



HAL
open science

Cartographie et caractérisation des perturbations forestières à l'aide de deux campagnes LIDAR dans le Vercors

Maxime Bissey

► **To cite this version:**

Maxime Bissey. Cartographie et caractérisation des perturbations forestières à l'aide de deux campagnes LIDAR dans le Vercors. Géographie. 2024. dumas-04723257

HAL Id: dumas-04723257

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04723257v1>

Submitted on 7 Oct 2024

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

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



Illustration : transect lidar de la zone de 240 ha du 3.4.1 – Bissey.M

Réalisé à l'INRAE avec Jean-Mathieu MONNET (Ingénieur de recherche)

Mémoire soutenu le 11 septembre 2024 par **Maxime Bissey**

Jury :

Référente : Madame DUSSEUX PAULINE (Maître de conférences en Géographie, UGA)

Examineur : Monsieur GIAZZI FRANCK (Maître de conférences en Géographie, UGA)

Formation :

MASTER **SHS et STS** – deuxième année

Mention : **GAED** (Géographie, Aménagement, Environnement, Développement)

Parcours : **GÉOÏDES** (Géographie, Information, Interface, Durabilité, Environnements)

Année 2024

Résumé

Ce travail s'inscrit dans un contexte de crise sanitaire et d'optimisation des coupes en forêt. Par conséquent, certains outils sont développés pour aider les gestionnaires dans la planification forestière.

L'objectif de ce travail a été d'évaluer le potentiel de deux campagnes de télédétection LIDAR pour cartographier et caractériser les perturbations forestières d'origine anthropique ou naturelle dans le Vercors.

Cette étude a eu pour but, en s'appuyant sur des paramètres forestiers de terrain et des informations dendrométriques LIDAR, d'identifier quelle méthode serait la plus adaptée pour cartographier avec précision les perturbations forestières. Les données terrains sont des placettes situées en forêt publique avec des relevés réalisés en 2010 et 2020. Les données LIDAR datent de 2010 et 2021, la première issue de l'INRAE, la seconde de l'IGN.

Plusieurs méthodes ont été testées pour estimer les paramètres forestiers (diamètre moyen, surface terrière, densité de tiges, volume, ...) afin d'en avoir une cartographie (vision globale des perturbations). La méthode du **Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)** se concentre sur le calcul de la hauteur des arbres et des pixels d'une zone (vision plus précise des perturbations). Une catégorisation a été mise en place pour distinguer les différents types de perturbations repérées, notamment à l'aide de valeurs seuils et de la fonction du K de Ripley.

La cartographie et la caractérisation des perturbations se heurtent à certaines problématiques, mais certains résultats sont satisfaisants et ouvrent des perspectives d'amélioration envisageables pour l'avenir.

La rédaction de ce mémoire a été réalisée à Grenoble au sein de l'INRAE au LESSEM (Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés En Montagne) durant un stage de 6 mois.

Abstract

This work is being carried out in the context of a health crisis and the need to optimise forest harvesting. As a result, a number of tools is being developed to help forest managers with their forestry planning.

The goal of this work was to evaluate the potential of two LIDAR remote sensing campaigns to map and characterise forest disturbances of anthropogenic or natural origin in the Vercors.

The target of this study was to identify which method would be most suitable for accurately mapping forest disturbances, based on field forest parameters and LIDAR dendrometric information. The field data consists of plots located in public forests with surveys carried out in 2010 and 2020. The LIDAR data dates from 2010 and 2021, the former from INRAE, the latter from IGN.

Several methods were tested to estimate forest parameters (average diameter, basal area, stem density, volume, etc.) to obtain a map (overall view of disturbances). The **Canopy Height Model (CHM)** method focuses on calculating the height of trees and pixels in an area (a more precise view of disturbances). A categorisation system has been set up to separate the different types of disturbance identified, using threshold values and the Ripley K function.

The mapping and characterisation of disturbances is fraught with problems, but some of the results are satisfactory and point to possible improvements for the future.

This dissertation was written during a 6-month internship at INRAE's LESSEM (Mountain Ecosystems and Societies Laboratory) in Grenoble.

Remerciements

Je souhaite exprimer ma profonde gratitude à toutes celles et ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce mémoire. Je suis particulièrement reconnaissant envers ma famille, mes amis et mes collègues, dont l'affection et le soutien constants ont été des piliers essentiels dans l'accomplissement de ce travail.

Mes sincères remerciements vont, en premier lieu, à mon maître de stage, Jean-Matthieu MONNET, dont la perspicacité, la patience et les conseils avisés ont été très appréciés tout au long de ce stage. Il a su être présent tout au long du stage, à travers des réunions et des échanges éclairants, qui m'ont permis de mieux comprendre les packages utilisés sous Rstudio. De même, ses remarques et explications ont été d'une aide précieuse pour interpréter les données et prendre du recul sur les biais potentiels des méthodes employées.

Je souhaite également remercier ma tutrice de stage, Madame Pauline DUSSEUX, pour le suivi qu'elle a assuré pour ce stage et ce mémoire. Ses remarques et conseils avisés, tant sur le fond que sur la forme, m'ont permis d'améliorer ce mémoire dans son ensemble.

Je remercie également l'ensemble des stagiaires de l'INRAE que j'ai rencontrés et avec qui j'ai partagé des moments conviviaux durant ce stage. Plus particulièrement, je remercie mes collègues du bureau 142 dans lequel j'ai travaillé, à savoir : Romain, Elodie, Louisiane, Quentin et Sarah. Leurs perspectives extérieures et leurs retours sur différents aspects de mon mémoire m'ont souvent permis de surmonter des obstacles et d'améliorer la clarté du message que je souhaitais transmettre, notamment pour les aspects cartographiques.

Sommaire

Résumé	II
Abstract.....	III
Remerciements	IV
Sommaire	V
Sigles et acronymes.....	VI
Glossaire.....	VII
Introduction	1
1 Synthèse bibliographique sur les perturbations forestières.....	3
2 Matériel et méthodes	9
3 Résultats et discussions	20
4 Conclusion et perspectives	30
Bibliographies.....	31
Webographie	36
Liste des Tables	38
Table des matières	40
Annexes.....	43

Sigles et acronymes

AGB	Above-Ground Biomass – Biomasse aérienne
ALS	Airborne Laser Scanning – Scanner Laser Aéroporté
AURA	Auvergne-Rhône Alpes
CHM	Canopy Height Models – Modèles de hauteur de canopée
CNPF	Centre National de la Propriété Forestière
DAP	Digital Aerial Photogrammetry - Photogrammétrie Aérienne Numérique
DEM	Digital Elevation Model – Modèle numérique de hauteur
DSF	Département de la Santé des Forêts
DSM	Digital Surface Model – Modèle numérique de surface
DTM	Digital Terrain Model – Modèle numérique de terrain
GSM	Guide des Sylvicultures des Montagnes
ha	Hectares
IFN	Inventaire Forestier National
IGN	Institut National De l'Information Géographique et Forestière
ITA	Individual Tree-level Analysis - Analyse du Niveau de l'arbre Individuel
LIDAR	Light Detection And Ranging - Détection et télémétrie par laser
MLR	Multivariate Linear Regression – Régression linéaire multiple
ONF	Office National des Forêts
RF	Random Forest – Forêt d'arbres de décision
RMSE	Root Mean Square Error - Erreur Quadratique Moyenne
RUM	Réservoir Utile Maximale
SVR	Support Vector Regression – Régression par séparateurs à vaste marge
TLS	Terrestrial Laser Scanning – Scanner Laser Terrestre

Glossaire

Terme	Définition et explication
<i>Apex (d'un arbre)</i>	C'est le point le plus haut ou le sommet de l'arbre.
<i>BD forêt®</i>	« La BD Forêt® version 2 a été élaborée entre 2007 et 2018 par photo-interprétation d'images en infrarouge couleurs de la BD ORTHO®. Elle attribue à chaque plage cartographiée de plus de 5000 m ² un type de formation végétale. » (Geoservices, s. d.) La version 1 quant à elle avait une surface minimale de 2.25 ha, soit 2250 m ² .
<i>Dendrométrie</i>	Relatif à la dendrométrie. Se dit des mesures, méthodes ou outils utilisés pour évaluer les dimensions et les caractéristiques des arbres et des forêts. Cela inclut l'évaluation des caractéristiques comme la hauteur, le diamètre, le volume, la croissance et la biomasse des arbres.
<i>Densité de tiges (N tiges/ha)</i>	Ce paramètre mesure le nombre d'arbres par hectare (tiges/ha). Il est utilisé pour évaluer la densité de peuplement dans une parcelle forestière.
<i>Diamètre moyen (cm)</i>	Il s'agit de la moyenne des diamètres à hauteur de poitrine (1,3 mètre du sol) des arbres dans une parcelle. Ce paramètre est essentiel pour évaluer l'âge et la structure de la forêt. Un diamètre moyen plus grand indique souvent la présence d'arbres plus âgés.
<i>Pearson</i>	Le coefficient de corrélation de Pearson mesure la force et la direction de la relation linéaire entre deux variables continues. Il varie de -1 à 1, où 1 indique une corrélation positive parfaite, -1 une corrélation négative parfaite, et 0 aucune corrélation.
<i>R_squared (R²)</i>	Ce coefficient de détermination indique la proportion de la variance dans la variable dépendante (observée) qui est prédite à partir de la variable indépendante (prédite). Une valeur de R ² proche de 1 indique un bon ajustement du modèle.
<i>RMSE (Erreur Quadratique Moyenne)</i>	Le RMSE mesure l'écart-type des résidus, c'est-à-dire les différences entre les valeurs observées et prédites. Une

	valeur plus faible de RMSE indique une meilleure précision des prédictions du modèle.
<i>RUM</i>	C'est la quantité d'eau maximale que le sol peut stocker et restituer aux plantes pour leurs besoins physiologiques (Labidi et al., 2017).
<i>Spearman</i>	Le coefficient de corrélation de Spearman évalue la relation monotone entre deux variables, en tenant compte des rangs des données plutôt que des valeurs brutes. Comme Pearson, il varie de -1 à 1.
<i>Surface terrière (G m²/ha)</i>	Ce paramètre représente la somme des sections transversales des troncs d'arbres par hectare. Il est exprimé en mètres carrés par hectare (m ² /ha). Plus la surface terrière est élevée, plus la forêt est dense et présente un capital sur pieds de bois important.
<i>Volume m³ arbre (m³)</i>	Ce paramètre représente le volume de bois contenu dans un arbre individuel, exprimé en mètres cubes (m ³). Ici, l'ensemble du volume de chaque arbre est additionné avant d'en faire une moyenne sur chaque placette. Il est utilisé pour estimer la quantité de bois disponible pour la récolte ou pour évaluer la biomasse forestière. C'est un indicateur clé pour la gestion forestière et la planification de l'exploitation.
<i>Volume par hectare (m³/ha)</i>	Ce paramètre mesure le volume total de bois sur une base d'un hectare (m ³ /ha). Il reflète la productivité de la forêt en termes de volume de bois. Un volume par hectare élevé indique une forte productivité. Il est crucial pour l'évaluation des ressources forestières et la gestion durable des forêts.

Introduction

La forêt française est la 3ème forêt d'Europe en termes de surface forestière, derrière la Suède et la Finlande (UCFF, 2019). Par ailleurs, en France, les environnements naturels sont très importants pour les habitants avec près de 700 millions de visites par année enregistrées dans les forêts publiques (ONF, 2024). La filière bois mobilise près de 400 000 emplois pour un chiffre d'affaires de 60 milliards d'euros (UCFF, 2019). La forêt joue donc un rôle multifonctionnel majeur dans nos sociétés. Néanmoins, les sécheresses de ces dernières années fragilisent de nombreuses essences forestières, notamment des essences typiques de montagne (épicéa, sapin, hêtre, ...) (CNPFF, 2021).

Les perturbations à l'échelle française pour les aspects sanitaires sont irréfutables, tout comme les dépérissements de plus en plus importants ou les feux de forêts. Cela est aussi valable dans les milieux de montagne en Auvergne-Rhône Alpes (AURA). Il est clair que cette réalité est d'actualité, comme le souligne cet extrait de l'ONF : « Le bulletin sanitaire produit par l'ONF au mois d'octobre 2023 atteste, dans toute la France, une hausse du taux de produits accidentels soit, dans le langage forestier, le taux de bois récolté de façon imprévue en raison d'une crise sanitaire » (Office national des forêts, 2024). Une meilleure connaissance des coupes en forêts (localisation, informations dendrométriques, volume concerné) permettrait d'adapter plus durablement les différentes pratiques de gestion et d'être également plus réactif face aux dépérissements massifs (incendies, scolytes, ...) dans certaines régions. C'est dans ce cadre qu'il semble intéressant de regarder si les perturbations sont repérables de façon plus précise et à grande échelle pour adapter la gestion forestière.

Le LIDAR est un outil permettant à l'aide d'un laser de scanner l'ensemble d'une zone d'étude, dans notre cas, survolée par avion. Le résultat est restitué sous forme de nuages de points qui représentent les objets rencontrés par le laser. Ce dernier peut être une source d'informations non-négligeable comme base de ce travail, puisqu'il couvre des espaces importants. Il se trouve que, sur les 200 millions d'euros mobilisés pour la filière forêt bois pour une adaptation aux changements climatiques, le plan de relance comprend un financement pour le LIDAR (CNPFF, 2021). La France entière devrait donc être couverte d'ici 2025 (cf. annexe 1) par l'information LIDAR, pour chaque région, mise à disposition gratuite (Géoportail - IGN France, s. d.). C'est pourquoi, l'INRAE souhaite tester le potentiel de deux campagnes de télédétection LIDAR pour cartographier et caractériser les perturbations forestières d'origine anthropique ou naturelle. La problématique va donc porter sur la question suivante :

La comparaison de deux campagnes de télédétection LIDAR permet-elle de cartographier et caractériser les perturbations forestières d'origine anthropique ou naturelle ?

Nous allons nous intéresser dans ce cadre à plusieurs cas d'études sur des zones géographiques choisies dans le Vercors, pour tester le potentiel du LIDAR pour caractériser les perturbations forestières d'origine anthropique ou naturelle.

Les objectifs seront donc de tester la cartographie de la variation de stock avec la méthode directe et indirecte, dans le but d'identifier et de quantifier les prélèvements. Par ailleurs, une cartographie sera également effectuée avec l'aide du **Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)**, comparant les 2 années de référence. Le but ici est d'étudier les possibilités de cartographie

concernant la caractérisation spatiale (répartition des arbres, diamètres, hauteurs, ...) des perturbations, en utilisant, soit la méthode du CHM, soit l'un ou les meilleurs paramètres forestiers, issus des méthodes directe et indirecte de la variation de stock.

Dans un deuxième temps, il sera testé la pertinence et la complémentarité du travail effectué (repérage des perturbations naturelles), en le comparant avec des cartes (avec FOREDEAD) et des bases de données (Prodbois de l'ONF) d'anomalies forestières enregistrées. Pour tenter de caractériser et de séparer les coupes forestières des perturbations naturelles, plusieurs tests seront réalisés, notamment à l'aide du CHM et de la relation entre type de perturbation et type de peuplement.

Nous commencerons par un état de l'art concernant les enjeux et rôles de la gestion forestière française ainsi que de l'intérêt du LIDAR. Nous poursuivrons avec les différentes méthodes employées pour caractériser les perturbations forestières. Puis nous finirons avec une présentation des résultats, des biais et erreurs potentiels et de l'exploitabilité des modèles pour une utilisation ultérieure. Pour résumer, ce mémoire présente un état de l'art sur les perturbations forestières ainsi que les analyses obtenues et les perspectives de résultats.

Ma mission durant le stage a été de tester si les résultats pouvaient être envisageables et utilisables pour des gestionnaires (% d'erreur/précision), au sein du LESSEM (Laboratoire EcoSystèmes et Sociétés En Montagne), dans l'équipe DYNAMICS (Dynamique et gestion durable des écosystèmes terrestres dans un contexte de changement global), à l'INRAE.

Ce travail a été supervisé par Jean-Matthieu MONNET, ingénieur de recherche à l'INRAE, spécialisé dans la cartographie et télédétection des forêts de montagnes et des gestions intégrées des territoires forestiers, et par Jérôme BOCK à l'ONF, ingénieur d'étude dans le domaine la gestion forestière et la géomatique appliquée à la sylviculture.

Cette étude poursuit le travail amorcé par OIHI Zouhir en 2023 sur le territoire des Bauges pour la détection, caractérisation et quantification des perturbations forestières sur une base de données interne à l'ONF (Prodbois).

1 Synthèse bibliographique sur les perturbations forestières

1.1 La gestion de la forêt française : enjeux et rôles

1.1.1 Contexte global

Les forêts en France couvrent plus de 17 millions d'hectares (Office National des Forêts, 2024). Le volume de bois sur pieds est estimé à 2.8 milliards de m³ sur l'ensemble du territoire métropolitain, soit environ 173 m³ par hectare (IGN, s. d.). Les forêts privées représentent 75% des forêts françaises (CNPFF, 2021), les forêts publiques seulement 25%. De façon plus précise, dans la région AURA, les forêts ont une superficie globale proche de 2,4 millions d'hectares dont 80% sont privées (CNPFF, 2021).

1.1.2 Structuration et organisation

Au niveau régional, les forêts publiques sont régies par les directives d'aménagements (DRA) et les schémas régionaux d'aménagements (SRA), (Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire, 2019). Quant aux forêts privées, elles sont orientées par les schémas régionaux de gestion sylvicoles (SRGS), (CNPFF, s. d.). Les forêts sont orientées sur la base de documents de gestion. Ils sont appelés, en forêts publiques, « documents d'aménagement ». Il en existe plusieurs en forêts privées, tels que le Plan Simple de Gestion (PSG), le Règlement Type de Gestion (RTG) ou le Code de Bonnes Pratiques Sylvicoles (CBPS), (Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire, 2016).

1.1.3 Le rôle et les enjeux des forêts

La définition d'une forêt est résumée avec l'illustration ci-après en figure 1 :

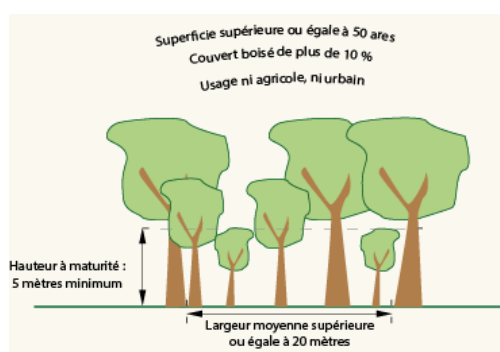


Figure 1 : Définition d'une forêt (IGN, s. d.)

Les forêts françaises ont un rôle multifonctionnel (Article L121-1 - Code Forestier (Nouveau) - Légifrance, s. d.). Les forêts jouent un rôle crucial pour les services qu'elles offrent, d'un point de vue social et économique, mais également environnemental (Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires, 2023). Pour ce qui est de son rôle économique, ce sont environ 20 200 établissements concernés, avec 63 700 emplois pour la filière forêt-bois en AURA (CNPFF, 2021). Son rôle écologique permet de séquestrer 7 % des émissions

nationales de gaz à effet de serre (Office National des Forêts, 2024). D'ailleurs, d'ici 2050, la forêt devra participer à l'objectif de la France dans la neutralité carbone (CNPFF, 2021).

La gestion durable des forêts garantit la diversité biologique, leur capacité de production et de régénération ainsi que le maintien des fonctions économiques, écologiques et sociales, quels que soit les niveaux et les échelles (Article L1 - Code Forestier - Légifrance, 2022). La gestion forestière s'inscrit donc dans une gestion globale de tous les aspects de la forêt.

Le changement climatique complique les pratiques de gestion durable notamment avec la hausse des températures et la répartition différente des précipitations (et leur forme). C'est pourquoi le changement climatique vient donc renforcer certains risques, comme les tempêtes (Géorisques, s. d.), les stress hydriques, les attaques d'insectes (scolytes ; exemple en figure 2) ou les incendies (Féret & Belouard, s. d.). Elles sont donc aussi victimes de plus en plus de dépérissement, ces dernières années, avec plus de 670 000 hectares concernés (Office National des Forêts, 2024).



