

Évaluation du succès sylvicole de la recolonisation naturelle des anciennes coupes rases en forêt wallonne.

Auteur : Lemans, Léa

Promoteur(s) : Claessens, Hugues; Lisein, Jonathan

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/24311>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

Évaluation du succès sylvicole de la recolonisation naturelle des anciennes coupes rases en forêt wallonne.

Léa Lemans

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU
DIPLÔME DE MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES
ESPACES NATURELS

- ANNÉE ACADEMIQUE 2024-2025 -

CO-PROMOTEURS : HUGUES CLAESSENS & JONATHAN LISEIN

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

Le présent document n'engage que son auteur.

Évaluation du succès sylvicole de la recolonisation naturelle des anciennes coupes rases en forêt wallonne.

Léa Lemans

TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU
DIPLÔME DE MASTER BIOINGÉNIUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES
ESPACES NATURELS

- ANNÉE ACADEMIQUE 2024-2025 -

CO-PROMOTEURS : HUGUES CLAESSENS & JONATHAN LISEIN

Remerciements :

Après sept années d'études, sept mois de travail intensif, et des kilomètres à silloner le couloir Forêt, voici enfin venu le moment tant attendu : celui des remerciements.

Je souhaite d'abord adresser ma profonde gratitude à Monsieur Claessens, mon promoteur. Merci de nous avoir transmis votre passion à travers vos cours, nos excursions et nos voyages. Merci d'avoir été la sagesse et le calme dont j'avais tant besoin pour mon encadrement. Merci pour votre soutien, vos blagues, vos idées, et surtout pour le temps que vous m'avez consacré.

À mon co-promoteur, Jonathan, un grand merci également. Merci de m'avoir fait découvrir le monde obscur du codage, merci pour ta patience avec moi... et mon ordinateur. Merci pour ta disponibilité inépuisable, tes idées toujours en ébullition et pour les journées de terrain.

Merci à tout le couloir Forêt pour le soutien, les conseils glissés ici et là, et l'ambiance. Merci à Cédric pour ton aide précieuse avec le matériel et ta bonne humeur constante. Merci aux copains pour les pauses cartes. Merci à Marie-Pierre, toujours présente aux bons moments.

Merci à l'inventaire permanent, sans qui ce TFE n'aurait pas été complet. Merci à Monsieur Thibaut pour l'administratif, et un immense merci à Nicolas pour le terrain : rien de plus enrichissant, pour de jeunes ingénieurs, que d'apprendre aux côtés de vrais experts. Merci de m'avoir suivie jusque dans les régénération les plus hostiles !

Merci à ma famille, pour sa patience, son soutien indéfectible, et d'avoir cru en moi même quand moi, je n'y croyais plus. Merci à mes parents d'avoir toujours été là, et de nous avoir permis de faire des études, une chance que vous n'avez pas eue. Merci à mes sœurs, merci la vie de vous avoir placées à mes côtés.

Merci Gembloux, pour les rencontres. Merci à mes amis : Mathias, Guillaume, à mes cokoteurs, vivre avec vous a été une expérience exceptionnelle, même si relativement... propre. Merci à Amélie, d'avoir toujours été là, de fêter mes succès comme s'ils étaient les tiens. Merci à Gaultier, d'avoir choisi de partager ce bout de chemin avec moi, de me faire rire chaque jour, et pour ton soutien sans faille.

Gembloux, d'une certaine manière, je te remercie aussi de m'avoir appris l'échec. Même si j'aurais préféré l'apprendre un peu moins, c'est sans doute l'un des enseignements les plus précieux que j'emporte avec moi.

Merci à Monsieur Pouillard, d'avoir fait croire à cette gamine de 13 ans, un peu perdue, qu'elle pouvait être excellente dans un domaine. Cette confiance semée tôt a été un moteur puissant, et m'a portée bien plus loin que je ne l'aurais cru.

Enfin, merci à Messieurs Vermeulen, Lejeune et Bastin, d'avoir accepté de constituer le jury de mon TFE.

Résumé :

Ce travail s'intéresse aux anciennes coupes rases non replantées en Wallonie, survenues entre 2002 et 2009, avec pour objectif d'étudier leur évolution à long terme et le potentiel de la régénération naturelle comme alternative à la plantation. Dans un contexte de remise en question des modèles sylvicoles intensifs, marqué par les crises sanitaires, économiques et climatiques, cette thématique répond à des enjeux concrets de durabilité, de résilience et de diversification des itinéraires de gestion. La démarche s'est articulée en deux grandes étapes. Dans un premier temps, un travail de photo-interprétation a été mené sur les données du réseau IPRFW, permettant d'identifier 147 placettes non replantées à l'échelle régionale, et de comparer leurs conditions stationnelles à celles des parcelles replantées, afin de mieux comprendre les facteurs ayant influencé les choix de reconstitution forestière. Dans un second temps, une campagne de terrain a été conduite sur un sous-échantillon de 20 placettes d'inventaire, afin de caractériser la structure, la composition, la qualité des tiges et les éventuelles contraintes locales à la régénération (blocages, pression de gibier). Les résultats révèlent une forte hétérogénéité des trajectoires post-coupe, avec des peuplements allant de situations bien structurées à des états de sous-densité. Une typologie croisée a été proposée pour qualifier ces situations et orienter les interventions sylvicoles en fonction du potentiel de structuration observé. Cette étude met en lumière la régénération naturelle comme une option pertinente dans certains contextes, pourvu qu'elle soit encadrée par un diagnostic préalable rigoureux et un accompagnement adapté.

Summary :

This study focuses on unplanted clear-cutting areas in Wallonia that occurred between 2002 and 2009, with the objective of examining their long-term development and assessing the potential of natural regeneration as an alternative to planting. In the context of increasing criticism of intensive silvicultural models, shaped by sanitary, economic and climatic crises, this topic directly addresses key challenges of sustainability, resilience and the diversification of management approaches. The research was structured in two main stages. First, a photo-interpretation analysis was conducted using data from the IPRFW network, which enabled the identification of 147 unplanted plots at the regional scale and allowed a comparison of their site conditions with those of replanted stands, in order to better understand the factors influencing decisions on forest restoration. Second, a field campaign was carried out on a sub-sample of 20 inventory plots to characterise stand structure, species composition, stem quality and potential local constraints to regeneration (such as competition or browsing pressure). The results highlight a strong heterogeneity in post-clear-cutting trajectories, ranging from well-structured stands to understocked situations. A cross-typology was developed to classify these situations and to guide silvicultural interventions according to the observed structuring potential. This study highlights natural regeneration as a relevant option in certain contexts, provided it is supported by a rigorous prior assessment and appropriate silvicultural guidance.

Table des matières :

1. Introduction générale.....	1
1.1 De la sylviculture intensive à la régénération naturelle : évolution des modèles de sylviculture en Wallonie	1
1.2 Cadre et objectifs méthodologiques du projet « Anciennes coupes rases »	2
2. Chapitre I – Analyse des dynamiques de mise à blanc et des modalités de reconstitution forestière (2006–2015).	3
2.1 Introduction.....	3
2.1.1 Analyse spatio-temporelle des mises à blanc : objectifs et approche.....	3
2.2. Méthodologie	3
2.2.1 Réseau IPRFW : cadre d'échantillonnage	3
2.2.2 Sélection des anciennes coupes rases	4
2.2.3 Paramètres analysés.....	5
2.2.4 Outils et logiciels utilisés	5
2.3. Résultats.....	6
2.3.1 Répartition géographique des coupes rases	6
2.3.2 Évolution temporelle des surfaces mises à blanc (2006–2015) et de leur mode de reconstitution forestière.....	7
2.3.3 Replantation et régénération naturelle : dynamiques comparées	8
2.3.4 Influence du statut foncier et du cadre réglementaire sur les choix de reconstitution forestière.....	9
2.3.5 Influence des conditions écologiques sur les choix de reconstitution forestière	10
2.3.6 Dynamique post-coupe et blocages de la régénération sur les parcelles non replantées.....	12
2.4 Discussion.....	13
2.4.1 Synthèse des grandes tendances	13
3. Chapitre II – Caractérisation de la recolonisation ligneuse spontanée et de son succès sylvicole.....	15
3.1 Objectifs spécifiques.....	15
3.2 Méthodologie	15
3.2.1 Échantillon de parcelles.....	15
3.2.1.1 Critères de sélection spatiaux et temporels	15
3.2.1.2 Exclusion des parcelles à fortes contraintes stationnelles.....	16
3.2.2 Récolte des données de terrain	17
3.2.2.1 Dispositif d'inventaire	17
3.2.2.2 Protocole PCQM.....	18
3.2.2.3 Répartition des unités d'échantillonnage sur la parcelle.....	20
3.2.2.3.1 Grille d'inventaire	20
3.2.2.3.2 Navigation vers les centres d'unités d'échantillonnage	20
3.2.2.4 Mesure des arbres et arbustes par quadrant	21
3.2.2.5 Évaluation du blocage de la régénération et détection de traces de gibier.....	21
3.2.2.6 Identification des tiges d'avenir	23
3.3. Résultats.....	24
3.3.1 Etat des lieux	24
3.3.1.1 Caractéristiques générales des parcelles	24

3.3.1.2 Structure moyenne des peuplements régénérés (strates arborée et arbustive)	24
3.3.1.3 Variation de la composition en essences entre les parcelles (GHA)	27
3.3.1.4 Structure relative des essences arborées au sein des peuplements régénérés ..	28
3.3.1.5 Sélection et structuration des arbres d'avenir.....	30
3.3.1.6 Contraintes à la régénération : blocages et pression de gibier.....	32
3.3.2 Évaluation du succès sylvicole et construction typologique.....	35
3.3.2.1 Densité en arbres d'avenir	35
3.3.2.2 Densité totale.....	36
3.3.2.3 Typologie croisée des peuplements.....	37
4. Chapitre III – Valorisation sylvicole des anciennes recolonisations forestières spontanées	39
4.1 Contexte et enjeux de la reconstitution post-coupe rase.....	39
4.2 Techniques sylvicoles à mobiliser.....	39
4.2.1 Mise en place des cloisonnements	40
4.2.2 Interventions de plantation ciblées.....	40
4.2.3 Préparation du sol	41
4.2.4 Évaluation et entretien du vivier d'arbres objectif.....	41
4.3 Stratégies d'intervention selon le niveau de succès de la recolonisation	42
4.3.1. Succès complet.....	42
4.3.2. Succès partiel à consolider.....	43
4.3.3. Potentiel moyen	44
4.3.4. Potentiel limité	44
4.3.5. Échec relatif	45
5. Conclusion générale et perspectives	46
6. Contribution personnelle	47
Références	48
Annexes	55

Glossaire :

- **AO/AA (Arbre Objectif / Arbre d’Avenir)** : Arbres sélectionnés pour leur qualité et leur potentiel de croissance, servant de tiges de référence à favoriser pour constituer la structure du peuplement futur.
- **CAPFP** : Cellule d’Appui à la Petite Forêt Privée.
- **CR (*Coupe rase*)** : Surface forestière totalement déboisée à la suite d’une exploitation.
- **DNF** : Département de la Nature et des Forêts (Service public de Wallonie).
- **FNEF** : Fédération Nationale des Experts Forestiers.
- **GHA** : Surface terrière exprimée en m² par hectare.
- **ha** : Hectare, unité de surface correspondant à 10 000 m².
- **IPRFW** : Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie.
- **NHA** : Nombre de tiges à l’hectare.
- **NF** : Non forestier
- **UE (*Unités d’échantillonnage*)** : Placettes ou unités de mesure utilisées pour l’inventaire.

1. Introduction générale

1.1 De la sylviculture intensive à la régénération naturelle : évolution des modèles de sylviculture en Wallonie

Pendant plusieurs décennies, la coupe rase suivie de plantation a constitué le modèle dominant de gestion forestière en Wallonie, notamment avec l'essor massif des pessières d'épicéa (*Picea abies*), qui couvraient près de 200 000 hectares dans les années 1980, soit environ 40 % de la surface forestière régionale (Lejeune et al., 2022). Ce développement a profondément structuré la filière bois wallonne, en favorisant une sylviculture intensive et standardisée, centrée sur la replantation systématique après exploitation (Ernst de Bunswyck et al., 2024). Ce modèle montre aujourd'hui ses limites. Entre 1980 et 2010, la surface des pessières wallonnes a diminué d'environ 30 %, sous l'effet combiné de l'exploitation de peuplements arrivés à maturité, de la diminution des reboisements et de crises sanitaires récurrentes, notamment les pullulations de scolytes (*Ips typographus*), responsables de la perte de plusieurs milliers d'hectares (Lejeune et al., 2022). Cette régression s'inscrit dans une tendance plus large de déséquilibre entre feuillus et résineux : alors qu'ils occupaient des surfaces équivalentes dans les années 1980, les feuillus représentent désormais 57 % de la forêt wallonne (Latte et al., 2022). Ce glissement progressif, accentué par les effets du changement climatique sur les peuplements monospécifiques (Forzieri et al., 2021), interroge la résilience des modèles sylvicoles traditionnels.

Longtemps jugée peu fiable en raison de son caractère imprévisible (Ernst de Bunswyck et al., 2024), la régénération naturelle suscite aujourd'hui un regain d'intérêt et bénéficie du soutien de politiques publiques, telles que la subvention « Forêt résiliente », qui encouragent des modes de reconstitution plus diversifiés, moins intensifs et économiquement viables (Braunschweiger et al., 2024; Collard & Petit, 2023; Forêt Résiliente, s. d.). Bien que l'on puisse espérer une réduction progressive du recours aux mises à blanc, les aléas sanitaires et climatiques continuent d'impacter fortement les forêts wallonnes. La crise des scolytes de 2018 illustre bien ce phénomène, provoquant l'exploitation massive de pessières matures sur de vastes superficies (Gilles et al., 2023). Certaines de ces surfaces, laissées en régénération naturelle ou en libre évolution, atteindront à moyen terme un stade comparable à celui des peuplements plus anciens analysés ici. La caractérisation fine des processus de régénération réalisée dans ce travail permet de cette façon d'anticiper la structure, la composition et la qualité des peuplements futurs.

Le suivi des anciennes coupes rases non replantées constitue dès lors une opportunité précieuse pour approfondir notre compréhension des trajectoires de succession forestière, de la diversité spécifique ou encore des effets de la compétition végétale (Laurent & Lacombe, 2021).

1.2 Cadre et objectifs méthodologiques du projet « Anciennes coupes rases »

Dans ce contexte, la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège) a coordonné un projet de recherche appliquée intitulé « Suivi temporel de la reconstitution forestière dans les mises à blanc en libre évolution », plus couramment désigné comme le projet *Anciennes coupes rases*. Ce travail s'inscrit dans le cadre scientifique du Plan quinquennal de Recherches forestières 2019–2024 (Lejeune et al., 2025), et plus spécifiquement de l'action 4.4b « Itinéraires de sylviculture extensive sur coupes rases résineuses », tout en bénéficiant d'un financement distinct propre au projet *Anciennes coupes rases*. Menée en partenariat avec la Fédération Nationale des Experts Forestiers (FNEF) et la Cellule d'Appui à la Petite Forêt Privée (CAPFP), la recherche portait sur l'évaluation du potentiel de la régénération naturelle pour reconstituer des peuplements stables et productifs sur des surfaces anciennement mises à blanc, avec ou sans enrichissement. L'étude visait également à identifier les principaux facteurs stationnels et sylvicoles influençant sa réussite. Au total, 248 parcelles non replantées ont été recensées à l'échelle régionale grâce à une approche combinant appels à contribution, mobilisation des agents du Département Nature et Forêts (DNF) et inventaires de terrain (Lisein & Claessens, 2025).

Une étude menée par Latte et al. (2016) a montré qu'environ 30 % des surfaces mises à blanc en Wallonie n'avaient pas été replantées, mais laissées à la régénération naturelle, tandis que la majorité était consacrée à la plantation, notamment en épicéa et en douglas. Toutefois, ce constat initial n'a pas permis de suivre l'évolution effective de ces régénérations naturelles dans le temps. Le présent travail s'inscrit dans le prolongement de cette observation.

Il vise à analyser la réussite sylvicole des régénérations naturelles installées sur d'anciennes coupes rases en Wallonie, plus d'une décennie après leur mise à blanc, afin d'identifier les facteurs qui conditionnent leur succès ou leur échec et d'en tirer des recommandations de gestion. **Le chapitre I :** « Analyse des mises à blanc et des modalités de reconstitution forestière (2006-2015) » explore, à partir des données de photo-interprétation du réseau de l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie (IPRFW), la répartition et l'évolution des coupes rases, ainsi que les modalités de reconstitution observées. **Le chapitre II :** « Caractérisation de la recolonisation ligneuse spontanée et de son succès sylvicole » sur un échantillon d'anciennes coupes rases (> 15 ans) de l'IPRFW s'appuie sur une campagne de terrain menée sur 20 parcelles issues de coupes rases réalisées entre 2002 et 2009, choisies pour disposer d'un recul suffisant, afin de caractériser la recolonisation ligneuse spontanée et d'en évaluer la réussite sylvicole. Enfin, **le chapitre III :** « Valorisation sylvicole des anciennes recolonisations forestières spontanées » propose, à partir d'une typologie croisant la densité totale et le potentiel de structuration des tiges d'avenir, des itinéraires de gestion différenciés pour accompagner et valoriser ces peuplements spontanés.

2. Chapitre I – Analyse des dynamiques de mise à blanc et des modalités de reconstitution forestière (2006–2015)

2.1 Introduction

2.1.1 Analyse spatio-temporelle des mises à blanc : objectifs et approche

Ce premier chapitre vise à établir un état des lieux des coupes rases en Wallonie, en se basant sur la grille d'échantillonnage de IPRFW, tout en utilisant une méthodologie distincte fondée sur la photo-interprétation d'ortho-images aériennes. Cette approche, développée en complément de l'inventaire forestier classique, permet d'obtenir une vision plus régulièrement actualisée des surfaces mises à blanc et des modes de reconstitution, indépendamment des cycles d'inventaire (Lejeune et al., 2013). L'objectif de ce chapitre est double : décrire l'évolution temporelle des surfaces mises à blanc et caractériser les modes de reconstitution forestière choisis (plantation ou régénération naturelle) en fonction des facteurs stationnels, fonciers et réglementaires.

2.2 Méthodologie

2.2.1 Réseau IPRFW : cadre d'échantillonnage

Les données mobilisées dans cette étude proviennent du réseau IPRFW , qui comprend 11 080 points forestiers relevés entre 2006 et 2015. Ce dispositif repose sur un échantillonnage systématique selon une grille régulière de 0.5 km² couvrant l'ensemble du territoire wallon. Chaque cellule de la grille contient un point fixe potentiellement forestier, indépendamment des contraintes topographiques, administratives ou sylvicoles, ce qui garantit une couverture homogène et représentative. Les points sont disposés selon une maille rectangulaire de 500 m (axe nord-sud) par 1 000 m (axe est-ouest), associant de ce fait chaque point à une surface théorique de 50 hectares (Alderweireld et al., 2015). Chaque point observé représente donc statistiquement 50 hectares de forêt, et les surfaces totales présentées dans l'analyse sont obtenues par extrapolation à partir de cette correspondance. La régularité du dispositif permet d'obtenir des estimations fiables à l'échelle régionale.

L'analyse a porté sur l'identification des coupes rases à partir des résultats de la photo-interprétation décrite par Lejeune et al. (2013), réalisée en utilisant la grille de points de l'IPRFW comme cadre d'échantillonnage. Cette méthode a permis de déterminer le statut forestier de chaque point et d'identifier les mises à blanc, qui ont ensuite été classées selon leur modalité de reconstitution, en distinguant les cas de plantation de ceux relevant de la régénération naturelle.

2.2.2 Sélection des anciennes coupes rases

À partir de ces 11 080 points, les statuts forestiers entre 2006 et 2015, déterminés selon la méthodologie décrite par Lejeune et al. (2013), ont été extraits. Toutes les parcelles présentant un statut de coupe rase (CR) ont été retenues, tandis que celles dont le statut final était non forestier (NF) ont été écartées. Cette première sélection a permis d'identifier 435 parcelles non replantées et 674 parcelles replantées. Afin de compléter ce travail initial et de vérifier le statut réel des 435 parcelles considérées comme non replantées, une analyse diachronique a été réalisée à partir des orthophotos aériennes régionales disponibles pour les années de prise de vue 2006, 2009, 2012, 2015, 2018 et 2023. La date de la coupe rase a été estimée comme la première apparition visuelle d'une surface totalement ouverte sur ces séries d'images, après comparaison avec l'année précédente. L'année 2023 correspond de cette façon à la date de la dernière orthophoto disponible, utilisée pour confirmer que les parcelles identifiées comme non replantées avaient bien conservé ce statut jusqu'à la période la plus récente, sans signe de plantation intermédiaire.

Cette vérification visuelle a permis de distinguer les parcelles replantées (177), celles restées non replantées (211), ainsi que plusieurs cas particuliers. Parmi ces derniers, 17 parcelles ont finalement été classées comme non forestières (NF) et 9 correspondaient à des mises à blanc plus récentes, parfois liées à des doubles coupes. L'examen d'un tampon de 18 m autour de chaque point a révélé 21 parcelles sans coupe identifiable, soit en raison de critères de classification différents, soit d'une absence totale de régénération depuis la plus ancienne orthophoto disponible (1971). Les 177 parcelles replantées confirmées par cette analyse s'ajoutent aux 674 déjà recensées, portant le total à 851.

En ce qui concerne les 211 parcelles répertoriées comme non replantées, un travail de délimitation manuelle a été réalisé afin de tracer un polygone précis pour chaque zone mise à blanc. Un tri supplémentaire a ensuite été appliqué pour exclure les parcelles dont la surface était inférieure à 0,5 ha, en conformité avec la définition des coupes rases (Landmann et al., 2023). Cette étape a ramené l'échantillon des non replantées à 160 parcelles. Enfin, la date de mise à blanc a été vérifiée par photo-interprétation, ce qui a conduit à écarter 13 parcelles mises à blanc avant 2006. Ces écarts par rapport aux dates de l'inventaire s'expliquent probablement par la persistance de sols nus sur plusieurs orthophotos successives en raison de blocages de régénération. Au terme de ces étapes, l'échantillon final comprend 851 parcelles replantées et 147 parcelles non replantées, qui constituent la base de l'analyse des zones mises à blanc et de leurs modalités de régénération en Wallonie (cf. figure 1).

