kg CO_2 équivalent ;
- potentiel d'épuisement des ressources abiotiques fossiles (*abiotic depletion potential for fossil fuels*, **ADPff**), exprimé en MJ ;
- potentiel d'acidification des sols et de l'eau (*acidification potential*, **AP**), exprimé en kg SO_2 équivalent ;
- potentiel d'eutrophisation (*eutrophication potential*, **EP**), exprimé en kg PO_4 équivalent ;
- potentiel de toxicité humaine (*human toxicity potential*, **HTP**), exprimé en kg 1,4-dichlorobenzène équivalent ;
- potentiel de destruction de la couche d'ozone stratosphérique (*ozone depletion potential*, **ODP**), exprimé en kg CFC-11 équivalent ;
- occupation des sols agricoles (*agricultural land occupation*, **ALO**), exprimé en $m^2 \cdot a$.

Les méthodes de caractérisation utilisées sont CML (Guinée et al. 2002), notamment utilisée par la norme NF EN 15804 (AFNOR 2014d) relative aux déclarations environnementales de produits de construction, ainsi que ReCiPe (Goedkoop et al. 2009) pour l'occupation des sols.

IV.2.3 Évaluation des inventaires des cycles de vie

La modélisation des inventaires de cycle de vie est basée, en ce qui concerne les données primaires, sur les résultats du groupe de travail "WP4 - The upgrading concept" du projet "Cascading recovered wood", dont ceux présentés dans les chapitres précédents, sur les données issues du groupe de travail "WP3 - Logistics of collection and transportation", et sur des calculs des auteurs. Les données secondaires proviennent principalement de la base de données ecoinvent version 3.3 (Wernet et al. 2016), ainsi que des sources suivantes : (Speckels 2001; Betz et al. 2002; Trübswetter 2006; Doka 2009; Cornillier et al. 2012; Rüter and Diederichs 2012; Vial et al. 2012; Commission Européenne 2016; Eurostat 2016).

Recyclage en carrelets

Le scénario commence par le transport des déchets en bois massif jusqu'au site de recyclage, sur lequel ces déchets sont transformés en carrelets. Ce transport a été considéré en deux étapes successives, avec un tri intermédiaire des déchets en bois massif sur une plateforme de regroupement-tri-broyage de déchets bois. Pour la première étape, la distance de transport est issue d'une enquête menée par Vial et Cornillier (2012) auprès de plateformes. Pour la seconde étape, les données issues des travaux du groupe de travail "WP3 - Logistics of collection and transportation" ont été utilisées. Ces travaux ont visé à modéliser la logistique inverse des déchets bois et à optimiser la localisation de sites de recyclage en boucle fermée à partir de la localisation des gisements disponibles, des distances et des coûts de transport, tout en assurant une profitabilité estimée minimale à partir des coûts de transformation (Burnard et al. 2015). En complément des développements mathématiques et logiciels, des résultats préliminaires ont été calculés pour les cas d'étude de la Slovénie, de l'Autriche et de l'Allemagne. Les données considérées pour le contexte français sont celles du cas d'étude sur l'Allemagne.

Le procédé tel que décrit dans les chapitres précédents a ensuite été modélisé, avec les opérations suivantes : tri des pièces imprégnées, purge des parties métalliques, décontamination et délignage, purge des défauts du bois, séchage, aboutage et rabotage des lamelles, contre-collage et rabotage des carrelets. La principale différence entre la modélisation et les hypothèses de mise en place d'une application industrielle décrites dans les chapitres précédents concerne le traitement des résidus. Il a en effet été considéré que tous les résidus (imprégnés ou non) sont valorisés énergétiquement sur site dans une centrale biomasse à cogénération afin de produire la chaleur et l'électricité requises par le procédé, le surplus étant revendu en externe. Une autre différence réside dans le type de colle : une colle urée-formaldéhyde a été modélisée.

Les carrelets produits sont considérés équivalents à des carrelets fabriqués à partir de bois vierge, avec des contaminations de surface résiduelles similaires à celle rencontrées pour du bois vierge. Afin obtenir des scénarios fonctionnement équivalents, cette production de carrelets est considérée éviter la production de carrelets produits à partir de bois vierge. Des variations de paramètres sur les opérations du procédé (distance d'approvisionnement, taux d'humidité et pouvoir calorifique, rendement, distance de livraison, etc.) permettent de prendre en compte les différences entre les matières premières utilisées. Les inventaires de cycle de vie utilisés sont les mêmes que pour la production de carrelets à base de déchets, afin que les résultats soient déterminés par ces adaptations et non par des potentielles différences de qualité des données utilisées. Les résidus de production ont également été considérés valorisés énergétiquement sur site dans une centrale biomasse à cogénération afin de produire la chaleur et l'électricité requises

par le procédé, le surplus étant revendu en externe. De même, afin d'obtenir des scénarios équivalents, la différence d'énergie nette produite entre la production de carrelets à partir de déchets et la production équivalente à partir de bois vierge (du fait du moindre rendement) est considérée éviter les productions moyennes de chaleur et d'électricité en France. Les étapes du cycle de vie des carrelets postérieures à la production ne sont pas comptabilisées dans le cadre de cette comparaison entre filières de traitement basée sur une approche attributionnelle, car elles sont considérées identiques entre carrelets issus de déchets et carrelets issus de bois vierge.

Des analyses de sensibilité ont été réalisées sur les paramètres suivants (de façon combinée, avec une variante pessimiste et une variante optimiste) : la distance de transport totale entre le site de déconstruction et le site de recyclage, le taux d'humidité des déchets bois, le rendement du procédé de recyclage, et la quantité de colle nécessaire pour l'ensemble des opérations de collage. Le taux d'humidité affecte en effet à la fois les impacts du transport au travers de l'augmentation de la masse volumique du bois, les impacts de la valorisation énergétique des résidus générés avant séchage au travers de la diminution du pouvoir calorifique du bois, et les impacts liés au séchage. Le rendement du procédé affecte quant à lui la part des déchets valorisés sous forme de carrelets ou d'énergie, et de plus définit la quantité de carrelets fabriqués à partir de bois vierge évités. Enfin, l'analyse de sensibilité sur la quantité de colle utilisée permet d'étudier les effets d'une possible différence avec les carrelets issus de bois vierge, si un nombre de plis ou un grammage différents étaient requis du fait de considérations relatives au collage ou à la stabilité dimensionnelle des carrelets multi-essences. La production de colle est en effet associée à des impacts environnementaux élevés (Werner and Richter 2007).

Valorisation énergétique en centrale biomasse à cogénération

Le scénario de référence de la valorisation énergétique en centrale biomasse à cogénération commence par le transport des déchets de bois jusqu'à une plateforme de regroupement-tri-broyage de déchets bois, sur laquelle ces déchets sont broyés et déferraillés. Ils sont ensuite dirigés vers une centrale biomasse à cogénération (classée dans la rubrique n°2771 de la réglementation ICPE, c'est-à-dire une installation de traitement thermique de déchets non dangereux), dans laquelle ils sont brûlés avec valorisation de la chaleur et de l'électricité. Plusieurs inventaires de combustion ont été combinés afin de considérer une quantité identique de contaminants présents par rapport à la valorisation des résidus dans le scénario de recyclage en carrelets, mais en moindre concentration, et éviter que l'utilisation d'inventaires dont l'unité fonctionnelle est l'énergie contenue dans le combustible ne vienne fausser la comparaison. Afin d'obtenir des scénarios équivalents, la chaleur et l'électricité valorisées à l'extérieur sont considérées éviter les productions moyennes de chaleur et d'électricité en France.

Recyclage en panneaux de particules

Le scénario de référence du recyclage en panneaux de particules commence par le transport des déchets de bois jusqu'à une plateforme de regroupement-tri-broyage de déchets bois, sur laquelle ils sont broyés, déferraillés et criblés. Un tri visuel préalable est généralement réalisé afin d'écarter les bois imprégnés, qui sont redirigés vers les déchets de bois de classe C. Ces déchets, ainsi que les fines de broyage, sont dirigés vers une installation de traitement thermique de déchets dangereux classée dans la rubrique ICPE n°2770 (cimenterie ou incinérateur), dans laquelle ils sont incinérés avec valorisation énergétique. Le broyat criblé est dirigé vers une usine de fabrication de panneaux de particules, dans laquelle il est broyé à

nouveau plus finement puis mélangé aux autres matières premières (connexes de scierie et bois ronds fragmentés en particules). Les matières premières sont ensuite séchées et triées par tamisage. Les particules trop fines sont brûlées sur place pour alimenter le site en chaleur (en complément d'énergies fossiles), le reste étant effectivement incorporé dans le panneau (les grosses particules composent l'âme et les fines composent les faces pour leur donner un aspect lisse), à l'exception des poussières de ponçage qui sont également brûlées. Lorsque le site est équipé d'une centrale biomasse à cogénération, le surplus d'électricité est réinjecté sur le réseau.

Afin d'obtenir des scénarios équivalents, cette production de panneaux de particules est considérée éviter la production de panneaux de particules fabriqués virtuellement à partir de 100 % de bois vierge. Plus précisément, l'équivalence fonctionnelle au niveau de la matière entre les matières premières secondaires et primaires est atteinte au moment du séchage, lorsque les particules issues des matières premières primaires atteignent l'humidité plus faible des particules issues des matières premières secondaires. L'inventaire de cycle de vie utilisé pour la production des panneaux a été ajusté pour tenir compte des différences de consommations d'énergies (broyage des matières premières, chaleur requise pour le séchage des matières premières) et de productions d'énergies (associées aux résidus générés).

Enfouissement

Le scénario de référence de l'enfouissement commence par le transport des déchets de bois jusqu'à un centre de stockage pour déchets non dangereux, dans lequel les déchets sont stockés. Ces déchets sont alors généralement en mélange avec d'autres déchets non inertes non dangereux, du fait de l'absence de tri sur le chantier de démolition (ou plutôt de l'absence de « non-mélange » car on peut considérer que l'opération de démolition dans ces conditions constitue en elle-même un mélange de matériaux initialement séparés dans le bâtiment), et de l'absence de tri ultérieur entre matériaux sur un centre de tri pour déchets du bâtiment. Les hypothèses prises dans ecoinvent (Doka 2009) sont les suivantes : seulement 1,5 % du bois se dégrade à un horizon de 100 ans du fait de la présence de lignine dans la matrice lignocellulosique (Micales and Skog 1997), cette dégradation se fait à 97 % sous forme de biogaz (et à 3 % sous forme de lixiviats), le biogaz est composé à 56 % de méthane (et à 44 % de dioxyde de carbone), et 47 % du biogaz est récupéré et brûlé en torchère (et 53 % est directement émis). Aucune production d'énergie liée à la combustion du biogaz sur site ou via une injection sur le réseau de gaz naturel n'a été considérée et donc aucun impact évité n'a non plus été considéré. Une analyse de sensibilité a été réalisée avec un taux de dégradation à 100 ans de 28 % (Barlaz 2006) et un taux de récupération du biogaz de 70 % (Vial et al. 2012).

IV.2.4 Évaluation des impacts des cycles de vie

Analyse des contributions aux impacts pour le procédé de recyclage

Pour l'évaluation des impacts des cycles de vie, les processus de cycle de vie ont été regroupés de la façon suivante : transports (approvisionnement en déchets de bois, livraison des carrelets), production de colle, utilités et autres (manutentions, lubrifiants, outils de coupe, traitement des déchets autres que bois), valorisation énergétique des résidus, et infrastructures.

La **fig. 51** présente la contribution relative de ces groupes aux impacts directs du procédé de recyclage en carrelets dans le contexte français (hors impacts évités). Les consommations énergétiques du procédé (chaleur et électricité) ne sont pas visibles directement car elles sont

fournies par la valorisation énergétique des résidus. On observe que les transports représentent une part importante des impacts pour les indicateurs GWPff, ADPff, AP et ODP (production et combustion de gasoil). La production de colle contribue aussi significativement à ces impacts (production énergivore et utilisant des ressources fossiles comme matières premières), de même que les utilités (production et combustion de fioul léger pour les manutentions). La valorisation énergétique des résidus du procédé contribue de façon importante aux indicateurs HTP (émissions de particules), AP et EP. Enfin, les infrastructures contribuent de façon importante à l'indicateur ALO (occupation des sols par les bâtiments industriels).

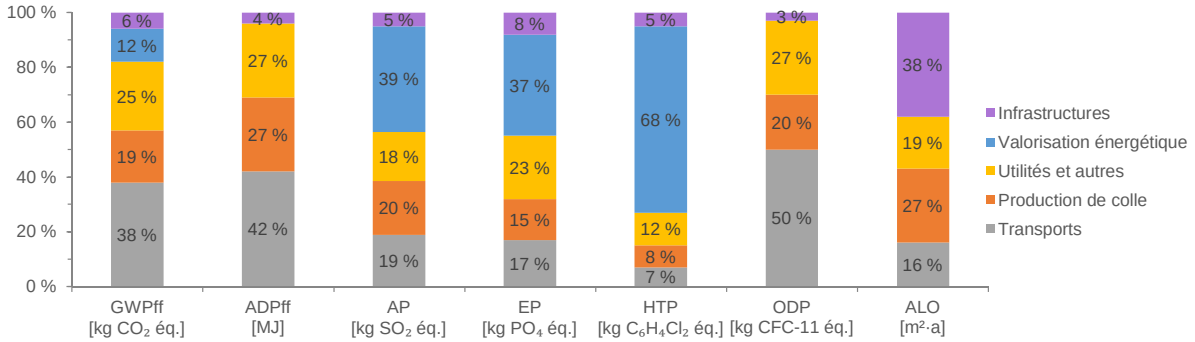


Figure 51 – Contributions des processus aux impacts environnementaux du procédé de recyclage en carrelets, hors impacts évités (adapté de (Risse et al. 2017))

Comparaison des scénarios

La **fig. 52** présente une comparaison entre le scénario de recyclage en carrelets et les scénarios de référence valorisation énergétique, recyclage en panneaux de particules, enfouissement (base) et enfouissement (analyse de sensibilité), en incluant les impacts évités pour chacun des scénarios (à l'exception de l'enfouissement, pour lequel aucune valorisation du biogaz n'a été considérée). Pour rappel, les impacts évités sont appliqués pour les scénarios recyclage en carrelets (évitement de la production de carrelets à base de bois vierge), valorisation énergétique en centrale à cogénération (évitement des mixtes énergétiques moyens) et recyclage en panneaux (évitement de la production de panneaux à base de bois vierge). Les barres blanches représentent la somme des impacts directs et évités.

De façon générale, on constate pour la majorité des indicateurs des économies d'impacts pour les trois scénarios de valorisation matière ou énergie (les impacts évités sont plus importants que les impacts directs). L'enfouissement présente en revanche des impacts positifs pour l'ensemble des indicateurs, mis à part pour le potentiel de réchauffement global avec prise en compte des prélèvements et émissions de dioxyde de carbone biogénique.

Concernant le potentiel de réchauffement global GWPff, on observe que pour les trois scénarios recyclage en carrelets, valorisation énergétique et recyclage en panneaux, l'utilisation de matières premières secondaires permet d'éviter des émissions de gaz à effet de serre fossiles par rapport à l'utilisation de matières premières primaires. Le scénario de valorisation énergétique permet d'éviter le plus d'émissions fossiles, devant le recyclage en carrelets et le recyclage en panneaux. Cela s'explique en majeure partie par les impacts évités, en effet l'évitement de l'utilisation de combustibles fossiles est plus avantageux que l'évitement de la fabrication de produits faiblement émetteurs tels que les carrelets fabriqués à base de bois vierge. Les émissions importantes constatées pour les scénarios d'enfouissement proviennent des émissions de méthane (les émissions de méthane biogénique sont en effet comptabilisées comme fossiles).