Figure 2 : Exemple d'épicéas scolytés à 700 m d'altitude dans les Vosges saônoises (70), été 2020. M. Mirabel (A) et S. Hirter (B) © DSF

1.2 Les différents types de perturbations

Il est souhaitable de définir ce que l'on entend ici par « perturbation ». La perturbation est définie, selon White (1979), comme étant « tout événement discret (au sens physique du terme) dans l'espace et dans le temps qui déstructure un écosystème, une communauté ou une population et modifie les ressources, le substrat ou l'environnement physique » (traduction de l'auteur). Contrairement à ce que l'on pourrait croire, les perturbations génèrent une biodiversité non-négligeable dans le temps par des mosaïques d'habitats (Blondel, 2019).

Les causes des perturbations au sein du milieu forestier peuvent être multiples (Cordonnier, 2004). Elles peuvent être d'origine humaine, avec l'urbanisation et les incendies (de cause anthropique), mais également avec la sylviculture (exploitation) mise en place dans le peuplement (Oihi, 2023). Elles peuvent aussi être d'origine naturelle, comme les tempêtes, les incendies (naturel), les parasites ou encore les maladies. On peut ici définir les tempêtes

comme suit : « le vent moyen atteint ou dépasse 89 km/h sur une période d'au moins 10 minutes » (Géorisques, s. d.).

Les stress hydriques, dus au changement climatique observé ces dernières années sur certains peuplements en France (Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires, 2023), font également partie des causes de perturbations naturelles. Celles-ci sont majoritairement observables par des dépérissements et donc une masse foliaire amoindrie. On peut considérer que l'arbre est victime d'un stress hydrique, lorsque moins de 40% des réserves en eau du sol sont disponibles (ONF, 2023).

1.3 *Le LIDAR : un outil prometteur pour la caractérisation des perturbations forestières*

1.3.1 Définition du LIDAR

Le LIDAR (*Light detection and ranging*) est un instrument de télédétection qui permet à l'aide d'un laser de déterminer la distance entre un objet A (végétation, pierre, sol) et l'émetteur/récepteur, ici le capteur 3D-LIDAR. Ce dernier renseigne donc sur la situation du terrain avec des informations précises (Lamaille et al., 2016 / Ferraz, 2012), notamment concernant le peuplement forestier. Plusieurs technologies de LIDAR sont actuellement disponibles. Le LIDAR terrestre (TLS) se concentre plus au niveau de la placette forestière, pour étudier la structure des arbres (Bouvier, 2015). C'est le LIDAR aéroporté, qui nous intéressera ici, et qui est utilisé à une échelle généralement plus grande, celle du massif forestier. De façon plus précise, le laser du LIDAR, pour étudier les environnements forestiers, se concentre généralement entre 900 et 1064 nanomètres, pour lesquels la réflectance de la forêt est optimum (Bouvier, 2015).

1.3.2 Intérêts du LIDAR pour l'évolution du couvert forestier

Les différents relevés forestiers permettent d'établir une vision d'ensemble de la composition, de la structure et de l'état d'un peuplement sur une zone définie. Il est possible de dresser des inventaires en plein. Mais ce sont, plus généralement, des placettes qui sont utilisées pour rendre compte de ces informations. En effet, il est difficile de couvrir une grande étendue, surtout dans des endroits escarpés et difficiles d'accès. Le LIDAR vient donc pallier cette problématique, sur des grandes surfaces forestières. Il peut apporter de précieux renseignements concernant le peuplement (Oihi, 2023). À ce jour, il est l'une des meilleures manières technologiques pour caractériser la structure 3D d'une forêt, via des modèles numériques et des nuages de points (Ferraz, 2012). La difficulté du laser, lorsqu'elle traverse les différentes strates dans les peuplements, est de générer la suppression d'un nombre conséquent d'informations, concernant la présence de végétation en dessous de la canopée. Ce qui rend leur localisation et délimitation difficiles (Ferraz, 2012). Pour la caractérisation des arbres du sous-étage, la densité des points, au sein du nuage de points, fait varier le taux de détection des arbres présents (Sačkov et al. 2016). Néanmoins, certains chercheurs sembleraient s'approcher d'une estimation de la diversité des structures au sein d'une forêt (Mura, 2015). Les applications au domaine de la forêt sont variées et multiples (Goodbody et

al, 2019). Il y a plus particulièrement des perspectives d'exploration, notamment pour cartographier les perturbations forestières à l'aide du LIDAR (Oihi, 2023).

1.3.3 Méthodes d'estimation et de calibration

Plusieurs méthodes d'estimation sont possibles, pour quantifier le changement de variables forestières entre deux dates, à partir de données LIDAR. Ce qui rend ensuite possible la caractérisation des perturbations forestières, d'origines naturelles ou anthropiques.

Il existe la méthode directe et la méthode indirecte. La méthode indirecte utilise deux modèles prédictifs pour les 2 années concernées, de façon séparée, pour en calculer la différence. La méthode directe, quant à elle, reprend un modèle unique pour identifier les potentiels changements (Tompalski, 2021). Il n'y a pas de modèle qui serait plus performant qu'un autre, a priori, pour l'estimation de la croissance (Knapp, 2018).

Pour pouvoir effectuer ces méthodes d'estimation, il s'agit de réaliser des calibrations sur la base de données « terrain », afin de s'approcher le plus possible de la réalité (Monnet et al. 2020). On peut utiliser, soit la méthode de détection d'arbres (Saint-Onge et al., 2015), soit la méthode surfacique (White et al., 2013). D'autres travaux ont également utilisé ces approches à l'arbre ou à la placette (Nelson et al. 1988 ; Næsset, 2002 ; Bouvier, 2015). La méthode surfacique se base sur des données « terrain », en combinant la géométrie du couvert végétal observé par le LIDAR (Monnet et al. 2015). C'est celle qui semble être la plus appropriée pour être élargie à l'échelle du peuplement. Pour ce qui est de la méthode à l'arbre, cette dernière repère les arbres individuellement. Or, lors d'une extrapolation à l'échelle du massif, l'information s'avère partiellement complète : certains individus sont manquants, ayant fusionnés avec d'autres houppiers ou n'étant pas visibles du fait du couvert forestier. Ce qui peut entraîner une précision amoindrie.

1.3.4 Qualification et localisation des perturbations existantes avec le LIDAR

D'une façon générale, la réduction brutale de biomasse dans un secteur donné peut nous donner une indication d'une perturbation au niveau du peuplement. La biomasse végétale est caractérisée comme « la quantité de matière organique dans les matériaux végétaux vivants et morts, exprimée en poids sec par unité de surface » (Brown 1997).

Lors de perturbations naturelles, dans le cas de vents violents ou de tempêtes, des trouées potentielles sont créées. Le repérage de ces trouées est donc important pour identifier le changement d'une année à l'autre. L'identification de ce type de trouées, simples (un seul arbre) ou multiples (plus de 5 m²), est possible et fonctionne avec le LIDAR (Vepakomma, 2008).

Le repérage des perturbations, comme le stress hydrique ou les attaques sanitaires (notamment les insectes ravageurs comme les scolytes), se concentrerait autour de l'évaluation de la présence ou non du houppier (feuillage moins présent ou totalement disparu, mais l'arbre encore sur pied). Ces observations pour les dépérissements, notamment

au niveau de modifications atypiques et anormales de la cime des arbres, ont déjà été renseignées par le passé (Landmann, 1994).

Il est important de noter que la détection d'arbres est moins fiable lorsque la densité de points est moindre (Zhao et al. 2017). Ce qui implique une détection des arbres co-dominants ou dominés moins précise que les arbres dominants (Kaartinen et al. 2012). De plus, la mobilisation des données métriques du LIDAR, permet avec un niveau de détail et une précision suffisante l'observation de la biomasse aérienne (AGB) dans les forêts tropicales (KC, 2024).

Ces observations sont, dans une moindre mesure, adaptables au système montagnard des régions tempérées, pour la recherche de ces houppiers dépérissants. Il est intéressant de noter que l'algorithme du Random Forest (RF) donne de meilleurs résultats pour caractériser la biomasse aérienne (AGB) par rapport aux modèles linéaires, non-linéaires et Support Vector Regression (SVR) (Feng et al. 2017). Cette méthode de repérage pourrait également être valable pour les incendies (quelle que soit l'origine).

Seul le repérage des incendies semble plus facile, car l'absence de feuillage et de végétation concernerait de grandes zones (individus agrégés : donc une création de tâche), facilitant ainsi son identification. D'ailleurs, certains des travaux s'axent sur la localisation des incendies à un stade précoce, sur la base des panaches de fumée en forêt (VILAR, 2003).

Lors d'une exploitation, les arbres sont abattus (couchés au sol), puis enlevés de la parcelle (Office National des Forêts, 2021). Lors d'une tempête, des chandelles ou des chablis peuvent être créés. Pour identifier les arbres tombés au sol (les bois morts naturellement ou issus d'une coupe forestière), il est possible d'utiliser des méthodes d'estimation des hauteurs. En effet, la différence de hauteur entre 2 campagnes LIDAR, entre deux MNC, permettra de voir assez facilement si l'arbre est toujours debout, s'il est tombé au sol ou s'il a « disparu » (Tompalski, 2021).

C'est dans ce cadre, que l'analyse par zone (ABA), la différence de modèles de hauteur de canopée (CHM) ou encore l'analyse du niveau de l'arbre individuel (ITA) peuvent être utilisées pour estimer des modifications éventuelles (Tompalski, 2021). Les modèles de hauteur de canopée (CHM) utilisant du LIDAR apparaissent prometteurs pour les forêts résineuses (Jakubowski, 2013 ; Koch, 2006). Dans des conditions hors feuilles, la hauteur des arbres est évaluée avec une erreur autour de 1 mètre, pour les forêts de feuillus, selon les études de Brandtberg et al. (2003) et Gaveau and Hill (2003). Les résultats des algorithmes développés par Sačkov et al. (2016) montrent que le LIDAR semble plus approprié pour le calcul des hauteurs d'arbres que pour l'estimation des diamètres et du volume.

De nombreux paramètres environnementaux (pente, densité du couvert, essences feuillues ou résineuses, ...) font varier la précision des résultats lors de l'exploitation des données LIDAR, notamment lors de la segmentation de l'arbre. L'algorithme Ptrees, créé par Véga et al (2014), permet, selon les tests dans les travaux de Bouvier (2016), de réduire l'impact de la pente sur l'ensemble des nuages de points issus du LIDAR. Dans le but de diminuer l'impact des taux d'omission et de fausses détections des arbres, de nouveaux algorithmes ont pu être développés, plus particulièrement au sein des peuplements composés de plusieurs strates (Duncanson et al., 2014).

1.4 La télédétection optique : un outil pour venir en appui au LIDAR aéroporté

La télédétection optique peut d'ailleurs être employée, en complément de l'utilisation du LIDAR, pour identifier les modifications forestières. Le proche infra-rouge semble être le meilleur canal pour identifier les éclaircies et les coupes rases, par comparaison d'images satellitaires (Durrieu et al. 1994). D'autres études ont également montré que l'utilisation uniquement du proche infra-rouge, ou couplé avec du rouge, permet de bien voir les évolutions du couvert forestier (Pilon et al, 1988 ; Sader et Winne, 1992 ; Abednego et Collet, 1992 ; Herwitz et al, 1990). Certaines limites du LIDAR sont perceptibles pour la détermination précise des végétaux en dessous de la canopée (Ferraz, 2012).

Pour aller plus loin, une étude récente, en se basant sur les modèles Multivariate Linear Regression (MLR), Support Vector Regression (SVR) et le Random Forest (RF), montre que le LIDAR est plus efficace que la télédétection optique seule pour estimer la biomasse d'une forêt (Zhang et al. 2024). Il est d'ailleurs souligné par une étude antérieure, que le LIDAR constitue la base de données la plus précise dans l'estimation de la biomasse aérienne (Chen et al. 2013). Néanmoins, le fait de coupler le LIDAR et la télédétection optique permet d'obtenir une précision plus grande que la télédétection ou que le LIDAR seuls (Zhang et al. 2024).

D'autres sources de données intéressantes, complémentaires au LIDAR, sont a priori exploitables pour comparer les résultats des perturbations forestières identifiées.

En effet, des cartes ont vu le jour, grâce à un travail à partir d'images du satellite SENTINEL-2, notamment concernant les problématiques liées aux scolytes, en réalisant une détection des anomalies liées à la végétation (fordead, s. d. ; Féret, J.-B., & Belouard, T. et al., s. d.). D'ailleurs, l'Université de Liège Gembloux Agro-Bio-Tech a développé une méthodologie pour le suivi de l'évolution des attaques de scolytes pour la Wallonie (ONF, 2021). Une autre approche complémentaire est possible en exploitant des images Landsat, au niveau européen, avec des cartes en version TIF (Senf & Seidl, 2020).

Pour la détection des coupes rases, les outils développés par THEIA sont mobilisables (Théia, 2016), en lien avec les guides méthodologiques, initiés notamment par l'Equinex Geosud. La précision géographique obtenue est de l'ordre de 1 hectare minimum avec une précision planimétrique de 5 à 10 mètres (K. Ose, M. Deshayes – Irstea, 2015). Pour utiliser ce procédé, de multiples formations sont nécessaires, rendant le procédé moins accessible pour une exploitation éventuelle.

2 Matériel et méthodes

2.1 Site d'étude : contexte du massif du Vercors

Le massif calcaire du Vercors, situé dans la région Auvergne-Rhône-Alpes (AURA), à proximité de Grenoble, est riche d'une diversité de paysages et de milieux. S'élevant à plus de 2300 mètres d'altitude, ses versants sont composés d'une mosaïque de milieux ouverts, avec des cultures, des prairies et des alpages (Parc Naturel Régional du Vercors, s. d.). La géologie karstique du lieu rend l'eau difficile à stocker, car elle s'infiltrerait rapidement dans le sol. De plus, la disponibilité de cette ressource en eau connaît d'importantes variations saisonnières (HISOUR Art culture histoire, s. d.). Ce qui influence directement les réservoirs potentiels pour les arbres, avec une majorité de points de références de RUM (cf. glossaire), compris entre 10 et 70 mm (Observatoire des Forêts Françaises, s. d.).

Les feuillus représentent 40 % et les conifères 60 % des arbres présents sur le Vercors (Observatoire des Forêts Françaises, s. d.). Ces derniers sont présents majoritairement avec le chêne pubescent en basse altitude. On retrouve également des hêtraies-sapinières typiques du milieu montagnard, en finissant à l'étage subalpin avec des pinèdes de pins à crochets (Parc Naturel Régional du Vercors, s. d.). Toutes essences confondues, le Vercors détient une ressource en bois non négligeable, au-dessus de la moyenne nationale (173 m³/ha en France), avec 228 m³/ha (Observatoire des Forêts Françaises, s. d.).

2.2 Données utilisées

Dans le cadre du travail demandé, il est important, dans la construction des modèles, pour estimer les différents indicateurs recherchés (surface terrière, volume, hauteur, ...), d'avoir des références réelles de la réalité du terrain. Cela permet de calibrer les modèles sur des informations tangibles et ainsi espérer obtenir des résultats les plus proches possibles de la réalité. De plus, la comparaison, après prédiction, permet de vérifier la validité de la méthode mise en place, ainsi que sa précision.

Les placettes « terrain » de référence sont situées dans le Vercors, pour les années de mesure 2010-2012 et 2022-2023 (cf. carte et photos d'illustration ci-après en figure 3 et 4). Le nombre de placettes prises en compte est de 96, réparties dans des parcelles publiques, mais également privées. Le jeu de données « terrain » a été choisi selon plusieurs critères. Ces données correspondent aux dates des 2 passages LIDAR. Ce sont également des données qui sont à proximité de Grenoble afin de faciliter la vérification des données sur place. Les données LIDAR sont composées de 2 campagnes LIDAR aéroportées. La première a été réalisée par un prestataire externe (entreprise Sintégra) à la demande de l'INRAE, pour les années 2010-2011. La seconde a été réalisée par l'IGN en 2021 (LIDAR HD).

Pour plus de fluidité, et afin d'éviter les lourdeurs, dans les explications et dans les figures, les années correspondantes, relatives au premier et au second jeu de données « terrain » et passage LIDAR, seront abrégées par 2010 et 2020 ou par 201X et 202X (X rassemblant les différentes années concernées).

La campagne LIDAR a été effectuée par l'entreprise Sintégra, avec l'avion Cessna 206 et l'hélicoptère AS 350 B3, avec un capteur LIDAR LMS-Q560 et une centrale inertielle IMU IXSEA (100 Hz) à 595 m de hauteur par rapport au sol. Le résultat final est donné avec le système de coordonnées suivant : RGF93 - Lambert 93 et altitude IGN69, notamment sous le format de type LAS. La précision de la densité d'impulsions est de 11/m² et de 16/m² pour la densité de points.

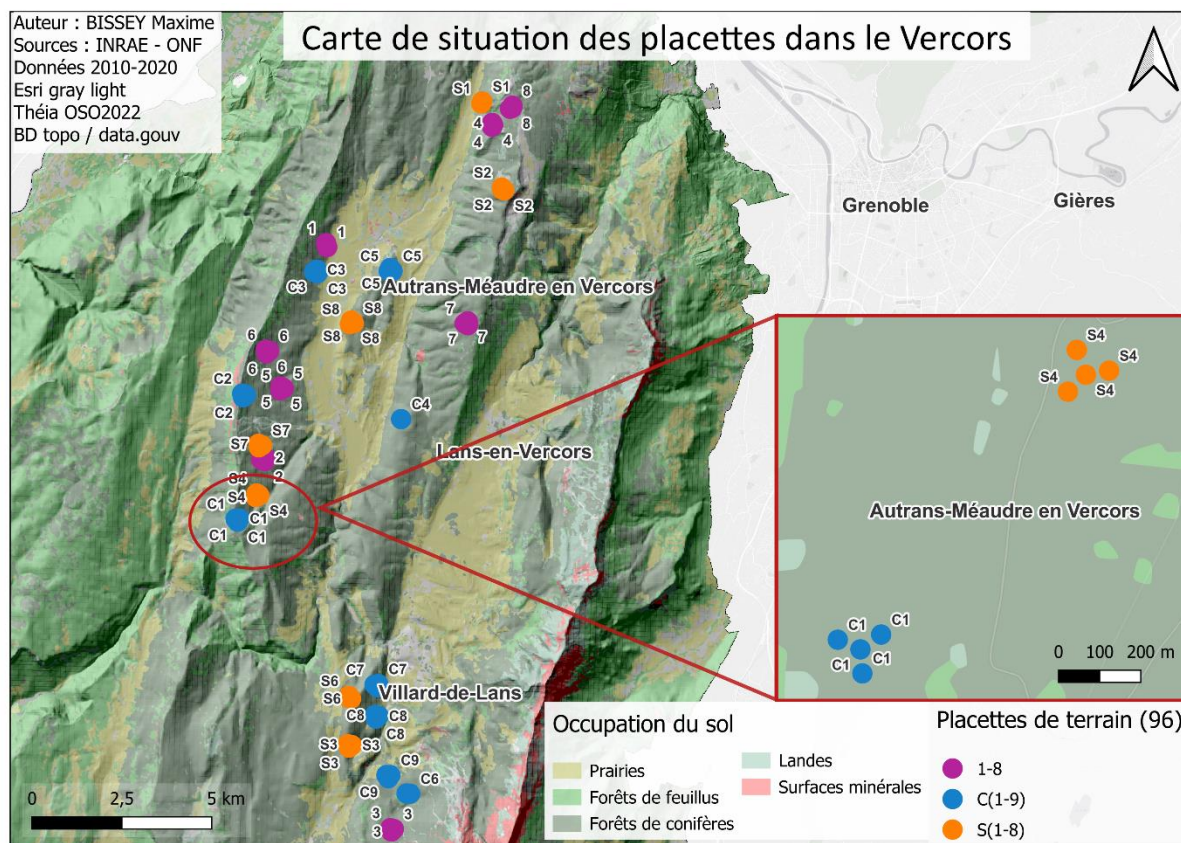


Figure 3 : Carte de situation des placettes dans le Vercors, avec un exemple zoomé des placettes C1 et S4, dans la commune d'Autrans-Méaudre en Vercors



Figure 4 : Photos d'illustration des placettes « terrain » (cf. annexe 1 pour d'autres illustrations)

Des données complémentaires sont mobilisées plus loin, pour la caractérisation des perturbations forestières, à savoir les cartes issues des traitements du package python FOREDEAD (FORest DEgradation And Dieback). En effet, le package n'est pas sur RStudio. Il est donc préférable d'utiliser plutôt les résultats des cartes finales, après traitements, sur les sites d'études du Vercors.