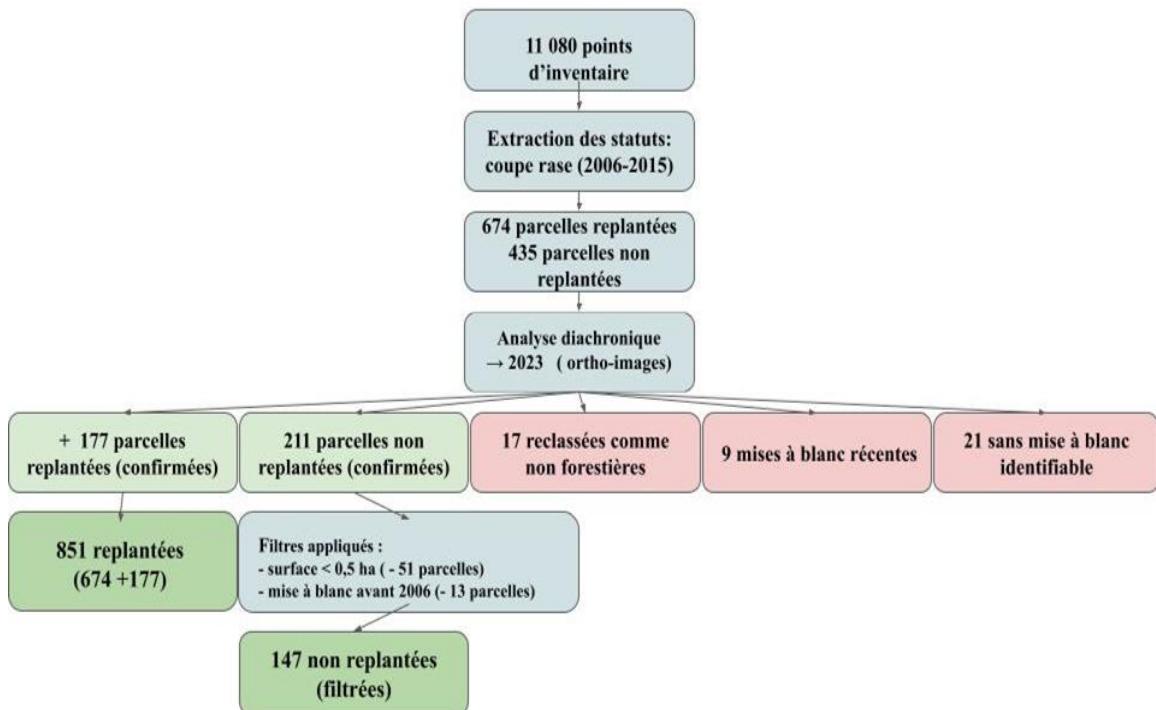


Figure 1 : Schéma de sélection et de filtrage des parcelles issues du réseau IPRFW

2.2.3 Paramètres analysés

- Répartition géographique** : distribution des parcelles mises à blanc dans les régions bioclimatiques de Wallonie.
- Évolution temporelle** : variation des surfaces mises à blanc et des modalités de reconstitution (replantation / régénération naturelle) entre 2006 et 2015.
- Statut foncier et cadre réglementaire** : comparaison entre propriétés privées, publiques (domaniales, communales, autres) et influence de l'inclusion en zone Natura 2000 sur la proportion de parcelles replantées ou non replantées.
- Conditions écologiques** : niveaux trophique et hydrique.
- Blocages de la régénération** : analyse spécifique des 147 parcelles non replantées pour identifier les cas où la régénération naturelle est entravée ($\geq 50\%$ de la surface sans semis ligneux ou dominée par une végétation concurrente) et estimer la durée moyenne du blocage.
- Composition initiale des peuplements** : répartition des essences présentes avant coupe rase (résineux, feuillus, mixtes) sur les 147 parcelles non replantées.

2.2.4 Outils et logiciels utilisés

Pour l'ensemble de ce travail, les outils suivants ont été mobilisés :

- Géoportail de la Wallonie** : consultation et extraction des données géographiques de référence utilisées pour la production des cartes. L'ensemble des cartes employées est

répertorié dans la bibliographie.

- **QGIS** : traitement et mise en forme des données spatiales, intégration des couches issues du Géoportail et réalisation des cartes thématiques.
- **DB Browser for SQLite** : gestion et interrogation de la base de données contenant les relevés et observations de terrain.
- **Forestimator** : formulaire d'encodage des données de terrain.
- **RStudio** : traitement et analyse statistique des données, automatisation des calculs et production de graphiques.
- **Microsoft Excel** : vérification, formatage et organisation des jeux de données et réalisation de tableaux synthétiques.
- **Zotero** : gestion et insertion automatisée des références bibliographiques.
- **ChatGPT (OpenAI, 2025)** : aide à la reformulation et à l'amélioration grammaticale, ainsi qu'à la conception et à l'optimisation de scripts R.

2.3. Résultats

2.3.1 Répartition géographique des coupes rases

Les coupes rases se concentrent principalement dans trois régions bioclimatiques : la Basse et Moyenne Ardenne (37,4 % des parcelles replantées et 31,3 % des non replantées), l'Ardenne centro-orientale (24,3 % et 23,8 %) et la Haute Ardenne (19,2 % et 17,7 %) (cf. annexe 1). Ces territoires regroupent la plus forte densité de pessières en Wallonie, l'épicéa y trouvant ses conditions stationnelles et climatiques les plus favorables, particulièrement en Haute Ardenne. Cette adéquation historique explique leur rôle central dans la production forestière wallonne, historiquement dominée par les résineux, et leur association à des pratiques intensives de reboisement (Rondeux et al., 2005). La forte proportion de parcelles replantées y reflète le maintien d'une sylviculture structurée autour de la plantation.

La proportion interne de parcelles non replantées varie fortement d'une région à l'autre (cf. figure 2). Elle est particulièrement élevée en Fagne-Famenne-Calestienne (32,1 %) et dans les Plaines et Vallées Scaldisiennes (26,5 %), caractérisées par des contraintes édaphiques (sols calcaires, régimes hydriques contrastés) qui compliquent la plantation et incitent à privilégier la régénération naturelle. À l'inverse, elle reste faible en Basse et Moyenne Ardenne (12,6 %), Ardenne centro-orientale (14,5 %) et Haute Ardenne (13,8 %), traduisant un recours plus systématique à la replantation.

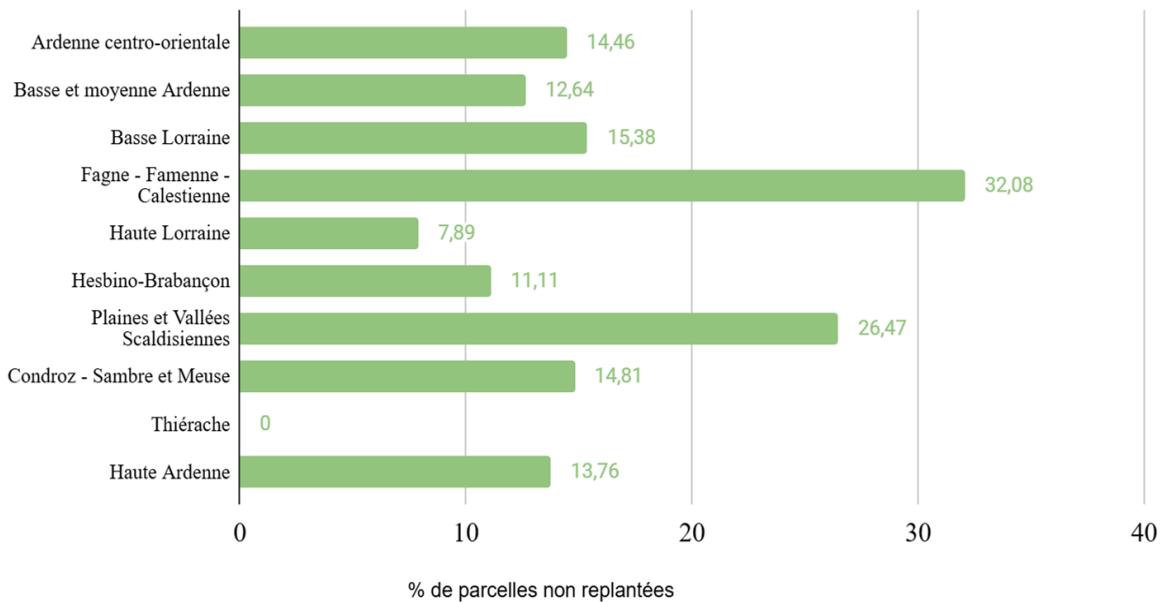


Figure 2 : Proportion interne de parcelles non replantées parmi l'ensemble des coupes rases identifiées dans chaque région bioclimatique (2006–2015)

2.3.2 Evolution temporelle des surfaces mises à blanc (2006–2015) et de leur mode de reconstitution forestière.

L’analyse des dynamiques de mises à blanc repose sur l’interprétation d’images (ii) issues des orthophotos de 2006, 2009, 2012 et 2015 (Lejeune et al., 2013). L’orthophoto de 2006 correspond à l’état initial de l’inventaire, permettant de dresser un premier bilan des surfaces déjà mises à blanc. Les dates suivantes traduisent l’évolution du statut des parcelles entre deux campagnes successives : par exemple, la date « 2009 » regroupe toutes les parcelles mises à blanc entre le lendemain de l’orthophoto de 2006 et la prise de vue de 2009.

Au total, 49 900 ha de coupes rases ont été recensés sur l’ensemble de la période. La dynamique apparaît globalement descendante (cf. figure 3). L’état initial de 2006 met en évidence un pic de 18 400 ha de surfaces déjà mises à blanc. Par la suite, le rythme des coupes diminue, avec 11 450 ha observés entre 2006 et 2009, puis 12 350 ha entre 2009 et 2012, période au cours de laquelle on note une légère remontée par rapport à l’intervalle précédent. Ces chiffres témoignent néanmoins d’une activité de récolte soutenue sur plus d’une décennie, probablement liée à l’arrivée à maturité des peuplements résineux plantés après la Seconde Guerre mondiale (Lejeune et al., 2022), conjuguée à une demande persistante en bois d’œuvre et en bois énergie. La période la plus récente, correspondant à l’intervalle 2012–2015, connaît un repli marqué avec seulement 7 700 ha de nouvelles mises à blanc (cf. annexe 2) . Dans les peuplements d’épicéas, la diminution du rythme s’est poursuivie jusqu’en 2017, avant de céder la place à un rebond entre 2018 et 2021,

particulièrement marqué dans le secteur privé. Sur l'ensemble de cette période récente, les moyennes annuelles oscillent entre 2 000 et 2 500 ha/an (Lejeune et al., 2022).

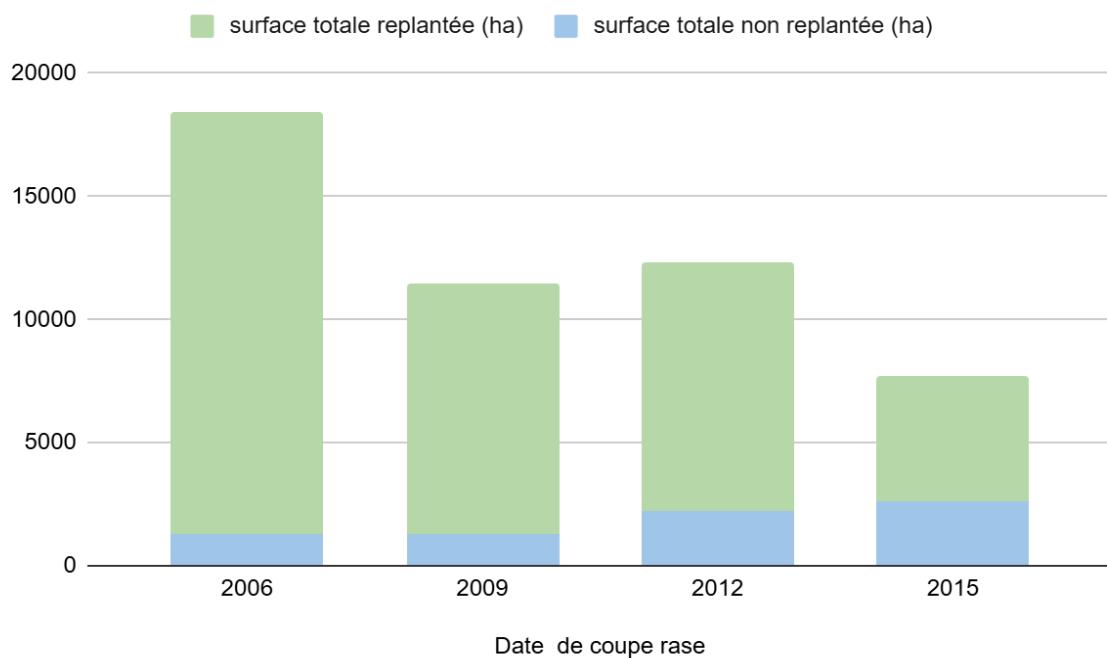


Figure 3 : Évolution annuelle des surfaces mises à blanc selon la modalité de reconstitution forestière (2006–2015) : les surfaces non replantées atteignent 34 % des mises à blanc en 2013–2015

2.3.3 Replantation et régénération naturelle : dynamiques comparées

La comparaison des modalités de reconstitution forestière met en évidence des différences nettes, tant en quantités qu'en évolutions temporelles (cf. figure 3). Sur les 49 900 ha de coupes rases recensées, environ 42 550 ha ont été replantés (85 %) contre 7 350 ha laissés en régénération naturelle (15 %). La plantation reste donc largement dominante sur l'ensemble de la période étudiée. Cependant, une lecture par tranches temporelles met en évidence une évolution progressive. En 2006, les mises à blanc non replantées représentaient à peine 7 % des surfaces mises à blanc, mais cette part évolue graduellement pour atteindre près de 34 % entre 2013 et 2015 (cf. annexe 2). Le graphique à barres représentant la répartition des surfaces replantées (en vert) et non replantées (en bleu) illustre l'évolution ascendante de la régénération naturelle en tant qu'option de reconstitution.

Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer la progression de la régénération naturelle parmi les modalités de reconstitution forestière. Cette évolution pourrait d'abord refléter une diversification croissante des itinéraires sylvicoles, en réponse à des contraintes locales telles que les conditions stationnelles, l'accessibilité ou les coûts d'intervention.

Elle s'inscrit aussi dans une logique économique visant à réduire les charges liées au reboisement, tout en traduisant une sensibilité accrue aux enjeux de naturalité, de résilience écologique et de restauration des milieux forestiers (Claessens, 2006; Dassonville & Leruth, 2023). Par ailleurs, cette tendance pourrait témoigner d'une remise en question progressive du modèle sylvicole classique fondé sur la plantation systématique (DNF, 2013). Enfin, une autre lecture possible serait celle d'un désengagement partiel de certains propriétaires forestiers, motivé par un manque de ressources financières ou un intérêt limité pour la gestion forestière active.

2.3.4 Influence du statut foncier et du cadre réglementaire sur les choix de reconstitution forestière

Le statut foncier exerce une influence notable sur les modalités de reconstitution observées. Les parcelles privées représentent la majorité des cas, tant parmi les replantées (64,75 %) que parmi les non replantées (61,9 %), alors même que les forêts privées couvrent un peu plus de la moitié du territoire boisé wallon (environ 51%) (Lejeune et al., 2022). La surreprésentation observée suggère que le secteur privé est proportionnellement plus enclin à réaliser des coupes rases (cf. annexe 3). Elle résulte de logiques de valorisation économique, de rotations plus courtes, d'une pression foncière plus forte, mais aussi de la taille moyenne réduite des propriétés privées, facteur de gestion plus intensive et de renouvellement plus fréquent des peuplements.

À l'inverse, les forêts publiques, généralement organisées en unités de gestion couvrant de plus grandes surfaces continues et soumises à des objectifs multifonctionnels, peuvent recourir à des pratiques plus modérées ou intégrées, incluant davantage de régénération naturelle. Une différence marquée apparaît dans les forêts domaniales : elles concentrent 13,61 % des cas de régénération naturelle, contre seulement 5,41 % des cas de replantation. Cette orientation reflète un choix institutionnel formalisé par les directives d'aménagement, qui placent les principes de gestion pro Silva au cœur des priorités, privilégiant la régénération naturelle et limitant les plantations systématique (DNF, 2013). Au sein des forêts communales et autres formes de propriété publique, les tendances sont plus équilibrées, traduisant une diversité de stratégies locales influencées par les moyens techniques, les objectifs de gestion ou l'accompagnement externe.

Enfin, l'analyse met en évidence le rôle des zones protégées dans la répartition des modalités de reconstitution. Parmi les parcelles situées en Natura 2000, 36,05 % des non replantées de l'échantillon y sont incluses, contre seulement 18,57 % des replantées, soit environ 66 % de non replantées contre 34 % de replantées au sein de ces zones. Cette distribution suggère que les contraintes propres à ces périmètres, ou une volonté délibérée de favoriser les dynamiques naturelles, influencent les choix sylvicoles. Ces résultats confirment que la régénération naturelle ne dépend pas uniquement des conditions stationnelles, mais également d'un contexte politique et réglementaire favorable à une gestion forestière plus extensive et respectueuse des processus spontanés.

2.3.5 Influence des conditions écologiques sur les choix de reconstitution forestière

Les analyses stationnelles révèlent une relation nette entre la modalité de reconstitution forestière choisie et certaines caractéristiques écologiques du site, notamment les régimes trophique et hydrique. Les résultats (cf. tableau 1) montrent que la grande majorité des parcelles, qu'elles soient replantées ou laissées en régénération naturelle, se situent sur des stations méso-oligotrophes, correspondant dans le fichier écologique des essences aux niveaux trophiques -2 et -1. Ce groupe représente près de 63 % des cas pour les non replantées et jusqu'à 86 % pour les replantées, ce qui reflète à la fois sa prédominance dans le paysage forestier wallon et son adéquation à la sylviculture classique.

Les parcelles non replantées sont cependant proportionnellement surreprésentées sur les stations oligotrophes (32,35 %), caractérisées par des sols pauvres en éléments minéraux, souvent acides et susceptibles de présenter des carences (Claessens, 2003). Ces conditions, moins favorables à l'installation rapide d'un peuplement productif, rendent la replantation plus risquée ou moins rentable. Dans ces contextes, les gestionnaires forestiers peuvent privilégier la régénération naturelle ou opter pour une stratégie de non-intervention, en raison de la faible productivité attendue et des coûts plus élevés associés à la plantation. On observe également une proportion importante de non replantées sur les stations mésotrophes (31,48 %) et eutrophes (36,84 %), toutes deux mieux pourvues en éléments minéraux (Claessens, 2003). Cette tendance pourrait s'expliquer par des contraintes indépendantes de la fertilité des sols, telles que l'accessibilité, l'hydromorphie ou le contexte foncier, mais également par un choix délibéré d'exploiter les dynamiques naturelles de régénération là où celles-ci sont plus fortes. Quant aux stations carbonatées (NT + 2), elles ne sont représentées que par une seule parcelle dans l'échantillon. Cette rareté semble davantage liée à leur faible occurrence dans les zones concernées par les coupes rases qu'à un facteur limitant propre à ce type de station.

Tableau 1 : Effectifs et part relative des parcelles replantées et non replantées par niveau trophique

Niveau trophique	Nombre total de parcelles	% non replantées	% replantées
NO DATA	13	15,38 %	84,62 %
Oligotrophe -3	34	32,35 %	67,65 %
Méso-Oligotrophe -2	556	12,95 %	87,05 %
Méso-Oligotrophe -1	267	7,87 %	92,13 %
Mésotrophe 0	108	31,48 %	68,52 %
Eutrophe +1	19	36,84 %	63,16 %
Carbonaté +2	1	0,00 %	100,00 %

En ce qui concerne le régime hydrique, les stations mésiques dominent nettement dans les deux modalités de reconstitution. Rapportées à l'ensemble des parcelles étudiées, près de 60 % des replantées y sont localisées. Cette surreprésentation peut s'expliquer par les caractéristiques hydriques équilibrées de ces stations, marquées par un drainage efficace et régulier tout au long de l'année (Claessens, 2003). Ces stations offrent un compromis optimal entre humidité et disponibilité en eau, ce qui crée un contexte particulièrement favorable à l'installation et au succès des plantations.

À l'inverse, les sols marécageux (37,50 % de non replantées), humides (32,08 %), secs (22,22 %) et xériques (25,00 %) restent marginaux dans l'échantillon, chacun représentant moins de 6 % des parcelles totales (cf. tableau 2). Ces conditions extrêmes, qu'elles soient liées à un excès ou à un déficit marqué en eau, apparaissent généralement moins compatibles avec la réussite d'une plantation classique, ce qui peut expliquer la proportion plus élevée de non replantées dans ces milieux. On retrouve une proportion de 25,68% de non replantées sur les sols frais. Bien drainés et dotés d'une forte réserve utile, parfois avec un léger pseudogley en profondeur (Claessens, 2003), ils sont théoriquement favorables à la croissance forestière et adaptés à de nombreuses essences productives (CNPF, 2017). Cette part de non replantées peut s'expliquer soit par une dynamique naturelle jugée suffisante pour atteindre les objectifs sylvicoles, soit par des choix de reconstitution influencés par des facteurs économiques, logistiques ou institutionnels, indépendamment des conditions stationnelles. Ce constat confirme la nécessité de nuancer une lecture purement stationnelle des décisions de gestion.

Enfin, la présence marquée des parcelles non replantées dans les contextes de régime hydrique alternatif (24,24 % des 132 parcelles concernées, regroupant ici les niveaux -1, -2 et -3) témoigne probablement de l'incertitude associée à ces sites et de la difficulté à engager des itinéraires sylvicoles normés. Ces stations se caractérisent par une variabilité hydrique difficile à anticiper. Les argiles blanches en sont un exemple, l'absence de drainage possible y renforce la complexité de gestion.

Tableau 2 : Répartition des parcelles selon le régime hydrique des sols et le mode de reconstitution forestière

Niveau hydrique	Nombre de parcelles	% non replantées	% replantées
No data	11	18,18 %	81,82 %
Sols marécageux	40	37,50 %	62,50 %
Sols humides	53	32,08 %	67,92 %
Sols frais	74	25,68 %	74,32 %
Sols mésiques	551	7,44 %	92,56 %
Sols plutôt secs	76	9,21 %	90,79 %
Sols secs	45	22,22 %	77,78 %
Sols xériques	16	25,00 %	75,00 %
Régime hydrique alternatif	132	24,24 %	75,76 %

2.3.6 Dynamique post-coupe et blocages de la régénération sur les parcelles non replantées

Une analyse spécifique, réalisée par photo-interprétation, a été menée sur les 147 parcelles non replantées afin de caractériser la dynamique post-coupe et d'identifier les situations de blocage de la régénération naturelle. Dans ce chapitre, une parcelle est considérée comme bloquée si, sur plus de 50 % de sa surface (polygone), l'orthophoto immédiatement postérieure à l'année de coupe rase montre soit l'absence de semis, soit une végétation concurrente dominante (genêt, molinie, fougères, ronces, etc.), soit des conditions édaphiques défavorables, telles qu'un sol compacté limitant l'installation de la régénération (Ponette et al., 2020). La levée du blocage est définie comme le premier relevé temporel attestant de l'installation manifeste d'une régénération ligneuse.