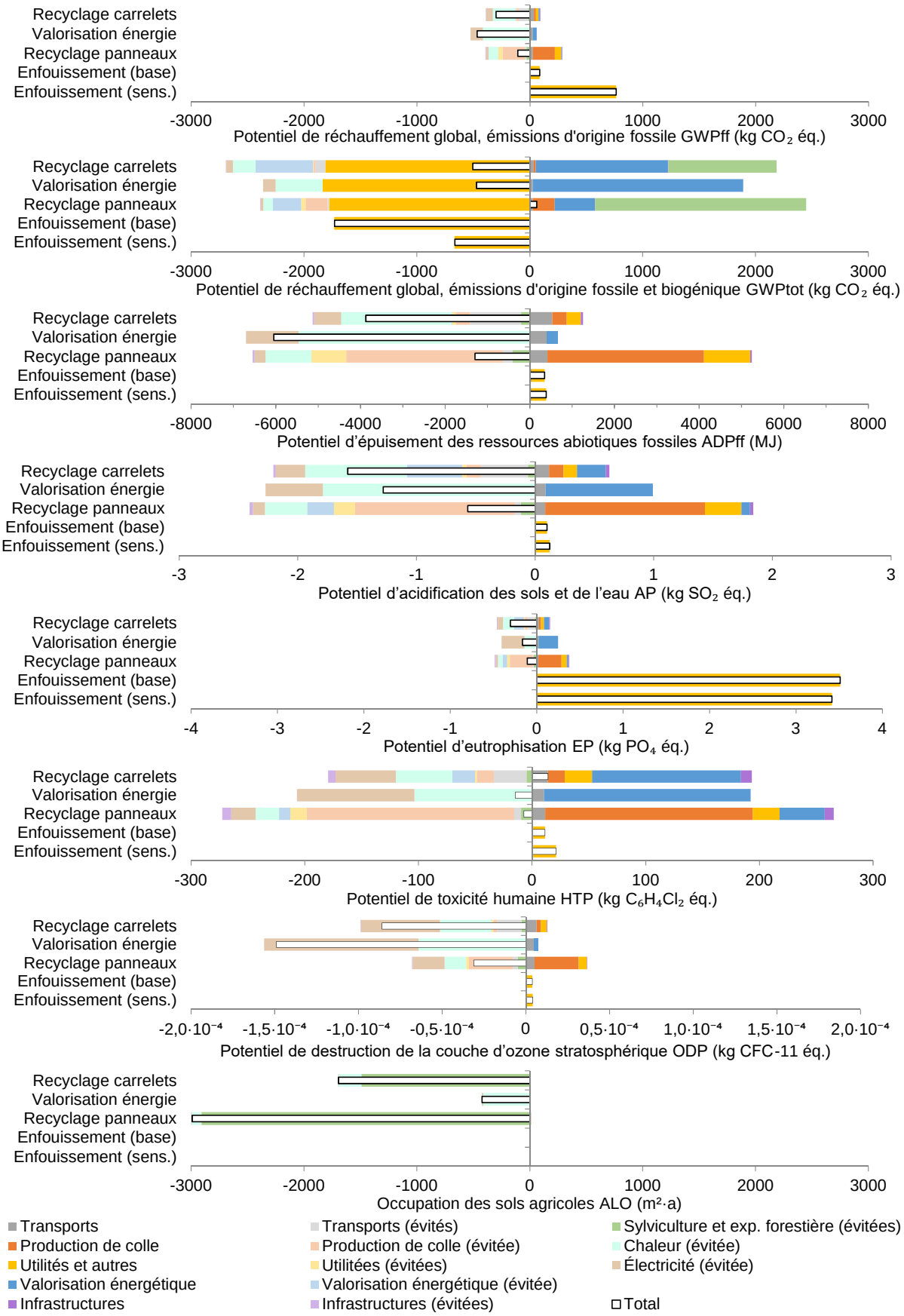


Figure 52 – Comparaison des impacts du recyclage en carrelets avec les scénarios de référence, avec impacts évités (barres blanches : somme des impacts directs et évités ; adapté de (Risse et al. 2017))

En complément, l'indicateur GWPtot, incluant les prélèvements et émissions de dioxyde de carbone biogénique, a été calculé. Le carbone biogénique contenu dans le bois étant une propriété intrinsèque du matériau, le prélèvement de dioxyde de carbone associé à la croissance de l'arbre est affecté de manière physique au cours des différentes transformations qu'il subit (selon le contenu en carbone), conformément à la norme NF EN 16485 (AFNOR 2014e). Avec les regroupements réalisés, ce prélèvement apparaît dans le groupe « utilités et autres », et les émissions dans le groupe « valorisation énergétique ». Pour les scénarios de recyclage en carrelets ou en panneaux, l'évitement de carrelets ou de panneaux fabriqués à base de bois vierge entraîne également l'évitement du prélèvement associé, qui apparaît dans le groupe « sylviculture et exploitation forestière (évitées) ». Les scénarios de recyclage en carrelets et de valorisation énergétique performent alors de façon équivalente, la différence observée en faveur du recyclage en carrelets ne semblant pas significative. Le scénario de recyclage en panneaux est significativement défavorable, principalement du fait qu'il économise moins de chaleur et d'électricité fossiles que les scénarios précédents. Le scénario de l'enfouissement surpasse les autres scénarios, du fait qu'à un horizon de 100 ans une partie seulement du bois est dégradée (et donc une partie seulement du carbone est oxydée).

L'indicateur caractérisant l'épuisement des ressources fossiles ADPff est corrélé avec l'indicateur GWPff car l'énergie contenue dans les combustibles fossiles et le dioxyde de carbone émis lors de leur combustion sont liés à leur contenu en carbone. Cette corrélation ne se vérifie pas pour les scénarios d'enfouissement du fait du pouvoir de réchauffement global supérieur du méthane par rapport au dioxyde de carbone.

Pour l'indicateur caractérisant l'acidification des sols et de l'eau AP, les scénarios de recyclage en carrelets, de valorisation énergétique et de recyclage en panneaux permettent d'économiser des émissions acidifiantes, avec un bénéfice plus important pour le scénario de recyclage en carrelets. Pour ce scénario, les économies proviennent de la part importante de carrelets importés (Sergent et al. 2018) et donc de l'évitement d'émissions liées au transport maritime (oxydes de soufre et d'azote), de la valorisation énergétique plus importante de résidus lors de la production des carrelets à base de bois vierge (valorisation énergétique considérée pour les connexes de scierie), et du moindre besoin de séchage de la matière première secondaire par rapport à la matière première primaire.

En ce qui concerne l'indicateur EP, les trois scénarios de valorisation permettent également d'économiser des émissions pouvant conduire à l'eutrophisation des milieux aquatiques, avec à nouveau un bénéfice plus important pour le scénario de recyclage en carrelets. Ce résultat provient principalement de la différence entre les émissions liées à la valorisation énergétique du bois en centrale à cogénération et les émissions évitées associées à la production de chaleur et d'électricité (mixtes moyens français). L'enfouissement présente un potentiel d'eutrophisation bien supérieur, du fait des pertes d'azote au cours de la gestion des lixiviats.

L'indicateur caractérisant le potentiel de toxicité humaine HTP est relié aux émissions issues de la combustion du bois et aux émissions évitées de la production de chaleur et d'électricité. Le scénario de recyclage en carrelets présente un potentiel de toxicité plus important par rapport aux scénarios de recyclage en panneaux et de valorisation énergétique, toutefois il est estimé que les incertitudes sont importantes sur cet indicateur car les impacts totaux sont faibles par rapport aux impacts directs et évités, ainsi une modélisation plus fine des polluants

émis par les différentes combustions est nécessaire pour confirmer ce résultat. L'enfouissement présente le potentiel le plus élevé à cause des émissions issues du torchage du biogaz.

L'indicateur caractérisant la destruction de la couche d'ozone stratosphérique ODP est corrélé avec l'indicateur ADPff. Ainsi, le scénario de valorisation énergétique est plus performant que le scénario de recyclage en carrelets, lui-même plus performant que le scénario de recyclage en panneaux.

Enfin, l'indicateur d'occupation des sols agricoles ALO montre un important bénéfice pour les scénarios de valorisation matière (carrelets et panneaux) par rapport à la valorisation énergétique, en permettant d'économiser des ressources bois et par la même occasion les surfaces forestières exploitées correspondantes.

Analyses de sensibilité

L'annexe **D** présente pour les approches « pessimiste », « de base » (résultats présentés ci-dessus) et « optimiste » des analyses de sensibilité sur le scénario de recyclage en carrelets, et pour chacun des scénarios de référence, les écarts relatifs entre les impacts pour le recyclage en carrelets et les impacts pour le scénario de référence. Les paramètres testés comprennent la distance de transport totale entre le site de déconstruction et le site de recyclage, le taux d'humidité des déchets bois, le rendement du procédé de recyclage, et la quantité de colle nécessaire pour l'ensemble des opérations de collage. On constate que les variations des paramètres considérées ne modifient généralement pas le positionnement du scénario de recyclage en carrelets par rapport aux scénarios de référence, mis à part pour l'indicateur HTP pour lequel, lorsque les paramètres optimistes sont considérés, les impacts du recyclage en carrelets deviennent inférieurs aux scénarios de référence. Il est toutefois rappelé que des incertitudes importantes sont anticipées sur cet indicateur.

IV.2.5 Discussion sur la pertinence environnementale

L'analyse des processus contributeurs a montré que les impacts directs du procédé de recyclage sont dominés par les groupes transports, production de colle et utilités pour les indicateurs GWPff, ADPff et ODP, et par la valorisation énergétique des résidus pour les indicateurs AP, EP et HTP. Le potentiel d'amélioration sur ces impacts directs se situe entre autres sur la minimisation des distances de transport et des retours à vide, l'utilisation de carburants moins émissifs pour les transports, la minimisation de la quantité de colle utilisée (taille des lamelles, grammage), l'utilisation de colles biosourcées, l'utilisation de carburants moins émissifs pour les manutentions, la valorisation des résidus dans des centrales possédant des systèmes efficaces de filtration des gaz de combustion.

Une analyse séparée a montré que la production de carrelets et d'énergies à partir de déchets de bois entraîne des impacts moindres que leur production à partir de ressources primaires (sauf pour l'indicateur HTP), lorsque l'on considère que le déchet arrive sans impact (hypothèse du fardeau nul ou *zero burden assumption,* approche dite de la méthode des stocks ou *cut-off approach*) et grâce à des économies réalisées par ailleurs sur certaines opérations de transformation (par exemple le moindre besoin de séchage). L'hypothèse du fardeau nul est courante mais discutable (voir par exemple (Rivela et al. 2006; Höglmeier et al. 2014; Schrijvers et al. 2016)). De façon alternative, une partie des impacts du premier cycle de vie pourraient être attribués aux déchets de bois.

Lorsque l'on regarde de façon isolée les impacts du traitement d'un déchet, la question de l'affectation des impacts du premier cycle de vie ne se pose plus. La différence d'impacts mentionnée ci-dessus entraîne alors, en étendant les frontières du système aux fonctions apportées par le recyclage en complément de l'élimination du déchet (fourniture de carrelets et d'énergies), des bénéfices sur les différentes catégories d'impacts, excepté pour l'indicateur HTP. La minimisation des impacts du scénario de traitement passe alors par la minimisation des impacts directs énoncés ci-dessus, mais également par la maximisation des impacts évités au travers de la maximisation des produits fournis et donc des rendements matière et énergie. À ce titre, la valorisation des résidus dans des centrales biomasse à haut rendement doit être recherchée. La protection des déchets des intempéries durant leur collecte, leur transport, leur tri sur plateforme et leur approvisionnement permettrait également de limiter voire d'éviter le besoin de séchage ainsi que d'augmenter le pouvoir calorifique des résidus.

Ces résultats ont alors été comparés avec trois scénarios de référence de traitement des déchets de bois (valorisation énergétique, recyclage en panneaux de particules, enfouissement). La comparaison apparaît favorable au recyclage en carrelets vis-à-vis de l'enfouissement pour tous les indicateurs analysés excepté pour GWPtot, favorable vis-à-vis du recyclage en panneaux pour une majorité d'indicateurs (sauf HTP et ALO), et favorable vis-à-vis de la valorisation énergétique pour les indicateurs GWPtot, AP, EP et ALO (et défavorable pour GWPff, ADPff, HTP et ODP). Par ailleurs, la prise en compte de différents effets à l'aide d'approches méthodologiques complémentaires devrait renforcer les avantages de la valorisation matière.

La valorisation matière présente en effet par rapport à la valorisation énergie un avantage significatif sur l'évitement du processus de sylviculture nécessaire pour produire du bois vierge, visible au travers de l'indicateur ALO. L'indicateur d'occupation des terres est particulièrement important pour les analyses de cycle de vie impliquant des produits biosourcés (Pawelzik et al. 2013). Cet indicateur devrait recevoir davantage d'attention dans le futur, en particulier dans les pays avec une densité de population relativement élevée (Bringezu et al. 2014). Les effets indirects de cet évitement d'occupation des terres (par exemple, exploitation forestière avec une utilisation matière ou énergie du bois, augmentation du stock de carbone forestier ou dans les produits bois, substitution complémentaire de produits, etc.) n'ont pas été inclus dans cette étude et devraient faire l'objet de recherches complémentaires.

Les résultats indiquent que pour chacun des scénarios de valorisation (matière ou énergie), les hypothèses prises pour la modélisation des impacts évités lors de l'extension des frontières du système peuvent avoir une influence importante sur le bilan entre impacts directs et évités. D'après Heijungs et Guinée (2007), l'influence des choix de modélisation des impacts évités par la valorisation d'un déchet sur les résultats peut conduire à une remise en question des comparaisons. Il est donc recommandé de tester différentes hypothèses, bien qu'il soit difficile en pratique de déterminer les produits ayant les plus fortes probabilités d'être évités et que des conclusions divergentes sur les différents produits peuvent compliquer la prise de décision. Pour le recyclage en carrelets, les produits évités dépendent en effet de l'application retenue par l'utilisateur des carrelets (le fabricant des produits finis), et pourraient inclure des matériaux autres que le bois tels que le PVC, l'aluminium ou l'acier, avec généralement des bilans environnementaux moins favorables. Il conviendrait donc d'approfondir cet aspect en considérant un portefeuille de produits évités. Au-delà de la modélisation de ces évitements, la

prise en compte de l'ensemble des mécanismes de marché indirects nécessiterait d'adopter une approche conséquentielle, avec une modélisation préalable de ces mécanismes à l'aide d'un modèle d'équilibre partiel pour quantifier les changements et alimenter la modélisation de l'analyse de cycle de vie (Earles and Halog 2011). De plus, il conviendrait de prendre en compte l'évolution rapide attendue des mixtes énergétiques vers des technologies moins polluantes, qui devrait aller dans le sens de bénéfices supérieurs pour la valorisation matière.

Enfin, la dimension temporelle des émissions de carbone constitue un autre aspect n'ayant pu être intégré dans la présente étude. La valorisation matière constitue une prolongation du stockage du carbone biogénique contenu dans le produit arrivant en fin de vie. De plus, la prise en compte des effets indirects de l'utilisation des sols pourrait également conduire à une augmentation générale de la production de produits bois, dont une partie avec une durée de vie longue. Toutefois, il n'existe pas encore de consensus sur la meilleure approche pour prendre en compte les effets de la prolongation du stockage de carbone dans l'évaluation de l'atténuation du changement climatique (Cherubini et al. 2011; Brandão et al. 2013; Levasseur et al. 2013; Røyne et al. 2016).

IV.3 Évaluation de la rentabilité économique

Le bilan économique du scénario de recyclage en carrelets a été évalué et comparé avec un scénario de référence de valorisation énergétique en centrale de cogénération, pour le contexte allemand uniquement. On se place du point de vue de l'entreprise opérant le recyclage. En complément, une comparaison avec la production de carrelets à partir de bois vierge a été réalisée.

Les résultats présentés dans cette section ont été principalement obtenus par Michael Risse de l'Université technique de Munich (cf. section **IV.1**).

IV.3.1 Collecte des données économiques

Recyclage en carrelets

De façon générale pour l'ensemble des scénarios, les données ont été majoritairement recueillies auprès d'entreprises industrielles allemandes : centres de tri de déchets de bois, fabricants de machines de transformation du bois, scieries, fabricants de produits en bois lamellé-collé, centrales biomasse. Concernant les investissements, des coûts ont été fournis par un fabricant de machines de transformation du bois pour un atelier réaliste de recyclage en carrelets. Concernant les coûts de main d'œuvre, des estimations ont été fournies par les entreprises pour l'ensemble du procédé de transformation. Lorsque possible, la plausibilité des données collectées a été vérifiée à partir de données de la littérature ; toutefois les différences ou le manque de transparence sur les hypothèses rendent la comparaison difficile. Les données manquantes ont été estimées à partir de la littérature.