Les étapes utilisées et les résultats de la prise en main nécessaire des packages et des données ne sont pas mentionnés ici, mais peuvent être consultés si besoin en annexes 2, 3 et 4.

2.3 Atouts des informations relatives à la variation de stock (informations dendrométriques) et à l'identification des perturbations forestières

Le repérage et l'identification des différents types de perturbations, qui peuvent affecter la forêt, sont autant d'atouts qui sont profitables pour les gestionnaires forestiers. En effet, ces observations permettent de mieux orienter et d'ajuster la gestion des peuplements touchés. D'autres informations, comme certaines données dendrométriques, peuvent également être intéressantes. Il peut s'agir du volume, estimé à l'échelle du peuplement, ou au niveau de l'arbre (toute espèce confondue ou par espèce), concernant la biomasse forestière ou la biomasse aérienne (AGB), mais aussi la variation de ce stock. Elles permettent de compléter les données déjà récoltées par ailleurs, avec les inventaires réalisés en forêt. C'est pourquoi, les informations sur les ressources forestières sont primordiales, pour la planification forestière (Tompalski, 2021).

2.4 Méthodes concernant les variations de stock pour des paramètres de peuplement forestiers

2.4.1 Méthodes indirectes

Il est important de préciser que, les paramètres forestiers sélectionnés sont liés à des indicateurs, auxquels peut avoir recours le gestionnaire pour orienter la gestion forestière. Ce sont, en effet, des variables qui sont assez couramment utilisées, pour réfléchir aux pratiques de gestion, notamment en cas de crises ou d'événements exceptionnels (tempêtes, incendies, ...). Il s'agit de la surface terrière, du diamètre moyen, de la densité de tiges, du volume de l'arbre par hectare et du volume moyen par hectare (cf. glossaire).

Pour chacune des 2 années, sur la base des données réelles de terrain et des paramètres dendrométriques LIDAR, un modèle linéaire est développé, pour prédire chaque paramètre forestier étudié ici. On dénombre environ 68 métriques LIDAR (cf. annexe 5), pouvant entrer en ligne de compte pour la création du modèle, dont 52 variables pour les métriques des points, 3 variables pour les métriques de terrain (altitude, azimuth et pente), et 13 variables pour les arbres.

La méthode indirecte a pour but de faire la différence entre les 2 années. Les résultats graphiques et cartographiques ainsi obtenus rendent compte du gain ou de la perte de capital pour chaque placette. Voici, ci-après, un détail méthodologique, concernant les étapes à réaliser pour arriver au résultat escompté, en figure 5.

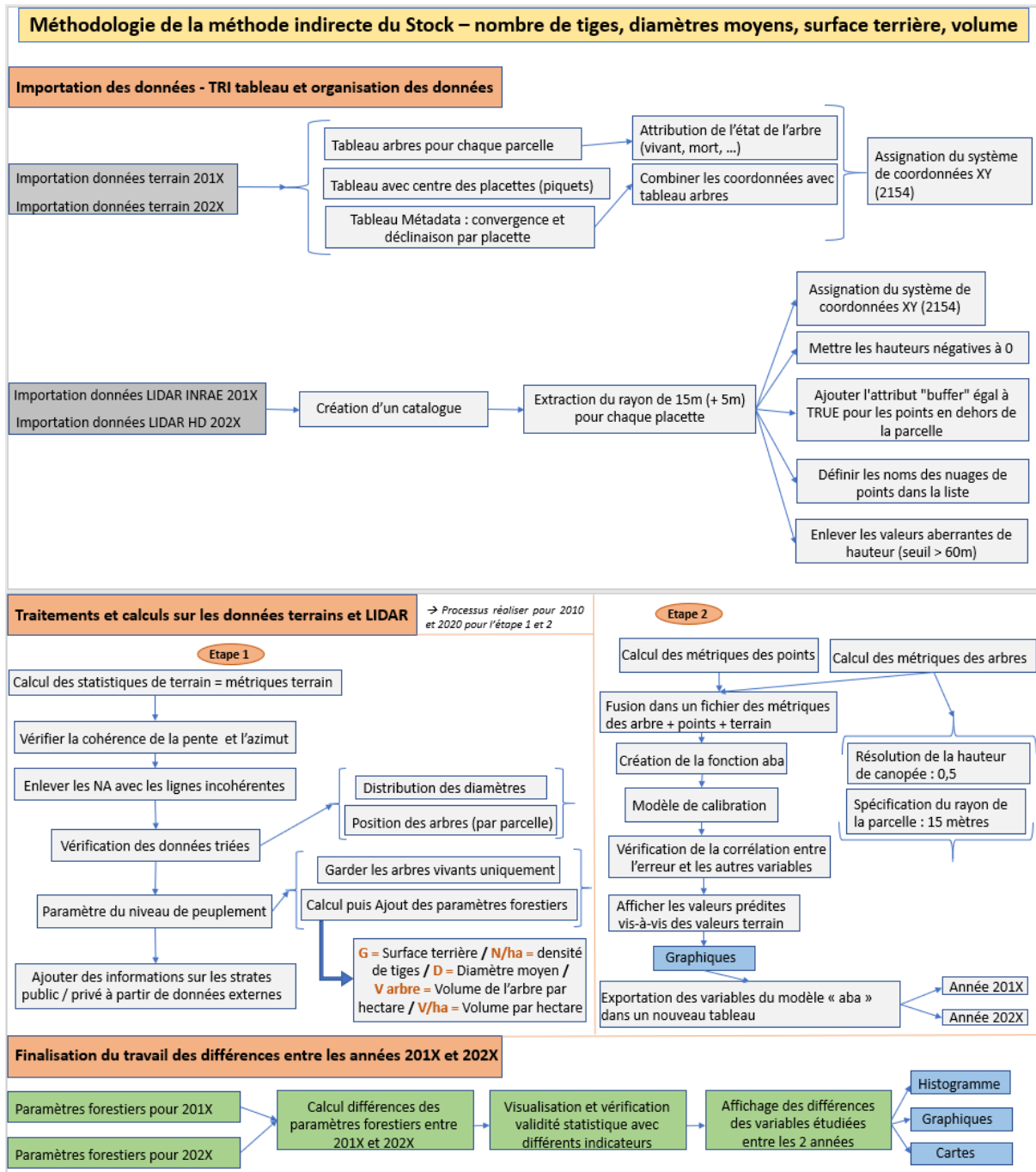


Figure 5 : Méthodologie de la méthode indirecte du stock sur les variables forestières (nombre de tiges, diamètres moyens, surface terrière et volume)

2.4.2 Méthode directe

L'objectif de la méthode directe est de créer un modèle unique, avec l'ensemble des métriques des 2 années, pour estimer les paramètres forestiers. Il n'y a pas, dans ce cas, un modèle pour chaque année, mais un seul modèle pour les 2 années. Voici, ci-après, en figure 6, un détail méthodologique, concernant les étapes à réaliser pour arriver au résultat escompté.

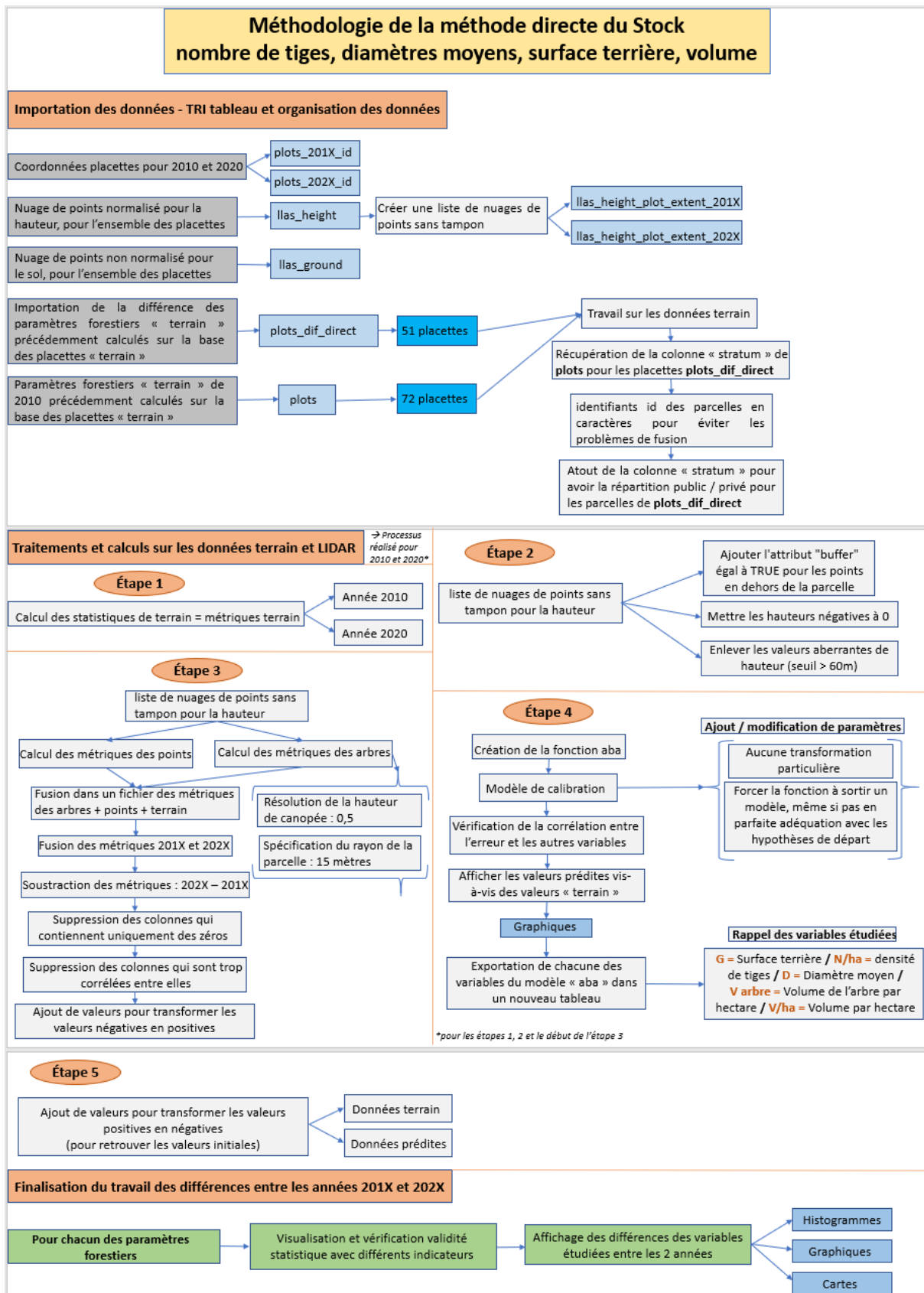


Figure 6 : Méthodologie de la méthode du Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)

2.4.3 Modélisation - Explication des choix du type de modèles utilisés dans les méthodes directe et indirecte

Il existe deux types d'approches possibles, dans la construction d'un modèle.

Dans la première approche, nous avons à disposition les données « terrain », que l'on essaie d'approximer avec une régression (linéaire, logarithmique, ...), via un modèle qui cherche à se rapprocher de la régression réelle que l'on connaît. Cela peut nous permettre de l'extrapoler pour d'autres sites d'études. La généralisation peut néanmoins, parfois, nous faire perdre de la précision, mais elle écarte les bruits potentiels liés à la donnée.

Dans ce cas, c'est un modèle de calibration qui est utilisé. Ici, c'est le modèle `aba` (package `LidaRtRee::aba_build_model`). Le modèle combine les paramètres pour se rapprocher de la régression réelle. Il choisit le meilleur, parmi ceux identifiés. Par exemple, ce procédé sera réalisé pour les deux années, séparément, à chaque fois, pour la méthode indirecte, pour la biomasse forestière (variation de stock sur des paramètres forestiers).

Dans la deuxième approche, le travail se base sur un modèle d'apprentissage avec un jeu de données, pour que la machine apprenne, et un autre jeu de données, pour appliquer ce qu'elle a appris. Cela nécessite un grand jeu de données, pour que le modèle d'apprentissage ne cale pas le modèle sur les bruits liés aux données de référence, mais tente de se rapprocher de la régression réelle. La généralisation pour d'autres sites d'études peut donc être compromise, si le jeu de données n'est pas assez grand pour l'apprentissage. Ce type de méthode est applicable, à l'aide du Random Forest.

Dans le cadre du jeu de données existant, il est donc préférable d'utiliser dans un premier temps la première approche.

2.4.3.1 Exemple de la densité de tiges pour le choix entre les modèles créés

Dans le cas de la première approche, une transformation s'effectue préalablement sur la variable, ici avec BOX-COX, dans le but de normaliser sa distribution. Le modèle crée de nombreuses régressions linéaires différentes, sur la base des données « terrain » (ici les placettes), pour prédire, dans des conditions similaires, les paramètres demandés (ici 5 variables forestières dont, par exemple, la densité de tiges, le diamètre moyen, ...). Seules les régressions linéaires comportant 4 métriques explicatives sont testées. En effet, on considère qu'au maximum 4 métriques suffisent, dans notre cas, à expliquer le paramètre forestier étudié. Ces modèles de régressions prédictifs sont classés en fonction de leur taux d'erreur (différence entre les valeurs réelles et les valeurs prédites). Le modèle à la sortie est choisi en fonction du meilleur R^2 (Monnet et al., 2016). C'est ce modèle qui sera utilisé pour la variable forestière à tester.

2.5 Méthode d'identification des perturbations forestières selon la variation de hauteur des arbres – extraction des variables d'intérêts - Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)

La méthode du CHM, résumée avec les illustrations de la figure 7 ci-après, consiste à prendre en compte les hauteurs des pixels avec une résolution de 1 mètre pour les années 2010 et 2020. Une différence entre les 2 années nous permet d'identifier les accroissements (valeur positive > 0), les endroits sans changement (valeur = 0) et les perturbations (valeur négative < 0), pour la zone sélectionnée. Le centre des arbres, appelé apex (cf. glossaire), est également déduit dans ce processus, grâce aux pixels de la carte. Nous avons donc accès à la hauteur du centre du houppier des arbres. Ce qui nous permet d'identifier les arbres, et ainsi de mieux comprendre l'organisation spatiale et temporelle des pixels, entre les années 2010 et 2020.

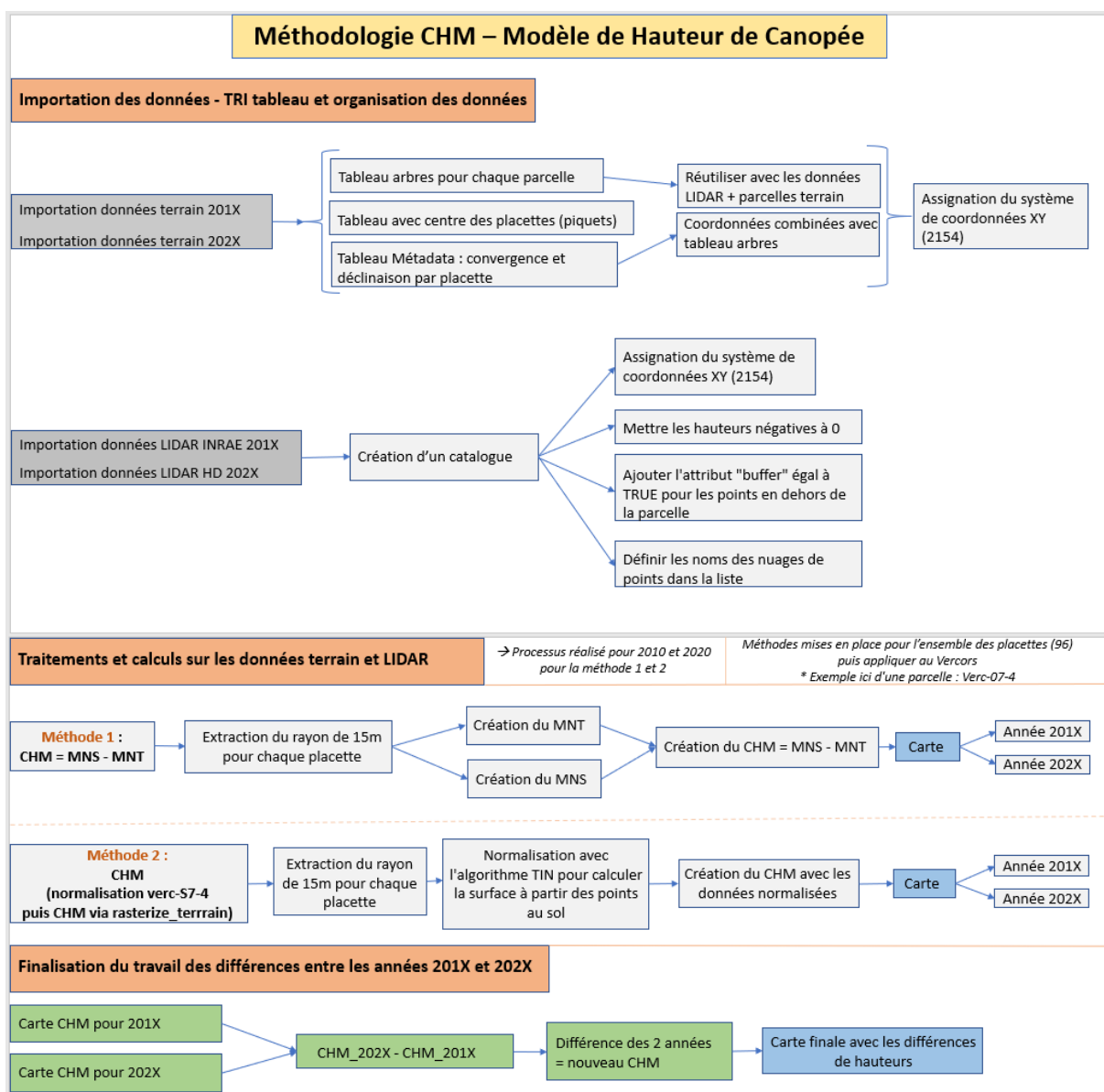


Figure 7 : Méthodologie de la méthode du Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)

Contrairement aux autres méthodes, en ce qui concerne la méthode du CHM, il n'est pas envisageable d'explicitier ici les erreurs liées à l'estimation de la hauteur des arbres. Ce qui serait trop chronophage, car cela impliquerait de prendre en compte toutes les sources d'erreurs : les erreurs relatives, liées au calcul de la hauteur de l'arbre, approximative ; l'erreur du matériel utilisé ; les erreurs de notation lors de la prise de mesure ; et les erreurs liées à la technologie LIDAR. Certains chercheurs se sont penchés sur ces questions d'erreur et de précision de la méthode du CHM. Il est donc estimé, dans la littérature, que le CHM a globalement une erreur d'environ 1 à 2 mètres, pour une majorité de hauteur (Bonnet, 2009 ; Bélouard et al., 2015 ; Brandtberg et al., 2003 ; Persson et al., 2002 ; Gaveau and Hill, 2003).