Selon ce critère, 108 parcelles (73,5 %) présentent un blocage, contre 39 (26,5 %) sans blocage. La durée moyenne est de 7,19 années pour les cas bloqués, et de 5,28 années rapportée à l'ensemble des 147 parcelles (y compris celles exemptes de blocage). Ces résultats indiquent que, dans de nombreux cas, il s'agit davantage d'un retard d'installation que d'un blocage durable lié à des contraintes stationnelles fortes. Dans 74,1 % des cas, le blocage s'est levé spontanément dans un délai inférieur à dix ans, traduisant un redémarrage progressif de la régénération naturelle sans intervention sylvicole. L'exemple présenté (cf. figure 4) illustre ce processus : en 2009, soit environ trois ans après la coupe rase, la parcelle présente encore une couverture végétale clairsemée ou absente, dominée par le genêt. Ce n'est qu'en 2012 que la reprise de la régénération ligneuse devient manifeste, marquant la levée du blocage.

Enfin, l'analyse du peuplement initial pour ces 147 parcelles révèle que 83,7 % provenaient de résineux, 15,6 % de feuillus et 0,7 % de peuplements mixtes.

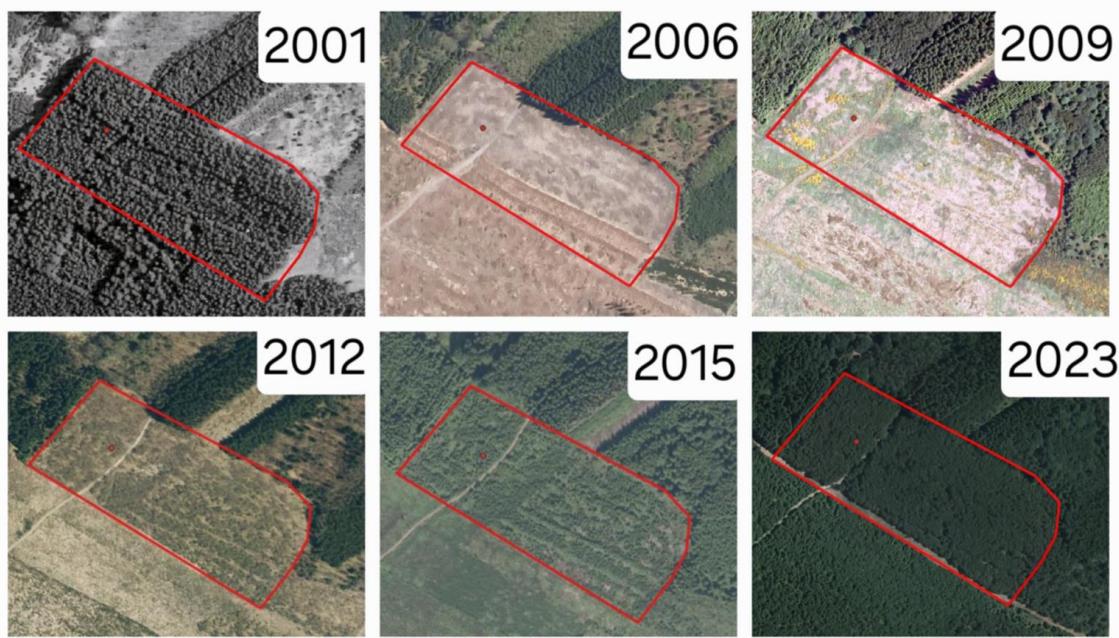


Figure 4 : Évolution temporelle de la parcelle 7 avec présence de blocage

2.4 Discussion

2.4.1 Synthèse des grandes tendances

Cette première phase d'analyse met en évidence près de 50 000 hectares de mises à blanc en Wallonie entre 2006 et 2015. L'orthophoto de 2006 révèle un état initial particulièrement élevé, avec 18 400 ha déjà mis à blanc, suivi d'une diminution progressive des surfaces au fil des périodes, jusqu'à atteindre leur minimum en 2012–2015 (7 700 ha). Dans les pessières, Lejeune et al. (2022) rapportent une diminution continue du rythme des coupes jusqu'en 2017, suivie d'un rebond entre 2018 et 2021, notamment dans le secteur privé.

Sur l'ensemble de la période, la reconstitution demeure largement dominée par la plantation, qui concerne 85 % des surfaces. Toutefois, la régénération naturelle, initialement marginale (7 % en 2006), progresse pour atteindre 34% des mises à blanc dans la période la plus récente (2015). Cette évolution reflète à la fois des contraintes stationnelles, des coûts de reboisement et la disponibilité des essences, mais aussi une volonté croissante de favoriser la naturalité et la résilience face au changement climatique.

L'analyse spécifique des 147 parcelles non replantées montre par ailleurs que la régénération naturelle n'est pas toujours immédiate. Dans 73,5 % des cas, un blocage initial a été observé par photo interprétation, souvent causé par une végétation pionnière concurrente. Toutefois, ces blocages sont généralement transitoires, une reprise naturelle s'observant dans 74 % des cas en moins de dix ans. La prédominance des anciens

peuplements résineux (83,7 %) parmi les parcelles non replantées s'inscrit en cohérence avec les itinéraires sylvicoles dominants historiquement appliqués sur les stations concernées.

Les évolutions récentes confirment les tendances observées entre 2006 et 2015. Selon Latte et al. (2022), la part des peuplements résineux en Wallonie est passée de 50 % en 1980 à 43 % en 2021, avec une projection à 42 %, dépassant la marge de tolérance de $\pm 5\%$ fixée par le Code forestier de 2008 (47 %). Le recul est particulièrement marqué en zones de basse altitude, avec plus de 30 % des surfaces résineuses situées à moins de 250 m ayant disparu, tandis qu'il reste limité à moins de 10 % au-delà de 500 m, le climat plus frais et humide demeurant favorable aux pessières. Aujourd'hui, près de la moitié des coupes rases résineuses ne sont plus régénérées en résineux, tendance accentuée par la crise des scolytes (2018–2021). Dans ce contexte, il paraît judicieux de dépasser l'opposition stricte entre peuplements feuillus et résineux, afin d'adopter une approche de gestion plus diversifiée et adaptative (Latte et al., 2022). Les politiques actuelles, à travers des programmes comme Forêt résiliente (Forêt Résiliente, s. d.), s'inscrivent dans cette orientation en encourageant la diversification des peuplements et l'intégration accrue de la régénération naturelle dans les stratégies post-coupe.

Dans l'ensemble, cette phase du travail met en évidence une évolution vers des stratégies post-coupe plus diversifiées, élaborées à partir des réalités du terrain autant que des objectifs de gestion. Elle constitue une base solide pour aborder, dans la suite de l'étude, les trajectoires de régénération naturelle et l'évaluation de leur efficacité tant écologique que sylvicole.



Figure 5 : Logo du projet forêt résiliente (Forêt Résiliente, s.d.)

3. Chapitre II – Caractérisation de la recolonisation ligneuse spontanée et de son succès sylvicole

3.1 Objectifs spécifiques

La seconde partie de ce travail repose sur une campagne de terrain réalisée sur un échantillon d'anciennes coupes rases (> 15 ans) de l'IPRFW. L'état des lieux des coupes rases en Wallonie a en effet mis en évidence la pertinence d'une observation ciblée sur un ensemble restreint de parcelles. Cette phase vise à apprécier le succès sylvicole de la régénération naturelle à travers l'évaluation de l'état de la recolonisation ligneuse à l'échelle de la parcelle, au moyen d'une grille d'analyse dédiée.

La campagne s'est déroulée sur une quinzaine de jours et a nécessité une préparation logistique conséquente. L'accès aux parcelles publiques a été soumis à l'obtention préalable d'autorisations auprès des cantonnements concernés. Pour les parcelles privées, des démarches spécifiques ont été engagées en amont (cf. annexe 4) : l'élaboration de cartes à partir des données cadastrales, la constitution de dossiers de demande d'accès et la prise de contact avec l'agent responsable de l'inventaire forestier. Ces démarches ont permis de préparer les visites encadrées par un technicien de l'IPRFW, dont la présence était indispensable pour accéder légalement à ces sites. La réalisation de cette partie de l'étude a donc été rendue possible grâce à sa collaboration, tandis que les observations en forêt publique ont été menées seule.

Ce travail de terrain s'inscrit dans une approche méthodologique rigoureuse, reposant sur un échantillonnage systématique défini sans tenir compte des conditions stationnelles ou des contextes de gestion. Ce choix permet non seulement de limiter les biais de sélection, mais surtout d'assurer une représentativité des situations forestières rencontrées à l'échelle wallonne, conférant ainsi à l'analyse une portée régionale et une solidité interprétative.

3.2 Méthodologie

3.2.1 Échantillon de parcelles

3.2.1.1 Critères de sélection spatiaux et temporels

En vue du travail de terrain, les contours des parcelles, identifiées à partir de la photo-interprétation des unités d'échantillonnage de l'IPRFW, ont été délimitées manuellement par digitalisation sur orthophotos.

À partir de ces polygones, plusieurs critères de sélection ont été appliqués successivement afin de constituer un échantillon restreint mais pertinent au regard des objectifs de l'analyse. Dans un premier temps, seules les coupes rases identifiées sur les orthophotos de 2006 et de 2009 ont été retenues. Ces dernières couvrent en pratique la période comprise entre 2002

et 2009, la dernière orthophoto antérieure (2001) représentant encore le peuplement en place. Ce choix permet ainsi de cibler des mises à blanc âgées de 16 à 23 ans, propices à l'observation de trajectoires de régénération avancées. Ce tri temporel a réduit l'échantillon de 147 à 51 parcelles.

3.2.1.2 Exclusion des parcelles à fortes contraintes stationnelles

Par la suite, la variable “ niveau hydrique ”, initialement renseignée à l'échelle ponctuelle dans les données IPRFW, a été recalculée à l'échelle de chaque polygone, en extrayant la classe dominante à partir de la couche cartographique “niveau hydrique”. Cette opération a permis de mieux refléter les conditions stationnelles globales de chaque parcelle. Les mises à blanc dont le niveau hydrique majoritaire correspondait à des sols marécageux, jugés peu compatibles avec une régénération naturelle productive, ont alors été retirées, ce qui a conduit à une sélection de 43 parcelles.

Ensuite, les parcelles situées sur des pentes supérieures à 30 % ont été écartées, ces conditions topographiques nécessitant des moyens de débardage spécifiques les rendant peu compatibles avec une production forestière économiquement viable, notamment dans le cadre d'une régénération naturelle (Dykstra & Heinrich, 1996). Cette sélection a ramené l'échantillon à 37 unités.

Toutefois, la sélection initiale comportait une proportion excessive de stations très hydromorphes “-3RHA” (régime hydrique alternatif), représentant environ 19 % de l'échantillon de départ (7 parcelles sur 37), alors qu'elles ne couvrent que 3,6 % de la surface forestière en Wallonie. Ce constat repose sur le croisement de deux couches spatiales : la carte des niveaux hydriques (NH) et celle du couvert forestier wallon. Bien que l'objectif ne soit pas d'obtenir une représentation parfaitement proportionnelle des types stationnels à l'échelle régionale, l'échantillonnage vise à refléter les situations les plus fréquentes et pertinentes du point de vue opérationnel. Une pondération a donc été mise en place pour rééquilibrer la distribution. Étant donné que 3,6 % de 37 parcelles équivalent à environ 1,3 parcelle, une seule parcelle en -3RHA a été retenue, sélectionnée de manière aléatoire, ce qui a réduit l'échantillon à 31 parcelles. Ce réajustement a permis d'aligner plus justement la proportion de ces stations avec leur présence réelle en Wallonie, tout en conservant une diversité suffisante des situations analysées.

Afin d'éarter les cas ne correspondant pas à une ouverture forestière significative, un seuil de 40 mètres de largeur minimale a été appliqué. Ce critère vise à exclure les mises à blanc trop étroites, allongées ou très irrégulières comme les bandes linéaires ou les lisières sinuueuses qui, malgré leur surface, n'ouvrent pas suffisamment le couvert pour modifier l'ambiance forestière. Cette estimation repose sur la hauteur potentielle d'un arbre mature. L'échantillon se voit encore réduit pour arriver à un total de 28 parcelles.

A la suite de vérifications complémentaires réalisées par photo-interprétation et/ou lors des observations de terrain, huit parcelles ont finalement été exclues : cinq en raison de leur conversion en pâturage, deux du fait de la présence d'une plantation non détectable par photo-interprétation et une dernière en raison de sa localisation dans une zone de fagnes à vocation de conservation de la nature. L'échantillon final retenu pour l'analyse comprend ainsi 20 parcelles (cf. figure 6). Des rapports spécifiques décrivant les conditions propres à chaque parcelle ont été rédigés, un exemple est consultable en annexe 5.

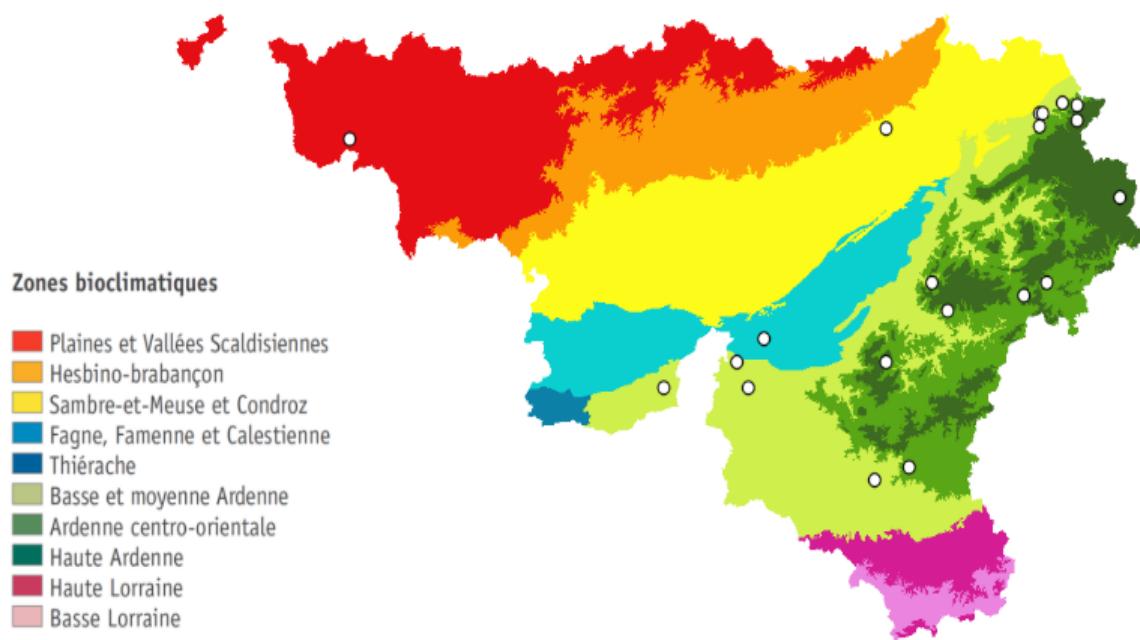


Figure 6 : Carte de distribution des parcelles à l'échelle de la région wallonne, sur un fond des zones bioclimatiques

3.2.2 Récolte des données de terrain

3.2.2.1 Dispositif d'inventaire

Le protocole de terrain mis en œuvre dans cette étude est basé sur la méthodologie développée par Jonathan Lisein (2024) dans le cadre du projet "Anciennes coupes rases". Ce protocole a toutefois été adapté aux spécificités du présent travail. Il vise à évaluer de manière standardisée l'état sylvicole de régénération naturelles sur d'anciennes coupes rases. Pour rappel l'étude porte sur des coupes rases anciennes de 16 à 23 ans. L'objectif est double : estimer la densité et la composition de la régénération et caractériser le potentiel d'avenir des tiges présentes, notamment par l'identification d'individus de qualité (tiges d'avenir) aptes à structurer le peuplement futur.

3.2.2.2 Protocole PCQM

Compte tenu de l'hétérogénéité structurelle de ces jeunes peuplements, la méthode classique par placette de surface fixe a été écartée au profit d'un protocole fondé sur les quadrants centrés sur un point (*Point Centered Quarter Method – PCQM*) (Mitchell, 2023). Il s'agit d'une méthode d'échantillonnage sans placette, largement utilisée en écologie forestière, qui offre une estimation indirecte mais fiable de la densité des peuplements, tout en étant particulièrement rapide et efficiente à mettre en œuvre (Debois et al., 2024; Ernst de Bunswyck et al., 2024). L'espace autour de chaque unité d'échantillonnage (UE) est divisé en quatre quadrants, dans lesquelles on mesure la distance à la tige la plus proche dans chacun de ces quarts (cf. figure 8). Ces mesures permettent ensuite, via la formule de Morisita II adaptée à cette étude (cf. Figure 7), de calculer la densité (nombre de tiges par hectare) et la surface terrière. Cette dernière est obtenue en multipliant la densité estimée par la surface terrière moyenne des arbres mesurés, elle-même calculée à partir de leur circonférence ($g = (c / 100)^2 / (4\pi)$). Contrairement aux inventaires classiques fondés sur des seuils de diamètre, ce protocole n'impose aucune limite minimale de taille pour la prise en compte des individus, hormis une hauteur d'au moins 3 mètres. Il s'apparente donc à un véritable GHA. Ce choix est adapté au contexte de peuplements en régénération, caractérisés par la domination des plus petites classes de diamètre, qui doivent être intégralement représentées pour restituer fidèlement la structure du peuplement. Cette approche permet ainsi une évaluation conjointe de la structure et de la composition du peuplement, tout en tenant compte de sa variabilité spatiale. Ce choix méthodologique assure une représentativité optimale, même dans des contextes très denses ou irréguliers (Cogbill et al., 2018).

$$\hat{N}_{ha} = 10000 \times \left(\frac{p - 1}{\pi} \right) \times \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{p}{\sum_{j=1}^p r_{ij}^2 + v_i \cdot d^2} \right)$$

- \hat{N}_{ha} : densité estimée (nombre d'arbres par hectare)
- p : nombre de secteurs par point (ici 4 pour les quadrants)
- n : nombre total d'unités d'échantillonnage (UE)
- r_{ij} : distance (en m) entre le centre de l'UE i et l'arbre le plus proche dans le secteur j
- v_i : nombre de secteurs vides (où aucun arbre n'a été observé) dans l'UE i
- d : distance de remplacement utilisée pour les quadrats vides (fixée à 12 m)

Figure 7 : Formule de Morisita II

Chaque UE comprend plusieurs observations principales : localisation et mesure de l'arbre et de l'arbuste le plus proche dans chaque quadrant ($0-90^\circ, 91-180^\circ, 181-270^\circ, 271-360^\circ$), désignation de deux tiges d'avenir (une par demi-disque : $0-180^\circ$ et $181-360^\circ$) et caractérisation de ces tiges. Au sein chacun des deux demi-disques, la meilleure tige disponible dans le rayon de 10 mètres (cf. figure 8) est sélectionnée, en fonction de critères

tels que l'essence, la morphologie et la nature de la tige. Le choix vise à retenir l'individu présentant le plus fort potentiel sylvicole, même si celui-ci ne remplit pas encore l'ensemble des critères d'un arbre d'avenir au sens strict.

Cette méthode assure une répartition spatiale équilibrée des observations et permet de documenter la diversité des tiges à potentiel, tout en offrant un cadre d'analyse des interventions sylvicoles nécessaires (dégagement, détourage, élagage) ou déjà réalisées. Elle permet aussi de repérer les retards d'intervention susceptibles d'avoir compromis la qualité ou la valeur d'un individu. La désignation d'une tige d'avenir dans chaque demi-disque est systématique, auquel cas cette situation est consignée.

Lorsqu'un arbre présente des signes explicites de désignation, tels qu'un détourage ou un élagage, il est prioritairement retenu comme tige d'avenir. Les relevés effectués sur ces arbres incluent les mêmes mesures que pour les arbres des quadrants. Ils sont toutefois complétés par des informations spécifiques : le statut, l'objectif principal assigné, la qualité du fût, les interventions déjà réalisées ou encore celles restant à effectuer, ainsi que d'éventuels retards ayant pu affecter leur qualité ou leur croissance. Afin de limiter les biais d'observateur, l'ensemble des relevés est réalisé par un seul opérateur ou un groupe fixe (Lisein, 2024).

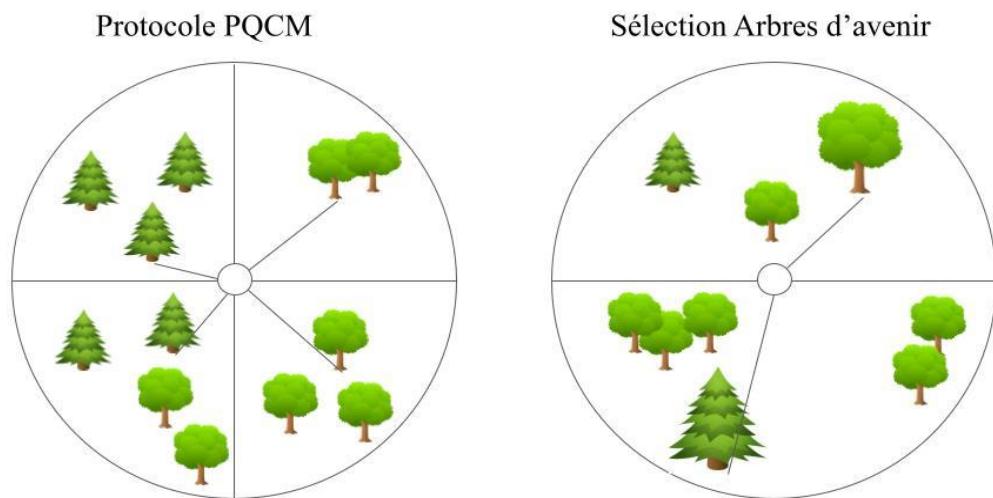


Figure 8 : Illustration du protocole PQCM et de la sélection des tiges d'avenir

L'ensemble des observations de terrain s'organise selon les étapes suivantes :

1. Géoréférencement du centre de l'unité d'échantillonnage (UE) à l'aide d'un GPS à correction différentielle.
2. Relevé PCQM : mesure de l'arbre et de l'arbuste les plus proches dans chacun des quatre quadrants.
3. Identification et caractérisation de deux arbres d'avenir, un par demi-disque (0–180° et 180–360°), selon une grille de critères standardisés.
4. Évaluation du blocage de la régénération et détection de traces de gibier.

3.2.2.3 Répartition des unités d'échantillonnage sur la parcelle

3.2.2.3.1 Grille d'inventaire

Afin d'évaluer la régénération naturelle sur les parcelles mises à blanc, un échantillonnage par points a été mis en place. Pour garantir la représentativité des observations tout en évitant les effets de bordure (lisières, chemins, interfaces forestières) susceptibles de modifier les conditions locales, chaque polygone a fait l'objet d'un retrait interne. Ce tampon négatif a été modulé selon la surface de la parcelle : 15 mètres pour les parcelles de plus de 2 ha, 10 mètres pour celles comprises entre 1 et 2 ha, 5 mètres pour celles de 0,6 à 1 ha, et 2,5 mètres pour les plus petites.