Les coûts et bénéfices suivants du recyclage en carrelets ont été inclus dans le champ de l'étude : reprise des déchets bois, transport, pré-tri des pièces imprégnées, purge des parties métalliques, décontamination et délignage, séchage, production de carrelets lamellés-collés (comprenant purge des défauts, aboutage et rabotage des lamelles, contre-collage et rabotage des carrelets), vente des carrelets produits, broyage et déferraillage des résidus, cogénération des résidus, vente de la chaleur et de l'électricité produites. Sont compris dans les coûts de production

l'amortissement des investissements et les différents coûts d'exploitation (main d'œuvre, consommables, maintenance, etc.). Il a été considéré que l'ensemble des résidus du procédé de recyclage en carrelets sont valorisés énergétiquement en centrale biomasse à cogénération, sans considération de leur niveau de contamination.

À partir des données disponibles, les coûts d'investissement pour un site de recyclage produisant 10 000 m^3/an de carrelets ont été estimés. Il a été considéré des coûts d'investissement de 4 M€ pour la partie production de carrelets, et 3-4 M€ pour la partie amont de décontamination et d'homogénéisation des dimensions des déchets. Ces estimations ont été réalisées sur la base de données fournies par des fabricants de machines de tri et d'usinage du bois ainsi que des entreprises de gestion de déchets bois. Pour la centrale biomasse à cogénération, en considérant un rendement de 30 %, la production annuelle correspond à la transformation d'environ 33 000 m^3/an de déchets en bois massif. Les résidus valorisés énergétiquement représentent 23 000 m^3/an, soit approximativement 13 000 t/an. En considérant un taux d'humidité de 22 % sur sec et une durée de fonctionnement de 7000 h/an, un pouvoir calorifique inférieur de 14,7 MJ/kg et une puissance de combustion de 8 MW peuvent être calculée. Le coût d'investissement pour une centrale à cogénération de cette puissance s'élève à 8-12 M€. Le coût total pour le site est ainsi estimé à 15-20 M€.

Afin de tenir compte des incertitudes sur les données, des analyses de sensibilité optimiste et pessimiste ont été menées de façon combinée sur les différents coûts d'investissement et de fonctionnement et les prix de vente. Une incertitude de ±20 % a été appliquée de façon homogène sur les différents coûts et prix de vente, à l'exception du transport pour lequel les distances minimale et maximale proviennent des simulations de logistique inverse réalisées dans le cadre des travaux du groupe de travail "WP3 - Logistics of collection and transportation" du projet "Cascading recovered wood" (cf. section **IV.2.3**).

D'autre part, des analyses de sensibilité séparées ont été menées sur le rendement de transformation du recyclage en carrelets, puis sur le bénéfice ou le coût de reprise des déchets de bois et le prix de vente des carrelets. Concernant la reprise des déchets bois, il a été considéré pour le scénario de base un coût de matière première négatif, conformément à la collecte réalisée auprès d'entreprises de tri-broyage, c'est-à-dire que l'entreprise de recyclage est financée pour le traitement des déchets. Une large gamme de coûts négatifs et positifs ont été testés dans les analyses de sensibilité séparées afin de tenir compte de la variabilité saisonnière, des surcoûts liés à la déconstruction sélective et au pré-tri préalable des pièces en bois massif, et d'une potentielle augmentation à l'avenir des prix des déchets bois du fait de leur plus forte valorisation générale.

Valorisation énergétique en centrale biomasse à cogénération

Les coûts et bénéfices suivants de la valorisation énergétique en centrale biomasse à cogénération ont été inclus dans le champ de l'étude : reprise des déchets bois, transport, broyage et déferraillage, cogénération, vente de la chaleur et de l'électricité produites.

Production de carrelets à partir de bois vierge

Les coûts et bénéfices suivants de la production de carrelets à partir de bois vierge ont été inclus dans le champ de l'étude : achat et transport de bois vierge, production de carrelets lamellés-collés (comprenant purge des défauts, aboutage et rabotage des lamelles, contre-collage

et rabotage des carrelets), vente des carrelets produits, vente des coproduits (copeaux). Les coproduits étant produits en faibles quantités par rapport au procédé de recyclage, ils ont été considérés directement vendus et non valorisés énergétiquement en interne.

IV.3.2 Résultats de l'évaluation économique

Comparaison avec la valorisation énergétique

La **fig. 53** présente les bilans économiques du recyclage en carrelets et de la valorisation énergétique, pour les scénarios de base et pour l'analyse de sensibilité évaluant de façon combinée l'influence de différents paramètres (coûts d'investissement et de fonctionnement, prix de vente des produits).

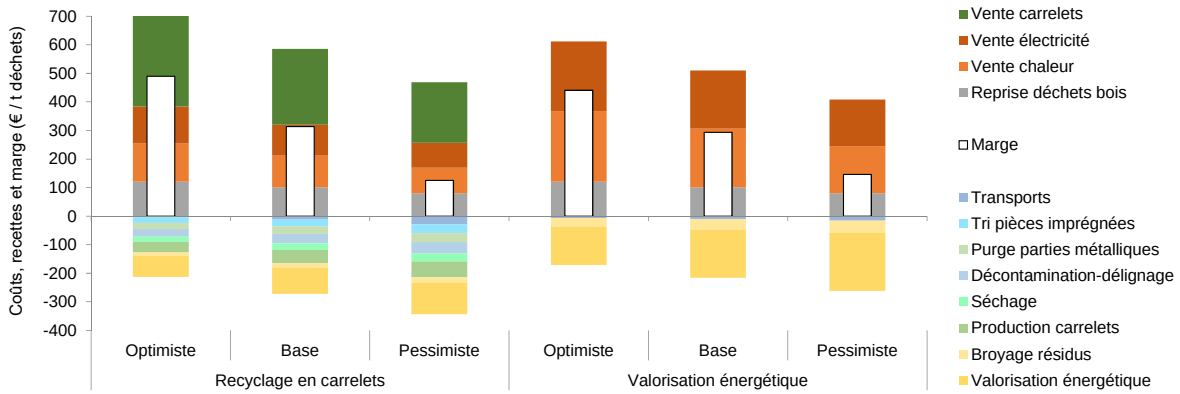


Figure 53 – Coûts, recettes et marge du recyclage en carrelets et de la valorisation énergétique, pour les scénarios de base et l'analyse de sensibilité combinée (adapté de (Risse et al. 2017))

Les principaux coûts de production (positifs uniquement donc hors reprise des déchets) du scénario de recyclage en carrelets se situent au niveau du traitement des résidus avec leur broyage et leur valorisation énergétique en centrale biomasse à cogénération (39 % pour le scénario de base), et de la production des carrelets avec les opérations de purge des défauts, aboutage et rabotage des lamelles, contre-collage et rabotage des carrelets (17 %). Le solde comprend les différentes étapes de préparation des lamelles (tri des pièces contaminées, purge des parties métalliques, décontamination-délignage, séchage) avec 40 % et le transport avec 4 %. Les recettes proviennent principalement de la vente des carrelets (45 %), de la vente de la chaleur (19 %) et de l'électricité (19 %) et de la reprise des déchets bois (17 %). On retrouve des répartitions similaires pour les variantes optimiste et pessimiste.

Avec les hypothèses considérées, et notamment le fait que les déchets de bois aient un coût négatif et que les résidus de transformation soient valorisés en cogénération, les scénarios de recyclage en carrelets apparaissent économiquement rentables. Il faut toutefois noter que les bénéfices réels seraient inférieurs aux valeurs présentées, car les coûts liés au management et à l'impôt sur les sociétés n'ont pas été inclus.

Par ailleurs, comparés à des scénarios de valorisation directe en centrale de cogénération, les scénarios de recyclage en carrelets permettent un chiffre d'affaires supérieur mais nécessitent également des coûts d'investissement et d'exploitation supérieurs. Finalement, aucun des deux scénarios ne se différencie clairement en termes de rentabilité.

Comparaison avec la production de carrelets à partir de bois vierge

La production de carrelets à base de déchets en bois massif a également été comparée avec la production de la même quantité de carrelets à partir de bois vierge. La **fig. 54** présente les bilans économiques, pour les scénarios de base et pour l'analyse de sensibilité évaluant de façon combinée l'influence de différents paramètres (coûts d'investissement et de fonctionnement, prix de vente des produits). La production à partir de déchets bois apparaît plus rentable, principalement du fait de la différence de coût sur la matière première. En effet, l'achat de sciages représente 65 % des coûts de la production à partir de bois vierge, et la reprise de déchets bois représente 17 % des recettes de la production à partir de déchets bois. D'autre part, la production de carrelets à partir de sciages génère peu de coproduits, dont la vente apporte des recettes limitées (à peine visibles sur le graphique) comparées à la valorisation énergétique des fortes quantités de résidus de la production à partir de déchets bois.

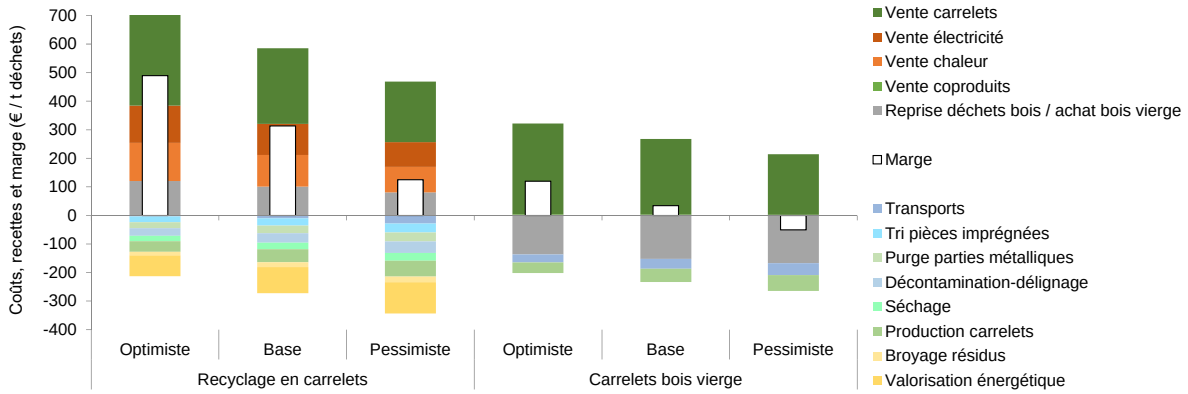


Figure 54 – Coûts, recettes et marge de la production de carrelets à partir de déchets bois et de bois vierge, pour les scénarios de base et l'analyse de sensibilité combinée (adapté de (Risse et al. 2017))

Analyses de sensibilité

La **fig. 55** présente les résultats de l'analyse de sensibilité sur le rendement de transformation du recyclage en carrelets. On constate que les recettes issues de la vente des carrelets augmentent avec le rendement, les recettes issues de la valorisation énergétique des résidus diminuent avec le rendement, et *in fine* les recettes tous produits confondus augmentent avec le rendement. Toutefois, les coûts de production augmentent également avec le rendement. Au global, on observe une légère augmentation de la marge avec le rendement.

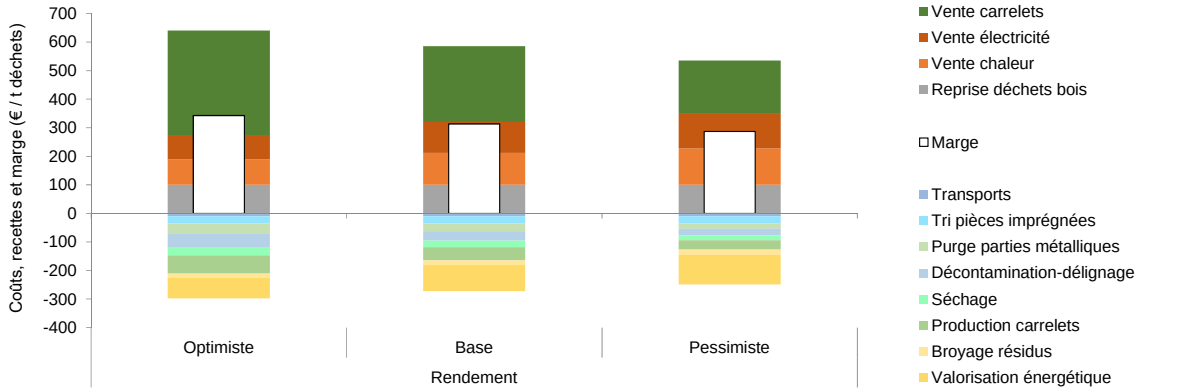


Figure 55 – Coûts, recettes et marge du recyclage en carrelets, pour l'analyse de sensibilité sur le rendement (adapté de (Risse et al. 2017))

Ce modèle a été exploité afin de déterminer la zone de rentabilité selon le coût de reprise des déchets bois et le prix de vente des carrelets. La **fig. 56** présente cette zone de rentabilité, pour le scénario de base sur les coûts de production, le rendement et le prix de vente des coproduits.

Les scénarios calculés indiquent un potentiel économique important pour le recyclage en carrelets. La combinaison de la valorisation matière et de la valorisation énergétique semble en effet permettre une exploitation rentable, même avec des hypothèses de coût de reprise des déchets et de vente des carrelets très défavorables.

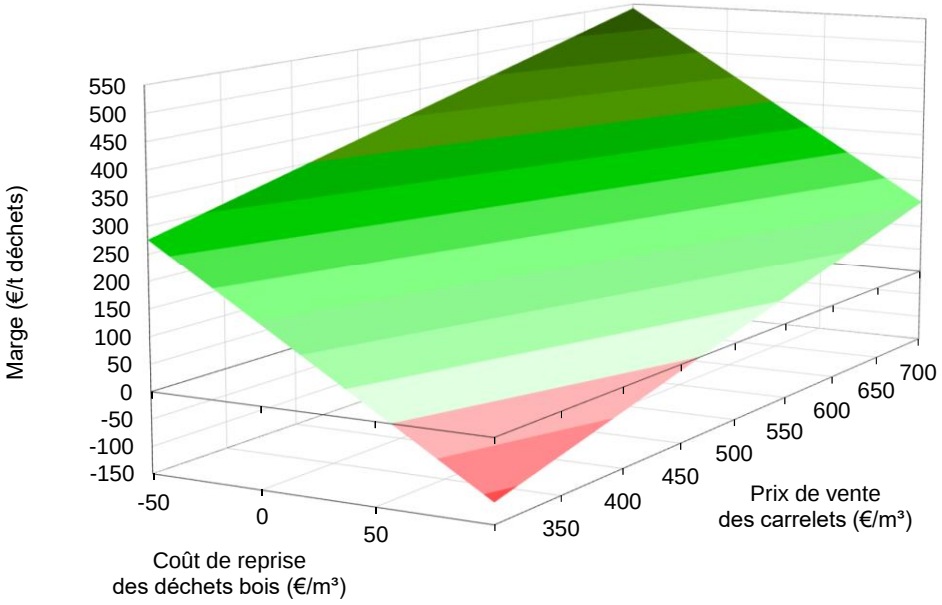


Figure 56 – Marge du recyclage en carrelets en fonction du coût de reprise des déchets bois et du prix de vente des carrelets (scénario de base sur les coûts de production, le rendement et le prix de vente des coproduits énergétiques ; adapté de (Risse et al. 2017))

IV.3.3 Discussion sur la rentabilité économique

Les résultats présentés considèrent la valorisation de la chaleur produite. Dans la pratique toutefois, seule une partie de la chaleur est vendue, notamment en été. En considérant uniquement la vente de la moitié de la chaleur et avec le scénario de base sur les coûts et les prix, le bénéfice du scénario de recyclage en carrelets est réduit de seulement 20 % alors qu'il est réduit de 35 % pour le scénario de cogénération seule. Cela montre qu'en fournissant un portefeuille de produits plus large, le scénario de recyclage en carrelets est également plus résistant face aux variations de prix et de demande.