Les estimations de hauteurs sont des indicateurs avec des ordres de grandeur. Il n'est donc pas gênant d'avoir une imprécision de 1 à 2 mètres, d'autant que l'intervalle des hauteurs reste correct, puisque les valeurs varient de 0 à 45 mètres. Cette précision nous satisfait, car elle correspond à la précision nécessaire pour identifier une variation. On sait ainsi si l'arbre a connu ou non un changement (croissance ou perturbation). C'est ce qui nous intéresse. On peut donc considérer que l'erreur est à la marge.

2.6 Méthodes de caractérisation des perturbations forestières – extraction des variables d'intérêts

2.6.1 Caractérisation spatiale et dendrométrique des perturbations sur la base du CHM

Afin de caractériser les perturbations de façon structurée, il est important de repérer les différents types d'évolution forestière, dont les perturbations. Ces catégories ont été calculées sur la base du CHM, en étudiant la différence entre les 2 années. Cette typologie reprend l'information de chaque pixel, avec des intervalles préétablis pour chaque catégorie. Le test a d'abord été effectué sur une placette « terrain » (Verc-07-4), puis sur l'ensemble des placettes « terrain ». Ce procédé, après vérification sur les placettes « terrain », est donc appliqué à la zone toute entière du Vercors.

La caractérisation spatiale se réalise dans notre cas sur l'ensemble des pixels qui sont perturbés, puis, par extrapolation, aux arbres concernés. Ces derniers sont repérés, grâce à la détection des apex. Le but est de les catégoriser en 2 grands types : les arbres perturbés agrégés et les arbres perturbés isolés. Le choix final de la méthode s'est orienté avec l'aide de la fonction du K de Ripley, pour réaliser cette catégorisation.

De façon plus détaillée, plusieurs tests ont été effectués, avec la fonction DBSCAN et la fonction Ripley de K sous Rstudio, afin de calculer le nombre d'arbres perturbés qui sont isolés ou agrégés entre eux. La fonction DBSCAN vise à trouver des régions à haute densité de points, séparées par des régions à basse densité de points. Elle fonctionne en définissant des clusters, comme des ensembles de points denses, et marque les points isolés ou en faible densité, en-dehors des clusters.

Les essais de cette fonction DBSCAN n'ont pas été concluants, que ce soit d'un point de vue méthodologique ou d'un point de vue de la pertinence et de la fiabilité des résultats par

rapport à ce que nous voulions effectuer. La fonction Ripley de K est plus appropriée pour notre analyse et donne de meilleurs résultats.

La fonction de Ripley K théorique $K(r)$ est donnée par $K(r) = \lambda^{-1}E(r)$ pour une distance r , dans un espace bidimensionnel (Walter, 2000). La fonction de Ripley K observée est calculée à partir des données réelles et représente le nombre observé de points dans un cercle de rayon r autour d'un point donné, ici un arbre. Sur la base du K de Ripley, la fonction de Besag (1977), donnée par $\hat{L}(r) = \sqrt{\hat{K}(r)/\pi} - r$ est une fonction qui étudie $L(r)-r$ en fonction de r . Elle permet d'identifier avec clarté l'agrégation ou non de la zone considérée (Goreaud, 2005), en fonction de la position de la courbe (cf. annexe 10, pour rappel : valeur positive = agrégation, valeur négative = dispersion, valeur proche de zéro = répartition aléatoire), nous prémunissant de la difficulté de lecture pour l'interprétation entre les courbes dans le graphique du K de Ripley.

Pour la prise en main, des tests ont été effectués sur une zone de 30 ha, pour le calcul du K de Ripley. Pour ce qui est de la cartographie de l'agrégation des arbres perturbés, sur la base d'une grille où chaque carré représente 1 hectare sur la zone d'étude, le K de Ripley a été calculé pour une zone de 240 ha tests. Puis c'est la fonction $L(r)$ qui a été choisie pour caractériser l'agrégation, avec une distance de 5, 10 et 15 mètres (r), qui a été généralisée au Vercors.

Nous souhaitons connaître les classes de diamètres concernant le nombre d'arbres perturbés. Or, il n'est pas possible de déduire le diamètre de l'arbre, à partir de la hauteur détectée par le LIDAR, sans risque d'incohérence de méthode. En effet, la relation allométrique utilisée rendrait compte d'une estimation des valeurs mais pas avec une précision suffisante. On peut se contenter d'une estimation logique où, plus l'arbre est grand, plus le diamètre est normalement plus gros, et inversement. Ce qui permet d'avoir un ordre d'idée, mais seulement lié à la hauteur.

Cela fait partie des limites du LIDAR (densité foliaire, angle d'inclinaison du capteur), où les faisceaux laser ne peuvent, pour le moment, traverser l'entièreté de la canopée, pour de se déposer sur le tronc et revenir vers le capteur initial.

2.6.2 Relations entre les types de perturbation et les types de peuplement

Afin de mieux cerner s'il existe un lien de causalité entre le type de peuplement (et donc de la sylviculture mise en place) et les perturbations identifiées, il est judicieux de mettre en relation la cartographie des peuplements en place et des perturbations identifiées à l'aide du LIDAR. La cartographie des peuplements pourrait être réalisée selon une clé d'identification des types de structure du GSM des Vosges. Il serait intéressant de s'en servir afin de le croiser avec les perturbations repérées, dans le but de voir si un type de peuplement est plus touché par les perturbations ou non. Une autre piste serait de le comparer avec la BD forêt® (cf. glossaire), sur la zone étudiée.

2.6.3 Comparaison entre les perturbations naturelles identifiées avec le LIDAR et les anomalies enregistrées par l'ONF et le satellite SENTINEL-2

Il serait intéressant de pouvoir caractériser les perturbations. Il n'est pas possible, avec les données disponibles, de déterminer si les perturbations repérées à l'aide du LIDAR sont d'origine naturelle ou anthropique. Les idées de base de données de référence sont les suivantes :

- **Données FOREDEAD**, pour les perturbations (erreur potentielle liée à la télédétection mais données exploitables) ;
- **Données « Prodbois »** en interne à l'ONF, pour la référence des coupes pour le public (précision ou exhaustivité de la donnée non adaptée à la zone d'étude) ;
- **Données du CRPF + Chambre d'Agriculture**, pour les coupes en forêts privées (trop peu de parcelles concernées et précision faible de la donnée)

Néanmoins, les cartes produites dans le cadre du projet FOREDEAD nous communiquent une information sur les lieux des anomalies, et donc sur les perturbations. Un lien est donc envisageable, pour faire la relation entre les perturbations identifiées avec le LIDAR et les perturbations repérées à l'aide du satellite SENTINEL-2, pour pouvoir comparer les résultats obtenus. Cela permet de vérifier si les endroits cartographiés par le satellite sont les mêmes que ceux cartographiés par le LIDAR.










2.7 Résumé des différentes méthodes possibles pour le repérage et la caractérisation des types de perturbation

Différentes méthodes peuvent être envisagées, pour caractériser la multitude des perturbations en forêt, en comparant un changement ou une différence entre deux dates.

Les perturbations anthropiques concernant l'urbanisation sont repérables lorsqu'il y a un changement drastique de l'état du sol, entraînant une absence complète de la végétation. Ce type de perturbation ne semble pas nous concerner dans le cas des sites étudiés. Il en est de même pour les incendies (case grisée). L'ensemble des méthodes présentées dans le tableau 1, en page suivante, semble globalement approprié pour repérer les perturbations.

Cependant, cela reste, a priori, compliqué de discerner avec clarté ce type de perturbation (le stress hydrique, les attaques sanitaires ou incendies), par la biomasse aérienne. En effet, la détection de ce genre de phénomène est limitée par la récurrence temporelle des passages LIDAR. Nous n'avons pas accès à des données LIDAR tous les ans. Ce qui nous empêche une comparaison fiable (GéoServices, s. d.). De plus, les arbres, touchés légèrement, ou à un stade intermédiaire, de façon localisée, seraient d'autant plus difficiles à repérer, lors de la comparaison. Par ailleurs, pour vérifier la cause exacte des perturbations, il s'agirait de comptabiliser, sur une zone ou sur des placettes, les arbres qui étaient sains et présents à un temps T1, et qui, à un temps T2, ont connu une attaque parasitaire, un stress hydrique, etc. Pour ces raisons, il semble plus approprié de se concentrer sur les aspects liés aux perturbations naturelles, sans se soucier de la cause exacte, dans un premier temps.

Pour la suite de l'étude, nous allons nous concentrer, de façon plus approfondie, sur les méthodes directe et indirecte de la variation de stock, ainsi que sur la méthode du **Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)**, pour les raisons spécifiées précédemment, notamment à l'aide du tableau récapitulatif ci-après.

	Méthodes possibles			Commentaires
	Hauteur (CHM)	Biomasse des houppiers (AGB)	Biomasse forestière (stock / volume)	Types de démarches
	Arbres au sol ou enlevés	Trouées / Arbres au sol ou enlevés	Identification d'une perturbation potentielle de façon globale	Types d'observations attendues, en fonction de la méthode
Types de perturbations				
<u>Anthropiques</u> Sylviculture (coupes, ...)	Après une coupe forestière, les hauteurs sont directement impactées, donc méthode appropriée, a priori 	Envisageable, mais pas d'indicateurs courants utilisables par les gestionnaires (surface terrière, volume, densité de tiges, diamètre moyen, ...) 	Permet une vision globale, à l'aide d'indicateurs couramment utilisés par les gestionnaires (volume, densité de tiges, diamètre moyen, ...) 	
Urbanisation / Incendies				
<u>Naturelles</u>				
Maladies / Parasites / Stress hydrique	Difficile de faire la différence entre les différentes causes 	Rend compte de l'état du houppier → État sanitaire plus facilement interprétable 	Si quantité d'arbres touchés suffisante, méthode possible, sinon la perturbation passera inaperçue dans le volume 	Arbres scolytés → Pour les parasites
Tempêtes / vents violents	Modifications clairement visibles donc identifiables 	Modifications clairement visibles, donc identifiables 	Dans le cas de vents violents, si très localisés, difficile à identifier, a priori 	Création trouées / chablis / chandelles
Incendies				

Légende :



= Satisfaisant / prometteur



= Moyennement satisfaisant



= Rubrique générale ou type non renseigné, car non concerné pour l'étude effectuée dans le cadre de ce travail

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des perturbations, en fonction de la méthode utilisée (sauf AGB : non réalisé)

3 Résultats et discussions

Nous allons présenter dans cette partie les différents résultats des méthodes décrites précédemment dans la rubrique 2. Matériel et méthodes. Les résultats des informations du contexte dendrométrique et de calibration ne sont pas présentés ici (cf. annexe 6 et 7). Pour rappel, les résultats pour les méthodes indirecte et directe de la variation de stock permettent une identification d'une perturbation potentielle, de façon globale. Cela permet donc une première approche globale, quelque peu grossière, mais utile, pour repérer les lieux à enjeux (présentant des perturbations).

3.1 Variations de stock pour des paramètres de peuplements forestiers

3.1.1 Résultats de la méthode indirecte

En réalisant la méthode indirecte sur la variation de stock présentée précédemment, on obtient plusieurs modèles différents pour chacun des paramètres forestiers. On peut citer un exemple détaillé des variables utilisées sur l'un des modèles fonctionnant le mieux (densité de tiges) pour 2010 et 2020. Pour la densité de tiges, pour 2010, la formule utilise la surface moyenne des couronnes des arbres détectés (Tree_meanCrownSurface). Pour 2020, la formule utilise le kurtosis de la distribution des intensités (ikurt), du pourcentage des premiers retour des hauteurs minimales supérieures à 2 mètres (p_1st_hmin peut être associé au taux de couvert) et de la densité des cimes d'arbres détectées, avec $h > 10$ (/ha) et $h > 20$ (/ha) (TreeSup10_density + TreeSup20_density).

Il a donc été possible, après soustraction entre les 2 années 2010 et 2020, d'obtenir la différence de densité de tiges, du diamètre moyen, de la surface terrière et du volume par placette « terrain », par rapport à la prédiction des modèles. Voici, ci-après en page suivante, en figure 8, une visualisation d'un exemple des différents paramètres forestiers (cf. annexe 9 pour les autres paramètres).

La validité statistique de l'ensemble des paramètres forestiers, comprenant le pourcentage d'erreur et différents types de tests statistiques (cf. glossaire), est résumée dans le tableau 2, ci-après, pour la méthode indirecte.

	Paramètre	R_squared	Pearson	Spearman	RMSE
1	Surface terrière	0.36	0.60	0.57	5.65
2	Densité de tiges	0.77	0.88	0.90	153.53
3	Diamètre moyen	0.15	0.38	0.09	3.62
4	Volume m3 arbre	0.48	0.69	0.70	1.51
5	Volume par hectare	0.26	0.51	0.59	267.48

Tableau 2 : Indicateurs statistiques pour la méthode indirecte pour la variation de stock

Les erreurs sont plutôt importantes pour l'estimation des variables forestières, d'une façon générale, mais potentiellement exploitables, si utilisées sur de grandes zones (erreur tendant à diminuer à plus grande échelle). Le modèle pour la densité de tiges donne, quant à lui, un R^2 assez satisfaisant, avec $R^2 = 0.76$. Cela reste, pour le moment, le meilleur R^2 des modèles des paramètres forestiers, pour les méthodes directes et indirectes. C'est pourquoi, la zone du

Vercors a été représentée ci-après, avec la carte des différences des 2 années de prédictions, pour la densité de tiges par hectare (N/ha).

Ce qui pourrait expliquer, que les R^2 ne sont pas aussi bons qu'attendus, concerne plusieurs éléments de compréhension. Tout d'abord, le « bruit » de la donnée (erreur), dans un intervalle réduit, augmente les chances d'erreurs. Ce qui provoque moins de précisions, avec un R^2 moins bon. De plus, en futaie irrégulière, le LIDAR est peu précis pour percevoir les petites modifications de la forêt en question, car il s'agit d'une sylviculture assez fine à l'échelle du peuplement. Le LIDAR est un outil performant, mais, a priori, pas assez fin et puissant, pour déceler les petites disparités de volume, d'arbres, etc. Il n'y a, en effet, qu'un arbre par-ci et par-là qui va être prélevé, car situation en futaie irrégulière. Il n'y a donc pas de grosses coupes de bois ou d'interventions pour que le modèle l'identifie clairement. Par ailleurs, si les peuplements se situaient en futaie régulière (majoritairement), les interventions sylvicoles auraient été visibles de façon plus claire pour le LIDAR, car le volume, par exemple, aurait varié de façon radicale. Donc, le modèle pourrait identifier les différences plus facilement et obtenir ainsi des précisions meilleures (R^2).

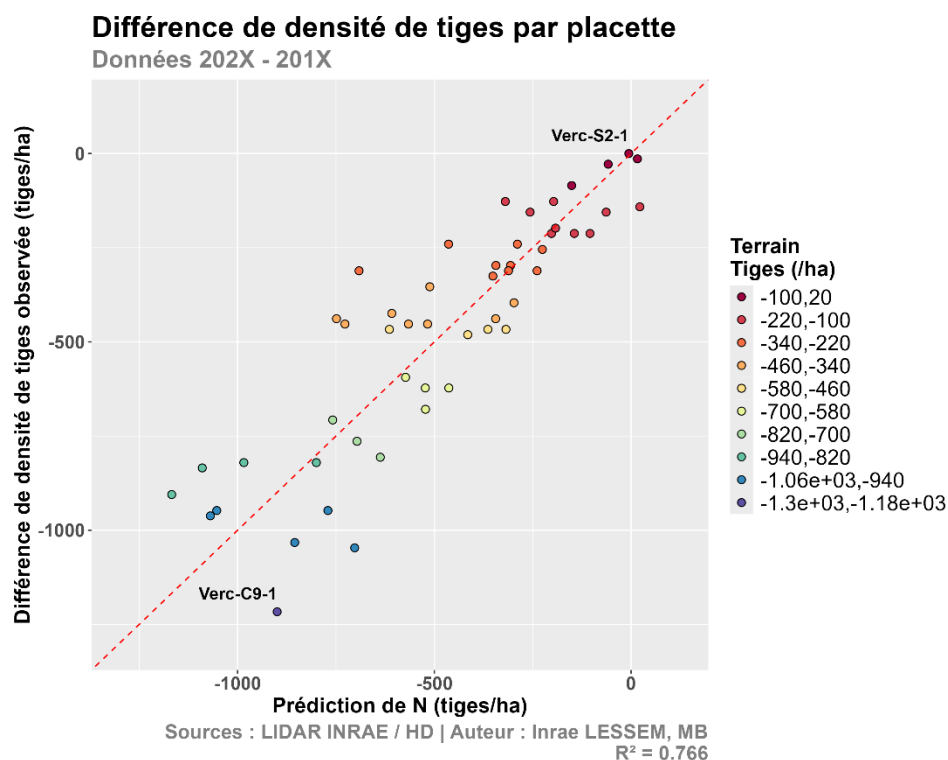


Figure 8 : Visualisation pour la densité de tiges (N/ha) pour chaque placette, comparant les valeurs « terrain », en fonction des valeurs prédites, pour la méthode indirecte

Les résultats cartographiques sur la zone du Vercors sont présentés ci-après, en figures 9, 10 et 11.

Carte des prédictions 2010

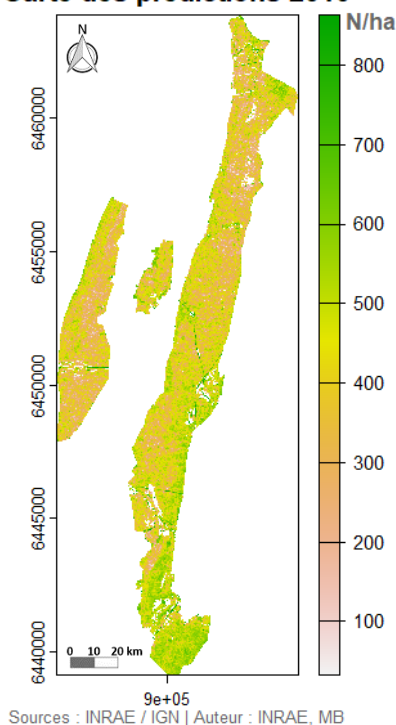


Figure 9 : Carte des prédictions pour l'année 2010 pour la densité de tiges

Carte des prédictions 2020

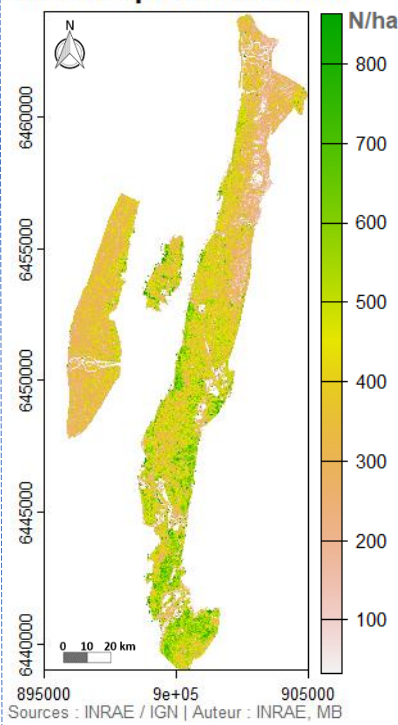


Figure 10 : Carte des prédictions pour l'année 2020 pour la densité de tiges

Différence des 2 prédictions

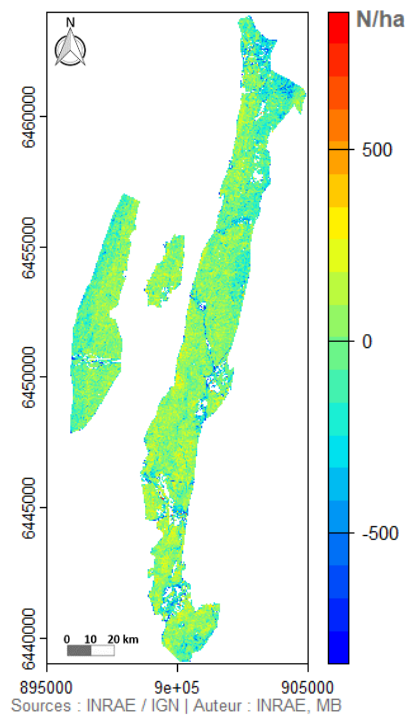


Figure 11 : Carte des différences des prédictions entre les 2 années pour la densité de tiges

3.1.2 Résultats de la méthode directe

En réalisant la méthode directe sur la variation de stock présentée précédemment, on obtient plusieurs modèles différents, pour chacun des paramètres forestiers. La densité de tiges est l'un des modèles fonctionnant le mieux, comme dans la méthode indirecte, qui peut être utilisée en guise d'exemple détaillé pour les variables utilisées. Pour la densité de tiges, la formule utilise la hauteur maximale (z_{max}), le pourcentage d'intensité retournée en dessous du 90-ème percentile de hauteur ($ipcumzq90$), la densité des cimes d'arbres détectées avec $h > 10$ /ha (TreeSup20_density), la densité des cimes d'arbres détectées avec $h > 30$ /ha (TreeSup30_density) et l'altitude.