Sur la surface ainsi délimitée, une grille régulière de points espacés de 25 mètres a été générée. Ces points ont constitué la base de l'échantillonnage. Pour chaque parcelle, un nombre variable de points a ensuite été sélectionné aléatoirement, à raison d'un point pour 0,1 ha, avec un maximum fixé à 10 points par parcelle. Ce seuil vise à ajuster l'effort d'échantillonnage à la taille de la parcelle tout en évitant une surcharge d'observations sur les unités les plus vastes (traitement sous RStudio, cf. annexe 6).

Les UE sont réparties de manière aléatoire, tout en respectant une distance minimale de 25 mètres entre elles. Cette marge a permis de garantir une séparation suffisante entre les unités, en tenant compte d'un rayon d'observation de 10 mètres autour de chaque point. En théorie, une distance minimale de 20 mètres entre deux points suffit pour éviter que les zones d'observation ne se chevauchent. Toutefois, en raison de la tolérance de positionnement (jusqu'à ± 2 mètres), liée aux imprécisions GPS ou à des obstacles ponctuels sur le terrain, le choix s'est porté sur une maille de 25 mètres afin d'anticiper ces écarts et de prévenir les recouvrements.

3.2.2.3.2 Navigation vers les centres d'unités d'échantillonnage

Les positions UE ont été définies en amont, à partir des grilles générées et des sélections aléatoires effectuées sous RStudio. Une fois sur le terrain, la localisation précise de chaque point a été relevée à l'aide d'un GPS différentiel (Geostix X5), avec une précision décimétrique. L'enregistrement s'est fait via un smartphone connecté à l'application SW Maps (cf. annexe 7).

Lors de l'inventaire, une tolérance maximale de 2 mètres est admise entre la position théorique (préétablie) de l'UE et sa position réelle relevée sur le terrain. Cette marge prend en compte les légers écarts liés à la précision des appareils, aux contraintes d'accessibilité locale, ou à la couverture réseau. Lorsque les conditions de réception le permettent, l'appareil est connecté au réseau WALCORS, qui fournit des corrections différentielles améliorant la précision des relevés. Le GPS est maintenu quelques instants au centre de l'unité d'échantillonnage afin de stabiliser la mesure avant enregistrement. Aucun marquage physique n'a été posé sur le terrain (Lisein, 2024).

3.2.2.4 Mesure des arbres et arbustes par quadrant

Dans chaque quadrant, l'arbre et l'arbuste les plus proches du centre sont relevés lorsqu'ils sont présents. La classification repose uniquement sur l'espèce : le noisetier, l'aubépine ou le cornouiller sont systématiquement considérés comme arbustes, tandis que le chêne, le hêtre ou le charme sont classés comme arbres. Un maximum de huit tiges peut ainsi être mesuré par UE, certains quadrants pouvant rester vides en l'absence d'individus. La distance maximale de recherche est fixée à 10 m pour les arbres (hauteur minimale : 3 m) et à 4 m pour les arbustes.

Pour chaque arbre, les données consignées sur la fiche terrain (cf. figure 9) comprennent : l'essence, la circonférence à 130 cm (C130), la distance et l'orientation par rapport au centre, ainsi qu'une estimation de la hauteur. Sont également notés l'état sanitaire et toute observation particulière, comme la présence de traces d'élagage, de dégâts de gibier ou d'autres anomalies. Les mesures sont effectuées au ruban métrique (C130), à la boussole (azimut) et au décamètre ou par pas de 0,5 m (distance).

UE num Compo	Transect	Label pt GPS	Remarques							
Type	Arbres	Ess	Dist	Circ	Azim	Ht	Statut	Régé	Défaut	Rmrq
Arboré	Q1									
Arboré	Q2									
Arboré	Q3									
Arboré	Q4									
Arbustif	Q1									
Arbustif	Q2									
Arbustif	Q3									
Arbustif	Q4									
Champ		A1			A2					
Essence										
Distance au centre (m)										
Azimut (°)										
Circonférence à 1,30 m (cm)										
Hauteur estimée (m)										
Statut	<input type="checkbox"/> Dominant <input type="checkbox"/> Codominant <input type="checkbox"/> Autre									
<input checked="" type="checkbox"/> Objectif principal	<input type="checkbox"/> Bois de grande qualité <input type="checkbox"/> Bois d'œuvre <input type="checkbox"/> Diversification									
<input checked="" type="checkbox"/> Qualité du fût	<input type="checkbox"/> Parfaitement droit <input type="checkbox"/> Légèrement courbé <input type="checkbox"/> Courbé <input type="checkbox"/> Cépée <input type="checkbox"/> Branchu (branche basse) <input type="checkbox"/> Autre :									
Hauteur bille (si qualité)										
Travaux nécessaires ? (Oui / Non)	Oui / Non --> <input type="checkbox"/> Détourage <input type="checkbox"/> Élagage <input type="checkbox"/> Taille <input type="checkbox"/> Autre:									
Travaux passés visibles ? (Oui / Non)	Oui / Non --> <input type="checkbox"/> Détourage <input type="checkbox"/> Élagage <input type="checkbox"/> Taille <input type="checkbox"/> Autre:									
Retard d'intervention ?	Oui / Non --> <input type="checkbox"/> Dég. tardif <input type="checkbox"/> Élag. tardif <input type="checkbox"/> Autre :									
Blocage ?	<input type="checkbox"/> 0% <input type="checkbox"/> >0-25% <input type="checkbox"/> >25-50% <input type="checkbox"/> >50-75% <input type="checkbox"/> >75%									
Présence de gibier ?										
Autres remarques										

Figure 9 : Fiche d'encodage des unités d'échantillonnage et des arbres d'avenir (A1, A2)

3.2.2.5 Évaluation du blocage de la régénération et détection de traces de gibier

En complément des observations structurelles, chaque UE fait l'objet d'une estimation de l'emprise du blocage de la régénération naturelle, réalisée sur un rayon de 10 mètres centré

sur le point d'inventaire. Il s'agit de mesures ponctuelles, ensuite extrapolées à l'ensemble de la parcelle.

La définition du blocage utilisée ici diffère de celle présentée au point 2.3.6, qui reposait sur l'identification, par photo-interprétation, des parcelles présentant un blocage sur plus de 50 % de leur surface. Dans le présent protocole, l'approche est plus fine : le pourcentage de blocage est estimé visuellement pour chaque unité d'échantillonnage. Pour rappel, un blocage correspond toujours à une absence de régénération ligneuse, liée soit à un simple retard d'installation, soit à la dominance d'une végétation concurrente bloquante (fougères, ronces, molinie, etc.), soit à des conditions édaphiques défavorables, telles qu'un sol compacté (Ponette et al., 2020). L'estimation se fait visuellement en attribuant à l'UE une classe de recouvrement en fonction de la proportion de surface affectée par le blocage (cf. figure 10) :

- Classe 0 : absence de blocage observable (0 %)
- Classe 1 : blocage faible (0–25 %)
- Classe 2 : blocage modéré (25–50 %)
- Classe 3 : blocage fort (50–75 %)
- Classe 4 : blocage très fort (> 75 %)



Figure 10 : Représentation des classes de blocage, de 1 à 4, croissantes de gauche à droite

Cette méthode offre une évaluation rapide et homogène de l'UE, tout en se prêtant particulièrement bien aux relevés de terrain liés à la gestion par arbres objectifs. Elle constitue une amélioration par rapport au protocole effectivement appliqué lors du présent

travail, décrit en annexe 8, qui reposait sur une observation par demi-disques et a été corrigée pour les analyses.

En parallèle, la présence de grand gibier est notée pour chaque UE (abrutissements, frottis, autres dégâts apparents), fournissant un indicateur complémentaire pour interpréter les contraintes susceptibles de retarder ou compromettre la dynamique de régénération.

3.2.2.6 Identification des tiges d’avenir

Dans les peuplements issus d’anciennes coupes rases, la grande majorité s’est développée sans intervention sylvicole structurée (dégagements, dépressions, nettoiement, etc.). La reprise en main consiste alors à identifier les tiges ayant acquis spontanément une morphologie et une vigueur favorables. L’approche retenue s’appuie sur le concept de sylviculture QD (Qualification-Dimensionnement), qui priviliege des interventions ciblées sur un nombre limité d’« arbres objectifs/ arbres d’avenir », sélectionnés pour leur potentiel à produire du bois d’œuvre de qualité. L’objectif est d’optimiser leur développement par des soins localisés, appliqués sur des zones où leur efficacité est maximale, tout en limitant les coûts (Wilhelm & Rieger, 2023).

Pour évaluer le potentiel de structuration future, deux tiges d’avenir sont désignées par unité d’échantillonnage (voir point 3.2.2.2). Choisies pour leur vigueur, leur position dominante et leur adéquation à la station, ces tiges feront l’objet d’interventions spécifiques destinées à favoriser leur qualité et leur croissance. La vigueur est appréciée à partir de critères morphologiques : position dominante ou codominante dans le peuplement, houppier circulaire bien développé en hauteur et diamètre élevé (Baar et al., 2004). Cette sélection reste cependant relative et dépend des arbres disponibles sur la placette. Afin de déterminer si les tiges ainsi sélectionnées répondent effectivement aux critères stricts d’un arbre d’avenir, une requalification objective est effectuée a posteriori, sur la base des données collectées lors de l’inventaire. S’appuyant sur le protocole de Laurent et Lacombe (2021), cette étape permet d’évaluer de manière standardisée leur potentiel réel dans une perspective de production de grumes de qualité.

L’évaluation repose sur plusieurs critères. La qualité morphologique est d’abord examinée : absence de défauts rédhibitoires (défauts sanitaires graves, fourches sur la bille, courbures marquées, inclinaisons fortes, brin de cépée). Certains défauts sont considérés comme significatifs, n’excluant pas la tige mais indiquant une qualité inférieure, notamment une inclinaison modérée, une courbure légère, une fourche située à plus de six mètres de hauteur, ainsi qu’un port branchu. Par ailleurs, l’essence doit présenter un intérêt sylvicole reconnu dans le contexte stationnel local ; le saule est systématiquement exclu en raison de sa faible valeur de production, tandis que l’épicéa est écarté en dessous de 400 mètres d’altitude en raison de sa vulnérabilité accrue dans ces conditions (Laurent & Lacombe, 2021).

Sur cette base, chaque arbre est classé selon trois niveaux. Si un arbre présente au moins un défaut rédhibitoire, il est déclassé et écarté de la sélection comme arbre d'avenir. S'il présente un ou deux défauts significatifs sans défaut rédhibitoire, il est considéré comme arbre d'avenir “conforme avec réserve”, c'est-à-dire susceptible d'être valorisé sous réserve d'interventions sylvicoles adaptées. Enfin, si la tige ne présente aucun défaut, elle est qualifiée d'arbre d'avenir, traduisant ainsi un potentiel optimal pour la structuration et la valorisation future du peuplement (Hodapp, 2006).

La liste complète du matériel nécessaire au relevé de terrain est présentée en annexe 9.

3.3. Résultats

3.3.1 État des lieux

3.3.1.1 Caractéristiques générales des parcelles

L'échantillon est constitué de 20 parcelles, sélectionnées en fonction de la date de leur coupe rase (11 en 2006 et 9 en 2009), implantées dans des contextes écologiques variés mais représentatifs des conditions forestières régionales. Parmi ces parcelles, 19 correspondent à d'anciens peuplements résineux, identifiés par photo-interprétation. La parcelle 134 constitue une exception, ayant historiquement accueilli un peuplement feuillu. Cette proportion (5 %) est inférieure à celle de l'échantillon initial de 147 parcelles (15 %), en raison du processus de sélection du sous-échantillon.

Du point de vue stationnel, la richesse trophique est globalement homogène, avec une nette dominance des stations méso-oligotrophes : 17 parcelles présentent une valeur de niveau trophique correspondant aux classes -2 ou -1, tandis que trois autres relèvent d'un niveau mésotrophe (classe 0). Le niveau hydrique est plus contrasté, bien que la classe -3 (sols humides) rassemble à elle seule 25 % des parcelles, traduisant une certaine récurrence de conditions fraîches à humides. Enfin, la répartition bioclimatique révèle une prédominance des régions de l'Ardenne Centro-orientale (9 parcelles) et de la Basse et Moyenne Ardenne (5 parcelles), confirmant l'ancre majoritaire de l'échantillon dans des zones typiquement ardennaises, caractérisées par une fréquence plus élevée de coupes rases. Le détail de ces données est disponible en annexe 10.

3.3.1.2 Structure moyenne des peuplements régénérés (strates arborée et arbustive)

Cette première analyse dresse un portrait intégré de la structure des peuplements régénérés observés dans les 20 parcelles étudiées. Celles-ci ont été sélectionnées pour représenter, à l'échelle de la Wallonie, des situations homogènes : des surfaces ayant subi une coupe rase entre 2002 et 2009 sans replantation. Les résultats, exprimés en moyennes pondérées par le nombre d'UE, indiquent que les peuplements présentent 1935 tiges/ha (NHA) et une surface terrière de 11,0 m²/ha (GHA), valeurs qui témoignent d'une régénération bien installée mais encore hétérogène. La densité varie de 460,9 à 5294,6 tiges/ha (médiane :

1372,3), tandis que la surface terrière s'échelonne entre 3,0 et 32,2 m²/ha (médiane : 8,0). Certaines parcelles se distinguent par des densités et surfaces terrières nettement supérieures à la moyenne, traduisant des peuplements plus fermés et productifs, tandis que d'autres restent plus clairsemés ou peu structurés (cf. figure 11). Les valeurs individuelles par parcelle sont détaillées en annexe 11.

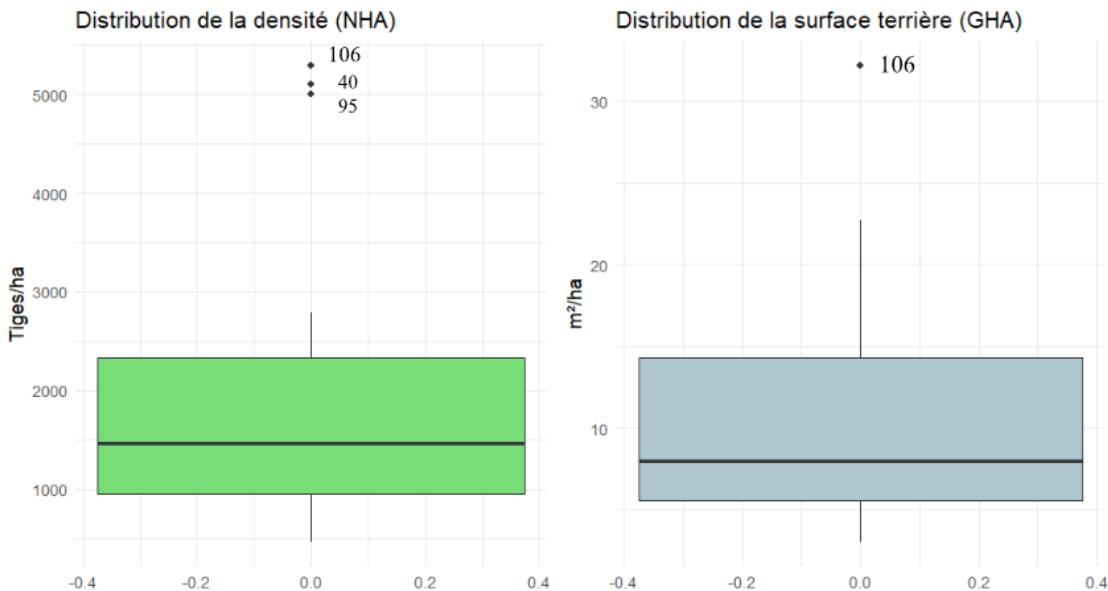


Figure 11 : Distribution des peuplements régénérés, à gauche la densité (NHA), à droite la surface terrière (GHA).

Les valeurs présentées dans le tableau 3 correspondent à une moyenne pondérée par le nombre d'UE, ce qui permet de restituer fidèlement la structure moyenne des peuplements environ 15 à 20 ans après la perturbation initiale. Au niveau de la strate arborée, on observe une nette domination des bouleaux, qui représentent à eux seuls 45,1 % de la surface terrière (GHA) et 40,9 % de la densité en tiges (NHA). Leur forte représentativité témoigne d'une dynamique de recolonisation typique de ces essences pionnières, capables d'occuper rapidement les milieux ouverts après perturbation (Collard & Petit, 2023). L'épicéa commun, bien que moins présent, affiche des valeurs non négligeables (20,1 % de GHA, 20,1 % de NHA), suggérant soit la persistance de jeunes individus installés avant ou peu après l'exploitation, soit la proximité de sources de graines. Les saules, avec 12,5 % de GHA et 17 % de NHA, montrent également une bonne implantation. D'autres essences comme les aulnes (5,9 %), les pins (4 %) ou les sorbiers (2,8 %) traduisent une certaine diversification, mais leur contribution reste plus modeste. Quelques essences généralement associées à des stades plus avancés de succession forestière comme les chênes, merisiers, ormes, hêtres ou charmes, ne représentent individuellement qu'une fraction réduite du peuplement (moins de 2 % chacune), ce qui confirme le caractère encore très pionnier, voire instable, de ces formations.

On note également que certaines espèces affichent une contribution au GHA proportionnellement plus importante que leur NHA, comme les aulnes, les pins, les ormes ou les mélèzes, ce qui indique la présence d'individus isolés mais de forte dimension. À l'inverse, des essences comme les saules, les cerisiers tardifs ou les sorbiers sont plus représentées en nombre de tiges qu'en surface terrière, traduisant une stratégie de densification par régénération abondante mais encore peu structurante.

La strate arbustive, présente sur seulement dix parcelles, montre une composition dominée par quelques essences. Le prunellier affiche une contribution particulièrement élevée au GHA (37,3 %), malgré une densité relativement faible (12,5 % de NHA). Ce déséquilibre s'explique non pas par la taille individuelle des tiges, le prunellier présente en moyenne une surface terrière modeste, mais par sa position dominante dans certaines parcelles à faible diversité spécifique et forte densité locale. Le noisetier, à l'inverse, est l'essence la plus fréquente en nombre (33,3 % de NHA) et présente des tiges sensiblement plus développées individuellement, mais il est plus largement réparti dans des parcelles diversifiées, ce qui dilue sa contribution relative au GHA (23,8 %). Le sureau (25,7 % GHA ; 12,3 % NHA) et l'aubépine (11,2 % GHA ; 20 % NHA) complètent ce noyau dominant, avec des répartitions contrastées entre abondance et structuration. Le houx et la bourdaine, bien que présents dans une seule parcelle chacun, atteignent chacun 10,3 % de NHA en raison de leur monopole local. D'autres essences, comme le cornouiller sanguin ou la viorne obier, restent marginales (moins de 1 %).

Ces résultats mettent en évidence une régénération caractérisée par une forte représentation d'essences pionnières à croissance rapide. L'analyse conjointe du NHA et du GHA permet de distinguer les espèces les plus abondantes de celles qui contribuent le plus à la structuration du peuplement.

Tableau 3 : Répartition relative des essences par strate : Densité de tiges (NHA) et Surface terrière (GHA).

Essence	% GHA	% NHA	Essence	% GHA	% NHA
Bouleaux	45.11	40.90	Prunellier	37.28	12.46
Épicéa commun	20.12	20.08	Sureau	25.74	12.29
Saules	12.50	17.02	Noisetier	23.77	33.25
Aulnes	5.86	3.86	Aubépine	11.20	20.02
Pins	4.04	2.82	Bourdaine	1.15	10.31
Sorbiers	2.83	4.24	Cornouiller	0.35	0.69
Peupliers	1.99	1.71	Viorne obier	0.28	0.69
Mélèze	1.24	0.85	Houx	0.23	10.31
Ormes	1.23	0.54	Total	100	100
Merisier	1.13	1.02			
Cerisier tardif	1.03	1.90			
Frêne	0.98	0.82			
Chênes	0.95	1.99			
Érables	0.53	1.55			
Hêtre	0.42	0.55			
Charme	0.03	0.16			
Total	100	100			

3.3.1.3 Variation de la composition en essences entre les parcelles (GHA)

La Figure 12 présente la composition relative en essences, exprimée en pourcentage de surface terrière (GHA), pour chaque parcelle inventoriée, les parcelles étant triées par proportion croissante de bouleaux.

On observe que le bouleau affiche une part relative élevée dans la composition des peuplements, atteignant ponctuellement plus de 75 % du GHA total, notamment sur les parcelles 7, 9, 95, 114, 140 et 144. Cette proportion importante reflète le caractère pionnier de l'essence, particulièrement adaptée aux conditions de régénération naturelle rapide rencontrées après coupes rases. L'épicéa constitue la seconde contribution spécifique en importance, avec des valeurs significatives sur un grand nombre de parcelles et une part relative en surface terrière (GHA) dépassant 75 % dans les parcelles 38 et 39. Dans ce cas, ces peuplements ne répondent pas à la définition stricte de forêt mélangée adoptée dans l'Inventaire forestier national (IGN, 2016), qui considère qu'une essence unique occupant plus de 75 % du couvert exclut la qualification de "mélangé". Toutefois, dans le cadre d'une

gestion fondée sur l'approche “Arbre d’avenir”, certaines tiges d’essences minoritaires peuvent être conservées et valorisées comme arbres objectifs, contribuant ainsi à diversifier la structure et les fonctions du peuplement.