Bien que des incertitudes existent sur les hypothèses considérées, les résultats indiquent un potentiel économique important pour le recyclage en carrelets. Cela va à l'encontre de la perception des industriels interrogés par Husgafvel *et al.* (2018) sur les opportunités et les barrières liées à l'utilisation en cascade de déchets en bois massif, qui considèrent que les aspects économiques constituent une barrière importante à la mise en place de ce type de concepts (cf. section **II.3**).

Concernant les investissements, du fait du niveau des montants considérés et du fait que le coût de la centrale biomasse représente plus de la moitié des coûts d'investissement totaux, il semble que le procédé de recyclage représente davantage une opportunité pour des acteurs existants souhaitant élargir leur portefeuille d'activités, que pour de nouveaux acteurs. Les

acteurs existants susceptibles de diversifier leurs activités vers la production de carrelets à partir de déchets bois sont par exemple les entreprises de gestion de déchets bois, les fabricants de panneaux de particules ou les fabricants de carrelets à partir de bois vierge. Sans modification des pratiques logistiques actuelles (pas de collecte spécifique des déchets en bois massif en vue de leur recyclage), les acteurs situés en amont dans la chaîne de traitement des déchets bois devraient pouvoir bénéficier d'une meilleure préservation de l'état des déchets (moins de manutentions) et de distances d'approvisionnement plus faibles, mais accéder à des volumes de déchets moindres. À l'inverse, les acteurs situés en aval devraient pouvoir bénéficier de volumes de déchets massifiés, mais avec des distances d'approvisionnement plus élevées et un état de préservation moindre.

Il serait intéressant de compléter cette évaluation économique par une évaluation sociale, prenant notamment en compte la question des emplois nécessaires pour l'activité.

IV.4 Conclusion

Pour ce qui concerne l'évaluation de la pertinence environnementale, les résultats indiquent que les impacts directs du procédé de recyclage proviennent principalement des transports, de la production de colle, des utilités (manutentions notamment) et de la valorisation énergétique des résidus. Par ailleurs, en comparaison avec la production de carrelets à partir de bois vierge, la production de carrelets à partir de déchets génère moins d'impacts (sauf pour l'indicateur de toxicité humaine HTP) lorsque l'on considère l'hypothèse du fardeau nul pour les déchets.

Le scénario de recyclage en carrelets, vu comme une option de traitement des déchets en bois massif, entraîne ainsi des bénéfices environnementaux pour une large majorité d'indicateurs (sauf HTP) avec les hypothèses considérées (évitement de la production de carrelets fabriqués à partir de bois vierge et des productions de chaleur et d'électricité moyennes françaises).

De plus, la comparaison apparaît favorable au recyclage en carrelets vis-à-vis de l'enfouissement (sauf potentiel de réchauffement global GWPtot avec émissions d'origines fossile et biogénique) et vis-à-vis du recyclage en panneaux de particules (sauf HTP et indicateur d'occupation des sols agricoles ALO). Vis-à-vis de la valorisation énergétique, la comparaison est plus contrastée avec trois catégories d'impacts en faveur du recyclage en carrelets (GWPtot, potentiel d'acidification des sols et de l'eau AP, potentiel d'eutrophisation EP) et trois en faveur de la valorisation énergétique (potentiel d'épuisement des ressources abiotiques fossiles ADPff, HTP, potentiel de destruction de la couche d'ozone stratosphérique ODP), sans compter l'indicateur d'utilisation des sols ALO qui mesure des flux et non des impacts. Toutefois, la modélisation des impacts évités peut être considérée comme conservatrice (évitement d'un matériau bois faiblement émissif et d'énergies moyennes comprenant une part d'énergies fossiles). La prise en compte de scénarios d'évitement considérant l'évolution des matériaux et énergies alternatives (évolution des mixtes énergétiques vers des technologies moins polluantes notamment) et de certains effets non évalués dans cette étude, à l'aide d'approches méthodologiques complémentaires (effets indirects de la moindre utilisation des sols forestiers, analyse dynamique prenant en compte la temporalité des émissions de gaz à effet de serre), devrait aller dans le sens d'un renforcement des avantages de la valorisation matière.

Pour ce qui concerne l'évaluation de la rentabilité économique, les résultats indiquent un potentiel économique important pour le recyclage en carrelets, y compris lorsqu'une

augmentation future des coûts de reprise des déchets bois est considérée. Il est toutefois important de noter que les recettes proviennent à la fois de la vente des carrelets et de la valorisation des quantités importantes de résidus générés par le procédé de recyclage. En comparaison avec la valorisation énergétique directe, le recyclage en carrelets présente à la fois un chiffre d'affaires et des coûts de production supérieurs et finalement une rentabilité similaire. En comparaison avec la production de carrelets à partir de bois vierge, la production à partir de déchets bois apparaît plus rentable, principalement du fait de la différence de coût sur la matière première.

Conclusion générale et perspectives

Rappel du contexte et des problématiques

La gestion des produits à base de bois en fin de vie, à l'échelle française et plus encore à l'échelle européenne, ne respecte pas la hiérarchie des modes de traitement imposée par la réglementation européenne. Approximativement un tiers des déchets post-consommateurs sont éliminés (enfouis, ou incinérés sans ou avec une faible valorisation énergétique), un tiers sont valorisés énergétiquement, un tiers sont recyclés sous forme de panneaux de particules, la réutilisation restant marginale. Lorsqu'ils sont valorisés, les produits bois en fin de vie sont broyés en particules, entraînant une dégradation des qualités d'usage du matériau.

La circularisation de la filière forêt-bois revêt d'importants enjeux. Sur le plan de l'efficience d'utilisation des ressources, des travaux de projection menés à l'échelle européenne ont montré que la demande des différents marchés peut dans l'avenir dépasser les capacités des ressources forestières mobilisables. Sur le plan économique, l'utilisation de déchets en bois massif dans ces solutions de valorisation à relativement faible valeur est inefficiente au regard de la valeur du matériau. De plus, les déchets de bois dits faiblement adjuvantés présentent un déficit structurel d'exutoires adaptés et en particulier en France. Sur le plan environnemental, différents bénéfices environnementaux sont attendus de cette circularisation de la filière, notamment via l'amélioration de la combinaison des effets de séquestration carbone en forêt et dans les produits bois et des effets de substitution matière et énergie de filières plus impactantes. La valorisation optimale, matière ou énergie, dépend toutefois du contexte régional ou national. Les évolutions récentes du contexte réglementaire aux niveaux européen et français traduisent en partie l'ampleur de ces enjeux.

De nombreuses barrières contraignent aujourd'hui l'augmentation de la circularité de la filière forêt-bois, et en particulier sur l'un des aspects de l'économie circulaire, celui de la gestion des produits en fin de vie. Ces barrières sont organisationnelles (systèmes de collecte existants, état de conservation des déchets, etc.), technico-économiques (détection et élimination des contaminants présents, transformation de gisements hétérogènes en produits requérant des propriétés dimensionnelles, mécaniques, de stabilité, d'aspect, de durabilité, d'aptitudes à la transformation, etc.), et parfois réglementaires (classification des déchets, approche intégrée entre valorisations matière et énergie).

Il apparaît ainsi un besoin de plus en plus urgent de développer de nouvelles solutions de valorisation matière pour les déchets de bois, notamment pour les déchets faiblement adjuvantés (classe B en France), et notamment pour la fraction en bois massif, dont le potentiel d'utilisation en cascade est important.

Devant ce constat, ces enjeux et ces barrières, la question de recherche retenue dans cette thèse, dont les travaux ont été principalement réalisés au cours du projet de recherche européen "Cascading Recovered Wood" (CaReWood), porte sur l'identification d'un procédé prometteur de recyclage en boucle fermée de déchets post-consommateurs en bois massif et l'évaluation de sa faisabilité technique, économique et environnementale.

Caractéristiques des déchets et influence sur le recyclage

Une première étape a consisté à caractériser le gisement de déchets ciblé, afin d'orienter le développement d'un procédé de recyclage en boucle fermée prenant en compte ces caractéristiques et leur variabilité, les exigences principales que doivent respecter les matières premières en entrée de filières industrielles, tout en limitant les opérations qui risqueraient de condamner la rentabilité économique et environnementale du procédé. Le gisement ciblé est constitué de la fraction des déchets en bois massif individuels de classe B présents sur les plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois.

La caractérisation du gisement a montré des dimensions relativement modestes (les pièces dont l'épaisseur est comprise entre 4,0 et 7,9 cm représentent 80 % du volume, de même que celles dont la largeur est comprise entre 8,9 et 20,2 cm, et celles dont la longueur est comprise entre 1,0 et 2,3 m) et avec une forte variabilité (coefficients de variation de 47 %, 50 % et 52 % pour l'épaisseur, la largeur et la longueur respectivement). Concernant les essences, il a été observé une grande majorité de résineux (88 % du volume), assez peu de feuillus tempérés et très peu de feuillus tropicaux. Les taux d'humidité mesurés sont significativement plus faibles que ceux des bois frais de sciage (les pièces dont le taux d'humidité se situe entre 16 % et 32 % représentent 80 % du volume) et avec une forte variabilité (coefficient de variation de 54 %). Par ailleurs, plusieurs caractéristiques incompatibles avec une valorisation directe en filière industrielle ont été observées, telles que la présence d'éléments métalliques, de contaminations chimiques le plus souvent superficielles, de singularités de forme et de défauts de qualité du bois.

Ces résultats ont mis en lumière le besoin d'homogénéiser et de conformer les propriétés des déchets aux exigences requises en entrée de filières industrielles utilisant des semi-produits en bois massif, et ont constitué la base d'une discussion sur l'orientation du développement du procédé. Les exigences suivantes ont été discutées : le prix des semi-produits et donc indirectement le rendement matière du procédé, la possibilité de commercialisation des semi-produits au niveau des sections et des longueurs, le taux d'humidité, et enfin la possibilité de commercialisation des semi-produits au niveau des essences et de leur mélange dans un même semi-produit, et au niveau de la stabilité dimensionnelle associée à ces choix. Au regard de ces considérations, il a été choisi pour la suite des travaux d'orienter le développement du procédé vers la fabrication de semi-produits contrecollés de type carrelets lamellés-collés.

Faisabilité technique

Sur la base des choix préalables de gisement de déchets et de type de semi-produits en bois massif, un procédé permettant d'homogénéiser et de conformer les propriétés des déchets aux exigences des carrelets a été développé. Ce procédé a été simulé numériquement et expérimenté à l'échelle pilote dans l'optique de valider la faisabilité technique des opérations envisagées, d'établir les paramètres encore libres afin d'aboutir à un compromis technico-économique intéressant, de fabriquer des prototypes de carrelets afin de valider leur utilisabilité, et de collecter des données afin de pouvoir ensuite évaluer la pertinence environnementale et la rentabilité économique du procédé.

Les exigences techniques pouvant varier selon l'application précise dans laquelle les carrelets sont utilisés, le cas d'étude des carrelets de menuiserie a été considéré. Une synthèse bibliographique des exigences des carrelets a été proposée, avec un focus sur cette application.

Des essais de décontamination par surfaçage ont été menés sur des pièces de déchets de bois contaminées en profondeur et sur des pièces contaminées en surface. L'efficacité de la décontamination a été évaluée via des mesures de concentration de contaminants en surface par spectrométrie XRF avant et après décontamination, et la contamination des résidus de décontamination a également été évaluée. Il ressort en premier lieu que la décontamination par surfaçage des pièces imprégnées en profondeur, qui représentent une part très modeste du gisement, ne semble pas permettre d'atteindre une concentration en contaminants satisfaisante à la surface des semi-produits (les seuils considérés comme satisfaisants sont ceux du référentiel EPF issus de la norme NF EN 71-3 concernant la sécurité des jouets, appliqués à la surface des lamelles). En deuxième lieu, il a été montré qu'une part significative du gisement présente des contaminations en surface dépassant ces seuils, mais qu'une décontamination par un surfaçage sur une épaisseur de 2 mm, en complément de la détection des pièces imprégnées, permet de respecter les seuils sur l'ensemble des lamelles. En troisième lieu, il a été montré que la transformation de pièces avec une contamination de surface très importante (pièces peintes avec des peintures contenant des pigments métalliques) risque de contaminer des volumes importants de sciure, remettant en question la possibilité de valorisation des résidus en panneaux de particules. À partir de ces résultats, deux stratégies possibles de gestion de la contamination ont été discutées, la première étant davantage axée sur la rentabilité économique et la seconde sur la pertinence environnementale et sanitaire.

Un modèle d'usinage a été développé et exploité afin d'estimer le rendement matière maximal atteignable en fonction des dimensions des déchets et des dimensions recherchées pour les semi-produits, et de choisir les dimensions de lamelles permettant d'obtenir un compromis intéressant entre le rendement matière et des critères supplémentaires sur le procédé ou sur les caractéristiques du semi-produit ciblé (section, stabilité dimensionnelle, etc.). Cet outil peut être exploité pour des gisements et des conditions d'usinage spécifiques, dans le cadre d'une application industrielle de ce concept de recyclage. Dans les conditions étudiées, les résultats montrent que le rendement optimal avec lamelles de section unique est atteint pour des lamelles de section 2,0 cm × 6,0 cm après rabotage, et qu'il est possible de produire les sections courantes de carrelets avec des rendements intéressants. Des approches complémentaires permettant d'augmenter le rendement avec un compromis différent sur la logistique du procédé ont été modélisées et discutées (choix de l'orientation des lamelles selon la section de chaque pièce ; tri préalable des pièces en différentes classes selon leur épaisseur et délignage de chaque classe en lamelles de section permettant d'optimiser le rendement). Le procédé a été expérimenté à l'échelle pilote, permettant de valider le modèle théorique de décontamination-délignage et rabotage, et de compléter l'estimation du rendement pour les autres opérations du procédé. Les résultats montrent, pour le cas d'étude des carrelets pour menuiseries avec une classe d'aspect J30 considérée pour la purge des défauts, un rendement de 30 % entre des déchets en bois massif prétriés (pièces droites individuelles avec section minimale, mais pouvant comporter une part résiduelle de pièces imprégnées) et des carrelets rabotés constitués de lamelles de section unique 2,0 cm × 6,0 cm. La majeure partie des résidus est constituée de

chutes avec parties métalliques, et de chutes et de sciure générées lors de la décontamination et du délignage en lamelles.

Les propriétés mécaniques du bois « sans défaut » constituant les déchets en bois massif ont été testées par des essais de flexion vibratoires et statiques et des essais de compression, afin d'identifier l'influence potentielle du vieillissement sur ces propriétés. Les résultats montrent qu'il n'y a pas d'influence significative du vieillissement sur les propriétés mécaniques. Les conditions de prélèvement des éprouvettes, la variabilité des propriétés du bois (les propriétés originelles du matériel étant inconnues, la comparaison se base sur des données de la littérature) et les incertitudes sur les corrections apportées aux données expérimentales peuvent avoir masqué une potentielle influence, mais celle-ci est en tous cas limitée par rapport aux autres facteurs de variation des propriétés mécaniques (défauts notamment). Les propriétés mécaniques apparaissent en tous cas proches des valeurs de la littérature pour le bois vierge. Des prototypes de carrelets ont été fabriqués à l'échelle pilote et testés en flexion statique afin de déterminer leurs propriétés physiques et mécaniques (masse volumique, module d'élasticité axiale, résistance en flexion). Les résultats montrent des propriétés équivalentes à un classement C30 pour les bois massifs structuraux résineux ou à un classement GL24h pour les bois lamellés-collés homogènes. Au regard des dimensions relativement faibles des lamelles qu'il est possible de déligner avec un rendement satisfaisant, et de l'impossibilité normative actuelle de mélanger différentes essences dans des éléments structurels, l'utilisation des carrelets pour des applications non structurelles (menuiserie, agencement, mobilier, etc.) semble à court terme néanmoins plus adaptée.

Les expériences menées prouvent qu'il est possible de lever les barrières techniques décelées pour la fabrication de carrelets lamellés-collés de menuiserie à partir de déchets en bois massif.