Il a donc été possible, après rassemblement des métriques des 2 années 2010 et 2020, et des données « terrain » des paramètres forestiers soustraits, d'obtenir un tableau utilisable pour la création des modèles. Néanmoins, un tri des métriques LIDAR a dû être effectué, car la corrélation était trop forte, entre une grande majorité d'entre elles, entraînant un modèle inutilisable (message d'erreur). Le nombre métrique incluant celles de 2010 et de 2020 est donc passé de 137 variables à 13 variables, après soustraction entre elles, et tri des métriques trop corrélées (cf. annexe 8, pour visualisation finale).

Il a été possible, ensuite comme pour la méthode indirecte, de visualiser sur un graphique, la différence de densité de tiges, du diamètre moyen, de la surface terrière et du volume par placette « terrain », par rapport à la prédiction des modèles. Les graphiques correspondants

présentent des erreurs relatives, en dessous de 50%. Il semble donc peu pertinent d'afficher les résultats graphiques.

La validité statistique de l'ensemble des paramètres forestiers, comprenant le pourcentage d'erreur et différents types de tests statistiques est résumé dans le tableau 3, ci-après, pour la méthode directe.

	Paramètre	R_squared	Pearson	Spearman	RMSE
1	Surface terrière	0.36	0.60	0.57	5.65
2	Densité de tiges	0.77	0.88	0.90	153.53
3	Diamètre moyen	0.15	0.38	0.09	3.62
4	Volume m3 arbre	0.48	0.69	0.70	1.51
5	Volume par hectare	0.26	0.51	0.59	267.48

Tableau 3 : Indicateurs statistiques pour la méthode directe, pour la variation de stock

Chacun des modèles, pour les 2 méthodes utilisées ici, dispose de forces et de faiblesses, qui sont propres au type de méthode utilisée. Le modèle direct prend en compte, théoriquement, l'ensemble des variables disponibles (métriques LIDAR). Il y a donc moins de biais, a priori, que la méthode indirecte, où il y a deux étapes à réaliser (création de modèle pour 2010 et modèle pour 2020), avant d'avoir le résultat final (soustraction des 2 modèles des 2 années entre elles), augmentant les risques d'erreurs.

Pour ce qui est des rendus graphiques et cartographiques, les estimations réalisées semblent concorder, au moins à plus de 76%, avec la réalité, pour le modèle indirect, sur la base de la densité de tiges. Nous devrions obtenir des résultats bien meilleurs, pour la méthode directe qu'indirecte. C'est le modèle direct qui, de façon inattendue, a les erreurs les plus élevées. En effet, nous avons pour la meilleure correspondance entre les estimations et les données « terrain » un $R^2 = 0.46$ pour la surface terrière. Seule la moitié de la variabilité est expliquée par le modèle.

On peut conclure, qu'avec les variables forestières choisies dans le modèle, les estimations, pour les méthodes directe et indirecte, présentent des résultats incorrects (modèle direct pour le volume par hectare par exemple), ou pas au plus juste de la réalité « terrain » (modèle direct pour la surface terrière), mais également des résultats prometteurs pour la suite (modèle indirect pour la densité de tiges). La méthode du CHM est, pour le moment, la méthode la plus adéquate vis-à-vis de la relation avec les données « terrain ». Elle permet une meilleure précision que les 2 autres méthodes sur une zone localisée.

La finalité des résultats obtenus pour aider le gestionnaire dépend de la précision escomptée. Pour une vision d'ensemble des zones perturbées, une erreur de 50 à 60 % pourrait en théorie être acceptable. En effet, si le gestionnaire n'a aucune idée d'ordre de grandeur des paramètres forestiers ou des zones impactées par des perturbations sur son secteur, cela peut l'éclairer. Dans le cas où le gestionnaire connaît sa forêt, mais souhaiterait approfondir sa connaissance des perturbations sur une zone localisée, plus la précision des méthodes sera élevée, plus la clarté de la réalité terrain sera reflétée par les estimations. Ce qui aidera d'autant les gestionnaires qui pourront être satisfaits de l'aide apportée par ces informations.

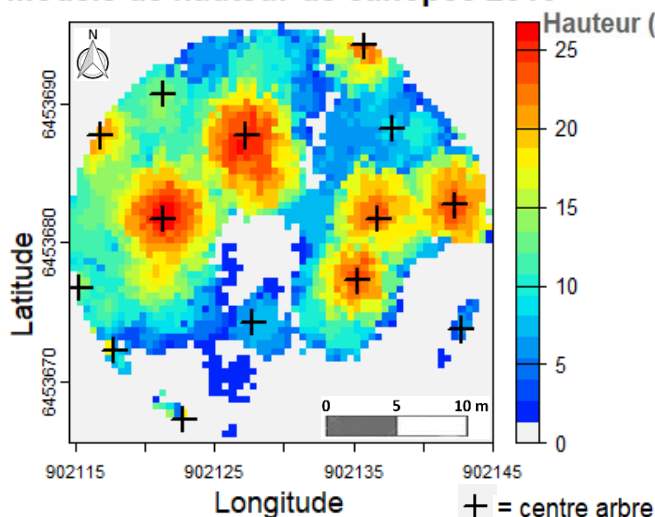
3.2 Identification des perturbations forestières à l'aide du CHM selon la variation de hauteur des arbres

3.2.1 Résultats de la méthode du Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)

Les résultats ont été concluants à l'échelle des placettes, comme on peut le voir sur les cartes ci-après. L'erreur est approximée ici à 1 mètre (cf. partie méthode 2.5.1).

Les pixels rendent bien compte de l'organisation spatiale des houppiers et des branchages des arbres. En effet, cette méthode offre une meilleure visibilité des potentielles perturbations, en visualisant les différences de hauteurs entre 2 années. Elle nous renseigne donc sur les arbres au sol enlevés, ou sur la réduction de sa biomasse via des branchages cassés. Cette information est observable sur une différence négative (-1 à -15 mètres). On peut prendre pour illustration l'exemple de la parcelle Verc-07-4, en figures 12 et 13.

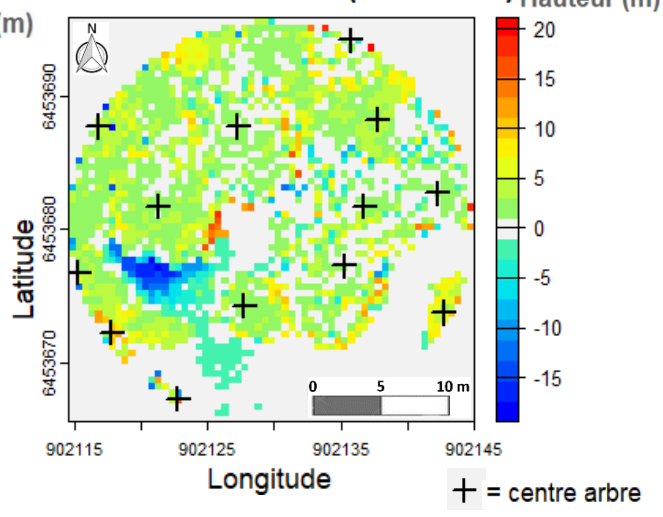
Modèle de hauteur de canopée 2010



Sources : INRAE / IGN | Auteur : INRAE, MB

Figure 92 : Carte du Modèle de Hauteur de Canopée (CHM) pour la placette Verc-07-4 pour 2010

Différence des 2 CHM (2020-2010)



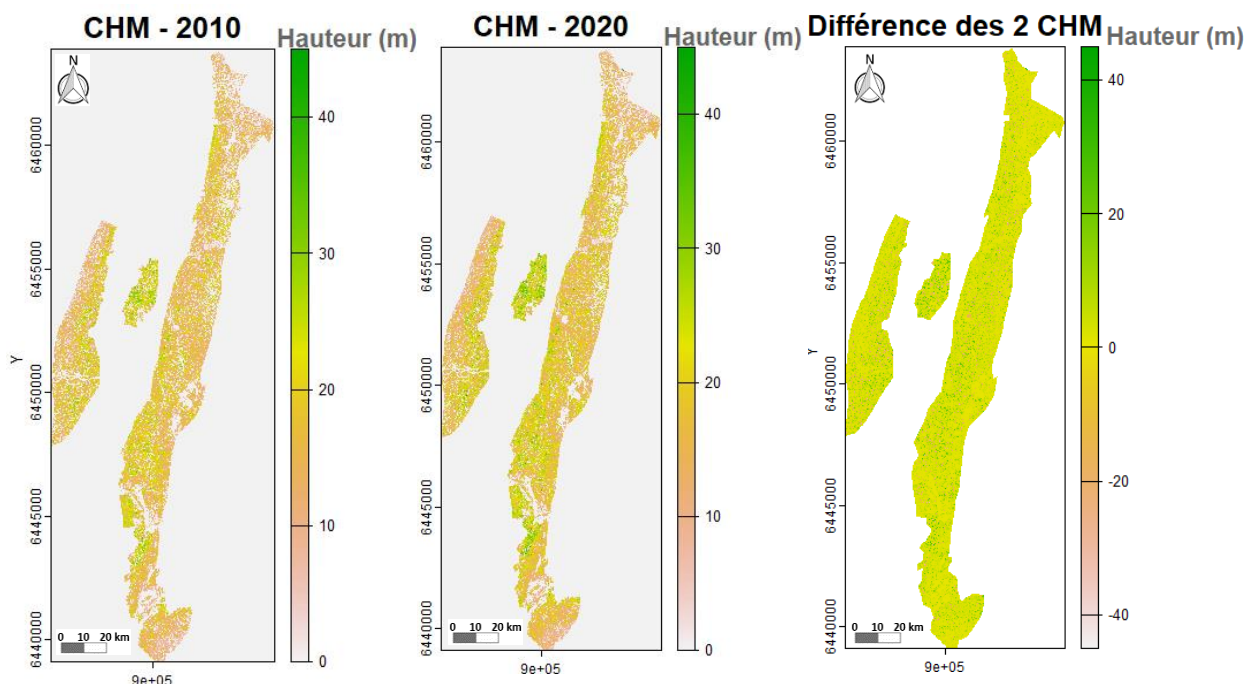
Sources : INRAE / IGN | Auteur : INRAE, MB

Figure 13 : Carte de la différence entre les 2 Modèles de Hauteur de Canopée (CHM) pour la placette Verc-07-4

On peut apercevoir les accroissements en hauteurs, comprises entre 0 et 5 mètres. Ce qui, globalement, est normal, puisque la végétation a grandi entre les 2 années de référence. Cependant, on remarque également des poussées horizontales des branches pour certains arbres. En effet, lorsque la valeur fluctue de 0-3 mètres à 20-25 mètres en 10 ans, un arbre ne peut avoir une croissance aussi importante en milieu de montagne. C'est après analyse que l'on peut déduire qu'un espace vide a été comblé par un arbre à proximité avec ses branchages.

Pour ce qui est des résultats sur une plus large zone, les résultats semblent également concluants, dans le sens où il est possible de distinguer les zones où la végétation a poussé ou non, et ainsi, dans un deuxième temps, d'en déduire les zones perturbées de celles qui ne le sont pas. Voici, ci-après, en figures 14, 15 et 16, un aperçu de la zone du Vercors, avec le Modèle de Hauteur de Canopée (CHM), pour les 2 années concernées (2010 et 2020), ainsi

que la différence entre les 2 années. Les résultats semblent tout à fait cohérents, sur la base des données « terrain », comparées à la réalité (comparaison vue satellitaire).



Sources : INRAE / IGN | Auteur : INRAE, MB

Figure 14 : Modèle de hauteur de canopée pour la zone du Vercors pour 2010

Figure 11 : Modèle de hauteur de canopée pour la zone du Vercors pour 2020

Figure 106 : Différence des 2 modèles de hauteur de canopée (m)

3.3 Bilan des résultats des différentes méthodes de variation et d'identification des perturbations

Nom méthode	Précision des résultats / erreurs relatives	Rendu cartographique à petite échelle	Rendu cartographique à grande échelle
Variation de stock méthode Directe	Globalement mauvais, avec pour le meilleur paramètre la surface terrière avec un $R^2=0.46$	Non testé, car non pertinent	Non testé, car non pertinent
Variation de stock méthode Indirecte	Globalement mauvais, avec une exception : $R^2=0.78$ pour la densité de tiges	Testé pour la densité de tiges : BON	Testé pour la densité de tiges : BON
CHM	Bon dans l'ensemble, avec quelques imprécisions, liées à la haute résolution (0.5 à 1m)	BON	BON

Tableau 4 : Bilan des résultats de variations et d'identification des perturbations

3.4 Méthode de caractérisation des perturbations forestières

3.4.1 Caractérisation spatiale et dendrométrique des perturbations sur la base du CHM

Voici, ci-après, en figures 17 et 18, 2 graphiques reprenant le résultat d'une typologie sur le couvert forestier sur l'ensemble des placettes situées dans le Vercors et à l'échelle d'un échantillon (10 millions sur environ 69 milliards), pris sur la zone du Vercors. La répartition semble être sensiblement la même, entre les placettes de référence et l'échantillon de notre zone d'étude. Les placettes « terrain » semblent donner une répartition plutôt représentative de la réalité de la zone d'étude plus large (ici le massif du Vercors).

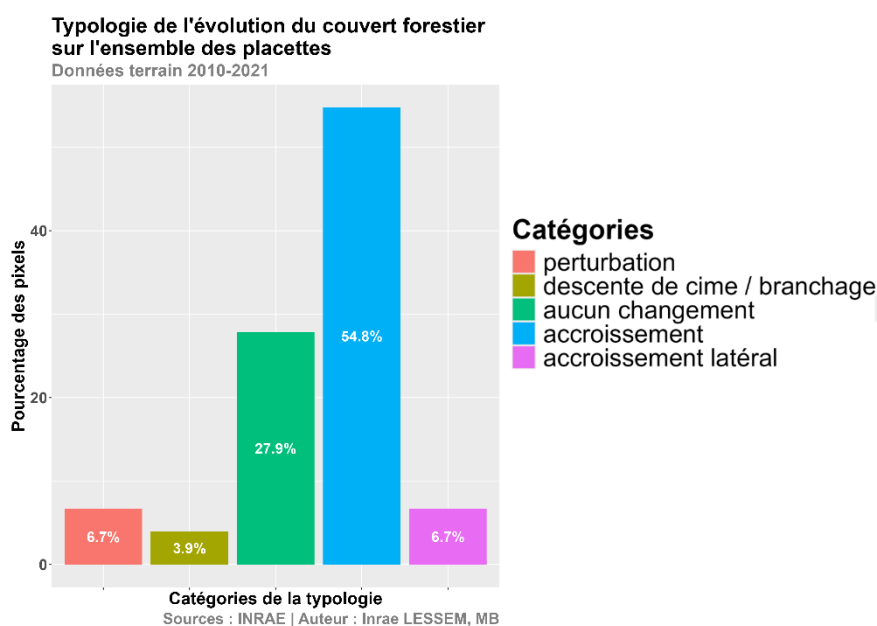


Figure 12 : Typologie de l'évolution du couvert forestier pour l'ensemble des placettes

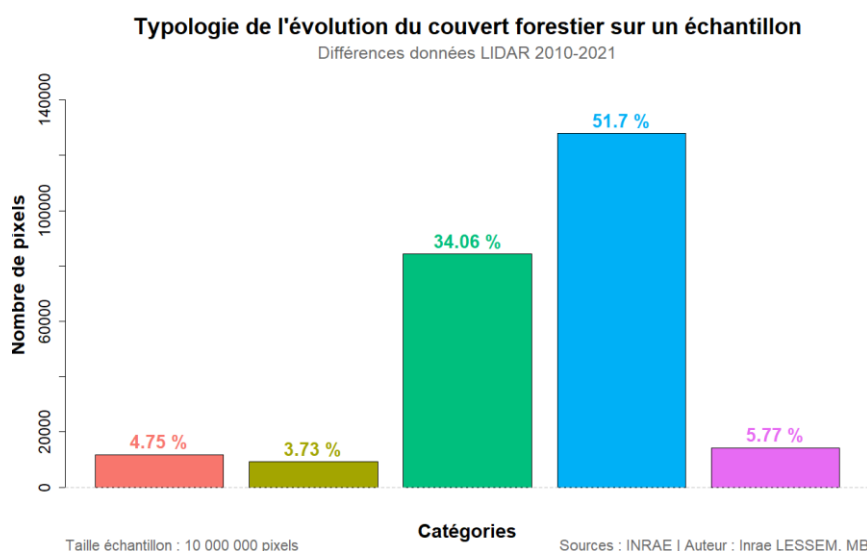
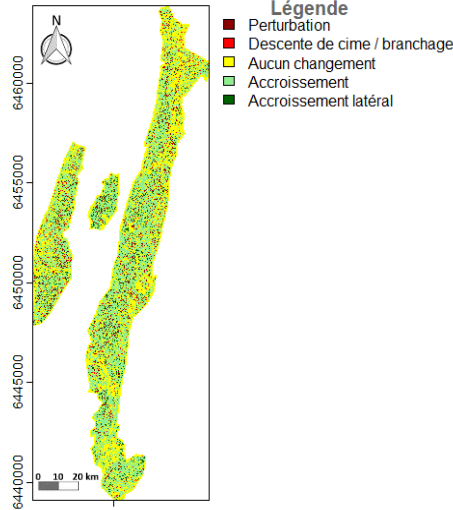


Figure 13 : Typologie de l'évolution du couvert forestier sur un échantillon de pixels sur la zone du Vercors

De façon plus précise, voici des cartes de différentes typologies, permettant de dissocier les catégories de variation de hauteur entre elles (figure 19) et d'identifier les perturbations de façon globale (figure 20) ou plus détaillée (figure 22), dans le Vercors. Afin de mieux se rendre compte de l'aspect de la typologie détaillée des perturbations, voici, avec la figure 21, un exemple sélectionné sur une zone plus petite de 1,8 ha. Globalement, le rendu des catégories semble être plutôt en adéquation avec la réalité « terrain » (comparaison vue satellitaire et CHM).