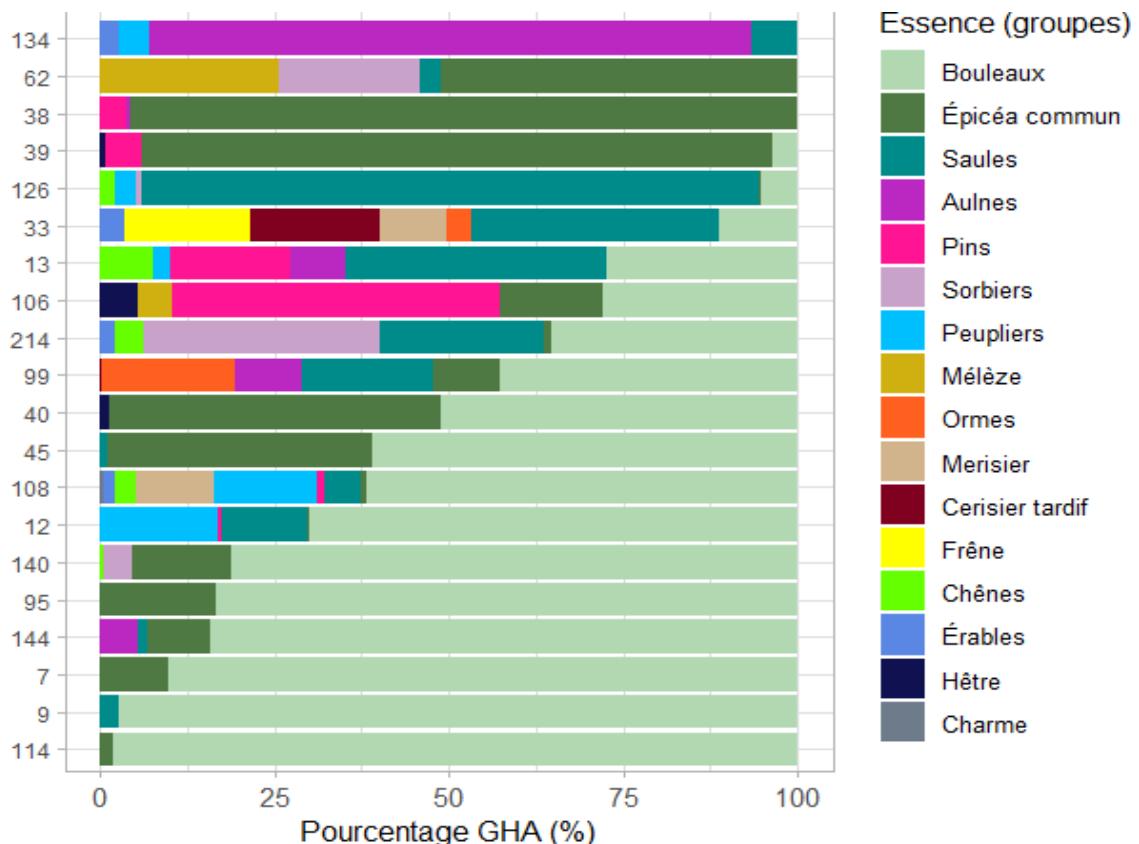


Figure 12 : Composition relative en essences (% GHA) par parcelle (triées par teneur croissante en bouleau)

3.3.1.4 Structure relative des essences arborées au sein des peuplements régénérés

Les Figures 13 et 14 présentent respectivement la distribution du pourcentage de surface terrière relative (GHA) et du pourcentage de densité en tiges (NHA) pour chaque essence arborée, calculés à l'échelle des parcelles dans lesquelles elles sont présentes. Les noms des essences sont accompagnés, entre parenthèses, du nombre de parcelles concernées (sur 20 au total), ce qui permet de croiser leur fréquence de présence avec leur poids structurel relatif.

Globalement, ces distributions révèlent une structuration dominée par quelques essences pionnières, au premier rang desquelles se trouve le bouleau. Le bouleau est l'essence la plus fréquente, recensée dans 17 placettes, et présente des valeurs de GHA et de NHA parmi les plus élevées. Dans les deux cas, la médiane dépasse les 50 %, traduisant une contribution relative majoritaire et stable au sein des peuplements étudiés. La dispersion relativement large des deux indicateurs indique que le bouleau peut être majoritaire voire quasi exclusif selon les sites. Cette essence illustre parfaitement une stratégie de recolonisation rapide

post-coupe rase, à la fois par le nombre de tiges et par leur développement structurel. Les saules, observés dans 12 parcelles, montrent une médiane de NHA supérieure à celle du GHA, avec une grande variabilité. Ils semblent donc assez régulièrement présents, parfois très denses, mais leur poids structurel peut fortement varier d'un site à l'autre. Le cas de l'épicéa commun est particulièrement intéressant : présent dans 16 parcelles, il témoigne d'une large répartition géographique. Toutefois, ses valeurs médianes en GHA et en NHA restent nettement inférieures à celles des espèces pionnières comme le bouleau ou le saule. La médiane de NHA y dépasse légèrement celle du GHA, ce qui indique que l'épicéa est généralement présent sous forme de jeunes tiges en densité modérée, sans pour autant occuper un rôle majeur dans la structure actuelle des peuplements. D'autres espèces telles que le cerisier tardif, le sorbier ou le chêne indigène montrent des NHA supérieurs au GHA, suggérant une présence sous forme de nombreuses jeunes tiges encore peu structurantes. Le mélèze et le frêne, bien que présents de manière ponctuelle dans l'échantillon affichent localement des NHA et GHA élevés, traduisant une abondance importante dans les stations qu'ils colonisent.

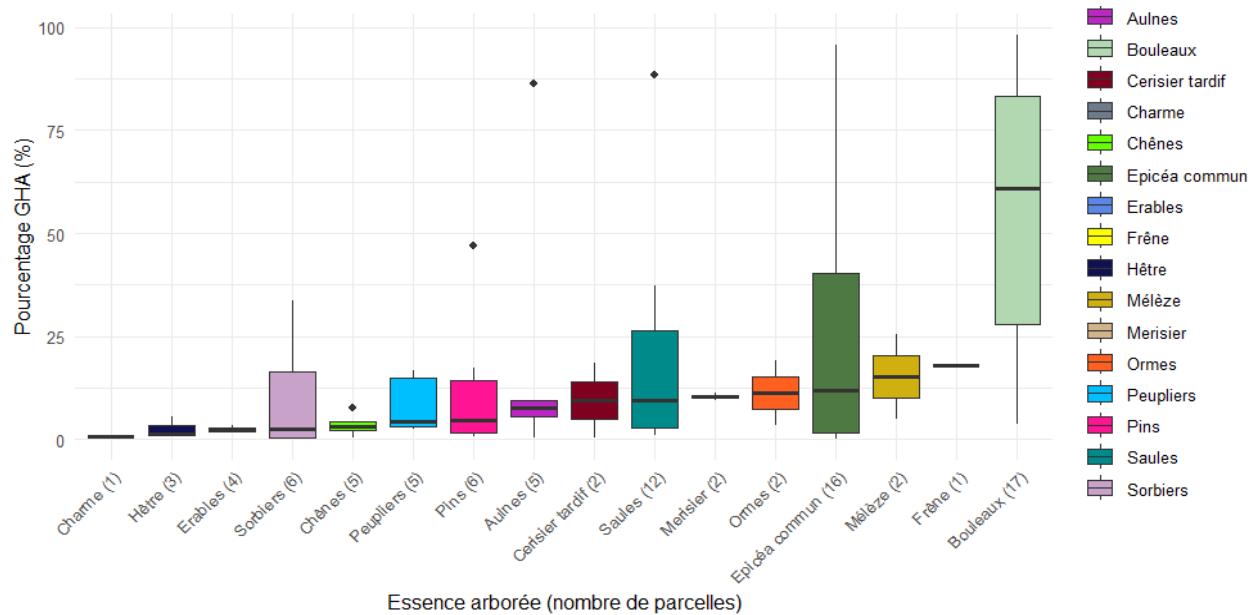


Figure 13 : Distribution du % GHA par essence (strate arborée) : Le nombre de parcelles dans lesquelles l'essence est présente est indiqué entre parenthèses

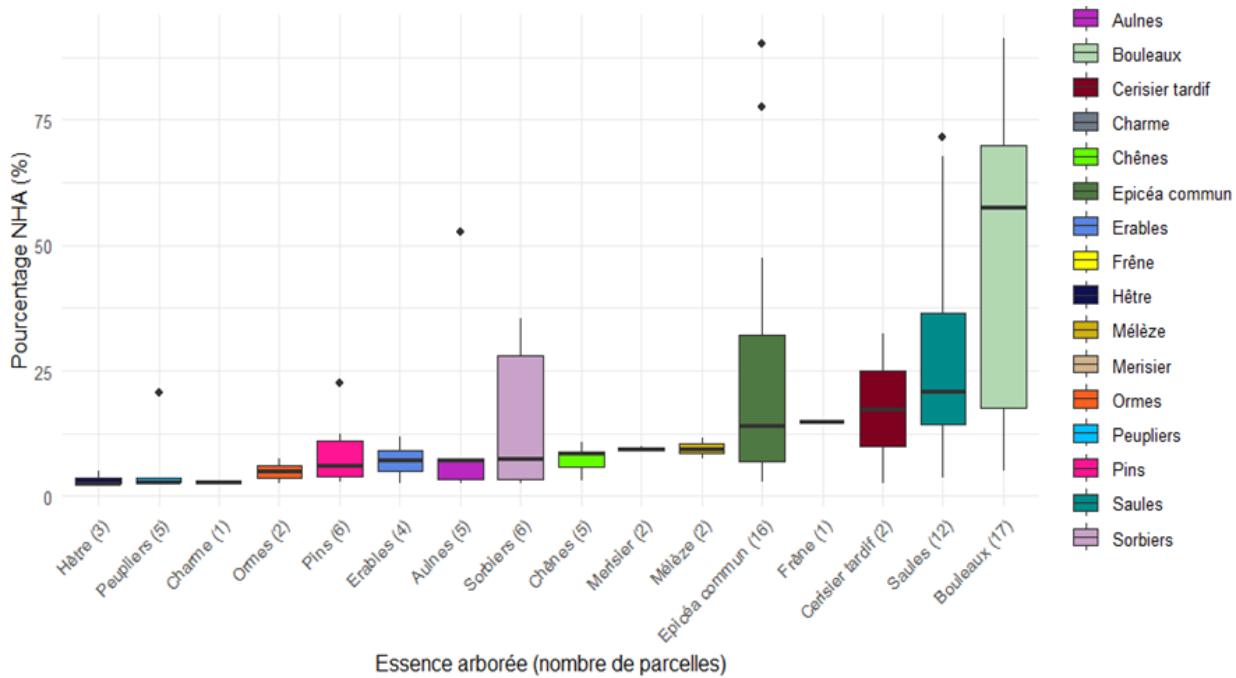


Figure 14 : Distribution du % NHA par essence (strate arborée) : Le nombre de parcelles dans lesquelles l’essence est présente est indiqué entre parenthèses

3.3.1.5 Sélection et structuration des arbres d’avenir

Une première sélection de 355 arbres d’avenir a été réalisée sur le terrain (phase 1), en ciblant les tiges les plus prometteuses selon des critères visuels de vigueur, de forme et de position. Cette sélection a ensuite été soumise à un tri qualitatif (phase 2), appliqué conformément aux critères définis en section 3.2.2.6. Les arbres retenus ont alors été répartis en deux classes : les « élites », exempts de tout défaut significatif, et les « conformes avec réserve », présentant de légers défauts mais toujours compatibles avec les objectifs sylvicoles.

À l’issue de cette seconde phase, 285 arbres ont été conservés, soit 80 % de la sélection initiale, répartis entre 119 élites et 166 conformes avec réserve. 70 individus ont été exclus (cf. figure 15) : 43 pour défauts, 13 pour essence inadaptée et 14 pour altitude. Malgré cette réduction en effectif, la structure des peuplements reste stable entre les deux phases, comme en témoignent les valeurs moyennes de densité (NHA) et de surface terrière (GHA), qui évoluent peu. Cette stabilité s’explique par le fait que les arbres écartés contribuaient faiblement à la structure globale du peuplement, en raison de leur faible diamètre ou de leur représentativité marginale (cf. tableau 4)



Figures 15 : Exemples d'arbres déclassés après tri : de gauche à droite, un peuplier avec une branche basse et une cépée de chêne sur la parcelle 126, un aulne présentant une courbure marquée sur la parcelle 134.

L'exemple de l'épicéa commun (EP) illustre bien cette logique. Bien que plusieurs tiges aient été exclues en raison d'une inadéquation stationnelle, sa part dans la surface terrière totale (GHA) est passée de 8,4 % à 11,5 %. Cette hausse, malgré la réduction du nombre d'individus, indique que les tiges retirées étaient moins compétitives, cette évolution confirme donc la pertinence d'écartier les épicéas hors station.

De manière plus générale, le tri a modifié la hiérarchie des essences dominantes. Le bouleau reste largement prédominant, avec 48,8 % de la GHA des arbres d'avenir (contre 42,2 % chez les arbres « arborés » 0). En revanche, certaines essences progressent significativement, à l'image de l'épicéa et du pin, qui gagnent en importance relative après sélection (l'épicéa passant de 8,4 % à 11,5 % en GHA, et le pin de 7,7 % à 10,8 %). L'aulne et le peuplier, bien qu'en léger recul après tri (de 9,7 % à 7,1 % pour l'aulne et de 7,4 % à 6,1 % pour le peuplier en GHA), conservent une place importante dans la composition des arbres d'avenir. Leur sélection semble avoir été guidée par des critères qualitatifs stricts, écartant les tiges moins conformes, tout en maintenant leur rôle dans les stations où elles sont adaptées. Le mélèze, quant à lui, voit son poids relatif augmenter (de 3,9 % à 5,6 % en GHA), tandis qu'aucun charme de forme satisfaisante n'a été conservé jusqu'en phase 2.

En conclusion, ce tri rigoureux n'a pas bouleversé la structure des arbres d'avenir mais a permis de concentrer la sélection sur les tiges les plus prometteuses du point de vue sylvicole. Il conforte ainsi la cohérence du peuplement futur, tout en validant une méthode de sélection adaptée aux enjeux d'une régénération naturelle en contexte post-coupe rase.

Tableau 4 : Composition relative des arbres d'avenir par essence (% GHA et % NHA) : comparaison avant et après tri

Essence	% GHA (Phase 1)	% NHA (Phase 1)	% GHA (Phase 2)	% NHA (Phase 2)
Bouleaux (BO)	48,82	48,45	48,3	47,93
Aulnes (AU)	9,69	7,04	7,06	8,63
Épicéa commun (EP)	8,44	9,58	11,51	8,44
Pins (PIN)	7,68	7,61	10,77	10,04
Peupliers (PE)	7,43	2,54	6,07	3,82
Mélèze (MZ)	3,86	4,23	5,63	5,82
Merisier (ME)	2,82	2,25	1,74	1,98
Saules (SX)	2,73	3,66	—	—
Chênes (CH)	2,5	4,23	1,89	2,96
Frêne (FR)	1,83	1,41	1,27	1,07
Érables (ES)	1,6	1,97	3,29	2,26
Ormes (OR)	1,36	1,13	1,18	1,83
Sorbiers (SO)	0,75	3,1	0,97	3,54
Châtaigniers (CS)	0,21	0,56	0,13	0,37
Hêtre (HE)	0,17	1,69	0,18	1,14
Charme (CA)	0,08	0,28	—	—
Chêne rouge (CR)	0,04	0,28	0,02	0,17

3.3.1.6 Contraintes à la régénération : blocages et pression de gibier

La distribution des classes de blocage montre une nette prédominance de la classe 0, représentant près de 60 % des UE, ce qui traduit une majorité de situations sans contrainte mesurée. Les classes 1 à 4 sont présentes de manière relativement équilibrée, chacune autour de 8 à 12 %, soit près de 40 % des UE présentant un certain niveau de blocage (cf. figure 16). Cette répartition souligne l'intérêt d'analyser conjointement l'étendue (proportion d'UE concernées) et l'intensité moyenne afin de mieux comprendre les conditions influençant la régénération, en particulier à l'échelle agrégée de la parcelle forestière. Une telle approche permet également d'évaluer leur impact potentiel sur les dynamiques de renouvellement du peuplement.

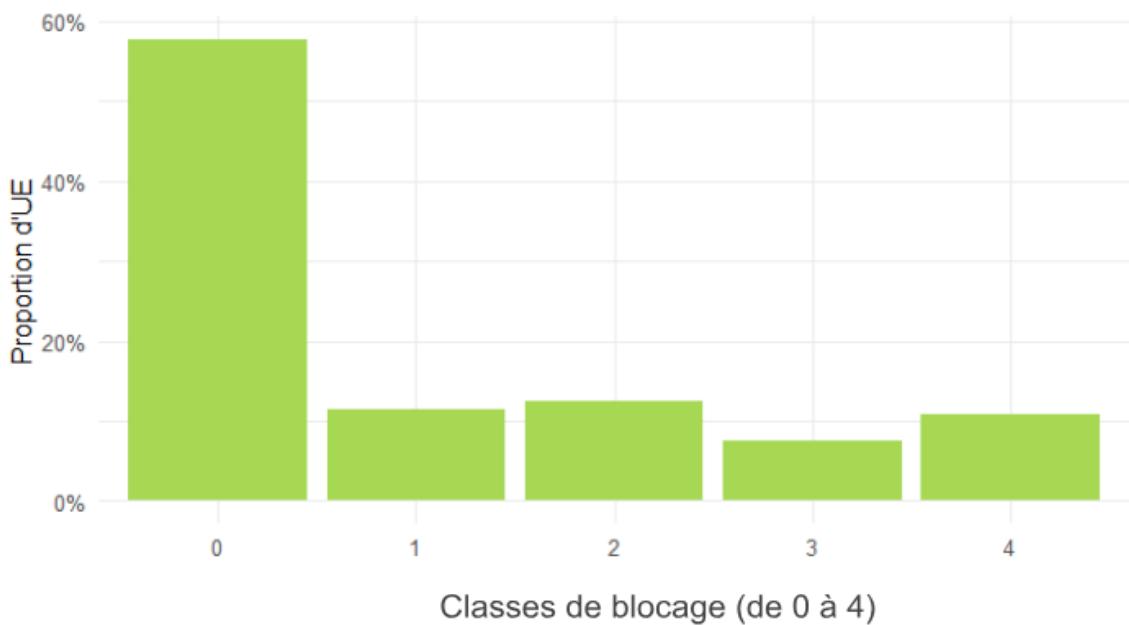


Figure 16 : Distribution relative des classes de blocage des unités d'échantillonnage (UE)

Le figure 17 présente, pour chaque parcelle, la proportion d'UE présentant un blocage (axe horizontal) et l'intensité moyenne de ce blocage (axe vertical, calculée uniquement sur les UE bloquées). Quatre parcelles (95, 12, 108 et 134) sont absentes de ce graphique car elles ne présentent aucun blocage.

Parmi les situations de blocage marqué, les parcelles 38, 39, 114 et 140 se distinguent par une proportion d'UE bloquées atteignant ou dépassant 80 %, combinée à une intensité moyenne élevée, proche de la classe 3. Cette combinaison traduit un blocage à la fois généralisé et sévère, susceptible de limiter fortement la reprise ou l'installation de la régénération. La faible diversité spécifique observée dans ces parcelles, avec une essence dominante occupant plus de 75 % de la surface terrière, pourrait contribuer à leur moindre résilience face aux contraintes locales. D'autres parcelles, comme 40, 144 et 214, affichent des proportions d'UE bloquées tout aussi élevées (entre 70 et 80 %), mais une intensité moyenne plus modérée, proche de la classe 2.

Les valeurs d'intensité moyenne sont conservées sous forme continue afin de permettre des comparaisons fines au sein d'une même classe. Ainsi, une parcelle présentant une intensité moyenne proche de la borne supérieure d'une classe (par exemple 2,9) se trouve dans une situation sensiblement plus défavorable qu'une parcelle proche de la borne inférieure (par exemple 2,1), bien que toutes deux soient classées nominale dans la même catégorie. Cette précision permet d'identifier les situations "limites" qui pourraient basculer vers une classe supérieure si les conditions défavorables persistent ou s'accentuent. Le détail chiffré pour chaque parcelle est présenté dans l'annexe 12.

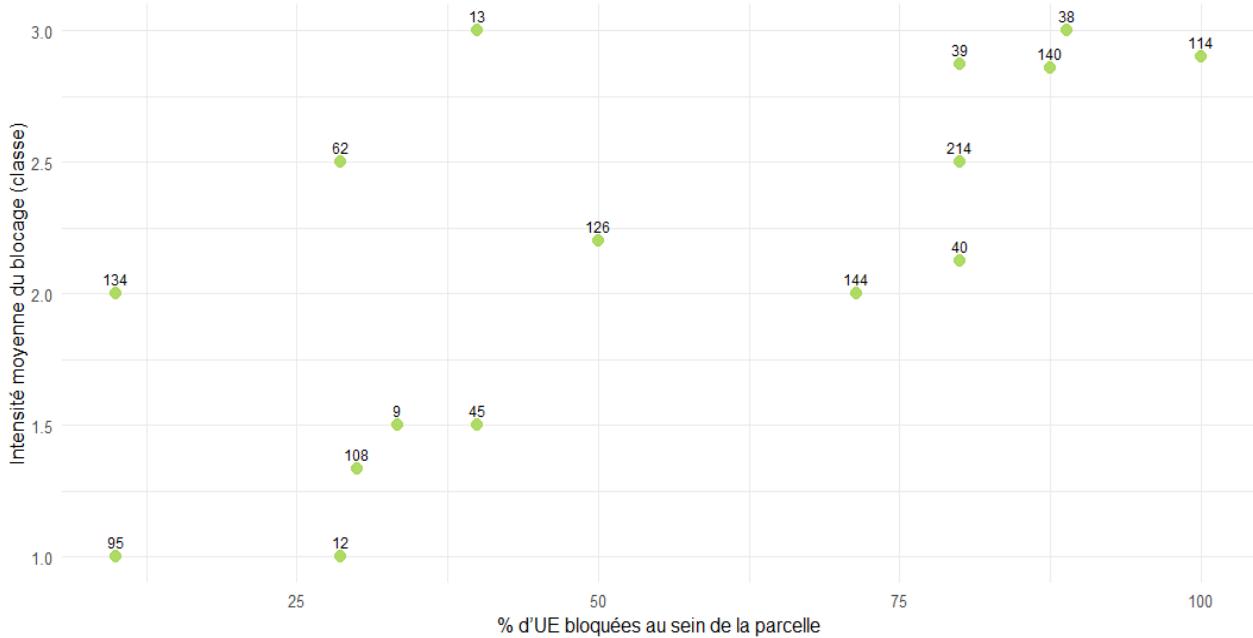


Figure 17 : Relation entre l'étendue et l'intensité moyenne du blocage par parcelle

Parmi les 20 parcelles analysées, 15 présentent au moins une UE avec des signes visibles de présence de gibier, illustrant une répartition spatiale étendue de cette présence sur l'ensemble du territoire étudié. Toutefois, le degré d'occupation varie sensiblement d'une parcelle à l'autre.

Dans certaines d'entre elles, comme la 13 et la 99, des traces sont observées dans 100 % des UE, ce qui suggère une présence constante, possiblement liée à des zones de passage récurrent ou à des comportements territoriaux. D'autres parcelles, telles que la 134, 214, 62 126 ou 108, affichent entre 70 et 90 % d'UE concernées, témoignant probablement d'une fréquentation soutenue. À l'inverse, les parcelles présentant moins de 30 % d'UE affectées pourraient refléter une occupation plus occasionnelle, compatible avec des passages sporadiques (cf. annexe 13). Aucune corrélation statistiquement significative n'a été mise en évidence entre la part d'unités d'échantillonnage affectée par le blocage et celle présentant des signes de présence de gibier.