Pertinence environnementale et rentabilité économique

La pertinence environnementale du recyclage en carrelets a été évaluée par analyse environnementale du cycle de vie. Les résultats indiquent que le recyclage en carrelets, vu comme une option de traitement des déchets en bois massif, entraîne des bénéfices environnementaux pour une large majorité d'indicateurs avec les hypothèses considérées (évitement de la production de carrelets fabriqués à partir de bois vierge et de la production de chaleur et d'électricité moyennes françaises). De plus, la comparaison apparaît globalement favorable vis-à-vis de l'enfouissement et même du recyclage en panneaux de particules. Vis-à-vis de la valorisation énergétique, la comparaison est plus contrastée. La modélisation actuelle des impacts évités pour les deux scénarios est considérée comme conservatrice, c'est-à-dire dans le sens d'une comparaison défavorable au recyclage en carrelets. La considération de scénarios d'évitement alternatifs et prenant en compte l'évolution des filières matériaux et énergies, la prise en compte des effets indirects de la moindre utilisation des sols forestiers, et la prise en compte de la temporalité des émissions de gaz à effet de serre devraient renforcer les avantages de la valorisation matière, tout du moins à un horizon de moyen terme. Au regard de ces résultats, et malgré la considération incomplète des catégories d'impacts et des effets conséquentiels, la pertinence environnementale du procédé peut être considérée comme établie.

Le bilan économique du scénario de recyclage en carrelets a également été évalué et comparé avec un scénario de référence de valorisation énergétique en centrale de cogénération. Les

résultats indiquent un potentiel économique important pour le scénario de recyclage en carrelets. La combinaison de la valorisation matière et de la valorisation énergétique permet en effet une exploitation rentable, même avec des hypothèses de prix de reprise des déchets et de revente des carrelets très défavorables. Comparé à un scénario de valorisation directe en centrale de cogénération, le scénario de recyclage en carrelets génère un chiffre d'affaires supérieur mais nécessite également des coûts d'investissement et d'exploitation supérieurs, et finalement aucun des deux scénarios ne se différencie clairement en termes de rentabilité.

Perspectives

Les travaux présentés dans cette thèse peuvent être améliorés et complétés sur plusieurs aspects.

En premier lieu, bien qu'une part majoritaire du gisement transite aujourd'hui par des plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois et qu'il ait donc été choisi d'orienter le développement du procédé vers l'utilisation de cet approvisionnement, il serait intéressant d'étudier l'influence du secteur d'origine sur les caractéristiques des déchets en bois massif. Cette distinction par secteur d'origine n'a pas été réalisée dans les travaux de caractérisation. En effet, les plateformes de regroupement-tri-broyage de déchets bois s'approvisionnent généralement depuis différents secteurs (bâtiment, ménages et collectivités, industrie et artisanat, distribution et tertiaire), et la reconnaissance du secteur d'origine à partir des caractéristiques des pièces (forme, finition, etc.) n'est pas toujours possible. Il est donc recommandé pour de futures recherches de caractériser les déchets en bois massif directement sur les sites sur lesquels les déchets sont générés (chantiers de construction, rénovation ou déconstruction de bâtiments, déchèteries, entreprises industrielles ou artisanales, etc.). L'intérêt d'une telle démarche serait de cibler les secteurs les plus pertinents pour approvisionner le procédé de recyclage avec une optique de rentabilités économique et environnementale maximales. Les filières de collecte spécifiques à mettre en place pour garantir ces approvisionnements pourraient alors être adaptées pour assurer un compromis satisfaisant entre les coûts associés d'une part et la sélection, la traçabilité et la conservation des propriétés du matériau (choix des contenants, etc.) d'autre part. Il est anticipé qu'une collecte directement sur les sites sur lesquels les déchets sont générés demanderait une logistique plus coûteuse mais permettrait d'accéder à des déchets en bois massif avec un état de conservation supérieur et également d'accéder aux gisements qui ne passent pas aujourd'hui par les plateformes de déchets bois (directement envoyés vers les centres de traitement).

En deuxième lieu, comme mentionné dans la section **III.3**, deux stratégies possibles de gestion de la contamination sont envisagées, la première étant davantage axée sur la rentabilité économique et la seconde sur la pertinence environnementale et sanitaire. La première consiste à détecter et écarter les pièces imprégnées avant décontamination, si possible techniquement, et à n'écarter les pièces fortement contaminées en surface que s'il est montré que la contamination des résidus restreint leur valorisation (et diminue ainsi la rentabilité du procédé). Une analyse de l'ensemble des résidus issus de la décontamination d'un plus grand nombre de pièces est nécessaire pour évaluer la faisabilité de cette stratégie. La seconde stratégie consiste à décontaminer les pièces par surfaçage puis à détecter et écarter les pièces imprégnées, préalablement au délignage. Cette stratégie présente des inconvénients (raboteuse

avec circuit d'aspiration indépendant pour isoler les sciures contaminées, traitées comme déchets dangereux), mais également de nombreux avantages (utilisation du bois non contaminé de pièces à forte contamination initiale de surface, détection plus aisée des pièces imprégnées, pas besoin de second scanner de contamination ni de transformation à perte de pièces imprégnées, séparation de la contamination dans une fraction des résidus fortement contaminée mais limitée en volume, valorisation à plus haute valeur ajoutée des résidus post-décontamination, séparation des opérations sur déchets abrasifs et sur bois décontaminés pour le dimensionnement des équipements). Il semble donc important d'intégrer cette stratégie dans les évaluations de faisabilités technique, économie et environnementale. Par ailleurs, la recherche et le développement des technologies de détection des contaminations doivent être poursuivis, notamment en ce qui concerne les substances organiques, non détectables par spectrométrie XRF.

En troisième lieu, la vérification de l'atteinte des exigences requises par les carrelets de menuiserie mériterait d'être approfondie et complétée pour les aspects impactés par le collage multi-essences, en particulier la stabilité dimensionnelle. Par ailleurs, la démarche poursuivie dans ces travaux pourrait être appliquée à d'autres produits tels que les carrelets lamellés-collés utilisés pour d'autres applications et les panneaux lattés en bois massif.

En quatrième lieu, comme mentionné dans la section **IV.2**, certains aspects complémentaires pourraient être intégrés dans l'évaluation de la pertinence environnementale (analyses de sensibilité prospectives sur les matériaux et énergies évités, effets indirects de marché, effets indirects d'occupation des sols, analyse dynamique des émissions de gaz à effet de serre). De futures études pour intégrer ces aspects, notamment à l'aide d'une approche conséquentielle, seraient utiles afin de conforter les conclusions déjà obtenues. Par ailleurs, les données utilisées pour la modélisation du procédé sont de façon générale considérées comme conservatrices, et il est recommandé pour de futures études d'affiner les résultats déjà obtenus, en précisant cette modélisation sur la base d'un démonstrateur développé en lien avec des partenaires industriels.

Références bibliographiques

ADEME (2019) Base de données SINOE® (système d'information et d'observation de l'environnement) sur les déchets. https://www.sinoe.org

ADEME (2015a) Réemploi, réparation et réutilisation. ADEME, Angers, France

ADEME (2015b) Les avis de l'ADEME - Forêts et atténuation du changement climatique

AFNOR (2013a) NF EN 335 - Durabilité du bois et des matériaux à base de bois - Classes d'emploi : définitions, application au bois massif et aux matériaux à base de bois. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (1995) NF EN 71-3 - Sécurité des jouets - Partie 3 : migration de certains éléments. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2017a) NF EN ISO 18135 - Biocombustibles solides - Échantillonnage. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2014a) NF EN ISO 17225-1 - Biocombustibles solides - Classes et spécifications des combustibles - Partie 1 : exigences générales. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2007a) NF EN 351-1 - Durabilité du bois et des produits à base de bois - Bois massif traité avec produit de préservation - Partie 1 : classification des pénétrations et rétentions des produits de préservation. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2013b) NF EN 14080 - Structures en bois - Bois lamellé collé et bois massif reconstitué - Exigences. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2007b) NF EN 13307-1 - Ébauches et profilés semi-finis en bois pour usages non structurels - Partie 1 : exigences. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2010) XP CEN/TS 13307-2 - Ébauches et profilés semi-finis en bois lamellé-collés et assemblés par entures multiples pour usages non structurels - Partie 2 : contrôle de production. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2007c) NF EN 942 - Bois dans les menuiseries - Exigences générales. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2007d) NF EN 14220 - Bois et matériaux à base de bois dans les fenêtres extérieures, les vantaux de portes extérieures et les dormants de portes extérieures - Exigences et spécifications. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2014b) NF P23-305 - Menuiseries en bois - Spécifications techniques des fenêtres, portes-fenêtres, portes extérieures et ensembles menuisés en bois - Menuiseries en bois - Spécifications techniques des fenêtres, portes-fenêtres et châssis fixes en bois. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2007e) NF EN 14221 - Bois et matériaux à base de bois dans les fenêtres intérieures, les vantaux et dormants de portes intérieures - Exigences et spécifications. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2011) FD P20-651 - Durabilité des éléments et ouvrages en bois. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (1994) NF EN 460 - Durabilité du bois et des matériaux dérivés du bois - Durabilité naturelle du bois massif - Guide d'exigences de durabilité du bois pour son utilisation selon les classes de risque. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2016a) NF EN 350 - Durabilité du bois et des matériaux dérivés du bois - Méthodes d'essai et de classification de la durabilité vis-à-vis des agents biologiques du bois et des matériaux dérivés du bois - Durabilité du bois et des matériaux dérivés du bois - Méthodes d'essai et de classification de la durabilité à l'eau du bois et des matériaux à base de bois. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2014c) NF B50-105-3 - Durabilité du bois et des matériaux dérivés du bois - Bois et matériaux à base de bois traités avec un produit de préservation préventif - Partie 3 : spécifications de préservation des bois et matériaux à base de bois et attestation de traitement - Adaptation à la France Métropolitaine et aux DOM. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2016b) NF EN 204 - Classification des colles thermoplastiques pour bois à usages non structuraux. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2016c) NF EN 12765 - Classification des colles thermodurcissables pour bois à usages non structuraux. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2002a) NF EN 311 - Panneaux à base de bois - Arrachement de la surface - Méthode d'essai. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2016d) NF EN 338 - Bois de structure - Classes de résistance. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (1985a) NF B51-005 - Bois - Détermination de la masse volumique. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (1987) NF B51-016 - Bois - Flexion statique - Détermination du module d'élasticité en flexion statique de petites éprouvettes sans défaut. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2002b) NF EN 13183-1 - Teneur en humidité d'une pièce de bois scié - Partie 1 : détermination par la méthode par dessiccation. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2018a) NF EN 384+A1 - Bois de structure - Détermination des valeurs caractéristiques des propriétés mécaniques et de la masse volumique. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2017b) NF B51-008 - Bois - Essai de flexion statique - Détermination de la résistance à la flexion statique de petites éprouvettes sans défaut. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (1985b) NF B51-007 - Bois - Essai de compression axiale. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2012) NF EN 408+A1 - Structures en bois - Bois de structure et bois lamellé-collé - Détermination de certaines propriétés physiques et mécaniques. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2008) NF EN 1995-1-1+A1 - Eurocode 5 - Conception et calcul des structures en bois - Partie 1-1 : généralités - Règles communes et règles pour les bâtiments. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2016e) NF EN 14358 - Structures en bois - Détermination et vérification des valeurs caractéristiques. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2018b) NF EN 1309-3 - Bois ronds et bois sciés - Méthode de mesure - Partie 3 : singularités et altérations biologiques. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2014d) NF EN 15804+A1 - Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Déclarations environnementales sur les produits - Règles régissant les catégories de produits de construction. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

AFNOR (2014e) NF EN 16485 - Bois ronds et sciages - Déclarations environnementales de produits - Règles de définition des catégories de produits en bois et à base de bois pour l'utilisation en construction. AFNOR, La Plaine Saint-Denis, France

Aléon D, Chanrion P, Négrié G, et al (2001) Séchage du bois - Guide pratique. CTBA, Paris, France

Anon. (2019a) Annuaire des négociants en matériaux anciens. http://www.anciens-materiaux.fr

Anon. (2019b) Kerf thickness. In: Circular saw blades. http://circularsawblade.net/kerf

Antti AL (1992) Microwave drying of hardwood: simultaneous measurements of pressure, temperature and weight reduction. Forest products journal

Antti AL (1995) Microwave drying of pine and spruce. Holz als Roh- und Werkstoff 53:333–338. https://doi.org/10.1007/s001070050102

Antti AL, Perré P (1999) A microwave applicator for on line wood drying: Temperature and moisture distribution in wood. Wood Science and Technology 33:123–138. https://doi.org/10.1007/s002260050104

Antti AL, Zhao H, Turner I (2000) An investigation of the heating of wood in an industrial microwave applicator: theory and practice. Drying Technology 18:1665–1676. https://doi.org/10.1080/07373930008917805

Avila CB, Pena RH, Beauregard R, Mohammad M (2003) Optimisation du procédé d'aboutage par entures multiples du bois d'épinette noire. Faculté de Foresterie et Géomatique 151

Bais-Moleman AL, Sikkema R, Vis M, et al (2018) Assessing wood use efficiency and greenhouse gas emissions of wood product cascading in the European Union. Journal of Cleaner Production 172:3942–3954. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.153

Bajeat P, Monier V, Trarieux M, et al (2018) Rapport annuel de la filière des déchets d'éléments d'ameublement (DEA)

Barlaz MA (2006) Forest products decomposition in municipal solid waste landfills. Waste Management 26:321–333. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.002

Batirama (2017) Déchets du bâtiment : les distributeurs s'organisent

Benoit Y (2018) Guide des essences de bois - 100 essences, comment les reconnaître, les choisir et les employer, 4th edn. Eyrolles, Paris, France

Betz M, Coen D, Deimling S, Kreising J (2002) Ökobilanz–Bausteine - Thermische Verwertung von Holzprodukten - Input Abhängige Modellierung der End-of-Life Prozesse von Holz. PE Europe, Leinfelden-Echterdingen, Germany

Biomasse Normandie (2007) Étude de la mobilisation de nouvelles ressources ligneuses pour le développement du bois-énergie en Normandie. DRAF Basse-Normandie, Régions Haute et Basse-Normandie, ADEME Directions régionales Haute et Basse-Normandie, Caen, France

Bléron L (2018) Le projet Efeur5 de caractérisation des feuillus à mi-course. In: 8ème Forum international bois construction, 11-13 April 2018. Dijon, France

Bordonné P-A (1989) Module dynamique et frottement intérieur dans le bois - Mesures sur poutres flottantes en vibration naturelles. Thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Lorraine

Boulday D, Chevallier L, Plumail D, CEDEN (2012) Comité interprofessionnel du bois énergie - Bilan des travaux du groupe de travail sur les bois en fin de vie. CEDEN, Rouen, France

Bouslamti MA (2012) Identification et évaluation des différents types et niveaux des contaminants chimiques dans le bois recyclé. Thèse de doctorat, Université Nantes Angers Le Mans

Brancheriau L (2002) Expertise mécanique des sciages par analyses des vibrations dans le domaine acoustique. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille II

Brancheriau L (2006) Influence of cross section dimensions on Timoshenko's shear factor – Application to wooden beams in free-free flexural vibration. Annals of Forest Science 63:319–321. https://doi.org/10.1051/forest:2006011

Brancheriau L (2011) Vibrations de poutre - Caractérisation acoustique du matériau bois pour son utilisation en structure. Éditions universitaires européennes

Brancheriau L (2013) Caractérisation acoustique et ultrasonore des produits bois et composites. Dossier de synthèse Habilitation à diriger des recherches, Université Montpellier II

Brancheriau L, Baillères H (2002) Natural vibration analysis of clear wooden beams: a theoretical review. Wood Science and Technology 36:347–365. https://doi.org/10.1007/s00226-002-0143-7

Brancheriau L, Baillères H, Guitard D (2002) Comparison between modulus of elasticity values calculated using 3 and 4 point bending tests on wooden samples. Wood Science and Technology 36:367–383. https://doi.org/10.1007/s00226-002-0147-3

Brancheriau L, Paradis S, Baillères H (2011) Bing© : Beam identification by non-destructive grading. Version 9.6. CIRAD, Montpellier, France