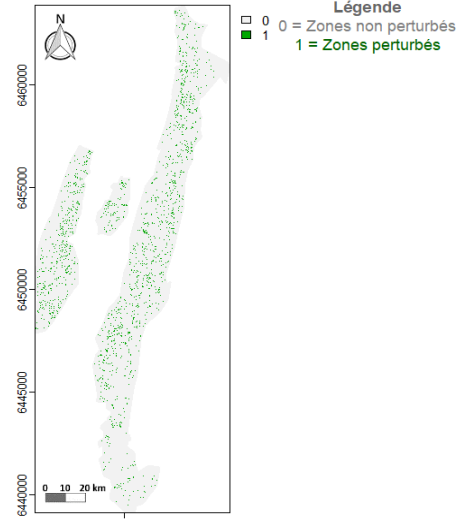
Typologie de la variation de hauteur 2010-2020 - Vercors



Sources : INRAE / IGN | Auteur : INRAE, MB

Figure 19 : Typologie de la variation de hauteur entre les années 2010 et 2020 dans le Vercors

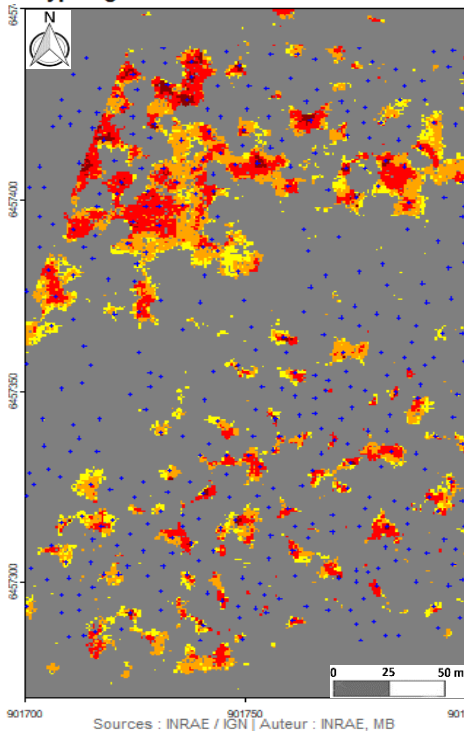
Carte des zones et arbres perturbés du Vercors



Sources : INRAE / IGN | Auteur : INRAE, MB

Figure 20 : Cartes des zones et arbres perturbés du Vercors

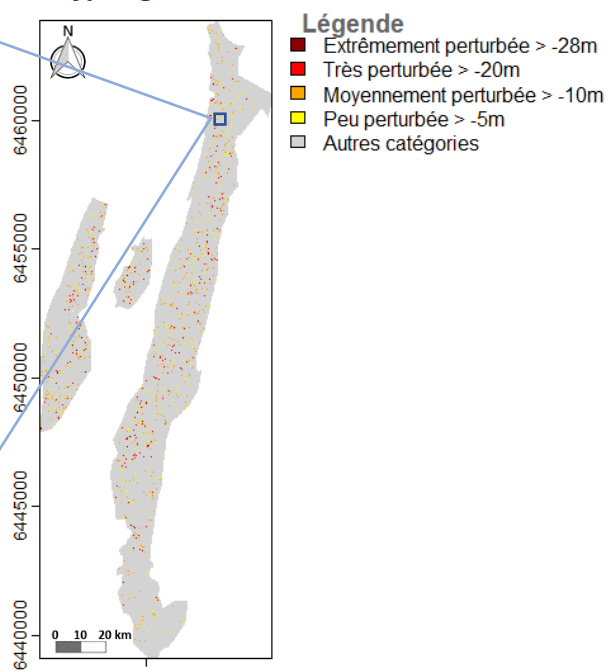
Typologie de la zone zoomée 2010-2020



Sources : INRAE / IGN | Auteur : INRAE, MB

Figure 21 : Typologie de la zone du Vercors entre les années 2010 et 2020

Typologie de la zone du Vercors 2010-2020

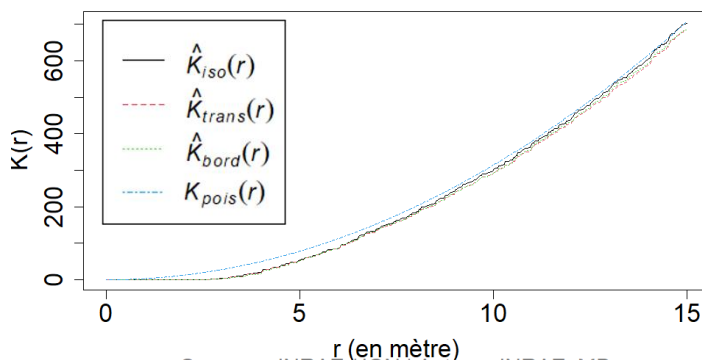


Sources : INRAE / IGN | Auteur : INRAE, MB

Figure 22 : Typologie de la variation de hauteur entre les années 2010 et 2020 dans le Vercors

D'après la figure 23, les résultats semblent tendre vers une répartition aléatoire des arbres perturbés, pour une zone sélectionnée de 30 ha. En effet, globalement, la courbe des valeurs observées ($K_{bord}(r)$, en vert) se trouve en dessous de la courbe théorique ($K_{pois}(r)$, en bleu). De façon plus précise, il semble que les valeurs observées (border) sont généralement plus petites que les valeurs théoriques (theo), pour les petites distances. Mais elles deviennent proches des valeurs théoriques, à mesure que la distance augmente. Ce qui pourrait indiquer une légère dispersion des arbres à de courtes distances, se stabilisant vers une distribution plus aléatoire à de plus grandes distances.

K de Ripley - perturbation zone 30 ha



Sources : INRAE / IGN | Auteur : INRAE, MB

Figure 14 : Illustration avec un graphique du principe du K de Ripley sur une zone de 30 hectares

Dans le but de visualiser l'agrégation des arbres sur une plus grande zone, puis sur l'ensemble du Vercors, voici, ci-après, deux illustrations des cartographies des typologies des arbres agrégés et isolés, pour une distance maximale de 14 mètres (approximée à 15 mètres, cf. annexe 10), pour une zone test de 240 ha (figure 24 à gauche), avec le K de Ripley et de 15 mètres pour l'ensemble du Vercors pour environ 6500 ha avec le L(r) (figure 25 à droite).

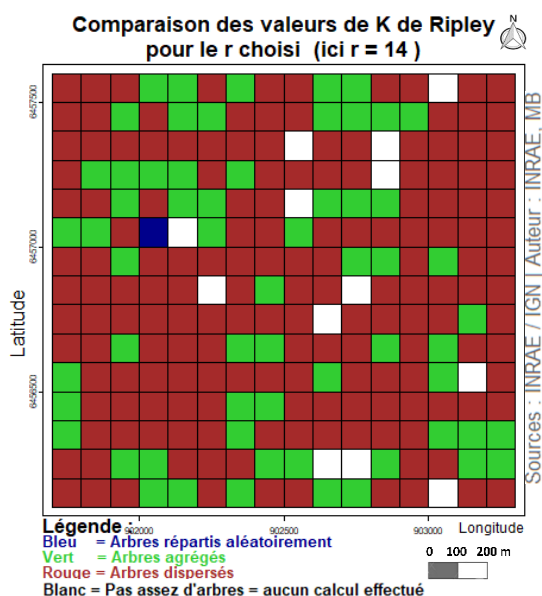


Figure 15 : Cartographie des typologies des arbres agrégés et isolés pour une zone test de 240 ha dans le Vercors pour $r = 14$

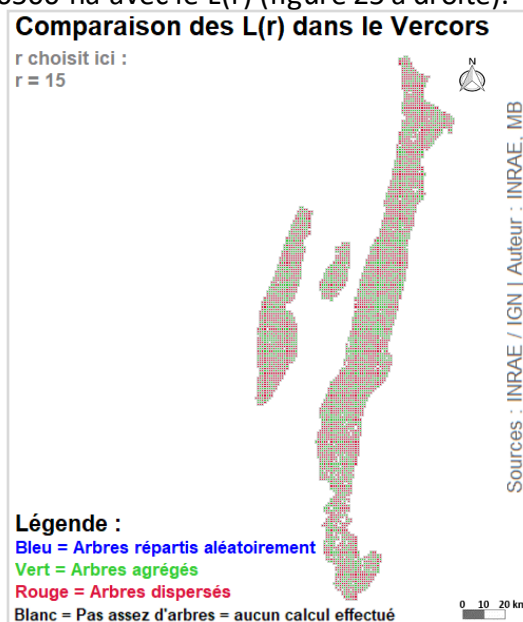


Figure 16 : Cartographie des typologies des arbres agrégés et isolés pour le Vercors pour $r = 15$ (distance 15 mètres)

Après des essais avec le K de Ripley sur la zone test, le L(r) a été choisi pour la zone du Vercors, car l'interprétation graphique est plus facile et rend donc la cartographie plus juste (moins

d'erreurs possibles, car plus précis). On observe une majorité de la surface avec des arbres agrégés (en vert) à faible, moyenne et grande distance pour la zone du Vercors, contrairement à la zone test (rouge majoritaire). Une tendance est à noter : plus la distance « r » augmente, plus les arbres semblent être proches les uns des autres (en vert), pour la zone test ainsi que pour la zone du Vercors (cf. annexe 10 pour les détails).

3.4.2 Relations entre les types de perturbations et les types de peuplement

Le résultat de la mise en relation entre le type de peuplement et les perturbations identifiées n'est pas concluant, pour le moment. En effet, selon la typologie du GSM, il s'agirait d'avoir les données relatives au diamètre des arbres. Or, nous n'avons pas de données de ce type pour le massif du Vercors. La comparaison avec la BD Forêt® (cf. glossaire) semble une piste intéressante pour une vision globale, mais ne serait pas pertinente de façon localisée, en raison du manque de précision.

3.4.3 Comparaison entre les perturbations naturelles identifiées avec le LIDAR et les anomalies enregistrées par l'ONF et le satellite SENTINEL-2

Le croisement des informations, entre les anomalies enregistrées par l'ONF par commune (données Prodbois) et les perturbations enregistrées par le LIDAR, pourrait nous permettre de faire la différence entre les perturbations naturelles et anthropiques. Il n'y a pas de résultat, car il n'y a pas de données GPS pour chaque arbre inventorié par commune. Il est très difficile de comparer nos données LIDAR géolocalisées avec des données sur une zone géographique trop vaste. Ces données ne sont donc pas exploitables et comparables entre elles.

La comparaison entre les perturbations (tout type de perturbations confondues) enregistrées avec le LIDAR et les informations des cartes de FOREDEAD nous donne un résultat qui n'est pas très satisfaisant. En effet, la carte de FOREDEAD repère des anomalies que le LIDAR ne repère pas et vice-versa. De plus, la résolution à 10 mètres ne permet pas une analyse fine. Elle reste générale mais avec des erreurs. Il existe, pour quelques zones, des endroits de correspondance, mais ces derniers restent anecdotiques.

3.5 Bilan des résultats des différentes méthodes de caractérisations des perturbations

Nom méthode	Précision des résultats / erreurs relatives	Rendu cartographique à petite échelle	Rendu cartographique à grande échelle
Typologies : - perturbations - agrégation (L(r))	- MOYENNE (1 mètre) mais adaptée - L(r) lié au CHM donc 1m	- BON à TRES BON - BON	- BON - BON / MOYEN (comporte une résolution à 100m (carré de 1 hectare) donc pas très précis mais adapté ici)
Relation peuplement	Typologie liée au diamètre non adapté (car données non disponibles)		
Comparaison autres données	Impossible, inadaptée, notamment car résolution soit trop différente, soit données non comparables		

Tableau 5 : Bilan des résultats de caractérisation des perturbations

4 Conclusion et perspectives

Dans le cadre du travail réalisé, nous avons été confrontés à certaines limites de la technologie LIDAR, dans l'aide à la détection forestière pour l'identification des perturbations. En effet, la majorité des peuplements du Vercors étant irréguliers, les paramètres forestiers varient de façon moins prononcée, réduisant l'efficacité et augmentant donc les erreurs du modèle de prédiction. Pour le CHM, la résolution peut être très fine (50 cm à 1 mètre), mais plusieurs imperfections de calcul de hauteurs sur des pixels isolés sont à déplorer (valeurs des pixels très éloignées de leurs voisins, n'étant pas en adéquation avec la réalité « terrain »).

La quantification des prélèvements n'est pas aussi précise que souhaitée au départ. Les modèles employés ici ne semblent pas les plus pertinents avec les variables sélectionnées. Néanmoins, l'identification et la caractérisation des perturbations ont plutôt bien fonctionné pour la densité de tiges, la variation de stock et pour le CHM. Il est en effet possible de dissocier les endroits perturbés des lieux sans changements majeurs ou avec présence de croissance végétale. De plus, la caractérisation spatiale nous permet de connaître l'emplacement global d'une perturbation de façon simple ou plus détaillée, selon une typologie préétablie. Il est également possible de savoir si les arbres perturbés sont plutôt agrégés ou isolés dans l'espace. Malheureusement, il n'a pas été possible de connaître la répartition selon les diamètres mais uniquement selon les hauteurs.

La comparaison avec des bases de données complémentaires (FOREDEAD) n'a pas été concluante pour croiser nos résultats avec l'existant. Il en est de même pour la distinction entre perturbations naturelles et humaines et la relation entre le type de peuplement et une perturbation localisée. Il y a aussi des méthodes qui ne peuvent pas être mises en place, du fait des données exploitées, soit en nombre insuffisant (ici, 3.1 pour le test du RF par exemple, pour les méthodes directe et indirecte, concernant la variation de stock), soit non adaptées à notre étude (ici, 3.2.3, avec les données prodbois).

Plusieurs traitements supplémentaires sont envisageables pour continuer le travail effectué : par exemple appliquer les méthodes sur la base du CHM pour la caractérisation des perturbations, mais avec les données de la densité de tiges. Il pourrait également être intéressant de tester le Random Forest pour essayer un autre type de modèle dans les méthodes directes et indirectes, sur un jeu de données plus robustes et importants comme les données chartreuses de L'ONF (grâce à la présence de plusieurs centaines de placettes).

D'autres perspectives sont possibles pour tenter de gagner en précision et en finesse. Il pourrait être judicieux pour la suite de tester la méthode de l'AGB où l'on étudie la biomasse des houppiers. Cette méthode serait complémentaire aux autres et permettrait peut-être d'avoir une meilleure précision. Des essais sur le LIDAR terrestre concernant l'acquisition de données en sous-étage pourraient être envisagés, mais seraient sûrement coûteux en temps et en moyens humains. Néanmoins, la combinaison des différents types de LIDAR permettrait une meilleure cartographie de la biomasse forestière (Nelson et al. 2009 ; Chen 2010a, b). Certaines études envisagent la possibilité d'ajouter la capacité de calcul du deep learning (ou apprentissage profond), ce qui pourrait peut-être permettre d'aller plus loin dans l'estimation de la biomasse forestière (Zhang et al. 2024).

Bibliographie

- ABEDNEGO, B. S., & Collet, C. (1992). A theoretical approach for vegetation change index based on non-corrected radiometric data. *International Journal of Remote Sensing*, 13, 699-714. <https://doi.org/10.1080/01431169208904147>
- Bélouard, T., Py, N., Maillet, G., Guyon, D., Meredieu, C., Pausader, M., & Champion, N. (2015). Pinastéréo—Estimation de la hauteur dominante et de la biomasse forestière dans le massif des Landes de Gascogne à partir d'images stéréoscopiques Pléiades. *Revue Française de Photogrammetrie et de Teledetection*, 133-139. <https://doi.org/10.52638/rfpt.2015.134>
- Besag, J. (1977). Discussion on Dr Ripley's Paper. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 39(2), 192-212. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1977.tb01616.x>
- Bonnet, S. (2009). Un modèle numérique de canopée pour l'estimation de la hauteur dominante des peuplements résineux en Région wallonne. *Forêt Wallonne*, 98, 53-59.
- Bouvier, M. (2016). *Caractérisation des structures forestières par LIDAR aéroporté pour l'évaluation de la ressource et le suivi de la biodiversité floristique* (p. 166) [Phdthesis, Thèse de doctorat Ecosystèmes et sciences agronomiques, AgroParisTech]. <https://hal.inrae.fr/tel-02603669>
- Brandtberg, T., Warner, T. A., Landenberger, R. E., & McGraw, J. B. (2003). Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density LIDAR data from the eastern deciduous forest in North America. *Remote Sensing of Environment*, 85(3), 290-303. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00008-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00008-7)
- Brown, S. (1997). Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests : A Primer. *FAO Forestry Paper*, 134.
- Chen, Q. (2010a). Assessment of terrain elevation derived from satellite laser altimetry over mountainous forest areas using airborne LIDAR data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65(1), 111-122. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2009.09.004>
- Chen, Q. (2010b). Retrieving vegetation height of forests and woodlands over mountainous areas in the Pacific Coast region using satellite laser altimetry. *Remote Sensing of Environment*, 114, 1610-1627. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.02.016>
- Chen, Q. (2013). *LIDAR Remote Sensing of Vegetation Biomass* (p. 399-420). <https://doi.org/10.1201/b15159-28>
- CNPF. (2021b, février). Chiffres clés de la forêt privée. *Forêt Entreprise*, N°256, 1-68. <https://www.cnpf.fr/sites/socle/files/2023-02/FE256.pdf>
- Cordonnier, T. (2004). *Perturbations, diversité et permanences des structures dans les écosystèmes forestiers* [Doctoral dissertation]. Université Paris.

Duncanson, L. I., Cook, B. D., Hurtt, G. C., & Dubayah, R. O. (2014). An efficient, multi-layered crown delineation algorithm for mapping individual tree structure across multiple ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 154, 378-386. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.044>

Durrieu, S., & Deshayes, M. (1994). Méthode de comparaison d'images satellitaires pour la détection des changements en milieu forestier. Application aux monts de Lacaune (Tarn, France). *Annales des Sciences Forestières*, 51(2), 147-161. <https://doi.org/10.1051/forest:19940205>

Feng, Y., Lu, D., Chen, Q., Keller, M., Moran, E., Bolfe, É., & Batistella, M. (2017). Examining effective use of data sources and modeling algorithms for improving biomass estimation in a moist tropical forest of the Brazilian Amazon. *International Journal of Digital Earth*, 10. <https://doi.org/10.1080/17538947.2017.1301581>

Ferraz, A. (2012). *Cartographie 3D d'une forêt à partir de données LIDAR aéroporté*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14591.00169>

Gaveau, D., & Hill, R. (2003). *Quantifying canopy height underestimation by laser pulse penetration in small-footprint airborne laser scanning data*. 650-657.

Goodbody, T. R. H., Coops, N. C., & White, J. C. (2019). Digital Aerial Photogrammetry for Updating Area-Based Forest Inventories : A Review of Opportunities, Challenges, and Future Directions. *Current Forestry Reports*, 5(2), 55-75. <https://doi.org/10.1007/s40725-019-00087-2>

Goreaud, F. (2005). *Calcul des fonctions de Ripley et Intertype, Bilan des routines implémentées*. (p. 7) [Report, irstea]. <https://hal.inrae.fr/hal-02587318>

Herwitz, S. R., Peterson, D. L., & Ronald Eastman, J. (1989). Thematic mapper detection of changes in the leaf area of closed canopy pine plantations in Central Massachusetts. *Remote Sensing of Environment*, 30(2), 129-140. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90055-2](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90055-2)

Jakubowski, M., Li, W., Guo, Q., & Kelly, M. (2013). Delineating Individual Trees from LIDAR Data : A Comparison of Vector- and Raster-based Segmentation Approaches. *Remote Sensing*, 5, 4163-4186. <https://doi.org/10.3390/rs5094163>

Ose, K., Deshayes, M., UMR TETIS – IRSTEA. (2015, janvier). DÉTECTION ET CARTOGRAPHIE DES COUPES RASES PAR TÉLÉDÉTECTION SATELLITAIRE - GUIDE MÉTHODOLOGIQUE. 1-72. <https://ids-dinamis.data-terra.org/documents/10180/16714/Guide+m%C3%A9thodologique+Coupes+Rases/6d9ed75b-1dcc-4474-a5c4-5e24c10292c9?version=1.0>

Kaartinen, H., Hyypä, J., Yu, X., Vastaranta, M., Hyypä, H., Kukko, A., Holopainen, M., Heipke, C., Hirschmugl, M., Morsdorf, F., Næsset, E., Pitkänen, J., Popescu, S., Solberg, S., Wolf, B. M., & Wu, J.-C. (2012). An International Comparison of Individual Tree Detection and Extraction Using Airborne Laser Scanning. *Remote Sensing*, 4(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/rs4040950>

Kc, Y. B., Liu, Q., Saud, P., Gaire, D., & Adhikari, H. (2024). Estimation of Above-Ground Forest Biomass in Nepal by the Use of Airborne LIDAR, and Forest Inventory Data. *Land*, 13(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/land13020213>

Knapp, N., Huth, A., Kugler, F., Papathanassiou, K., Condit, R., Hubbell, S., & Fischer, R. (2018). Model-Assisted Estimation of Tropical Forest Biomass Change : A Comparison of Approaches. *Remote Sensing*, 10, 731. <https://doi.org/10.3390/rs10050731>

Koch, B., Heyder, U., & Weinacker, H. (2006). Detection of Individual Tree Crowns in Airborne LIDAR Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 72, 357-363. <https://doi.org/10.14358/PERS.72.4.357>

Labidi, A., Bouthier, A., & Cousin, I. (2017). *Comment évaluer simplement la Réserve Utile d'un sol ? : Confrontation de modèles d'estimation des teneurs en eau des 2 bornes de la RU utilisant des caractéristiques du sol couramment mesurées*. <https://hal.inrae.fr/hal-02791625>

Lamaille, G., Lahaye, J., & Vandenberg, T. (2016). *L'utilisation du Scanning Laser 3D pour la documentation as-built des projets BIM*. *Revue Scientifique des Ingénieurs Industriels* (30), 273-290.