3.3.2 Évaluation du succès sylvicole et construction typologique

3.3.2.1 Densité en arbres d'avenir

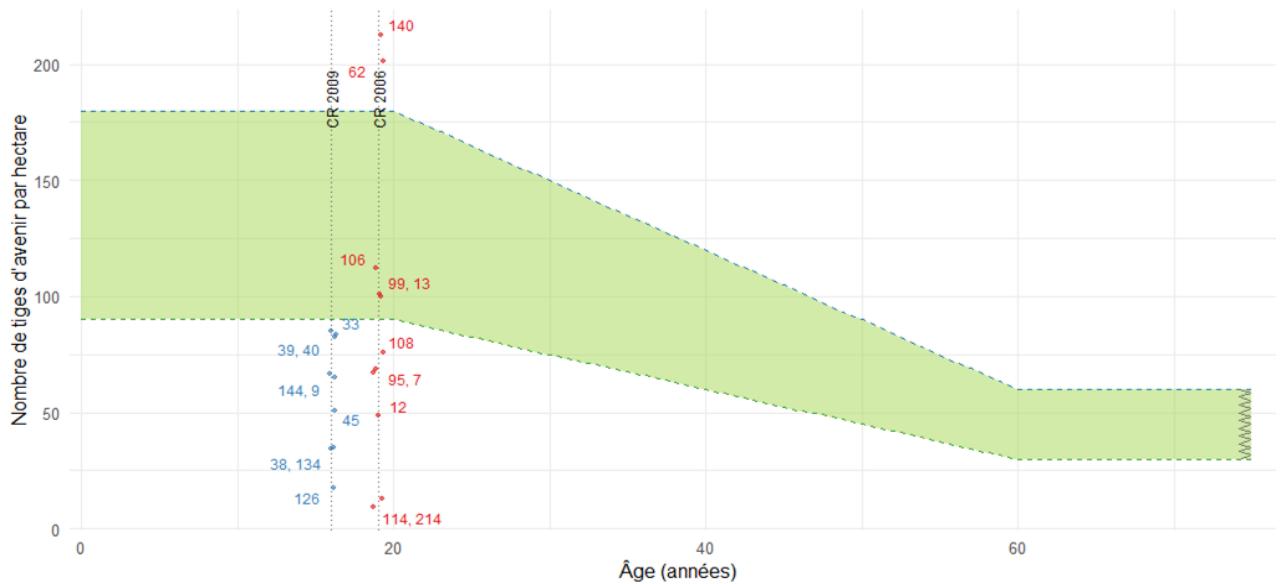
L'évaluation du potentiel de structuration sylvicole repose sur les principes de la méthode Qualification–Dimensionnement (QD), qui vise la production de bois d'œuvre par la sélection précoce d'un nombre restreint d'arbres objectifs (AO), accompagnés individuellement jusqu'à l'atteinte d'une dimension finale. En peuplement mature, cette approche préconise une densité cible de 30 AO/ha, soit environ un arbre tous les 18 mètres, répartis régulièrement afin de garantir un espace de croissance optimal (Wilhelm & Rieger, 2023). Cependant, les peuplements étudiés dans le cadre de ce travail sont encore jeunes, en cours de structuration ou de reprise après mises à blanc. Leur hauteur et leur dynamique de développement varient fortement d'une parcelle à l'autre, certaines ayant connu des blocages ou des retards. Il est donc nécessaire d'adapter les objectifs de densité aux conditions réelles observées.

Deux références permettent d'encadrer cette logique. La première (Wilhelm, 2022) recommande, autour de 20 ans, de maintenir entre 90 et 180 tiges/ha dites « options », soit environ le triple de la densité finale visée, afin de disposer d'un vivier suffisant pour la sélection progressive des AO. La seconde (Messant et al., s. d.) préconise une densité finale comprise entre 30 et 50 AO/ha, correspondant à l'occupation optimale du houppier en fin de cycle. Ces recommandations convergent vers une densité minimale de 30 tiges/ha, considérée comme seuil de structuration fonctionnelle.

Dans le cadre de ce travail, le seuil de 90 à 180 tiges/ha, initialement proposé pour des peuplements proches de 20 ans, a été étendu à l'ensemble des peuplements âgés de 0 à 20 ans. Cette généralisation repose sur des arguments à la fois pratiques et sylvicoles. En effet, un vivier triplé est généralement considéré comme pertinent dès que les peuplements atteignent 6 à 8 mètres de hauteur, seuil à partir duquel les opérations de sélection deviennent envisageables (Messant et al., s. d.). Dans l'échantillon étudié, la majorité des peuplements dépassent déjà cette hauteur critique, avec une moyenne de 9,1 m et un minimum de 5,6 m (cf. annexe 14). Ces éléments confirment la validité, voire le caractère conservateur, du seuil retenu.

Sur cette base, les parcelles présentant un nombre d'arbres d'avenir à l'hectare (NHA) compris dans cette fourchette (ou supérieur) ont été considérées comme potentiellement structurées selon les principes de la méthode QD. Les parcelles 13, 62, 99, 106 et 140 répondent à ce critère (cf. annexe 15), et constituent le socle de l'analyse du potentiel de structuration sylvicole menée dans ce travail (cf. figure 18).

Figure 18 : Évolution du nombre de tiges d'avenir par hectare selon l'âge du peuplement ; Plage cible en vert, limites pointillées ; points mesurés colorés par année de coupe rase (2009 en bleu et 2006 en rouge).



3.3.2.2 Densité totale

En complément de la grille fondée sur les arbres d'avenir, une seconde fenêtre de tri a été définie à partir de la densité totale de tiges par hectare. L'objectif est d'apprecier dans quelle mesure la structure du massif crée un environnement favorable au développement d'arbres d'avenir présentant une bille de pied de qualité. Deux seuils de densité ont été retenus, en cohérence avec les pratiques sylvicoles recommandées pour le bouleau par Dubois (2022).

Le premier seuil, fixé à 1600 tiges/ha, correspond à la densité généralement visée après le dépressoage initial, que ce soit en plantation ou en régénération naturelle. Cette intervention devrait être réalisée avant 5 mètres de hauteur, pour réduire la compétition tout en conservant un réseau suffisant de tiges de remplissage assurant l'élagage naturel (Dubois, 2022).

Le second seuil, situé entre 700 et 800 tiges/ha, correspond à la densité cible après la première éclaircie. Cette intervention a généralement lieu lorsque la hauteur dominante atteint entre 13 et 15 mètres, soit aux alentours de 20 ans, conformément aux recommandations de Hynynen et al. (2010). En l'absence de mesure formelle de hauteur dominante dans ce travail, la hauteur moyenne des arbres d'avenir a été utilisée comme proxy, et atteint 11,9 mètres (cf. annexe 14). Cela suggère que les peuplements analysés se trouvent juste en amont de cette première phase sylvicole, confirmant ainsi la pertinence des seuils retenus pour l'analyse.

3.3.2.3 Typologie croisée des peuplements

Afin d'évaluer globalement le niveau de réussite sylvicole des peuplements, une typologie croisée a été élaborée en combinant les deux critères précédemment définis :

- Le nombre d'arbres d'avenir à l'hectare (AA/ha), indicateur de structuration qualitative selon la méthode QD ;
- La densité totale en tiges, représentative du tissu de remplissage nécessaire à la concurrence verticale et à la dynamique du peuplement.

Le croisement de ces deux dimensions permet de positionner chaque parcelle au sein d'un espace d'évaluation combinant potentiel qualitatif et potentiel concurrentiel. Sur cette base, cinq classes typologiques ont été distinguées :

Tableau 5 : Grille typologique croisant potentiel qualitatif et densité totale des peuplements

Classe typologique	Critères (AA/ha – Nha)	Caractéristiques principales
Succès complet	≥ 90 AA/ha et ≥ 1600 tiges/ha	Structuration engagée et vivier suffisant pour atteindre les objectifs QD.
Succès partiel à consolider	Un seul critère atteint	Base favorable mais incomplète, nécessitant un accompagnement pour sécuriser la trajectoire sylvicole.
Potentiel moyen	30–89 AA/ha et 700–1600 tiges/ha	Base exploitable mais encore insuffisante pour garantir un approvisionnement optimal à terme.
Potentiel limité	Un critère moyen, l'autre insuffisant	Déséquilibre marqué : vivier clairsemé ou faible densité totale, trajectoire compromise sans intervention.
Échec relatif	< 30 AA/ha et < 700 tiges/ha	Déficit qualitatif et quantitatif prononcé, nécessitant une restauration active.

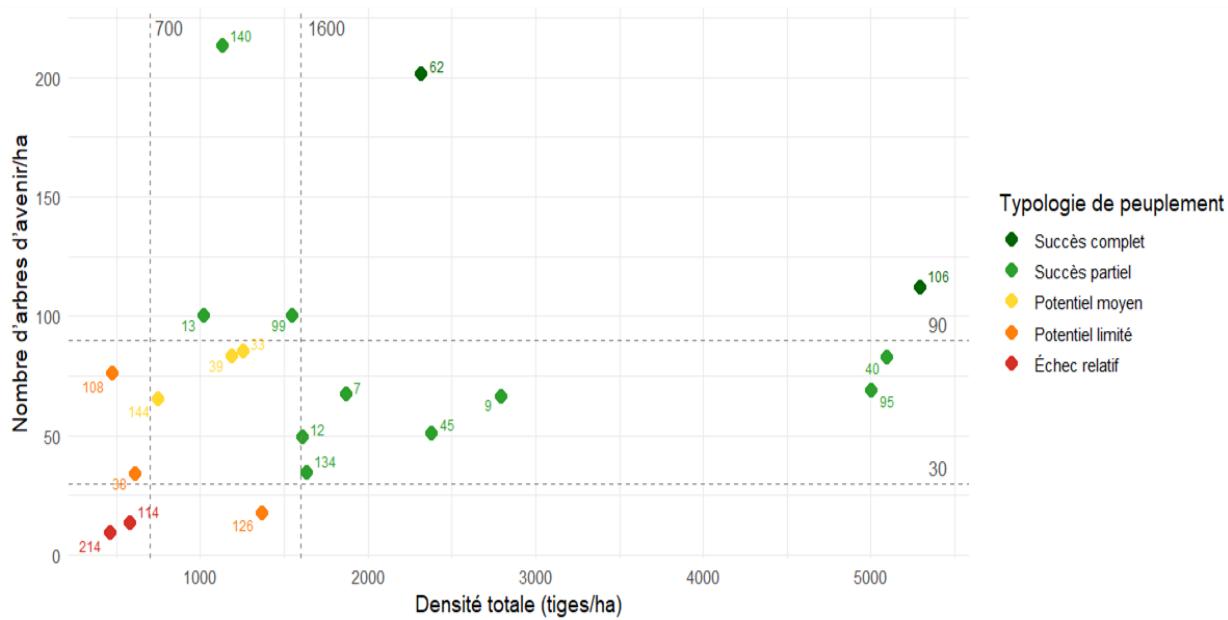


Figure 19 : Positionnement des peuplements selon leur structuration sylvicole (vivier vs. arbres d'avenir)

L'évaluation montre que 50 % des parcelles étudiées (10 parcelles) présentent une réussite partielle, atteignant déjà l'un des deux critères majeurs. C'est un résultat encourageant : il traduit des situations dans lesquelles le potentiel de production est engagé et peut être consolidé par une gestion sylvicole adaptée. Deux parcelles se démarquent par une réussite complète, associant un vivier dense et un stock suffisant d'arbres d'avenir, gage d'une production future sécurisée (cf. figure 19).

À l'inverse, plusieurs peuplements présentent soit un déficit d'arbres d'avenir, soit une densité trop faible pour maintenir la dynamique concurrentielle nécessaire à la formation de bois de qualité, et deux d'entre eux cumulent un déficit qualitatif et quantitatif marqué. Pour ces derniers, des interventions telles qu'un enrichissement ou une plantation ciblée, combinées à un suivi rapproché, seront nécessaires pour restaurer un potentiel de production satisfaisant et sécuriser la trajectoire sylvicole à moyen terme.

4. Chapitre III – Valorisation sylvicole des anciennes recolonisations forestières spontanées

4.1 Contexte et enjeux de la reconstitution post-coupe rase

Dans une logique de reconstitution après coupe rase, la régénération naturelle peut constituer un levier efficace pour restaurer la couverture forestière. Toutefois, son installation ne garantit pas à elle seule la constitution d'un peuplement d'avenir. Deux enjeux majeurs émergent alors pour guider les choix sylvicoles (Laurent & Lacombe, 2021) :

1. Identifier et quantifier les situations de régénération naturelle déficientes, tant du point de vue de la densité que de la diversité des essences.
2. Définir des itinéraires sylvicoles adaptés à la dynamique et à la structure en place, en tenant compte des conditions locales et en précisant les interventions nécessaires pour accompagner efficacement cette régénération.

La plupart des parcelles analysées ont évolué de manière largement autonome pendant près de deux décennies après les coupes rases initiales. Quelques interventions ponctuelles, détaillées en annexe 16, ont bien eu lieu mais leur portée est restée trop limitée pour orienter durablement la dynamique des peuplements. Ce pilotage insuffisant a conduit à des trajectoires très variables, parfois déséquilibrées, les processus de sélection naturelle dominant sans réelle structuration sylvicole. Il en résulte un état actuel hétérogène, marqué par des retards dans la mise en place de peuplements conformes aux itinéraires classiques. Dès lors, l'enjeu n'est plus de restaurer une trajectoire idéale, mais de tirer parti des structures existantes pour réintroduire lisibilité, résilience et valeur économique dans ces peuplements spontanés. L'objectif est d'engager des actions raisonnées à partir de l'état observé, dans le but de restaurer et développer la valeur sylvicole des peuplements.

4.2 Techniques sylvicoles à mobiliser

Dans les peuplements issus de recolonisation spontanée post-coupe rase, le gestionnaire hérite d'un peuplement jeune, hétérogène, dominé par des essences pionnières et présentant des niveaux de structuration et de densité variables. Un diagnostic clair, rapide et reproductible est indispensable pour valoriser les atouts existants et orienter la dynamique vers un peuplement stable, diversifié et apte à produire du bois d'œuvre de qualité, notamment par l'installation ou l'accompagnement d'essences d'avenir (chêne, érable, merisier). Les objectifs de gestion, souvent multiples (productifs, environnementaux ou cynégétiques), s'inscrivent dans une logique de multifonctionnalité forestière (Coello et al., 2019; Schütz, 2006).

C'est pourquoi ce travail s'appuie sur un protocole de terrain combinant des observations simples mais robustes : comptage des densités, évaluation des strates, identification des

arbres d’avenir et relevés de végétation concurrente, pour collecter des indicateurs clés tels que la densité totale, l’abondance d’essences cibles, la hauteur et la vigueur du peuplement. Ces données permettent de caractériser la phase d’évolution du peuplement, d’identifier ses atouts et ses limites, et de positionner chaque parcelle dans la typologie croisée présentée au Chapitre II.

4.2.1 Mise en place des cloisonnements

La première étape opérationnelle consiste à organiser un réseau de cloisonnements. Les cloisonnements d’exploitation, larges de quatre mètres et espacés de 18 à 40 mètres selon la portance et la sensibilité des sols, assurent la circulation des engins et l’évacuation des bois. Entre ces lignes principales, des cloisonnements sylvicoles plus étroits (un à deux mètres), ouverts à l’aide d’outils légers facilitent l’accès aux tiges désignées et la réalisation des travaux d’accompagnement (Messant et al., s. d.).

4.2.2 Interventions de plantation ciblées

Dans ces peuplements, les plantations doivent rester ciblées et découler d’un diagnostic précis basé sur la typologie croisée. Trois techniques principales peuvent être mobilisées :

- **La plantation par îlots**, en groupes compacts de 20 à 30 plants sur 20 à 30 m². Les plants périphériques, souvent des essences plus ombrageantes (hêtre, charme, tilleul, noisetier), protègent une essence principale placée au centre (chêne, érable, hêtre) (Messant et al., s. d.). Cette technique correspond au principe de « points d’appui » tel que décrit par Bonhomme et Louis (2023), combinant régénération naturelle et enrichissement localisé pour accélérer le processus de structuration.
- **La plantation à basse densité**, consiste à introduire 70 à 400 plants/ha dans le recrû existant, en potets le long des cloisonnements. Adaptée lorsque la régénération naturelle est insuffisante, cette méthode reste peu coûteuse mais nécessite un recrû ligneux suffisant et un suivi annuel attentif (Messant et al., s. d.).
- **La plantation en zones de vide**, consiste à installer 1 000 à 2 000 plants/ha sur bandes préparées ou en plein, uniquement dans les secteurs dépourvus de régénération naturelle. Ce dispositif, proche d’une plantation intégrale mais limité aux zones de vide, permet de reconstituer un peuplement tout en réduisant les coûts par rapport à une plantation classique, notamment grâce à un espacement plus important entre les bandes (Ponette et al., 2020).

4.2.3 Préparation du sol

Même si un travail du sol améliore presque toujours la reprise, le principe reste de limiter au maximum les perturbations, surtout dans une logique de gestion douce. Lorsqu'un investissement en plantation est réalisé, une préparation localisée peut néanmoins être pertinente pour sécuriser l'installation. Le scarifiage, qui perturbe la couche superficielle, réduit la concurrence végétale, met à nu le sol minéral et, si nécessaire, décompacte les horizons tassés. En présence de fougère aigle, il sert à sectionner les rhizomes pour limiter leur repousse. Dans le cas de végétations concurrentes comme les ronces, graminées, myrtilles, genêts ou petits ligneux, une scarification superficielle permet de réduire la couverture et de favoriser l'implantation des jeunes plants. Sur sols compactés, l'association scarifiage et du sous-solage restaure la porosité et facilite l'enracinement (Ponette et al., 2020).

L'analyse fine des blocages, obtenue via le protocole appliqué dans ce travail (taux de blocage par unité d'échantillonnage), permet également de repérer des zones fortement contraintes. Sur ces secteurs, une reprise mécanique suivie d'une plantation localisée peut s'avérer appropriée pour relancer la dynamique de régénération. Cette approche ciblée permet d'optimiser les moyens sylvicoles en concentrant les efforts sur les zones les plus stratégiques du point de vue de la reconstitution.

4.2.4 Évaluation et entretien du vivier d'arbres objectif

À cette étape, le gestionnaire doit d'abord vérifier si le peuplement présente un vivier d'arbres objectif suffisant, soit au moins 90 individus à l'hectare présentant une bonne position, vigueur et qualité, ainsi qu'une densité totale compatible avec une dynamique concurrentielle. Si ces deux critères sont réunis, les interventions se limitent à l'accompagnement : maintien de la dominance des arbres candidats, optimisation de leur qualité, et gestion de la concurrence. Si l'un des critères n'est pas atteint, il convient de mobiliser les méthodes d'enrichissement décrites précédemment, afin de reconstituer un vivier suffisant pour les étapes suivantes. Une fois les arbres d'avenir identifiés, l'objectif est de maintenir leur dominance et d'optimiser leur qualité.

Durant la phase de qualification, les essences sont maintenues en légère compétition pour favoriser l'élagage naturel et renforcer la sélection, elle se termine dès que l'élagage naturel atteint la longueur de fût souhaitée. En fin de phase, des interventions ciblées peuvent être menées pour libérer les individus les plus prometteurs, stabiliser le mélange d'essences et préserver les feuillus divers ou précieux. Les techniques incluent le cassage ou l'annélation des tiges concurrentes, des tailles de formation et, ponctuellement, des élagages dits de « rattrapage ». La phase de dimensionnement correspond à la période de croissance maximale en diamètre, qui se poursuit jusqu'à ce que le houppier ne puisse plus s'étendre latéralement. Elle débute par un détourage, défini comme la suppression de toutes les tiges dominantes dont le houppier est en contact, ou le sera bientôt, avec celui d'un arbre objectif,

afin d'optimiser la lumière et l'espace disponibles. Selon Hodapp (2006), le détourage est réalisé uniquement lorsque la bille de pied présente déjà une hauteur dégagée d'au moins 5 à 6 mètres, ou lorsque cette hauteur peut être atteinte rapidement par un élagage léger. Ce travail, effectué en un ou plusieurs passages selon les essences, vise à accompagner 30 à 50 arbres objectif jusqu'à leur maturité, tout en conservant quelques essences diversifiées pour la résilience du peuplement (Messant et al., s. d.; Wilhelm & Rieger, 2023).

Ainsi, même si ces interventions sont mises en place tardivement, elles permettront d'améliorer la qualité finale des peuplements, de revaloriser des tiges jusqu'alors non accompagnées, et d'assurer la production de billes de pied de qualité, contribuant à la fois à la durabilité, à la résilience et à la valorisation économique de ces peuplements issus de régénérations naturelles.

La méthode QD repose avant tout sur une connaissance fine de la parcelle et une observation régulière sur le terrain, plutôt que sur des seuils stricts et figés. Dans le cadre de ce travail, l'objectif est d'intégrer ce type de gestion, mais en commençant par « remettre à niveau » des peuplements issus d'anciennes coupes rases âgées de 16 à 23 ans, restés sans intervention (ou peu) depuis leur installation. Le choix de prendre le bouleau comme référence pour définir des seuils d'action, bien qu'arbitraire, répond à la nécessité de disposer d'un cadre opérationnel pour ce rattrapage. Essence largement dominante dans les régénérations observées, le bouleau offre un repère pertinent pour structurer les premières interventions. Cette étape transitoire doit permettre de ramener progressivement ces peuplements vers un état dans lequel la méthode QD pourra être appliquée pleinement .

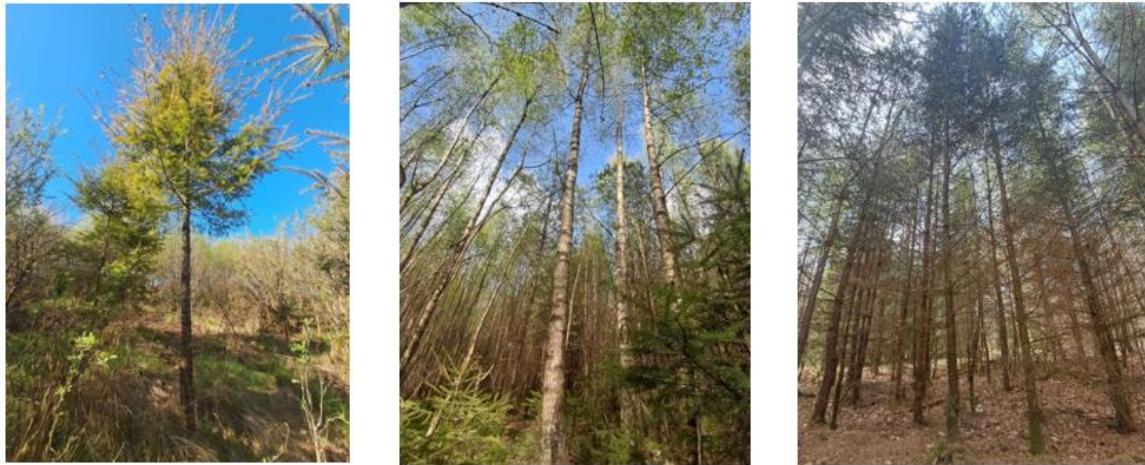
4.3 Stratégies d'intervention selon le niveau de succès de la recolonisation

La typologie croisée présentée au point 3.3.2.3 permet de classer les peuplements selon leur structuration et leur densité, et d'associer à chaque catégorie un itinéraire sylvicole adapté. Les stratégies ci-dessous visent à optimiser le potentiel de production tout en intégrant les contraintes locales et les priorités de gestion.

4.3.1 Succès complet

- **Profil** : peuplement dense, structuré, vivier abondant et tiges d'avenir identifiables.
- **Objectif** : consolider la dynamique engagée.
- **Stratégie** : mise en place des cloisonnements sylvicoles, désignation des tiges d'avenir/ha selon la méthode QD, dégagements légers, détourage ponctuel, élagage raisonné et suivi tous les 3 à 5 ans. Dans certains cas, un enrichissement par îlot peut introduire une essence d'intérêt adaptée.