Brandão M, Levasseur A, Kirschbaum MUF, et al (2013) Key issues and options in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting. The International Journal of Life Cycle Assessment 18:230–240. https://doi.org/10.1007/s11367-012-0451-6

Briesemeister R (2013) Analyzing the suitability of X-ray fluorescence (XRF) devices for detecting foreign material in recovered wood. Diplomarbeit, Technische Universität Clausthal

Bringezu S, Schütz H, Pengue W, et al (2014) Assessing global land use: balancing consumption with sustainable supply. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya

Brisset F, Repoux M, Ruste J, et al (2012) Microscopie électronique à balayage et microanalyses. EDP Sciences, Les Ulis, France

Brunner T, Obernberger I, Wellacher M (2004) Waste wood processing in order to improve its quality for biomass combustion. In: 2nd world conference and exhibition on biomass for energy, industry and climate protection, 10-14 May 2004. ETA-Florence and WIP-Munich, Rome, Italy, pp 250–253

Bryant A, Hunt R, Shi L, Ferguson W (1998) Finger joint geometry for optimum results. In: 5th world conference on timber engineering, 17-20 August 1998. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Montreux, Switzerland, pp 198–206

Bundesgesetzblatt (2002) Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz (Altholzverordnung - AltholzV)

Burnard M, Tavzes Č, Tošić A, et al (2015) The role of reverse logistics in recycling of wood products. In: Muthu SS (ed) Environmental Implications of Recycling and Recycled Products. Springer, Singapore, Singapore, pp 1–30

Castaing R (1951) Application des sondes électroniques à une méthode d'analyse ponctuelle chimique et cristallographique. Thèse de doctorat d'État, Université de Paris

Caurla S (2012) Modélisation de la filière forêt-bois française - Évaluation des impacts des politiques climatiques. AgroParisTech - Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement - Laboratoire d'économie forestière

Cavalli A, Cibecchini D, Goli G, Togni M (2017) Shear modulus of old timber. iForest - Biogeosciences and Forestry 10:446–450. https://doi.org/10.3832/ifor1787-009

Cavalli A, Cibecchini D, Togni M, Sousa HS (2016) A review on the mechanical properties of aged wood and salvaged timber. Construction and Building Materials 114:681–687. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.04.001

CEEB (2019) Prix et indices nationaux sciages et bois énergie - Premier trimestre 2019. Centre d'études de l'économie du bois, Paris, France

Cherubini F, Peters GP, Berntsen T, et al (2011) CO2 emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. GCB Bioenergy 3:413–426. https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01102.x

Cognard P (2005) Collage du bois - Colles et adhésifs et leurs caractéristiques. Techniques de l'Ingénieur 18

Cognard P (2006) Collage du bois - Colles. Adhésifs. Liants. Techniques de l'Ingénieur 18

Commission Européenne (2014a) COM(2014) 398 final/2 - Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions - Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe

Commission Européenne (2014b) COM(2014) 397 final - Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil modifiant la directive 2008/98/CE relative aux déchets, la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages, la directive 1999/31/CE concernant la mise en décharge des déchets, la directive 2000/53/CE relative aux véhicules hors d'usage, la directive 2006/66/CE relative aux piles et accumulateurs ainsi qu'aux déchets de piles et d'accumulateurs et la directive 2012/19/UE relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques

Commission Européenne (2018) COM(2018) 32 final - Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions concernant la mise en œuvre du paquet "économie circulaire" : solutions possibles pour les questions à l'interface entre les textes législatifs relatifs aux substances chimiques, aux produits et aux déchets

Commission Européenne (2016) Energy statistics - Energy datasheets: EU-28 countries. Commission Européenne, Brussels, Belgium

Cornillier C, Heisel E, Buda I, Labat G (2005) Étude de faisabilité : mise en place d'une filière dédiée pour la gestion des bois imprégnés en fin de vie. FCBA, Bordeaux, France

Cornillier C, Vial E, Deroubaix G (2012) Convention DHUP/CSTB 2009 Action 33 – Sous action 6 – ACV & Déclarations environnementales pour des produits et composants de la construction bois – Volet 1 : Création d'une base de données amont. FCBA, CSTB, DHUP, FBF, CODIFAB, Paris, France

Courtois B, Sageot H, Heisel E, INRS (2005) Produits de traitement du bois - Composition, dangers, mesures de prévention. Aide-mémoire techniques 12

Cousin S, Fleury M, Boulday D, et al (2017) État de l'art de la gestion des déchets de bois en Europe. Le Bois International - Les cahiers du bois-énergie

Davis JB (2012) Suitability of salvaged timber in structural design. Master's thesis, Massachusetts Institute of Technology

De Reboul L, Olivier F (2016) Utilisation de coproduits et déchets de bois dans l'industrie du bois. In: Déchets et économie circulaire : Conditions d'intégration pour une valorisation en filières industrielles. Lavoisier Tec & Doc, Paris, France, pp 131–163

Deleuze C, Rakotoarison H, Boulanger V, et al (2015) Gestion forestière et changement climatique. ONF, Paris, France

Deroubaix G, Levet A-L, Quint V, Weiller G (2017) Plan déchets du Comité stratégique de la filière bois. FCBA, Champs-sur-Marne, France

Deroubaix G, Quint V (2019) Valorisation des palettes bois en fin de vie : état des lieux et perspectives d'évolution - Phase 1 État de l'art et préparation de l'enquête. ADEME, Angers, France

DGCCRF (2012) Note d'information n°2012-93 - Matériaux au contact des denrées alimentaires – Cas du bois

Dinwoodie JM (1981) Timber, its nature and behaviour. Van Nostrand Reinhold, New York, NY, USA

Doka G (2009) Life cycle inventories of waste treatment services (ecoinvent report no. 13). Swiss Centre for Life Cycle Inventories

Du G, Wang S, Cai Z (2005) Microwave drying of wood strands. Drying Technology 23:2421–2436. https://doi.org/10.1080/07373930500340494

Earles JM, Halog A (2011) Consequential life cycle assessment: a review. The International Journal of Life Cycle Assessment 16:445–453. https://doi.org/10.1007/s11367-011-0275-9

ECN.TNO (2019) Phyllis2 database for biomass and waste. ECN.TNO Biomass & Energy Efficiency, Petten, Netherlands

Edo M, Björn E, Persson P-E, Jansson S (2016) Assessment of chemical and material contamination in waste wood fuels – A case study ranging over nine years. Waste Management 49:311–319. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.048

Egger (2011) Cahier des charges pour l'admission des bois usagés dans le process de recyclage matière Egger (Qualité B). Egger, Rion-des-Landes, France

EPF (2001) The use of recycled wood for wood-based panels. European Panel Federation, Brussels, Belgium

EPF (2002) EPF standard for delivery conditions of recycled wood. European Panel Federation, Brussels, Belgium

EPF (2019) EPF annual report 2018-2019. European Panel Federation, Brussels, Belgium

Eurostat (2016) Supply, transformation and consumption of heat and electricity - annual data 2014. Eurostat, Kirchberg, Luxembourg

FCBA (2018) Référentiel de certification de la marque CTB-LCA. FCBA, Champs-sur-Marne, France

FCBA, IRABOIS (2015) Fiches produits ouvrages bois. FCBA, Champs-sur-Marne, France

FEDEREC (2017) Porter à connaissance sur la situation des installations de préparation des déchets de bois en France (courrier à destination de la Direction générale de la prévention des risques)

FNB (2017) Le catalogue des produits bois français. Fédération Nationale du Bois, Paris, France

FNB (2018) Fiche produit carrelets lamellé-collé. Fédération Nationale du Bois, Paris, France

Forest Products Laboratory (2010) Wood handbook: wood as an engineering material. USDA Forest Service, Forest Products Laboratory, Madison, Wisconsin, USA

Fornallaz P (1986) Die ökologische Wirtschaft: auf dem Weg zu einer verantworteten Wirtschaftsweise. AT Verlag, Aarau, Switzerland

Forsén H, Tarvainen V (2000) Accuracy and functionality of hand held wood moisture content meters. Technical Research Centre of Finland, Espoo, Finland

Fraanje PJ (1997) Cascading of pine wood. Resources, Conservation and Recycling 19:21–28. https://doi.org/10.1016/S0921-3449(96)01159-7

Gärtner S, Hienz G, Keller H, Müller M (2013) Gesamtökologische Bewertung der Kaskadennutzung von Holz. IfEU (Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg), Heidelberg, Germany

Gérard J, Guibal D, Paradis S, et al (2011) Tropix 7. CIRAD, Montpellier, France

Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, et al (2009) A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM), The Hague, Netherlands

Gouvernement français (2018) Feuille de route économie circulaire - 50 mesures pour une économie 100% circulaire

Guillemeau J-M, Wagelmans P, Wagelmans J (2013) Guide réemploi réutilisation des materiaux de construction. Centre interdisciplinaire de formation de formateurs de l'Université de Liège, Liège, Belgium

Guinard L, Deroubaix G, Roux M-L, et al (2015) Évaluation du gisement de déchets bois et son positionnement dans la filière bois / bois-énergie. ADEME, Angers, France

Guinée J, Gorrée M, Heijungs R, et al (2002) Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands

Guitard D (1987) Mécanique du matériau bois et composites. Cépaduès-Editions, Toulouse, France

Heijungs R, Guinée JB (2007) Allocation and 'what-if' scenarios in life cycle assessment of waste management systems. Waste Management 27:997–1005. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.013

Hein PRG, Brancheriau L (2018) Comparison between three-point and four-point flexural tests to determine wood strength of Eucalyptus specimens. Maderas Ciencia y tecnología 20:333–342. https://doi.org/10.4067/S0718-221X2018005003401

Höglmeier K, Steubing B, Weber-Blaschke G, Richter K (2015) LCA-based optimization of wood utilization under special consideration of a cascading use of wood. Journal of Environmental Management 152:158–170. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.018

Höglmeier K, Weber-Blaschke G, Richter K (2014) Utilization of recovered wood in cascades versus utilization of primary wood—a comparison with life cycle assessment using system expansion. The International Journal of Life Cycle Assessment 19:1755–1766. https://doi.org/10.1007/s11367-014-0774-6

Hollstein F, Pigorsch E, Plinke B, et al (2017) NIR-SWIR-Hyperspectral-Imaging supported surface analysis for the recovery of waste wood. In: 3rd conference on Optical characterization of materials, 22-23 March 2017. (Beyerer J, Puente León F, Längle T (Eds.)), Karlsruhe, Germany, pp 207–219

Huron M, Oukala S, Lardière J, et al (2017) An extensive characterization of various treated waste wood for assessment of suitability with combustion process. Fuel 202:118–128. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.04.025

Husgafvel R, Linkosalmi L, Hughes M, et al (2018) Forest sector circular economy development in Finland: A regional study on sustainability driven competitive advantage and an assessment of the potential for cascading recovered solid wood. Journal of Cleaner Production 181:483–497. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.176

Irle M (2005) The impact of using recovered wood on heavy metal content in particleboards. Japan Wood Research Society, Tsukuba, Japan

Irle M (2010) The cleanliness of recovered wood. In: Sustainable Development in the Forest Products Industry. Fernando Pessoa University Press, Porto, Portugal, pp 85–97

Jeannel R, Schaal P (2018) Nos déchets peuvent-ils boucler la boucle de l'économie circulaire ? Une approche juridique. Journal Spécial des Sociétés 3–5

JORF (2010) Code de l'environnement - Article L541-1-1

JORF (2013) Arrêté du 24 septembre 2013 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations relevant du régime de l'enregistrement au titre de la rubrique n° 2910-B de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement

JORF (2016) Avis aux exploitants d'installations de traitement de déchets et aux exploitants d'installations de production utilisant des déchets en substitution de matières premières

JOUE (2008) Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives

JOUE (2018a) Directive 2018/851 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 modifiant la directive 2008/98/CE relative aux déchets

JOUE (2015) Directive 2015/1513 du Parlement européen et du Conseil du 9 septembre 2015 modifiant la directive 98/70/CE concernant la qualité de l'essence et des carburants diesel et modifiant la directive 2009/28/CE relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables

JOUE (1994) Directive 94/62/CE du Parlement européen et du Conseil du 20 décembre 1994 relative aux emballages et aux déchets d'emballages

JOUE (2018b) Directive 2018/852 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 modifiant la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages

Kohara J (1952) Studies on the durability of wood: I Mechanical properties of old timbers. Bulletin of Kyoto Prefectural University 2:116–131

Kohara J (1955) Studies on the permanence of wood: II Differences between the ageing processes of cypress wood and zelkova wood. Bulletin of Kyoto Prefectural University 10:395–399

Kollmann FFP, Côté WAJ (1968) Principles of wood science and technology: I Solid wood. Springer-Verlag, Berlin, Germany

Le Net É, Deroubaix G (2012) DEMOWOOD Optimisation of material recycling and energy recovery from waste and demolition wood in different value chains - Deliverable 1.2 Analysis of waste wood sources and management practices in participating countries. FCBA, Paris, France

Lesar B, Humar M, Hora G (2018) Quality assessment of recycled wood with and without non-wooden materials from selected recycling companies in Europe. Waste Management 79:362–373. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.002

Levasseur A, Lesage P, Margni M, Samson R (2013) Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic life cycle assessment. Journal of Industrial Ecology 17:117–128. https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00503.x

Mankiw GN, Taylor MP (2019) Principes de l'économie. De Boeck Supérieur, Louvain-la-Neuve, Belgium

Mantau U (2015) Wood flow analysis: Quantification of resource potentials, cascades and carbon effects. Biomass and Bioenergy 79:28–38. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.013

Mantau U, Saal U, Jonsson R, et al (2010a) EUwood - Real potential for changes in growth and use of EU forests - Final report. Hamburg, Germany

Mantau U, Saal U, Steierer F, et al (2010b) EUwood - Real potential for changes in growth and use of EU forests - Methodology report. Hamburg, Germany

Marcoux M-A, Olivier F, Théry F, RECORD (2016) Déchets et économie circulaire : Conditions d'intégration pour une valorisation en filières industrielles. Lavoisier Tec & Doc, Paris, France

Martouzet C (2015) Étalonnage du spectromètre XRF X-MET 7500. Rapport de stage de 2ème année de cycle ingénieur, École supérieure du bois

Mauruschat D, Schumann A, Meinlschmidt P, et al (2014) Application of gas chromatography - field asymmetric ion mobility spectrometry (GC-FAIMS) for the detection of organic preservatives in wood. International Journal for Ion Mobility Spectrometry 17:1–9. https://doi.org/10.1007/s12127-013-0141-5

Mayer I, Hunger K, von Arx U, et al (2009) Destructive and non-destructive methods for the evaluation of chlorinated pesticides concentration and emissions from wooden art objects. In: International conference on wooden cultural heritage: evaluation of deterioration and management of change, 7-10 October 2009. Hamburg, Germany

Merl AD, Humar M, Okstad T, et al (2007) Amounts of recovered wood in COST E31 countries and Europe. In: 3rd European COST E31 conference, Management of recovered wood: Reaching a higher technical, economic and environmental standard in Europe, 2-4 May 2007. Gallis C, Klagenfurt, Austria

METL (2004) Déchets du BTP - Plan de gestion pour Paris et la petite couronne. Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement - Direction régionale de l'Équipement d'Île-de-France, Paris, France

Micales JA, Skog KE (1997) The decomposition of forest products in landfills. International Biodeterioration & Biodegradation 39:145–158. https://doi.org/10.1016/S0964-8305(97)83389-6

Nabuurs G-J, Delacote P, Ellison D, et al (2015) A new role for forests and the forest sector in the EU post-2020 climate targets. European Forest Institute, Joensuu, Finland

Navi P, Heger F (2005) Comportement thermo-hydromécanique du bois - Applications technologiques et dans les structures. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, Switzerland

Nocetti M, Brancheriau L, Bacher M, et al (2013) Relationship between local and global modulus of elasticity in bending and its consequence on structural timber grading. European Journal of Wood and Wood Products 71:297–308. https://doi.org/10.1007/s00107-013-0682-7

Pawelzik P, Carus M, Hotchkiss J, et al (2013) Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials – Reviewing methodologies and deriving recommendations. Resources, Conservation and Recycling 73:211–228. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.02.006