Landmann, G. (1994). Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers. *Revue Forestière Française*, 5, 405. <https://doi.org/10.4267/2042/26563>

Monnet, J. M., Mermin, E., & Dupire, S. (2016). *Mise en valeur des données LIDAR - Canton du Valais* (p. 27) [Report, irstea]. <https://hal.inrae.fr/hal-02604282>

Monnet, J.-M. (2015). ESTIMATION DE PARAMÈTRES FORESTIERS PAR DONNÉES LIDAR AÉROPORTÉ ET IMAGERIE SATELLITAIRE RAPIDEYE : ÉTUDE DE SENSIBILITÉ. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 1(211-212), 71-79. <https://doi.org/10.52638/rfpt.2015.544>

Monnet, J.-M., Bock, J., Munoz, A., Teissèdre, É., & Barbier, M. (2020, octobre 28). *Cartographie de territoires forestiers à partir de données LIDAR ou photogrammétriques*. Symposium PSDR4 - Transitions pour le développement des territoires - Connaissances et pratiques innovantes pour des modèles agricoles, alimentaires et forestiers résilients. <https://hal.inrae.fr/hal-02989390>

Mura, M., McRoberts, R. E., Chirici, G., & Marchetti, M. (2015). Estimating and mapping forest structural diversity using airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment*, 170, 133-142. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.09.016>

Næsset, E. (2004a). Effects of different flying altitudes on biophysical stand properties estimated from canopy height and density measured with a small-footprint airborne scanning laser. *Remote Sensing of Environment*, 91(2), 243-255. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.03.009>

Næsset, E. (2004b). Practical Large-scale Forest Stand Inventory Using a Smallfootprint Airborne Scanning Laser. *Scandinavian Journal of Forest Research - SCAND J FOREST RES*, 19, 164-179. <https://doi.org/10.1080/02827580310019257>

Nelson, R., Boudreau, J., Gregoire, T., Margolis, H., Næsset, E., Gobakken, T., & Ståhl, G. (2009). Estimating Quebec provincial forest resources using ICESat/GLAS. *Canadian Journal of Forest Research*, 39, 862-881. <https://doi.org/10.1139/X09-002>

Nelson, R., Krabill, W., & Tonelli, J. (1988). Estimating forest biomass and volume using airborne laser data. *Remote Sensing of Environment*, 24(2), 247-267. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90028-4](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90028-4)

Oihi, Z. (2023). *Caractérisation des perturbations forestières par comparaison de deux campagnes LIDAR aéroporté : Détection, caractérisation et quantification des perturbations forestières dans le territoire des Bauges* (p.50). IUGA - Université Grenoble Alpes - Institut d'urbanisme et de géographie alpine. <https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04204666>

ONF. (HIVER-PRINTEMPS 2021). SPECIAL Gestion de crise : l'exemple de la crise scolytes. *RenDez-Vous Techniques*, N°69-70, 1-76. <https://www.calameo.com/read/0047404989e6e86e7a10a>

Persson, A., Holmgren, J., & Söderman, U. (2002). Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68(9), 925-932.

Pilon, P. G. (1988). An Enhanced Classification Approach to Change Detection in Semi-Arid Environments. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING*.

Sačkov, I., Santopuoli, G., Bucha, T., Lasserre, B., & Marchetti, M. (2016). Forest Inventory Attribute Prediction Using Lightweight Aerial Scanner Data in a Selected Type of Multilayered Deciduous Forest. *Forests*, 7(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/f7120307>

Sader, S. A., & Winne, J. C. (1992). RGB-NDVI colour composites for visualizing forest change dynamics. *International Journal of Remote Sensing*, 13(16), 3055-3067. <https://doi.org/10.1080/01431169208904102>

St-Onge, B., Audet, F.-A., & Bégin, J. (2015). Characterizing the Height Structure and Composition of a Boreal Forest Using an Individual Tree Crown Approach Applied to Photogrammetric Point Clouds. *Forests*, 6(11), Article 11. <https://doi.org/10.3390/f6113899>

Tompalski, P., Coops, N. C., White, J. C., Goodbody, T. R. H., Hennigar, C. R., Wulder, M. A., Socha, J., & Woods, M. E. (2021). Estimating Changes in Forest Attributes and Enhancing Growth Projections : A Review of Existing Approaches and Future Directions Using Airborne 3D Point Cloud Data. *Current Forestry Reports*, 7(1), 1-24. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00135-w>

Vega, C., Hamrouni, A., Mokhtari, S. E., Morel, J., Bock, J., Renaud, J. P., Bouvier, M., & Durrieu, S. (2014). PTrees : A point-based approach to forest tree extraction from LIDAR data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 98. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.05.001>

Vepakomma, U. (2008). *Caractérisation spatio-temporelle de la dynamique des trouées et de la réponse de la forêt boréale à l'aide de données LIDAR multi-temporelles* [Doctoral dissertation, Université du Québec à Montréal]. <https://archipel.uqam.ca/1802/1/D1753.pdf>

VILAR, R. M. C. D. S., SIMOES, F. A. D. S., COSTA, J. L. V. D., Utkin, A. B., & Lavrov, A. (2003). *LIDAR system controlled by computer for smoke identification applied, in particular, to early stage forest fire detection* (World Intellectual Property Organization Brevet WO2003073128A1). <https://patents.google.com/patent/WO2003073128A1/en>

Walter, J.-M. N. (2000). *LA MÉTHODE DE RIPLEY POUR L'ANALYSE DES STRUCTURES SPATIALES PONCTUELLES EN ÉCOLOGIE* (p. 10). Université Louis Pasteur, Institut de Botanique DEA de Géographie Physique et Aménagement. <http://equinoxe.u-strasbg.fr/sgc/equipe/pdf/ripley-01.pdf>

White, J., Wulder, M., Varhola, A., Vastaranta, M., Coops, N., Cook, B., Pitt, D., & Woods, M. (2013). A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using an area-based approach. *The Forestry Chronicle*, 89, 722-723.

White, P. (1979). Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Bot Rev. The Botanical Review*, 45, 229-299.

Zhang, L., Zhao, Y., Chen, C., Li, X., Mao, F., Lv, L., Yu, J., Song, M., Huang, L., Chen, J., Zheng, Z., & Du, H. (2024). UAV-LIDAR Integration with Sentinel-2 Enhances Precision in AGB Estimation for Bamboo Forests. *Remote Sensing*, 16(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/rs16040705>

Zhao, K., Suarez, J. C., Garcia, M., Hu, T., Wang, C., & Londo, A. (2018). Utility of multitemporal LIDAR for forest and carbon monitoring : Tree growth, biomass dynamics, and carbon flux. *Remote Sensing of Environment*, 204, 883-897. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.09.007>

Webographie

Article L1 - Code forestier - Légifrance. (2022, 1 avril). Consulté le 15 mars 2024, à https://www.legifrance.gouv.fr/loda/article_lc/LEGIARTI000006610237/2022-04-01

Article L121-1 - Code forestier (nouveau) - Légifrance. (s. d.). Consulté le 13 mars 2024, à https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000043975443

CEFE – CNRS, Montpellier. (2023, mars). Jacques Blondel. Perturbations et forêt : accidents ou nécessités ? Consulté le 22 mars 2024, à <http://www.foretspreservees.com/wp-content/uploads/2019/03/J-BLONDEL-PERTURBATIONS.pdf>

CNPF. (2021). Les chiffres clés de la forêt privée. Site Internet du CNPF. Consulté le 28 mars 2024, à <https://www.cnpf.fr/le-cnpf-et-la-foret-privee/la-foret-et-les-proprietaires-forestiers/les-chiffres-cles-de-la-foret>

CNPF. (s. d.). Schéma régional de gestion sylvicole (SRGS). Site Internet du CNPF Île-de-France Centre-Val de Loire. Consulté le 28 mars 2024, à l'adresse <https://ifc.cnpf.fr/gestion-durable-des-forets/les-documents-de-gestion-durable/schema-regional-de-gestion-sylvicole>

Féret, J.-B., & Belouard, T. et al. (s. d.). Changements et santé des forêts tempérées – Theia. Consulté le 21 mars 2024, à <https://www.theia-land.fr/ceslist/ces-changements-et-sante-des-forets-temperees/>

fordead : a python package for vegetation anomalies detection from SENTINEL-2 images. (s. d.). Consulté le 21 mars 2024, à Fordead. https://fordead.gitlab.io/fordead_package/

Géoportail - IGN France. (s. d.). Ma carte. Consulté le 17 mars 2024, à <https://macarte.ign.fr/carte/322ea69dab4c7e5afabc6ec7043b5994/acquisitionsLIDARhd>

Géorisques. (s. d.). Tempêtes. Consulté le 22 mars 2024, à <https://www.georisques.gouv.fr/minformer-sur-un-risque/tempeete>

Geoservices. (s. d.). *BD FORÊT® ET Masque FORÊT* | GéoServices. Consulté le 5 août 2024, à l'adresse <https://geoservices.ign.fr/bdforet>

GéoServices. (s. d.). LIDAR HD. Consulté le 23 mars 2024, à <https://geoservices.ign.fr/LIDARhd>

HISOUR Art culture histoire. (s. d.). *Parc Naturel régional du Vercors, Drôme et Isère, Auvergne-Rhône-Alpes, France* – HISOUR Art Culture Histoire. Consulté le 26 juillet 2024, à l'adresse <https://www.hisour.com/fr/vercors-regional-natural-park-drome-and-isere-auvergne-rhone-alpes-france-58538/>

IGN. (s. d.). Le stock de bois en forêt - INVENTAIRE FORESTIER. Consulté le 24 mars 2024, à <https://inventaire-forestier.ign.fr/spip.php?rubrique71>

Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire. (2016, 21 mars). La gestion durable des forêts. Ministère de L'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire. Consulté le 25 mars 2024, à <https://agriculture.gouv.fr/la-gestion-durable-des-forets>

Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire. (2019, 19 mars). Politique forestière : les schémas régionaux d'aménagement (SRA). Ministère de L'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire. Consulté le 28 mars 2024, à l'adresse <https://agriculture.gouv.fr/politique-forestiere-les-schemas-regionaux-damenagement-sra>

Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires. (2023, août 11). Forêt. Centre de Ressources Pour L'adaptation Au Changement Climatique. Consulté le 24 mars 2024, à <https://www.adaptation-changement-climatique.gouv.fr/dossiers-thematiques/milieus/foret/particulier>

Observatoire des forêts françaises. (s. d.). Les forêts de mon territoire. Consulté le 31 juillet 2024, à l'adresse <https://foret.ign.fr/mon-territoire?categorieTerritoire=PNR&codeTerritoire=Vercors&categorieCompare=FRA&codeCompare=France>

Office national des forêts. (2021, 23 avril). L'exploitation forestière : récolter du bois. Office National des Forêts. Consulté le 18 mars 2024, à <https://www.onf.fr/onf/+7ec::lexploitation-forestiere-recolter-du-bois.html>

Office national des forêts. (2024, 28 février). Dépérissement des forêts : quel état des lieux aujourd'hui ? Office National des Forêts. Consulté le 18 mars 2024, à <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/raconte-moi-la-foret/comprendre-la-foret/foret-et-changement-climatique/contexte-et-enjeux/+1feb::deperissement-des-forets-quel-etat-des-lieux-aujourd'hui.html>

ONF. (2023, 3 octobre). Stress hydrique et sécheresse : les arbres contraints de s'adapter. Office National des Forêts. Consulté le 19 mars 2024, à <https://www.onf.fr/vivre-la-foret/forets-de-france/++frt++F02300L/+191f::stress-hydrique-et-secheresse-les-arbres-contraints-de-sadapter.html>

Parc naturel régional du Vercors. (s. d.). *Un territoire multifacettes*. Parc Naturel Régional du Vercors. Consulté le 26 juillet 2024, à l'adresse <https://www.parc-du-vercors.fr/un-territoire>

Senf, C., & Seidl, R. (2020). European forest disturbance maps. ZENODO. Consulté le 19 mars 2024, à <https://doi.org/10.5281/zenodo.3924381>

Théia. (2016, 16 juin). Détecter les coupes rases en forêt. Consulté le 19 mars 2024, à <https://www.theia-land.fr/detecter-les-coupes-rases-en-foret/>

UCFF. (2019, 5 mars). La filière forêt bois en France - Les Coopératives Forestières. Les Coopératives Forestières. Consulté le 29 mars 2024, à l'adresse <https://lescooperativesforestieres.fr/la-filiere-bois-en-france/>

Liste des Tables

Table des figures

Figure 1 : Définition d'une forêt (IGN, s. d.)	3
Figure 2 : Exemple d'épicéas scolytés à 700 m d'altitude dans les Vosges saônoises (70), été 2020. M. Mirabel (A) et S. Hirter (B) © DSF	4
Figure 3 : Carte de situation des placettes dans le Vercors, avec un exemple zoomé des placettes C1 et S4, dans la commune d'Autrans-Méaudre en Vercors	10
Figure 4 : Photos d'illustrations des placettes « terrain » (cf. annexe 1 pour d'autres illustrations).....	10
Figure 5 : Méthodologie de la méthode indirecte du stock sur les variables forestières (nombre de tiges, diamètres moyens, surface terrière et volume).....	12
Figure 6 : Méthodologie de la méthode du Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)	13
Figure 7 : Méthodologie de la méthode du Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)	15
Figure 8 : Visualisation pour la densité de tiges (N/ha) pour chaque placette, comparant les valeurs « terrain », en fonction des valeurs prédites, pour la méthode indirecte	21
Figure 9 : Carte des prédictions pour l'année 2020 pour la densité de tiges	22
Figure 10 : Carte des différences des prédictions entre les 2 années pour la densité de tiges	22
Figure 11 : Carte des prédictions pour l'année 2010 pour la densité de tiges	22
Figure 12 : Carte du Modèle de Hauteur de Canopée (CHM) pour la placette Verc-07-4 pour 2010	24
Figure 13 : Carte de la différence entre les 2 Modèle de Hauteur de Canopée (CHM) pour la placette Verc-07-4	24
Figure 14 : Différence des 2 modèles de hauteur de canopée (m).....	25
Figure 15 : Modèle de hauteur de canopée pour la zone du Vercors pour 2020.....	25
Figure 16 : Modèle de hauteur de canopée pour la zone du Vercors pour 2010	25
Figure 17 : Typologie de l'évolution du couvert forestier pour l'ensemble des placettes	26
Figure 18 : Typologie de l'évolution du couvert forestier sur un échantillon de pixels sur la zone du Vercors.....	26
Figure 19 : Cartes des zones et arbres perturbés du Vercors	27
Figure 20 : Typologie de la variation de hauteur entre les années 2010 et 2020 dans le Vercors	27

Figure 21 : Typologie de la variation de hauteur entre les années 2010 et 2020 dans le Vercors	27
Figure 22 : Typologie de la zone du Vercors entre les années 2010 et 2020.....	27
Figure 23 : Illustration avec un graphique du principe du K de Ripley sur une zone de 30 hectares	28
Figure 24 : Cartographie des typologies des arbres agrégés et isolés pour une zone test de 240 ha dans le Vercors pour $r = 14$	28
Figure 25 : Cartographie des typologies des arbres agrégés et isolés pour le Vercors pour $r = 15$ (distance 15 mètres).....	28

Table des tableaux

Tableau 1 : Tableau récapitulatif des perturbations, en fonction de la méthode utilisée (sauf AGB : non réalisé).....	19
Tableau 2 : Indicateurs statistiques pour la méthode indirecte pour la variation de stock	20
Tableau 3 : Indicateurs statistiques pour la méthode directe, pour la variation de stock	23
Tableau 4 : Bilan des résultats de variations et d'identification des perturbations	25
Tableau 5 : Bilan des résultats de caractérisation des perturbations	29

Table des matières

Table des matières

Résumé	II
Abstract	III
Remerciements.....	IV
Sommaire.....	V
Sigles et acronymes	VI
Glossaire	VII
Introduction	1
1 Synthèse bibliographique sur les perturbations forestières	3
1.1 La gestion de la forêt française : enjeux et rôles.....	3
1.1.1 Contexte global.....	3
1.1.2 Structuration et organisation	3
1.1.3 Le rôle et les enjeux des forêts.....	3
1.2 Les différents types de perturbations	4
1.3 Le LIDAR : un outil prometteur pour la caractérisation des perturbations forestières	5
1.3.1 Définition du LIDAR	5
1.3.2 Intérêts du LIDAR pour l'évolution du couvert forestier	5
1.3.3 Méthodes d'estimation et de calibration.....	6
1.3.4 Qualification et localisation des perturbations existantes avec le LIDAR...6	
1.4 La télédétection optique : un outil pour venir en appui au LIDAR aéroporté.....	8
2 Matériel et méthodes	9
2.1 Site d'étude : contexte du massif du Vercors.....	9
2.2 Données utilisées.....	9
2.3 Atouts des informations relatives à la variation de stock (informations dendrométriques) et à l'identification des perturbations forestières	11
2.4 Méthodes concernant les variations de stock pour des paramètres de peuplement forestiers.....	11
2.4.1 Méthodes indirectes.....	11
2.4.2 Méthode directe	12
.....	13

2.4.3	Modélisation - Explication des choix du type de modèles utilisés dans les méthodes directe et indirecte	14
2.5	Méthode d'identification des perturbations forestières selon la variation de hauteur des arbres – extraction des variables d'intérêts - Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)	15
2.6	Méthodes de caractérisation des perturbations forestières – extraction des variables d'intérêts.....	16
2.6.1	Caractérisation spatiale et dendrométrique des perturbations sur la base du CHM	16
2.6.2	Relations entre les types de perturbation et les types de peuplement ...	17
2.6.3	Comparaison entre les perturbations naturelles identifiées avec le LIDAR et les anomalies enregistrées par l'ONF et le satellite SENTINEL-2.....	18
2.7	Résumé des différentes méthodes possibles pour le repérage et la caractérisation des types de perturbation	18
3	Résultats et discussions	20
3.1	Variations de stock pour des paramètres de peuplements forestiers	20
3.1.1	Résultats de la méthode indirecte	20
3.1.2	Résultats de la méthode directe	22
3.2	Identification des perturbations forestières à l'aide du CHM selon la variation de hauteur des arbres.....	24
3.2.1	Résultats de la méthode du Modèle de Hauteur de Canopée (CHM)	24
3.3	Bilan des résultats des différentes méthodes de variation et d'identification des perturbations.....	25
3.4	Méthode de caractérisation des perturbations forestières	26
3.4.1	Caractérisation spatiale et dendrométrique des perturbations sur la base du CHM	26
3.4.2	Relations entre les types de perturbations et les types de peuplement ..	29
3.4.3	Comparaison entre les perturbations naturelles identifiées avec le LIDAR et les anomalies enregistrées par l'ONF et le satellite SENTINEL-2.....	29
3.5	Bilan des résultats des différentes méthodes de caractérisations des perturbations	29
4	Conclusion et perspectives	30
	Bibliographie.....	31
	Webographie	36
	Liste des Tables.....	38
	Table des matières	40