La parcelle 106, exempte de blocage et de pression de gibier, illustre un succès spontané et confirme le potentiel de recolonisations naturelles. **La parcelle 62**, malgré une pression de gibier élevée (85,7 %), a atteint ce succès grâce à la protection ciblée de quelques arbres objectif par grillage. Ce cas montre qu'une action ponctuelle, appliquée aux bons individus au bon moment, peut sécuriser le développement des tiges d'avenir même en contexte contraint.



Figures 20 : De gauche à droite : Arbre protégé par grillage dans la parcelle 62 ; unité d'échantillonnage en boulaie (parcelle 106) ; unité d'échantillonnage en pessière (parcelle 106)

4.3.2 Succès partiel à consolider

- **Profil** : un seul critère atteint (densité totale ou nombre d'AA). Ce groupe représente la moitié des parcelles étudiées (10 sur 20) : 7 présentent une sous-densité d'arbres d'avenir et 3 une densité totale insuffisante.
- **Objectif** : combler le déficit identifié pour sécuriser la trajectoire sylvicole.
- **Stratégie** : accompagnement des tiges prometteuses, détourage ciblé, premiers élagages, enrichissements localisés par îlots si le vivier est insuffisant, suivi tous les 2–3 ans.

La parcelle 140, riche en AA mais très ouverte, présente un blocage de 87,5% lié principalement à la fougère, dont une majorité en classe 3 (50 à 75 % de surface obstruée). Dans ce contexte, introduire des îlots dans les zones contraintes permettrait de diversifier la structure des peuplements et de renforcer leur résilience. **La parcelle 99**, qui atteint la densité cible d'arbres d'avenir (AA) malgré une forte pression du gibier et l'absence de blocage, pourrait tirer parti d'un détourage ciblé, associé à une protection contre le gibier. Cette approche permettrait de mettre en valeur les tiges prometteuses et d'améliorer la structuration locale. Une plantation à faible densité pourrait également être envisagée pour enrichir le recrû et introduire des essences d'intérêt.



Figures 21 : De gauche à droite : Deux bouleaux objectifs dans la parcelle 140, caractérisée par un peuplement très ouvert et clairsemé ; à droite, un bouleau objectif dans la parcelle 40, l'un des peuplements les plus denses de l'échantillon

4.3.3 Potentiel moyen

- **Profil** : densité totale et nombre d'AA intermédiaires.
- **Objectif** : éviter la stagnation structurelle et améliorer le potentiel de production.
- **Stratégie** : diagnostic de terrain détaillé, levée des blocages, introduction d'essences adaptées par petites plantations ciblées, soit à basse densité dans le recrû existant, soit en îlots ponctuels sur les zones les plus ouvertes, suivi rapproché (2–3 ans).

Trois parcelles de l'échantillon : **33, 39 et 144** relèvent de cette catégorie. Ces peuplements sont proches d'une structuration satisfaisante mais présentent des fragilités : densités d'arbres d'avenir souvent marginales, pressions de blocage variables, et hétérogénéité dans la composition. L'enjeu majeur est d'éviter une stagnation structurelle en valorisant les éléments déjà en place et en les complétant par un enrichissement ciblé, tant sur le plan de la densité que de la diversité spécifique.

4.3.4 Potentiel limité

- **Profil** : un critère moyen, l'autre insuffisant. Peuplement déséquilibré et vulnérable.
- **Objectif** : renforcer la structuration pour éviter un basculement vers l'échec.
- **Stratégie** : analyse fine des zones bloquées, levée des blocages par interventions mécaniques ciblées, enrichissement plus dense que dans le cas précédent, par plantation à basse densité ou plantation en plein sur les secteurs favorables, gestion différenciée selon les conditions locales.

La parcelle 126, dominée par le saule à oreillettes et présentant seulement 17 arbres d'avenir par hectare, illustre bien cette catégorie. La situation y limite fortement

l’installation d’autres essences, ce qui impose un déblocage mécanique important suivi d’une plantation plus fournie pour diversifier la composition. **La parcelle 108** montre quant à elle une forte hétérogénéité, mêlant des zones très denses à des zones moyennement bloquées représentant environ 30 % de la surface. Ici, une approche sectorielle s’impose : enrichissement sur les zones ouvertes et maintien de la concurrence dans les secteurs déjà bien pourvus. Enfin, **la parcelle 38** cumule une sous-densité marquée et un blocage très important (88,9 % en classe 3) sous forte pression de gibier (66,7 %). Dans ce cas, un déblocage mécanique, suivi d’une plantation en plein sur les secteurs les plus contraints, apparaît nécessaire pour relancer la structuration. Des protections contre le gibier doivent également être mises en place afin de sécuriser les jeunes plants. Ces situations, bien que fragiles, peuvent encore être valorisées à condition d’un diagnostic affiné et d’une mobilisation efficace des moyens sylvicoles sur les secteurs les plus stratégiques.



Figures 22 : De gauche à droite, deux exemples de blocage de type 4 observés sur la parcelle 38, suivis d’une illustration de la forte densité en saule à oreillettes caractéristique de la parcelle 126

4.3.5 Échec relatif

- **Profil** : densité et nombre d’arbres d’avenir insuffisants, régénération naturelle très limitée.
- **Objectif** : reconstituer une dynamique forestière fonctionnelle.
- **Stratégie** : analyse fine des sols et de la végétation concurrente, levée complète des blocages par reprise mécanique, dégagement ciblé des rares tiges prometteuses, plantation structurante à forte densité (plantation en plein) avec des essences adaptées à la station et au climat futur, protection contre le gibier et suivi intensif.

Les parcelles 114 et 214 appartiennent à cette catégorie jugée critique. La première présente un blocage total (100 %) et une pression de gibier modérée, empêchant toute reprise naturelle. La seconde cumule un blocage fort (80 %) et une pression de gibier très élevée (90 %), ce qui bloque toute dynamique. Dans les deux cas, seule une intervention

lourde peut recréer une trajectoire forestière durable. Toutefois, de telles opérations impliquent un investissement conséquent, ce qui nécessite d'évaluer soigneusement leur pertinence au regard du potentiel à long terme, des objectifs du propriétaire et des contraintes budgétaires.

5. Conclusion générale et perspectives

Ce travail s'est attaché à analyser, à l'échelle de la Wallonie, les dynamiques de reconstitution forestière sur les anciennes coupes rases non replantées de la période 2002–2009. Dans un contexte marqué par des crises sanitaires, économiques et climatiques qui remettent en question les fondements de la sylviculture intensive traditionnelle, il s'inscrit pleinement dans les réflexions actuelles sur la résilience des forêts et la diversification des itinéraires sylvicoles. L'approche combinée, croisant analyse spatiale régionale, caractérisation fine en station et inventaire de terrain a permis de dresser un diagnostic précis des trajectoires suivies par ces espaces longtemps laissés à l'évolution spontanée. Plusieurs enseignements majeurs émergent de cette démarche.

Premièrement, la régénération naturelle, longtemps perçue comme aléatoire, s'impose progressivement comme une modalité crédible de reconstitution, qu'elle résulte d'un choix délibéré ou d'un abandon des surfaces après coupe rase. Dans les périodes les plus récentes analysées (2013–2015), elle concerne jusqu'à 34 % des surfaces mises à blanc, proportion ramenée à environ 15 % lorsqu'on ne retient que les cas effectivement non replantés jusqu'en 2023. Ce résultat reste néanmoins significatif et traduit une transition réelle dans les pratiques, motivée autant par des contraintes économiques que par la volonté de favoriser la naturalité et la multifonctionnalité. Il souligne l'importance stratégique d'accompagner ces peuplements spontanés afin d'en tirer une valeur sylvicole optimale.

Deuxièmement, la réussite de ces régénérations s'avère très contrastée. Si certains peuplements présentent déjà un état de massif dense et un nombre suffisant de tiges d'avenir, d'autres stagnent dans des situations de sous-densité, de blocage ou d'échec sylvicole. Dans l'échantillon étudié, plus de la moitié des parcelles visitées montrent un potentiel crédible pour constituer un peuplement d'avenir, démontrant que la régénération naturelle peut constituer une option sérieuse de reconstitution. La qualité finale dépend toutefois d'une combinaison de facteurs : conditions stationnelles, pression du gibier, végétation concurrente ou encore historique sylvicole. La typologie proposée, croisant densité totale et potentiel qualitatif des tiges d'avenir, offre dans ce contexte un outil pragmatique pour orienter les choix de gestion.

Néanmoins, plusieurs limites doivent être rappelées. Le nombre de parcelles étudiées reste faible, ce qui rend les résultats représentatifs mais moins robustes qu'ils ne pourraient l'être avec un échantillon plus fourni. L'échantillon de départ a dû être considérablement réduit au fil des étapes de sélection, ce qui a restreint la diversité des situations stationnelles observées. Par ailleurs, le temps disponible n'a pas permis d'approfondir pleinement

l’analyse des adéquations stationnelles ni d’intégrer les essences préconisées pour le climat futur.

Ces limites ouvrent directement sur des perspectives concrètes. Le projet « Anciennes coupes rases » a déjà initié un suivi temporel, le présent travail conduit lui aussi à la même conclusion : la nécessité de mettre en place des placettes permanentes afin de suivre l’évolution de ces peuplements dans la durée, tant en termes de croissance que de structuration. Un tel dispositif permet de vérifier la pertinence des seuils proposés et d’appliquer progressivement les méthodologies QD, aujourd’hui seulement esquissées. L’enjeu est également de renforcer le lien entre les peuplements observés et les essences adaptées aux conditions futures, afin d’accompagner la transition forestière dans un contexte climatique incertain.

En définitive, ce travail montre qu’il reste possible, même après quinze à vingt ans d’abandon relatif, de restaurer des trajectoires forestières résilientes à condition d’observer attentivement les peuplements et d’intervenir de manière raisonnée, au bon moment et au bon endroit. L’ambition n’était pas d’apporter des recettes figées, mais bien de proposer un cheminement clair pour guider les gestionnaires. L’objectif final est de leur offrir un cadre permettant de ramener progressivement ces peuplements spontanés vers un état où la gestion QD peut être appliquée pleinement. En ce sens, ce mémoire constitue à la fois un constat et une première étape, appelant à un suivi de long terme et à un accompagnement adapté des régénération naturelles dans les forêts wallonnes.

6. Contribution personnelle

Ce travail de fin d’études s’inscrit dans le cadre du projet « Anciennes coupes rases », coordonné par Gembloux Agro-Bio Tech. Une partie de la méthodologie développée dans ce cadre a été reprise et adaptée aux objectifs spécifiques de ce mémoire, notamment pour les relevés de terrain. Un travail complet de photo-interprétation diachronique a ensuite été mené sur les données issues du réseau IPRFW, permettant d’identifier avec précision les parcelles mises à blanc entre 2002 et 2009 et confirmées comme étant restées non replantées jusqu’en 2023, constituant ainsi un échantillon fiable pour l’analyse régionale.

La préparation et la conduite de la campagne de terrain ont inclus les démarches d’accès aux sites, le relevé des données sylvicoles, la caractérisation des arbres d’avenir ainsi que l’évaluation des contraintes à la régénération. Ce travail a permis de documenter le faciès actuel des régénérations naturelles en Wallonie, près de vingt ans après coupe. Enfin, une grille d’analyse croisée combinant la densité totale et la structuration sylvicole a été proposée afin d’évaluer le niveau de réussite des peuplements spontanés et de suggérer des itinéraires de gestion adaptés à leur état et à leur potentiel.

Références

- Alderweireld, M., Burnay, F., Pitchugin, M., & Lecomte, H. (2015). *Inventaire Forestier Wallon—Résultats 1994—2012*. SPW. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/181169>
- Baar, F., Snoeck, B., Balleux, P., & Claessens, H. (2004). La sylviculture d'arbres « objectif » ou d'arbres de place (cahier technique n°27). *Forêt Wallonne*, 68.
<https://orbi.uliege.be/handle/2268/22014>
- Bonhomme, P.-O., & Louis, V. (2023). Points d'appui à effectifs élevés et régénération naturelle : L'exemple du chêne sessile et du bouleau. *Silva Belgica*, 3, 46-50.
- Braunschweiger, D., Ohmura, T., Schweier, J., Olschewski, R., & Schulz, T. (2024). Preferences for proactive and reactive climate-adaptive forest management and the role of public financial support. *Forest Policy and Economics*, 169, 103348.
<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2024.103348>
- Centre National de la Propriété Forestière (CNPF). (2017). *Le sol forestier : Élément clé pour le choix des essences et la gestion durable* [Brochure]. CNPF.
https://www.cnpf.fr/sites/socle/files/2024-07/plaquette_sols_cnpf.pdf
- Claessens, H. (2003). *Observer la végétation pour choisir une essence adaptée au milieu* (9; Note Technique Forestière de Gembloux). Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux – Unité de Gestion et Économie forestières.
https://www.gembloux.ulg.ac.be/gestion-des-ressources-forestieres/upload/Notes%20techniques/ntfg_09.pdf
- Claessens, H. (2006). Natura 2000 menace-t-il l'approvisionnement wallon de l'industrie de première transformation des résineux ? *Silva Belgica*, 113(6), 10-13.
- Coello, J., Beltrán, M., & Piqué, M. (2019). *La multifonctionnalité de la forêt*. CTFC.
https://eforown.ctfc.cat/pdf/4_La_multifonctionalite_de_la_foret.pdf
- Cogbill, C. V., Thurman, A. L., Williams, J. W., Zhu, J., Mladenoff, D. J., & Goring, S. J. (2018). A retrospective on the accuracy and precision of plotless forest density

- estimators in ecological studies. *Ecosphere*, 9(4), 34.
<https://doi.org/10.1002/ecs2.2187>
- Collard, Y., & Petit, S. (2023). Sylviculture du bouleau : Les risques de dégradation du bois Memento pour le gestionnaire. *Forêt.Nature*, 168, 59-67.
- Dassonville, N., & Leruth, P. (2023). Introduire de nouvelles essences et provenances en réponse aux changements climatiques : Audace ou inconscience ? Position de la Société Royale Forestière de Belgique pour la forêt future. *Silva Belgica*, 8-25.
- Debois, C., Delahaye, L., Sanchez, C., Ligot, G., Hauser, S., & Schumacher, L. (2024). 30 années de sylviculture Pro Silva à Haugimont (UNamur) : Bilan écologique et économique - Leçons et perspectives pour des forêts résilientes en Wallonie (HAUGIMONT). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/329218>
- Département de la Nature et des Forêts (DNF). (2013). Circulaire n° 2718 relative aux mesures sylvicoles à suivre pour une gestion selon la sylviculture Pro Silva. SPW. https://www.prosilvawallonie.be/sites/default/files/documents/Circulaire_2718.pdf
- Dubois, H. (2022). Le bouleau (*Betula pendula* ROTH et *B. pubescens* EHRH.), essence d'avenir en Europe occidentale ? [ULiège. GxABT - Liège Université. Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgium]. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/293941>
- Dykstra, D. P., & Heinrich, R. (1996). Chapitre 5—Débardage. In *Code modèle FAO des pratiques d'exploitation forestière* (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). <https://www.fao.org/4/v6530f/v6530f08.htm>
- Ernst de Bunswyck, A., Claessens, H., & Ligot, G. (2024). La régénération naturelle est-elle une alternative prometteuse pour le renouvellement des grandes coupes rases ? *Forêt.Nature*, 171. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/320427>
- Forêt Résiliente. (s. d.). *Filière Bois Wallonie (FBW)*. Consulté 28 avril 2025, à l'adresse <https://foretresiliente.be/>

- Forzieri, G., Girardello, M., Ceccherini, G., Spinoni, J., Feyen, L., Hartmann, H., Beck, P. S. A., Camps-Valls, G., Chirici, G., Mauri, A., & Cescatti, A. (2021). Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. *Nature Communications*, 12(1), 1081. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7>
- Gilles, A., Lisein, J., Latte, N., Lejeune, P., & Claessens, H. (2023). Est-ce la fin de la crise des scolytes ? Suivi du phénomène par télédétection. *Silva Belgica*, 2023(3). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/303916>
- Hodapp, R. (2006). *Restitution des principaux résultats scientifiques de l'étude des types de peuplements dans le Sundgau et dans la zone des collines alsaciennes*. Office National des Forêts (ONF) ; Centre Régional de la Propriété Forestière Lorraine-Alsace (CRPF Lorraine-Alsace). <https://grandest.cnpf.fr/sites/grandest/files/2024-09/guide%20Typologie%20des%20peuplements%20forestiers%20feuillus%20des%20collines%20alsaciennes%20compressed.pdf>
- Hynynen, J., Niemistö, P., Viherä-Aarnio, A., Brunner, A., Hein, S., & Velling, P. (2010). Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh.) in northern Europe. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 83(1), 103-119. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpp035>
- Landmann, G., Delay, M., Marquet, G., Bergès, L., Collet, C., Deuffic, P., Gosselin, M., Marage, D., Ogée, J., Ose, K., Perrier, C., Agro, C., Akroume, E., Aubert, M., Augusto, L., Baubet, O., Becquey, J., Belouard, T., Boulanger, V., ... Wurpillot, S. (2023). *Coupes rases et renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique. Rapport scientifique de l'expertise CRREF* [Rapport scientifique de l'expertise CRREF]. GIP ECOFOR, RMT AFORCE.
- Latte, N., Perin, J., & Lejeune, P. (2016). Evolution récente des surfaces forestières et de la régénération des coupes rases en Wallonie. *Forêt.Nature*, 141. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/205324>

- Latte, N., Perin, J., Lejeune, P., & Claessens, H. (2022). Le point sur l'équilibre feuillus/résineux et son évolution en forêt wallonne. *Forêt.Nature*, 165.
<https://foretnature.be/wp-content/uploads/2023/03/FO165-30-39.pdf>
- Laurent, L., & Lacombe, E. (2021). *Guide pratique pour l'optimisation de la reconstitution forestière post-tempête.*
<https://silva.nancy.hub.inrae.fr/content/download/340/3201?version=1>
- Lejeune, P., Alderweireld, M., Lecomte, H., & Hébert, J. (2013). Analyse de l'évolution de la surface de la forêt wallonne par interprétation d'images aériennes : Un outil complémentaire à l'inventaire forestier régional. *Forêt Wallonne*, 125, 27-35.
- Lejeune, P., Claessens, H., & Ligot, G. (2025). *Plan quinquennal de Recherches forestières (PQRF) 2019–2024*. Gestion des Ressources forestières - Gembloux Agro-Bio Tech (ULiège).
- Lejeune, P., Michez, A., Perin, J., Gilles, A., Latte, N., Ligot, G., Lisein, J., & Claessens, H. (2022). L'épicéa wallon : État de la ressource en 2021. *Silva Belgica*.
<https://orbi.uliege.be/handle/2268/290618>
- l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN). (2016). *L'inventaire forestier—Les forêts mélangées* (Inventaire 36). l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN). https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/IF_36.pdf
- Lisein, J. (2024). *Inventaire du succès sylvicole de la régénération—Methodologie* [Document non publié]. ULiège - Grembloux Agro-Bio Tech.
- Lisein, J., & Claessens, H. (2025). *Suivi temporel de la reconstitution forestière dans les mises à blanc en libre évolution : Analyse de la dynamique naturelle et propositions de sylvicultures adaptées* [Rapport de clotûre]. ULiege – Gembloux Agro-Bio Tech.
- Messant, D., de Wouters, P., Asael, S., Vitu, C., Ningre, F., Krischel, M., & Freymann, E. (s. d.). *Des travaux économes pour du bois d'œuvre de haute qualité : Du semis ou de*

la plantation jusqu'aux premières éclaircies. ONF; SRFB; CRPF; INRA; LP-GSL.

https://grandest.cnpf.fr/sites/socle/files/cnfp-old/guidesylviculturebd_1_1.pdf

Mitchell, K. (2023). *Quantitative Analysis by the Point-Centered Quarter Method.*

<https://people.hws.edu/mitchell/PCQM.pdf>

Ponette, Q., Balleux, P., Cools, C., Dumont de Chassart, C., Timal, G., Peclers, N., & Geuse,

A. (2020). *Adapter la conduite des régénérations pour une forêt plus résiliente : Guide pour optimiser les régénérations forestières.* Partenaires du projet Regiowood II (UCLouvain, CDAF asbl, INRAE, CNPF, CRPF Grand Est, Fibois Grand Est, etc.).

<https://srfb.be/wp-content/uploads/2025/01/guide-pour-optimiser-les-regenerations-forestieres.pdf>

Rondeux, J., Hebert, J., Bourland, N., Puissant, T., Burnay, F., & Lecomte, H. (2005).

Production ligneuse de la forêt wallonne, l'apport de l'inventaire permanent régional.

Forêt Wallonne, 79. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/26097>

Rondeux, J., Lecomte, H., & Toussaint, A. (1984). *La pessière wallone en chiffres.* 91(3), 89-98.

Schütz, J.-P. (2006). La multifonctionnalité, principe central de la sylviculture durable et proche de la nature. *Forêt.Nature*, 58, 3-8.

Wilhelm, G. J. (2022). La gestion QD : un atout pour les chênes dans les hêtraies. *Forêt.Nature*, 163, 44-52.

Wilhelm, G. J., & Rieger, H. (2023). *QD, Une autre gestion de la forêt basée sur la qualité, les cycles naturels et à moindre coût* (CNPF-IDF; Forêt.Nature asbl).