Pigorsch E, Gärtner G, Hollstein F, Meinlschmidt P (2014) Sorting of waste wood by NIR imaging techniques. In: 6th expert conference "Sensor-based sorting", 11-13 March 2014. RWTH Aachen University, Aachen, Germany, pp 127–136

Plassat F (2009) Travail mécanique du bois - Mise en œuvre du bois. Techniques de l'Ingénieur 37

Récylum, GTM Bâtiment, Nantet, Arès Associations (2016) Démoclès - Les clés de la démolition durable. ADEME, Angers, France

Richter K, Risse M, Irle M, et al (2017) WoodWisdom-Net Research Programme - Cascading Recovered Wood - Final report

Risse M, Vial E, Privat F, Richter K (2017) CaReWood project (Cascading Recovered Wood) - Work package 6: Ecological and economic assessment of solid waste wood recycling - Final report. Technical University of Munich, Munich, Germany

Rivela B, Moreira MT, Muñoz I, et al (2006) Life cycle assessment of wood wastes: A case study of ephemeral architecture. Science of The Total Environment 357:1–11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.04.017

Røyne F, Peñaloza D, Sandin G, et al (2016) Climate impact assessment in life cycle assessments of forest products: implications of method choice for results and decision-making. Journal of Cleaner Production 116:90–99. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.009

Rüter S, Diederichs S (2012) Ökobilanz-Basisdaten für Bauprodukte aus Holz. Institut für Holztechnologie und Holzbiologie, Hamburg, Germany

Rüter S, Werner F, Forsell N, et al (2016) ClimWood2030, Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, Germany

Sakaguchi D (2014) Potential for cascading wood from building. Thèse de maîtrise, Aalto University

Sathre R, Gustavsson L (2006) Energy and carbon balances of wood cascade chains. Resources, Conservation and Recycling 47:332–355. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.12.008

Schlotz R, Uhlig S (2006) Introduction to X-ray fluorescence. Bruker AXS GmbH, Karlsruhe, Germany

Schoonjans T, Brunetti A, Golosio B, et al (2011) The Xraylib library for X-ray–matter interactions. Recent developments. Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy 66:776–784. https://doi.org/10.1016/j.sab.2011.09.011

Schrijvers DL, Loubet P, Sonnemann G (2016) Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 21:976–993. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1063-3

Scott DW (1979) On optimal and data-based histograms. Biometrika 66:605–610

Senga Kiesse ES (2013) Valorisation énergétique des déchets de bois traités par voies thermochimiques (pyrolyse et hydroliquéfaction): Application aux bois traités aux sels de CCB (cuivre-chrome-bore). Thèse de doctorat, Université Nantes Angers Le Mans

Sergent A, Levet A-L, Ruault J-F, et al (2018) La compétitivité des filières locales pour la construction bois - État des lieux, enjeux et perspectives d'évolution. Irstea, FCBA, Bordeaux, France

Sirkin T, Ten Houten M (1994) The cascade chain: A theory and tool for achieving resource sustainability with applications for product design. Resources, Conservation and Recycling 10:213–276. https://doi.org/10.1016/0921-3449(94)90016-7

SNED (2018) Démoclès - Guide d'informations sur les filières de valorisation des déchets du second-œuvre. SNED, Paris, France

Speckels L (2001) Ökologischer Vergleich verschiedener Verwertungs- und Entsorgungswege für Altholz. Thèse de doctorat, University of Hamburg

Tarvainen V (2005) Measures for improving quality and shape stability of sawn softwood timber during drying and under service conditions: Best Practice Manual to improve straightness of sawn timber. VTT Technical Research Centre of Finland, Helsinki, Finland

Tatàno F, Barbadoro L, Mangani G, et al (2009) Furniture wood wastes: Experimental property characterisation and burning tests. Waste Management 29:2656–2665. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.06.012

Tchobanoglous G, Theisen H, Vigil SA (1993) Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. McGraw-Hill, New York, USA

Thompson AC, Kirz J, Attwood DT, et al (2009) X-ray data booklet, 3rd edn. Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, California, USA

Tran VD (2014) Caractérisation et modélisation numérique des poutres en Bois Massif Reconstitué (BMR) réalisées avec une essence locale feuillue. Thèse de doctorat, Université de Lorraine

Trübswetter T (2006) Holztrocknung: Verfahren zur Trocknung von Schnittholz - Planung von Trockenanlagen. Carl-Hanser-Verlag, Leipzig, Germany

US EPA (2002) Draft Technical Guidance about Waste Sampling under the Resource Conservation and Recovery Act (RCRA). United States Environmental Protection Agency - Office of Solid Waste, Washington, DC, USA

Vassilev SV, Baxter D, Andersen LK, Vassileva CG (2010) An overview of the chemical composition of biomass. Fuel 89:913–933. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2009.10.022

Verougstraete P (1985) Stabilité du bois et stabilité des menuiseries extérieures. Revue CSTC (Centre scientifique et technique de la construction) 27–29

Vial E, Cornillier C, Deroubaix G (2012) Convention DHUP/CSTB 2009 Action 33 – Sous action 6 – ACV & Déclarations environnementales pour des produits et composants de la construction bois – Volet 2 : Prise en compte de la fin de vie des produits bois. FCBA, CSTB, DHUP, FBF, CODIFAB, Paris, France

Vis M, Mantau U, Allen B, et al (2016) CASCADES: Study on the optimised cascading use of wood. Publications Office, Luxembourg, Luxembourg

Wäscher G, Haußner H, Schumann H (2007) An improved typology of cutting and packing problems. European Journal of Operational Research 183:1109–1130. https://doi.org/10.1016/j.ejor.2005.12.047

Werner F, Althaus H-J, Richter K, Scholz RW (2007) Post-consumer waste wood in attributive product LCA: Context specific evaluation of allocation procedures in a functionalistic conception of LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 12:160–172. https://doi.org/10.1065/lca2006.05.249

Werner F, Richter K (2007) Wooden building products in comparative LCA: A literature review. The International Journal of Life Cycle Assessment 12:470–479. https://doi.org/10.1065/lca2007.04.317

Wernet G, Bauer C, Steubing B, et al (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. Int J Life Cycle Assess 21:1218–1230. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8

Wielezynski F, Passedat N, Reuling D (2016) Reconnaissance d'essences en menuiserie. FCBA, Bordeaux, France

Wörle M, Hubert V, Hildbrand E, et al (2012) Evaluation of decontamination methods of pesticide contaminated wooden objects in museum collections: Efficiency of the treatments and influence on the wooden structure. Journal of Cultural Heritage 13:209–215. https://doi.org/10.1016/j.culher.2012.01.006

Wörle M, Hunger K, Petrak G (2010) Évaluation de deux méthodes de décontamination appliquées à des objets en bois contenant des biocides. Musée National Suisse - Les collections 2010–2011:96–99. https://doi.org/10.5169/seals-382104

Annexes

A Dimensions standardisées des carrelets au niveau des scieries françaises 142
B Organigramme du procédé de recyclage 143
C Flux de résidus des opérations de décontamination-délignage et rabotage..... 144
D Analyses de sensibilité sur les impacts du recyclage en carrelets 146

A Dimensions standardisées des carrelets au niveau des scieries françaises

Le **tab. 14** présente les dimensions des carrelets de menuiserie lamellés-collés-aboutés standardisées au niveau des scieries françaises (FNB 2017), avec les essences disponibles.

Largeur (mm) / **Épaisseur (mm)**	**72**	**74/75**	**86**	**92**	**94/95**	**103**	**105**	**115**	**122**	**125**	**145**
63	hêtre	pins, mélèze, chêne, châtaignier, hêtre	pins, mélèze, chêne, châtaignier	hêtre	pins, mélèze, chêne, châtaignier	hêtre	pins, mélèze, chêne, châtaignier	pins, mélèze, chêne, châtaignier	hêtre	pins, mélèze, chêne, châtaignier	pins, mélèze, chêne, châtaignier
72	hêtre	pins, mélèze, chêne, châtaignier	pins, mélèze, chêne, châtaignier	hêtre	pins, mélèze, chêne, châtaignier		pins, mélèze, chêne, châtaignier	pins, mélèze, chêne, châtaignier	hêtre	pins, mélèze, chêne, châtaignier	pins, mélèze, chêne, châtaignier
84		pins, mélèze, chêne, châtaignier	pins, mélèze, chêne, châtaignier		pins, mélèze, chêne, châtaignier		pins, mélèze, chêne, châtaignier	pins, mélèze, chêne, châtaignier		pins, mélèze, chêne, châtaignier	pins, mélèze, chêne, châtaignier

Tableau 14 – Dimensions standardisées des carrelets au niveau des scieries françaises (adapté de (FNB 2017))

B Organigramme du procédé de recyclage

La **fig. 57** résume sous forme d'organigramme les différentes opérations du procédé, telles que listées dans la section **III.2.2**.

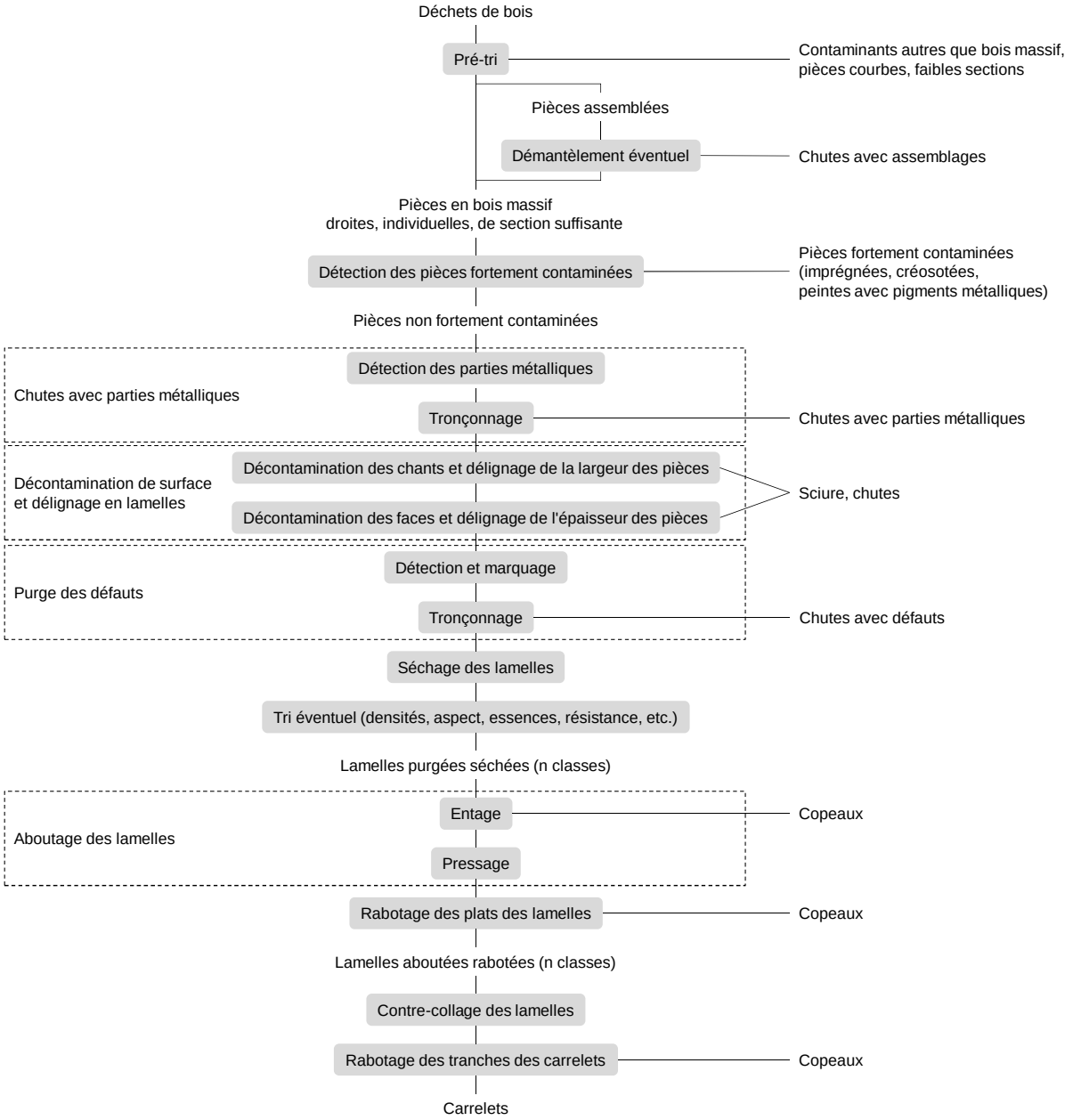


Figure 57 – Organigramme du procédé de recyclage

C Flux de résidus des opérations de décontamination-délignage et rabotage

On rappelle les expressions des nombres de lamelles dans l'épaisseur resp. la largeur de chaque pièce de bois, lorsqu'elles sont délignées parallèlement resp. perpendiculairement à la pièce :

$$n_{T,\parallel,\mathrm{i}} = \mathrm{ent}\left(\frac{T_i - 2d + s}{t + 2p + s}\right), \quad n_{W,\parallel,\mathrm{i}} = \mathrm{ent}\left(\frac{W_i - 2d + s}{w + 2p + s}\right), \quad n_{T,\perp,\mathrm{i}} = \mathrm{ent}\left(\frac{T_i - 2d + s}{w + 2p + s}\right), \quad n_{W,\perp,\mathrm{i}} = \mathrm{ent}\left(\frac{W_i - 2d + s}{t + 2p + s}\right).$$

Pour chaque pièce de bois, on définit le booléen r_i égal à 0 lorsque les lamelles sont parallèles à la pièce et 1 lorsqu'elles sont perpendiculaires (cf. section **III.4.1.1**) :

$$r_i = \begin{cases} 0, & n_{T,\perp,\mathrm{i}}\, n_{W,\perp,\mathrm{i}} \leq n_{T,\parallel,\mathrm{i}}\, n_{W,\parallel,\mathrm{i}} \\ 1, & n_{T,\perp,\mathrm{i}}\, n_{W,\perp,\mathrm{i}} > n_{T,\parallel,\mathrm{i}}\, n_{W,\parallel,\mathrm{i}} \end{cases}.$$

Expression des flux de sciure de l'opération de décontamination-délignage

Le rendement global de sciure η_{sciure} est donné par : $\eta_{sciure} = \frac{\sum_i V_{sciure,i}}{\sum_i T_i\, W_i\, L_i}$.

Le volume de sciure par pièce $V_{sciure,i}$ est donné par : $V_{sciure,i} = \begin{cases} S_{sciure,\parallel,i}\, L_i, & r_i = 0 \\ S_{sciure,\perp,i}\, L_i, & r_i = 1 \end{cases}$,

avec :

- $S_{sciure,\parallel,i} = 0$ lorsque $n_{T,\parallel,\mathrm{i}}\, n_{W,\parallel,\mathrm{i}} = 0$ (toute la pièce est rejetée en chute), sinon
  $$S_{sciure,\parallel,i} = \begin{cases} \min\left(W_i - n_{W,\parallel,\mathrm{i}}(w + 2p)\,;\, n_{W,\parallel,\mathrm{i}}\, s + d\right) T_i + n_{W,\parallel,\mathrm{i}}\,(w + 2p) \min\left(T_i - n_{T,\parallel,\mathrm{i}}\,(t + 2p)\,;\, n_{T,\parallel,\mathrm{i}}\, s + d\right), & d \leq s \\ \left(n_{W,\parallel,\mathrm{i}} + 1\right) s\, T_i + n_{W,\parallel,\mathrm{i}}\,(w + 2p)\left(n_{T,\parallel,\mathrm{i}} + 1\right) s, & d > s \end{cases};$$
- $S_{sciure,\perp,i} = 0$ lorsque $n_{T,\perp,\mathrm{i}}\, n_{W,\perp,\mathrm{i}} = 0$ (toute la pièce est rejetée en chute), sinon
  $$S_{sciure,\perp,i} = \begin{cases} \min\left(W_i - n_{W,\perp,\mathrm{i}}(t + 2p)\,;\, n_{W,\perp,\mathrm{i}}\, s + d\right) T_i + n_{W,\perp,\mathrm{i}}\,(t + 2p) \min\left(T_i - n_{T,\perp,\mathrm{i}}\,(w + 2p)\,;\, n_{T,\perp,\mathrm{i}}\, s + d\right), & d \leq s \\ \left(n_{W,\perp,\mathrm{i}} + 1\right) s\, T_i + n_{W,\perp,\mathrm{i}}\,(t + 2p)\left(n_{T,\perp,\mathrm{i}} + 1\right) s, & d > s \end{cases}.$$

Expression des flux de chutes de l'opération de décontamination-délignage

Le rendement global de chutes η_{chutes} est donné par : $\eta_{chutes} = \frac{\sum_i V_{chutes,i}}{\sum_i T_i\, W_i\, L_i}$.