Cartes issues du Géoportail de Wallonie :

- Service public de Wallonie (SPW) - Fichier Ecologique des Essences – Niveaux trophiques (NT) (2022-08-20) <https://geodata.wallonie.be/id/e281971d-776b-4793-99fd-ffc8e02d62d4>
- Service public de Wallonie (SPW) - Fichier Ecologique des Essences – Niveau hydrique (NH) (2022-08-20) <https://geodata.wallonie.be/id/a3e13882-cd88-42e1-829a-d112c1a56f84>
- Raphaèle Van der Perre (Université catholique de Louvain - Earth and Life Institute (UCL - ELI)), Hugues Claessens (Gestion des ressources forestières (ULiège - Gembloux Agro Bio tech - Gestion des ressources forestières)), Christian Tricot (Institut Royal Météorologique (IRM)), Service public de Wallonie (SPW) - Carte bioclimatique de Wallonie (BIOCLIM) (2017-10-15) <https://geodata.wallonie.be/id/9d18f60b-9652-4c5c-bcc2-01560224eecc>
- Service public de Wallonie (SPW) - Réseau Natura 2000 en vigueur (2017-12-01) <https://geodata.wallonie.be/id/80a837d8-2c0b-4f77-b5d5-824e9780a4ae>
- Service public de Wallonie (SPW) - Limites administratives du DNF (2025-04-08) <https://geodata.wallonie.be/id/78bebbe4-dffd-431a-83d2-3460c40b92ff>
- Service public de Wallonie (SPW) - Relief de la Wallonie – Modèle Numérique des Pentes et des ruptures de pente issus du Modèle Numérique de Terrain LiDAR 2013-2014 – Série (2023-01-31) <https://geodata.wallonie.be/id/efe8949a-49a7-4a00-82ed-655d7cf265b8>
- Administration Générale de la Documentation Patrimoniale (SPF Finances - AGDP) - Plan parcellaire cadastral - situation courante (2025-08-11) <https://metawal.wallonie.be/geonetwork/geoportailwal/api/records/2aec918f-d04a-4c9b-9407-42825ab482f0>
- Service public de Wallonie (SPW) - Orthophotos, campagne 1971 - Série (2020-03-01) <https://geodata.wallonie.be/id/ffdcdbc9-5dc9-46d0-a480-7c673a0ba4ac>
- Service public de Wallonie (SPW) - Orthophotos 1994-2000 (2015-05-04) <https://geodata.wallonie.be/id/899d2df8-a16d-4798-acc4-19d3fd1a5e20>
- Service public de Wallonie (SPW) - Orthophotos, campagne 2001-2003 - série (2018-09-24) <https://geodata.wallonie.be/id/c0706f7b-b476-4877-a666-5521083c9e9a>
- Service public de Wallonie (SPW) - Orthophotos 2006-2007 (2015-05-04) <https://geodata.wallonie.be/id/e26fe111-7d7d-434e-bca1-71f7b5d0e4fb>
- Service public de Wallonie (SPW) - Orthophotos 2009-2010 (2019-02-06) <https://geodata.wallonie.be/id/034a86cd-3879-4ed5-8e56-28e301acc86b>
- Service public de Wallonie (SPW) - Orthophotos 2012-2013 (2019-01-23) <https://geodata.wallonie.be/id/f16124b7-41ed-42fe-9442-73b32708d60a>
- Service public de Wallonie (SPW) - Orthophotos 2015 (2016-01-07) <https://geodata.wallonie.be/id/e5e03556-80b2-4e80-86c6-6e70ae8de191>
- Service public de Wallonie (SPW) - Orthophotos 2018 (2018-12-14)

<https://geodata.wallonie.be/id/71cb59f2-fb18-41bc-9dbf-00ab93f69850>

- Service public de Wallonie (SPW) - Orthophotos 2023 Été (2024-01-26) <https://geodata.wallonie.be/id/ad55c2ce-62ad-4c3c-b3cf-8fbc270a6b6e>
- Service public de Wallonie (SPW) - Relief de la Wallonie - Modèle Numérique de Hauteur (MNH) 2021-2022 (2024-05-22) <https://geodata.wallonie.be/id/c8556b0a-132b-475f-a929-d31bbd0e61f6>

Annexes :

Annexe 1 : Répartition des parcelles selon les zones bioclimatiques et la modalité de reconstitution forestière

Zone Bioclimatique	Nombre de parcelles (non replantées)	% (non replantées)	Nombre de parcelles (replantées)	% (replantées)
Ardenne centro-orientale	35	23,81 %	207	24,32 %
Basse et moyenne Ardenne	46	31,29 %	318	37,37 %
Basse Lorraine	2	1,36 %	11	1,29 %
Fagne - Famenne - Calestienne	17	11,56 %	36	4,23 %
Haute Lorraine	3	2,04 %	35	4,11 %
Hesbino-Brabançon	1	0,68 %	8	0,94 %
Plaines et Vallées Scaldisiennes	9	6,12 %	25	2,94 %
Condroz - Sambre et Meuse	8	5,44 %	46	5,41 %
Thiérache	0	0,00 %	2	0,24 %
Haute Ardenne	26	17,69 %	163	19,15 %
Total	147	100 %	851	100 %

Annexe 2 : Évolution des surfaces de mises à blanc en Wallonie entre 2006 et 2015

Date de coupe rase	Surface totale non replantée (ha)	Surface totale replantée (ha)	Surface totale des mises à blanc (ha)
2006	1250	17150	18400
2009	1300	10150	11450
2012	2200	10150	12350
2015	2600	5100	7700

Annexe 3 : Répartition des parcelles replantées et non replantées selon le statut de propriété (publique vs privée)

	Non replantées	Replantées
Privées	61,90%	64,75%
Publiques	38,10%	35,25%

Annexe 4 : Rapport cadastre



Orthophotoplan 2023 : Propriété de la Région Wallonne

IGN: 5556

Parcelle cadastrale: MANHAY 02 DIV/1/106/00/D/006

NPL: 267

Cantonnement: 931 LA ROCHE-EN-ARDENNE
Triage : 104

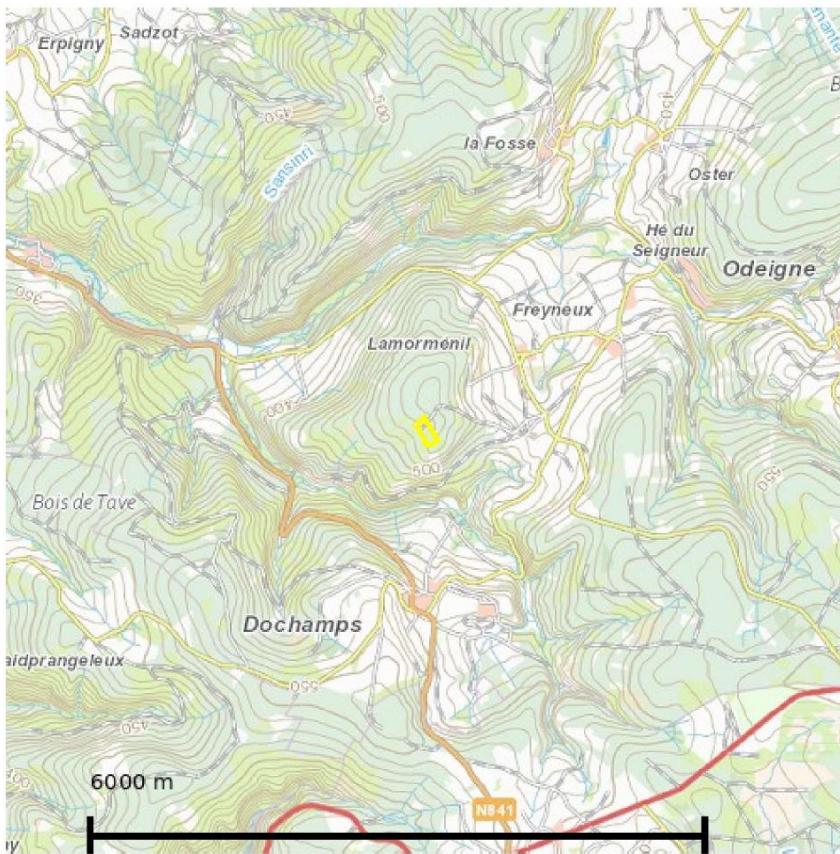
Annexe 5 : Rapport parcelle 7

PDF_IPRFW

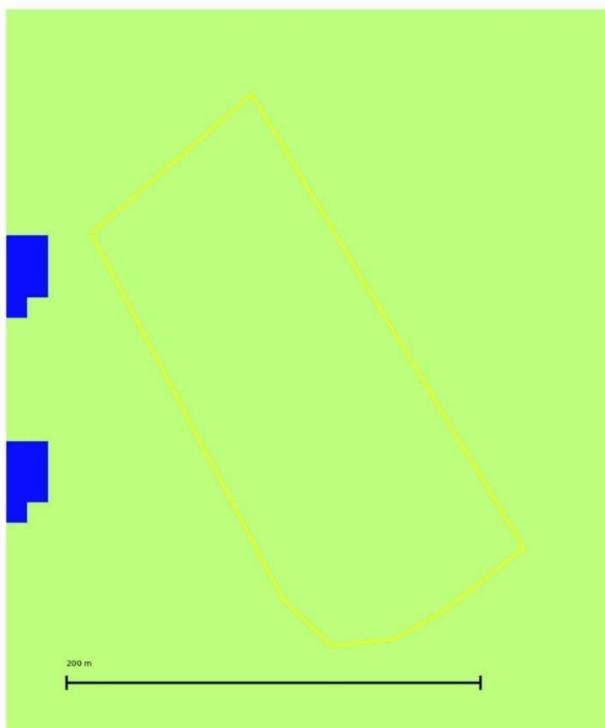
Informations de la parcelle

- Code IGN-NPL : 5556-267
- Niveau trophique : -2 Méso-oligotrophe
- Niveau hydrique : +2 sols mésiques
- Date de coupe rase : 2006
- Date de fin de blocage : 2009
- Durée de blocage (en années) : 3
- Zone biogéographique : Ardenne centro-orientale
- Végétation avant coupe rase : Résineux
- Type de régénération : Feuillus
- Statut public/privé : Privé
- Surface en Ha : 2.659
- Pente : 8.1940299
- Numéro de cantonnement : 931
- Nom du cantonnement : LA ROCHE-EN-ARDENNE
- Numéro de triage : 104
- Nom du triage : DOCHAMPS

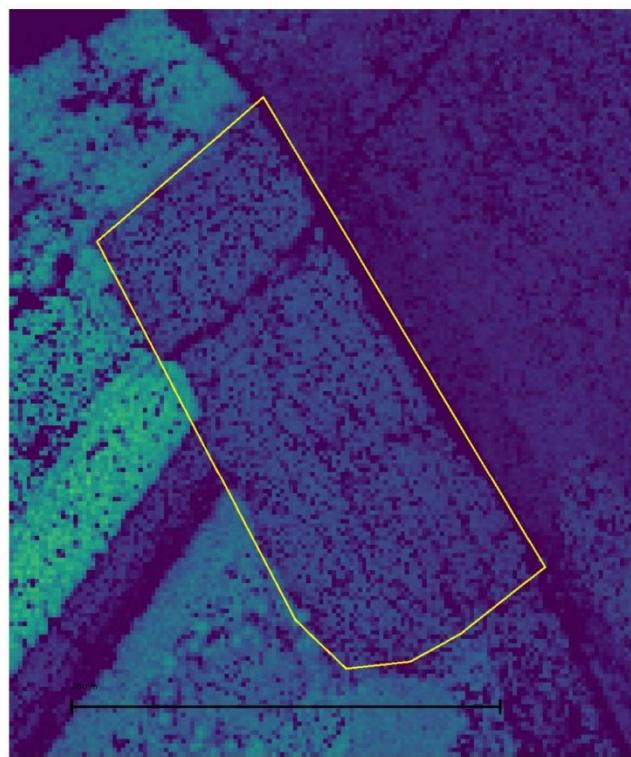
Cartes associées



Niveau hydrique :



MNH 2021 :



Ortho 2023 :



Annexe 6 : Code de génération des grilles d'échantillonnage

📁 Chargement des librairies

```
library(sf)
library(dplyr)
library(purrr)
library(glue)
```

📂 1. Charger les parcelles

```
parcelles <- st_read("C:/TFE/DATA/ACR_IPRFW/tri_39_visites.gpkg",
                      layer = "couche_issue_de_la_jointure_spatiale") %>%
  st_transform(31370) %>% # Projection BD72
  mutate(
    surface_ha = as.numeric(st_area(.)) / 10000,
    id = as.character(id)
  )
```

🖍️ 2. Créer les points de grille

```
create_grille <- function(geom, id, surface) {
  dist_tampon <- case_when(
    surface > 2 ~ -15,
    surface > 1 ~ -10,
    surface > 0.6 ~ -5,
    TRUE ~ -2.5
  )
  tampon <- st_buffer(geom, dist = dist_tampon)

  if (st_is_empty(tampon)) {
    message(glue("☒ Parcelle {id} : tampon vide (dist = {dist_tampon})"))
    return(NULL)
  }
}
```

```
grille <- st_make_grid(tampon, cellsize = 25, what = "centers") %>%
  st_intersection(tampon)
```

```
if (length(grille) == 0) {
  message(glue("⚠️ Parcelle {id} : aucune grille créée"))
  return(NULL)
}
```

```
nb_UE <- min(ceiling(surface / 0.1), 10)
```

```
if (length(grille) < nb_UE) {
  message(glue("⚠️ Parcelle {id} : {nb_UE} UE demandées mais seulement"))
```

```

{length(grille)} possibles"))
  return(NULL)
}

points_sf <- st_sf(id = id, geometry = grille, crs = st_crs(parcelles)) %>%
  slice_sample(n = nb_UE)

return(points_sf)
}

# ❸ 3. Appliquer la fonction à toutes les parcelles
UE_points <- pmap_dfr(
  list(parcelles$geom, parcelles$id, parcelles$surface_ha),
  create_grille
)

# ❹ 4. Exporter pour QGIS
st_write(UE_points, "C:/TFE/DATA/UE_selectionnees.gpkg",
  layer = "UE_points", delete_layer = TRUE)

# ❺ 5. Vérifier le nombre de points générés par parcelle
UE_points %>%
  st_drop_geometry() %>%
  count(id, name = "nb_points") %>%
  View()

# ❻ Tableau récapitulatif : nombre de points par surface
UE_points %>%
  st_drop_geometry() %>%
  left_join(parcelles %>% select(id, surface_ha), by = "id") %>%
  group_by(surface_ha) %>%
  summarise(nb_points = n()) %>%
  arrange(surface_ha)

```

Annexe 7 : Interface SW Maps illustrant une parcelle échantillonnée, comprenant ses 10 unités d'échantillonnage générées selon une grille et sélectionnées aléatoirement.



Annexe 8 : Correction méthodologique : passage d'un relevé par demi-disques à une valeur agrégée par unité d'échantillonnage

Lors du présent travail, l'évaluation du blocage de la régénération a été initialement conduite en divisant la surface d'observation en deux moitiés opposées, chacune correspondant à un secteur hémicirculaire de 10 m de rayon centré sur le point d'inventaire. Cette méthode visait à affiner l'observation en tenant compte de l'hétérogénéité potentielle au sein d'une même unité d'échantillonnage : variations locales de micro-habitats, proximité de lisières, zones plus sèches ou plus humides, ou encore présence localisée de végétation concurrente. Elle répondait ainsi à une logique d'observation détaillée, en cohérence avec le protocole de sélection des « arbres objectifs ».

En pratique, toutefois, cette approche a complexifié le traitement des données sans apporter de bénéfice analytique notable. Quelle que soit la variabilité observée entre les deux moitiés, les analyses nécessitaient in fine de disposer d'une seule valeur représentative de l'ensemble de l'unité d'échantillonnage. Par conséquent, la distinction initiale entre les demi-disques n'a pas été conservée dans l'interprétation des résultats.

Pour harmoniser les relevés et les rendre directement comparables au protocole recommandé (évaluation sur disque complet), les deux estimations issues de chaque unité

ont été combinées en une seule valeur agrégée, selon la procédure suivante :

1. **Si les deux moitiés présentent la même classe de blocage**, cette classe est retenue comme valeur finale.
2. **Si les deux classes diffèrent d'un seul niveau**, la plus élevée des deux est retenue, afin d'éviter une sous-estimation en cas de blocage marqué sur une partie de la surface.
3. **Si l'écart entre les deux classes est d'au moins deux niveaux**, la moyenne des deux valeurs est calculée, puis arrondie à l'entier le plus proche.

Cette correction méthodologique permet d'obtenir, pour chaque unité d'échantillonnage, une valeur unique, directement exploitable dans les analyses, tout en conservant un certain degré de prudence dans les situations contrastées. Elle constitue un compromis entre la finesse de l'observation initiale et la simplicité nécessaire à l'analyse statistique, et aligne les données avec le protocole simplifié préconisé dans la section 3.2.2.5.

Annexe 9 : Matériel requis pour le relevé de terrain :

- Fiches d'encodage des unités d'échantillonnage et des arbres d'avenir
- Outils de prise de notes (carnet, crayon, etc.)
- Ruban métrique pour la mesure des circonférences
- GPS différentiel
- Boussole pour les relevés d'orientation
- Décamètre pour la vérification des distances

Annexe 10 : Caractéristiques stationnelles et bioclimatiques des 20 parcelles étudiées

Id Parcelle	Année coupe	Niveau Trophique	Région bioclimatique	Niveau Hydrique
7	2006	Méso-oligotrophe (-2)	Ardenne centro-orientale	Sols mésiques (2)
9	2009	Méso-oligotrophe (-2)	Ardenne centro-orientale	Sols humides (-3)
12	2006	Méso-oligotrophe (-2)	Basse et moyenne Ardenne	Sols mésiques (2)
13	2006	Méso-oligotrophe (-1)	Fagne - Famenne - Calestienne	RHA : (-1)
33	2009	Méso-oligotrophe (-2)	Condroz - Sambre et Meuse	Sols secs (4)
38	2009	Méso-oligotrophe (-2)	Basse et moyenne Ardenne	Sols humides (-3)
39	2009	Méso-oligotrophe (-2)	Ardenne centro-orientale	RHA : (-2)
40	2009	Méso-oligotrophe (-2)	Ardenne centro-orientale	RHA : (-2)
45	2009	Méso-oligotrophe (-2)	Haute Ardenne	RHA : (-3)
62	2006	Méso-oligotrophe (-2)	Haute Ardenne	Sols mésiques (2)
95	2006	Méso-oligotrophe (-2)	Ardenne centro-orientale	Sols frais (0)
99	2006	Mésotrophe (0)	Ardenne centro-orientale	Sols humides (-3)
106	2006	Méso-oligotrophe (-1)	Basse et moyenne Ardenne	RHA : (-1)
108	2006	Méso-oligotrophe (-1)	Basse et moyenne Ardenne	Sols plutôt secs (3)
114	2006	Méso-oligotrophe (-2)	Haute Ardenne	Sols frais (0)
126	2009	Mésotrophe (0)	Ardenne centro-orientale	Sols humides (-3)
134	2009	Mésotrophe (0)	Plaines et Vallées Scaldisiennes	Sols humides (-3)
140	2006	Méso-oligotrophe (-2)	Ardenne centro-orientale	RHA : (-2)
144	2009	Méso-oligotrophe (-2)	Ardenne centro-orientale	RHA : (-1)
214	2006	Méso-oligotrophe (-2)	Basse et moyenne Ardenne	Sols frais (0)

Annexe 11 : Caractéristiques dendrométriques des arbres, détail par parcelle

Parcelle	NHA (tiges/ha)	GHA (m ² /ha)
106	5294.6	32.2
40	5098.5	6.6
95	5007.1	22.7
9	2793.2	20.0
45	2382.5	10.1
62	2321.2	6.5
7	1869.9	13.0
134	1635.5	14.8
12	1608.9	20.7
99	1551.3	14.1
126	1372.3	6.5
33	1259.6	12.7
39	1188.3	8.0
140	1135.6	5.3
13	1020.6	3.2
144	749.7	8.0
38	612.2	3.5
114	579.9	3.0
108	479.2	5.7
214	460.9	4.9
Moyenne pondérée	1935.4	11.0

Annexe 12 : Degré de blocage des unités d'échantillonnage par parcelle

Parcelle	Nb UE	UE bloquées	% UE bloquées	Intensité moyenne blocage
114	10	10	100.0 %	2.90
38	9	8	88.9 %	3.00
140	8	7	87.5 %	2.86
39	10	8	80.0 %	2.88
40	10	8	80.0 %	2.12
214	10	8	80.0 %	2.50
144	7	5	71.4 %	2.00
126	10	5	50.0 %	2.20
13	10	4	40.0 %	3.00
45	10	4	40.0 %	1.50
9	6	2	33.3 %	1.50
108	10	3	30.0 %	1.33
12	7	2	28.6 %	1.00
62	7	2	28.6 %	2.50
95	10	1	10.0 %	1.00
134	10	1	10.0 %	2.00
7	10	0	0.0 %	NA
33	10	0	0.0 %	NA
99	10	0	0.0 %	NA
106	10	0	0.0 %	NA

Annexe 13 : Synthèse de la présence de gibier par parcelle

Parcelle	Nb UE	UE avec gibier	% UE avec gibier
13	10	10	100.0 %
99	10	10	100.0 %
134	10	9	90.0 %
214	10	9	90.0 %
62	7	6	85.7 %
126	10	8	80.0 %
108	10	7	70.0 %
38	9	6	66.7 %
144	7	3	42.9 %
114	10	3	30.0 %
7	10	2	20.0 %
39	10	2	20.0 %
40	10	2	20.0 %
33	10	1	10.0 %
95	10	1	10.0 %
9	6	0	0.0 %
12	7	0	0.0 %
45	10	0	0.0 %
106	10	0	0.0 %
140	8	0	0.0 %

Annexe 14 : Hauteurs moyennes de la strate arborée et des arbres d'avenir

Parcelle	Hauteur arboré	Hauteur arbres d'avenir
12	16,2	20,0
134	11,7	15,5
7	11,6	14,6
108	11,0	13,1
33	10,9	12,9
144	10,0	11,7
9	9,8	15,0
95	9,5	13,1
140	9,4	10,5
45	9,3	11,9
106	8,5	12,4
99	8,4	11,9
126	8,3	11,4
214	8,2	10,3
114	7,5	9,1
39	7,2	8,4
13	6,8	10,7
40	6,4	10,0
62	6,2	8,3
38	5,6	7,9
Moyenne	9,1	11,9

Annexe 15 : Densité et surface terrière des arbres d'avenir après tri

Parcelle	NHA	GHA
140	212,95	1,32
62	201,19	1,10
106	112,09	1,48
99	100,41	1,52
13	100,25	1,12
33	85,25	1,45
39	83,47	0,61
40	82,64	0,57
108	75,86	1,24
95	68,63	0,72
7	67,38	0,97
9	66,42	0,83
144	65,32	0,87
45	51,07	0,46
12	49,18	1,07
134	34,64	0,80
38	33,97	0,11
126	17,67	0,23
114	13,42	0,07
214	9,01	0,08

Annexe 16 : Travaux sylvicoles passés observés dans les parcelles étudiées

Les interventions constatées sur le terrain sont ponctuelles et généralement limitées à certaines zones ou individus. Elles relèvent principalement de dégagements, détourages, protections et élagages :

- **Parcelle 38** : présence de chemins/cloisonnements ; les arbres en bordure présentent un dégagement partiel.
- **Parcelle 39** : anciens chemins traversant la parcelle ; dégagement partiel des arbres en bordure.
- **Parcelle 40** : travail sylvicole sur une large partie de la parcelle (probablement un détourage généralisé) attesté par la présence de nombreuses branches au sol.
- **Parcelle 62** : protection ciblée par grillage de certains épicéas et mélèzes, souvent accompagnée d'un élagage de ces arbres.
- **Parcelle 95** : détourage réalisé sur l'ensemble de la parcelle.
- **Parcelle 99** : présence de tuteurs sur plusieurs jeunes épicéas (3 ou 4).
- **Parcelle 106** : détourage des arbres situés en bordure de layon.
- **Parcelle 114** : clôture périphérique.
- **Parcelle 140** : clôture périphérique.
- **Parcelle 144** : dégagement de saules dans certaines zones.

En résumé, si certaines parcelles (ex. 95, 40, 140, 144) ont bénéficié d'interventions à large échelle, la majorité des travaux observés restent localisés à des secteurs précis (bordures de chemins, arbres ciblés) et n'ont pas concerné la totalité du peuplement.