Le volume de chutes par pièce $V_{chutes,i}$ est donné par : $V_{chutes,i} = \begin{cases} S_{chutes,\parallel,i}\, L_i, & r_i = 0 \\ S_{chutes,\perp,i}\, L_i, & r_i = 1 \end{cases}$,

avec :

- $S_{chutes,\parallel,i} = T_i\, W_i$ lorsque $n_{T,\parallel,\mathrm{i}}\, n_{W,\parallel,\mathrm{i}} = 0$ (toute la pièce est rejetée en chute), sinon
  $$S_{chutes,\parallel,i} = \begin{cases} \max\left(0\,;\, W_i - d - n_{W,\parallel,\mathrm{i}}(w + 2p + s)\right) T_i + n_{W,\parallel,\mathrm{i}}\,(w + 2p) \max\left(0\,;\, T_i - d - n_{T,\parallel,\mathrm{i}}(t + 2p + s)\right), & d \leq s \\ \max\left(0\,;\, W_i - s - n_{W,\parallel,\mathrm{i}}(w + 2p + s)\right) T_i + n_{W,\parallel,\mathrm{i}}\,(w + 2p) \max\left(0\,;\, T_i - s - n_{T,\parallel,\mathrm{i}}(t + 2p + s)\right), & d > s \end{cases};$$
- $S_{chutes,\perp,i} = T_i\, W_i$ lorsque $n_{T,\perp,\mathrm{i}}\, n_{W,\perp,\mathrm{i}} = 0$ (toute la pièce est rejetée en chute), sinon
  $$S_{chutes,\perp,i} = \begin{cases} \max\left(0\,;\, W_i - d - n_{W,\perp,\mathrm{i}}(t + 2p + s)\right) T_i + n_{W,\perp,\mathrm{i}}\,(t + 2p) \max\left(0\,;\, T_i - d - n_{T,\perp,\mathrm{i}}(w + 2p + s)\right), & d \leq s \\ \max\left(0\,;\, W_i - s - n_{W,\perp,\mathrm{i}}(t + 2p + s)\right) T_i + n_{W,\perp,\mathrm{i}}\,(t + 2p) \max\left(0\,;\, T_i - s - n_{T,\perp,\mathrm{i}}(w + 2p + s)\right), & d > s \end{cases}.$$

Expression des flux de copeaux des opérations de rabotage

Le rendement global de copeaux $\eta_{copeaux}$ est donné par : $\eta_{copeaux} = \frac{\sum_i V_{copeaux,i}}{\sum_i T_i\, W_i\, L_i}$.

Le volume de copeaux par pièce $V_{copeaux,i}$ est donné par : $V_{copeaux,i} = \begin{cases} S_{copeaux,\parallel,i}\, L_i, & r_i = 0 \\ S_{copeaux,\perp,i}\, L_i, & r_i = 1 \end{cases}$,

avec :

- $S_{copeaux,\parallel,i} = 0$ lorsque $n_{T,\parallel,\mathrm{i}}\, n_{W,\parallel,\mathrm{i}} = 0$ (toute la pièce est rejetée en chute), sinon $V_{copeaux,\parallel,i} = n_{W,\parallel,\mathrm{i}}(2w + 2t + 4p)\, p$;
- $S_{copeaux,\perp,i} = 0$ lorsque $n_{T,\perp,\mathrm{i}}\, n_{W,\perp,\mathrm{i}} = 0$ (toute la pièce est rejetée en chute), sinon $V_{copeaux,\perp,i} = n_{W,\perp,\mathrm{i}}(2w + 2t + 4p)\, p$.

Résultats des rendements en fonction de la section des lamelles

La **fig. 58** présente les résultats de rendements pour les lamelles et les résidus (sciure, chutes, copeaux) en fonction de la section des lamelles.

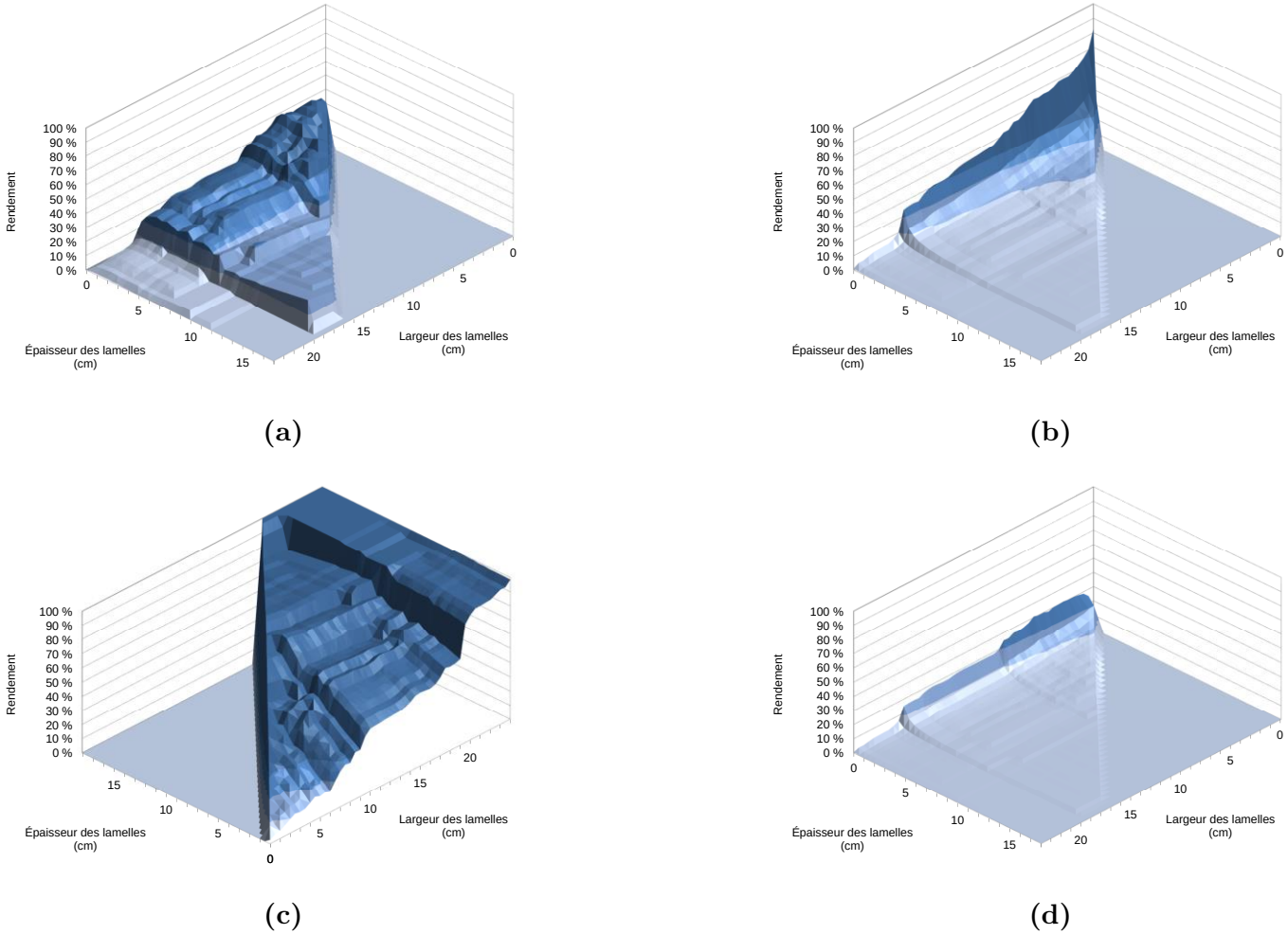


Figure 58 – Résultats de rendements pour les lamelles et les différents résidus en fonction de la section des lamelles ((a) lamelles, (b) sciure, (c) chutes (origine des axes inversée pour une meilleure visibilité), (d) copeaux)

D Analyses de sensibilité sur les impacts du recyclage en carrelets

La **fig. 59** présente les écarts relatifs algébriques des impacts du recyclage en carrelets (analyses de sensibilité pessimiste, de base, optimiste) par rapport aux impacts des scénarios de référence.

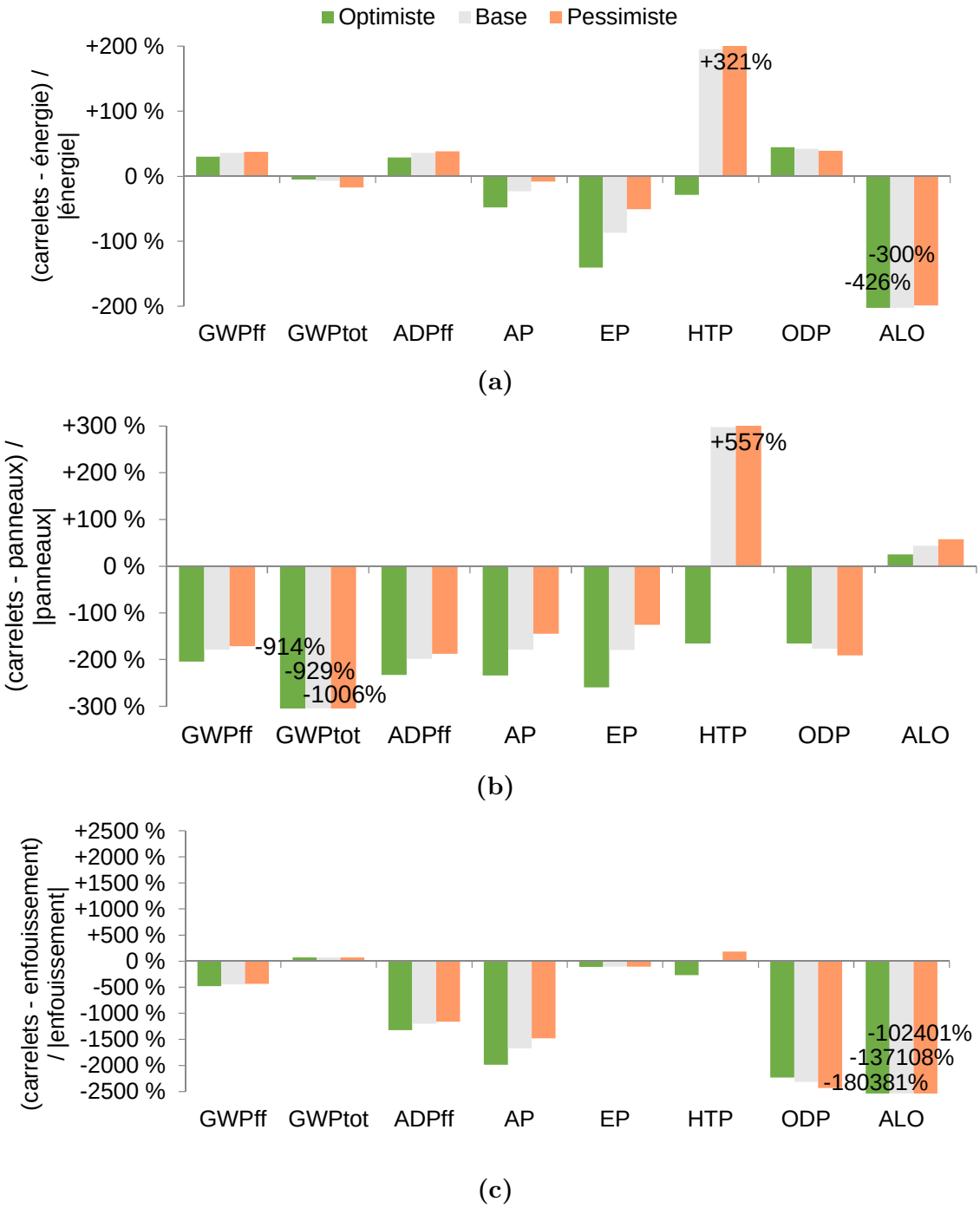


Figure 59 – Écarts relatifs des impacts du scénario de recyclage en carrelets par rapport aux impacts des différents scénarios de référence ((a) valorisation énergétique, (b) recyclage en panneaux, (c) enfouissement (scénario de base) ; un écart négatif indique une diminution des impacts pour le scénario de recyclage en carrelets ; adapté de (Risse et al. 2017))

UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE / SCIENCES POUR L'INGENIEUR

CENTRALE NANTES

Titre : Faisabilité du recyclage en boucle fermée des déchets post-consommateurs en bois massif

Mots-clés : économie circulaire, bois récupéré, déchets en bois massif, recyclage en boucle fermée, carrelets lamellés-collés

Résumé : La filière forêt-bois intègre de plus en plus les enjeux de circularité (ressources, économie, environnement), et la hiérarchie européenne des modes de traitement des déchets impose d'investiguer des voies de valorisation complémentaires pour les déchets post-consommateurs.

Ces travaux évaluent la faisabilité technico-économique et environnementale du recyclage en boucle fermée des déchets en bois massif.

La caractérisation des déchets faiblement adjuvantés sur plateformes de tri-broyage a conduit à cibler la fabrication de carrelets lamellés-collés de menuiserie. Un procédé industriel d'homogénéisation-conformation des propriétés a été développé et éprouvé, comprenant purge des métaux, décontamination et délignage en lamelles, purge des défauts, aboutage et contre-collage des lamelles en carrelets.

Un surfaçage sur 2 mm s'est révélé efficace pour obtenir des contaminations inférieures aux seuils appliqués par le secteur des panneaux de particules. Le rendement matière du délignage a été optimisé à l'aide d'un modèle numérique d'usinage, puis validé et complété par expérimentation à l'échelle pilote de l'ensemble du procédé (30 % pour des carrelets de classe d'aspect J30 issus de lamelles 20 mm × 60 mm). Des essais mécaniques ont montré des propriétés similaires aux valeurs de référence (aucune influence du vieillissement n'a pu être dégagée), et équivalentes pour les carrelets aux classes mécaniques C30 ou GL24h.

Une analyse du cycle de vie a montré que ce procédé est environnementalement favorable vis-à-vis de l'enfouissement, du recyclage en panneaux, et à moyen terme de la valorisation énergie, et qu'il peut être aussi rentable économiquement qu'une valorisation énergie.

Title: The feasibility of post-consumer solid wood waste closed-loop recycling

Keywords: circular economy, recovered wood, solid wood waste, closed-loop recycling, glue-laminated products

Abstract: The forestry-wood sector is increasingly integrating the issues of circularity (resources, economy, environment), and the European hierarchy of waste treatment methods requires that complementary recovery routes for post-consumer waste are investigated.

This work evaluates the technical, economic and environmental feasibility of closed-loop recycling of solid wood waste.

The characterization of Class B wood waste (not pressure-treated) obtained from recycling centres indicates the potential of manufacturing glued laminated joinery planks. An industrial process for homogenizing the properties has been developed and tested, which includes: purging of metals, decontamination and cutting to lamellae, purging of defects, finger-jointing and laminating the slats to make laminated products.

It is demonstrated that removing 2 mm from the surface permits the production of lamellae that have contamination levels lower than the limits used by the particleboard sector. The material yield of lamellae was optimized using a numerical model, then validated and completed by experimentation on the whole process at the pilot scale (a 30 % yield is obtained for products matching class J30 made of 20 mm × 60 mm lamellae). Mechanical tests showed properties similar to the reference values for classes C30 or GL24h and no influence of aging was observed.

A life-cycle analysis has shown that this process is environmentally favourable with respect to landfilling, panel recycling, and medium-term energy recovery, and that it can be as economically favourable as energy generation.