Annexes	43
4.1 Annexe 1 : Vision d'ensemble des dalles disponibles en France pour le LIDAR HD et autres photos de placettes « terrain » dans le Vercors	43
4.2 Annexe 2 : Étapes utilisées pour le traitement des données LIDAR	44
4.3 Annexe 3 : Exemples de résultats de production, suite à l'étude des données « terrain » de 2010 du Vercors	46
4.4 Annexe 4 : Exemples de résultats de production, suite à la comparaison des 2 années étudiées sur les données « terrain » du Vercors.....	48
4.5 Annexe 5 : Liste d'ensemble non exhaustive des métriques utilisées dans le cadre du LIDAR	49
4.6 Annexe 6 : Vision d'ensemble des résultats pour les 3 variables sélectionnées au départ	51
4.7 Annexe 7 : Vision d'ensemble des résultats pour le paramètre du volume (à l'arbre et à l'hectare) rajouté en plus des 3 variables sélectionnées au départ	53
4.8 Annexe 8 : Matrice de corrélation initiale et finale concernant la méthode directe pour la variation de stock liée à des paramètres forestiers	55
4.9 Annexe 9 : Graphiques méthode indirecte de la variation de stock pour les paramètres forestiers avec des erreurs en dessous de 50% ($R^2 < 50$)	56
4.10 Annexe 10 : Résultats complémentaires de la caractérisation des perturbations forestières à l'aide du K de Ripley et du L(r)	58

Annexes

4.1 Annexe 1 : Vision d'ensemble des dalles disponibles en France pour le LIDAR HD et autres photos de placettes « terrain » dans le Vercors

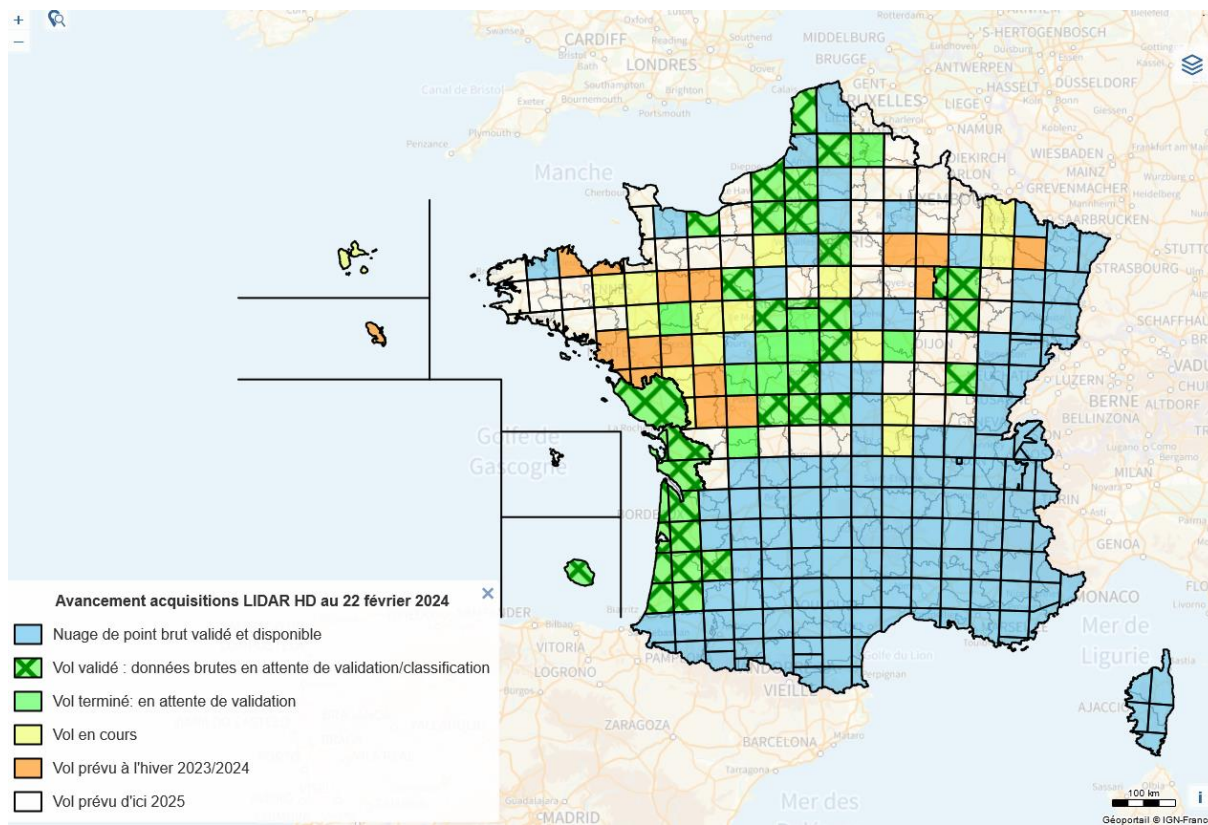


Figure A1.1 : Carte de l'ensemble des dalles disponibles en France pour le LIDAR HD (Géoportail - IGN France, .s. d.)



Figure A1.2 : Photos (à gauche et à droite) de 2 placettes « terrain » différentes dans le Vercors

4.2 Annexe 2 : Étapes utilisées pour le traitement des données LIDAR

Plusieurs tests sur différents tutoriels pour prendre en main les packages dont le LIDARtRee¹ ont été effectués en amont du vrai jeu de données. On peut citer les tutoriels principaux :

- Tutoriel sur la préparation des données LIDAR (ALS)
- Tutoriel sur la détection par arbre (tree detection)
- Tutoriel sur la détection surfacique (area based approach)
 - Préparation des données
 - Calibration du modèle de prédiction
 - Permet de calibrer le modèle (ici surface terrière G mais adaptable aussi pour le diamètre) avec des paramètres forestiers : test des combinaisons (des paramètres forestiers calculés et connus) les plus appropriées pour être au plus juste de la réalité [residual : quantité d'erreur / décalage sur la variable avec le modèle choisi]
 - Cartographie forestière

De façon plus précise, pour ce qui est des étapes du tutoriel de la détection surfacique, voici le détail ci-après.

- Préparation des données sur R
 - Importation des données
 - Importation des données LIDAR (ALS)
 - Vérification des champs de données de l'inventaire
 - Paramètres du niveau du sol
 - Calcul des métriques du LIDAR (ALS)
 - Calibration du modèle
- Analyse statistique + Résultats des différents modèles en sortie via les cartes produites ou les indicateurs des modèles
 - Modèle stratifié : séparer certains paramètres pour les analyser séparément les uns des autres pour avoir un modèle au plus juste de la réalité
 - Ex : feuillus vs résineux → pour un même diamètre, il n'y a pas la même forme du houppier, ce qui peut augmenter les erreurs, lors de la détection du houppier de l'arbre lorsqu'ils sont mélangés
Le fait de réaliser des modèles pour chacun d'entre eux, ces modèles sont plus adaptés à la morphologie des feuillus ou des résineux (d'une façon générale) et limite ainsi les erreurs potentielles
→ Maximisant le fait d'être au plus juste de la réalité « terrain »
 - Modèle prédictif ABA
 - Les données du LIDAR (ALS)
 - Données SIG

¹ MONNET, J.-M. INRAE (s. d.). R package for forest analysis with airborne laser scanning (lidar) data. Consulté le 23 mars 2024, à <https://lidar.pages.mia.inra.fr/lidaRtRee/index.html>

- Détection au niveau de l'arbre / parcelle
- Cartographie des paramètres forestiers (ci-après exemple avec la figure 1)
- Graphiques complémentaires (obtenus au long ou à la fin des traitements)

La figure ci-après présente un exemple d'une cartographie de prédiction des paramètres forestiers avec du LIDAR, à savoir ici, la surface terrière G en m²/ha.

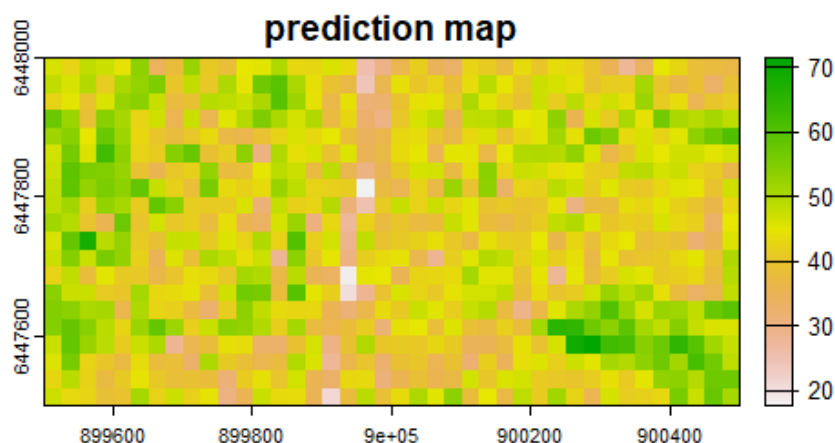


Figure A1.1 : Exemple d'une cartographie de prédiction avec du LIDAR pour la surface terrière dans le Vercors (rectangle de 200m par 2 km environ : taille du pixel = une placette de 25 m de rayon)

Afin de mieux comprendre les données « terrain » mises à disposition sur le Vercors, plusieurs essais ont été effectués sur la répartition des tiges, diamètres, hauteurs, de façon globale ou par essence, en fonction de la localisation (cf. annexes suivantes correspondantes). Un exemple des cartes produites concernant la répartition des hauteurs par arbre sur 4 placettes, à proximité de Autrans, est présenté ci-après.

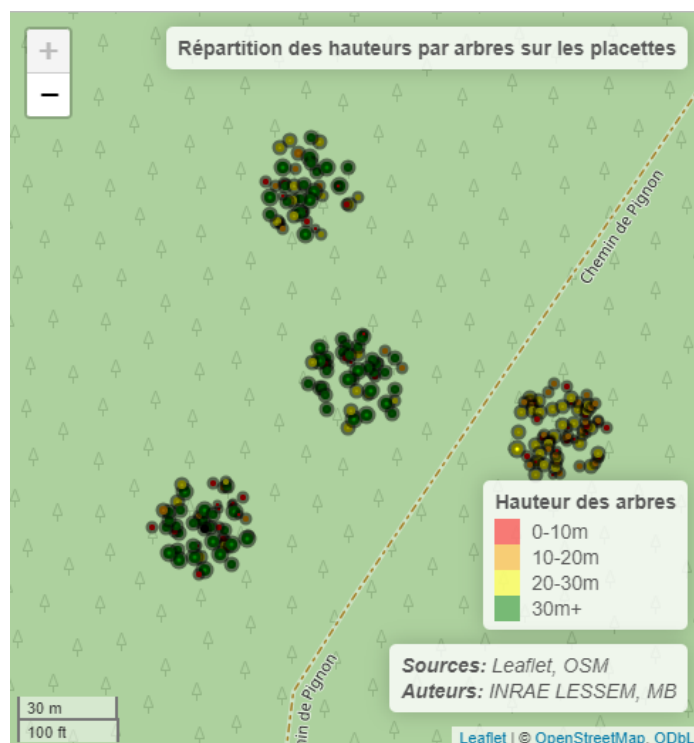


Figure A2.2 : Répartition des hauteurs par arbre sur 4 placettes à proximité de Autrans

4.3 Annexe 3 : Exemples de résultats de production, suite à l'étude des données « terrain » de 2010 du Vercors

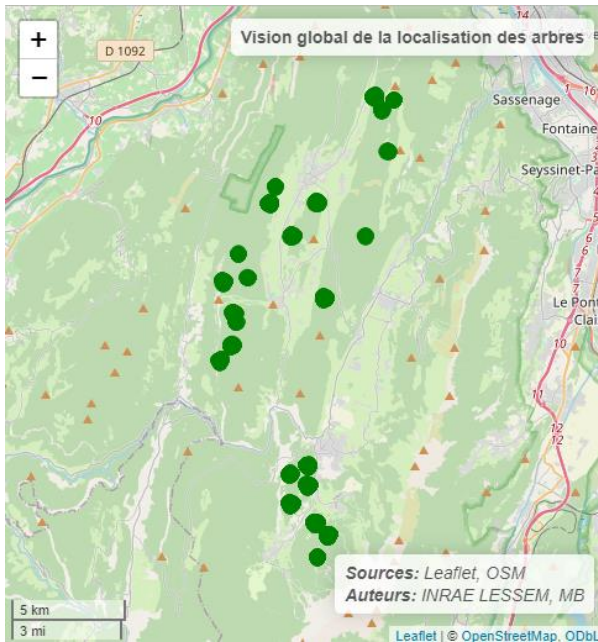


Figure A3.1 : Vision globale de la localisation des arbres

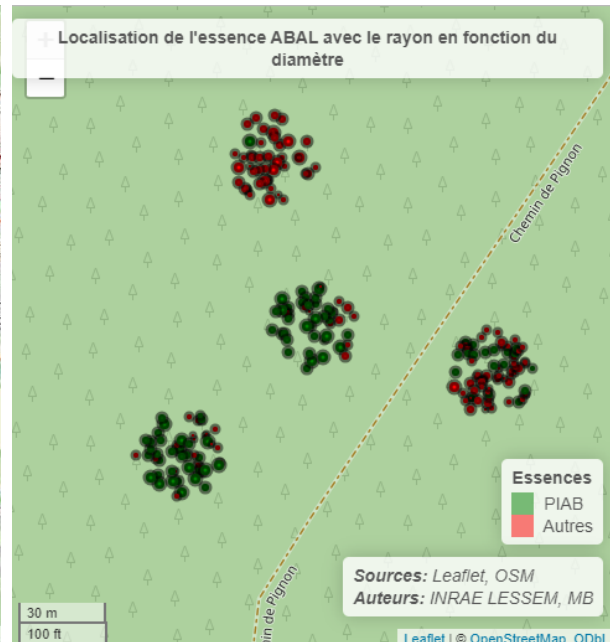


Figure A3.2 : Localisation de l'essence ABAL avec le rayon en fonction du diamètre

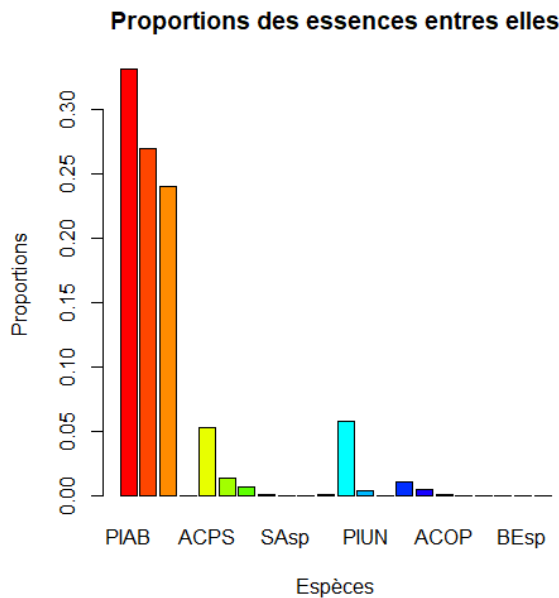


Figure A3.3 : Histogramme de la proportion des essences

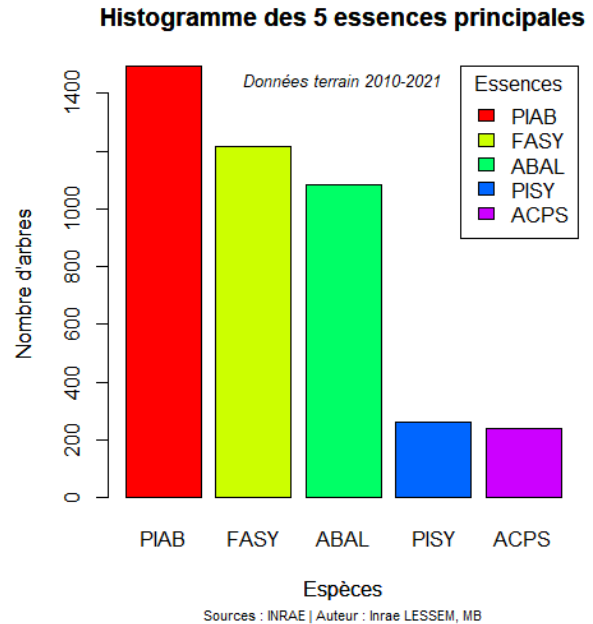


Figure A3.4 : Histogramme des 5 essences

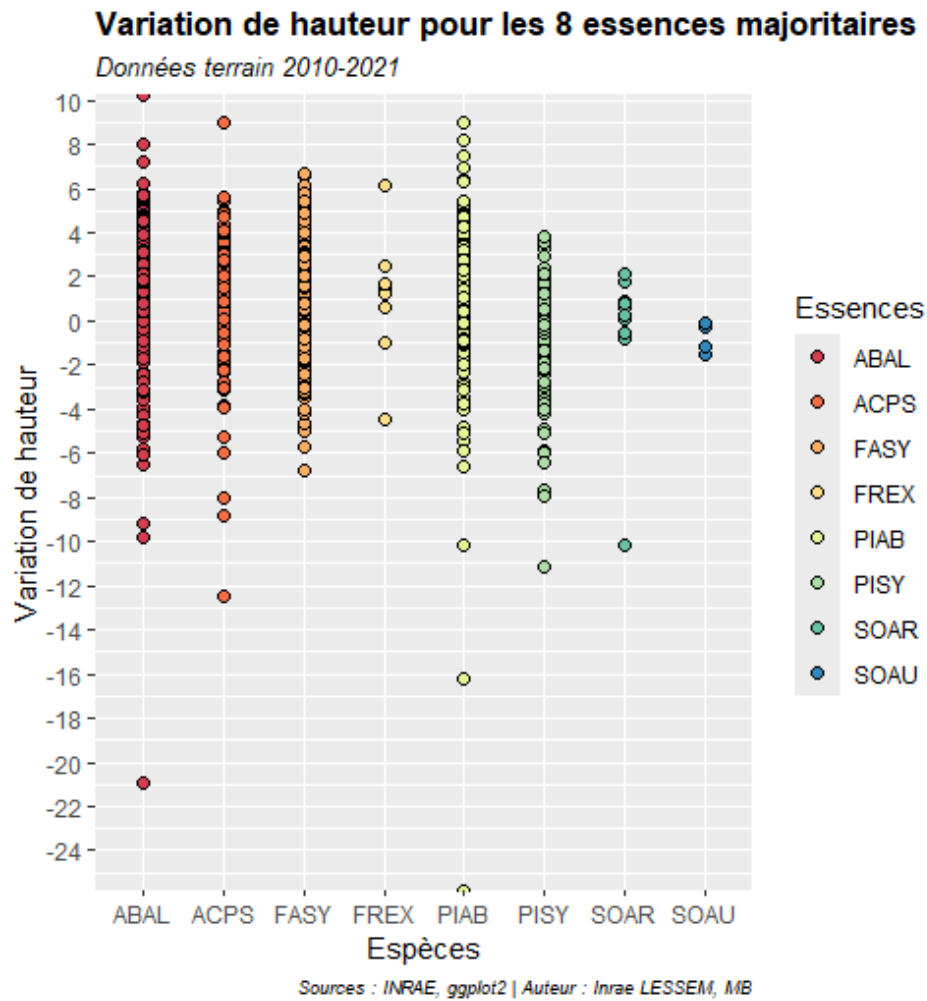


Figure A3.5 : Graphique résumant la variation de hauteurs pour les 8 essences majoritaires des placettes « terrain »

4.4 Annexe 4 : Exemples de résultats de production, suite à la comparaison des 2 années étudiées sur les données « terrain » du Vercors

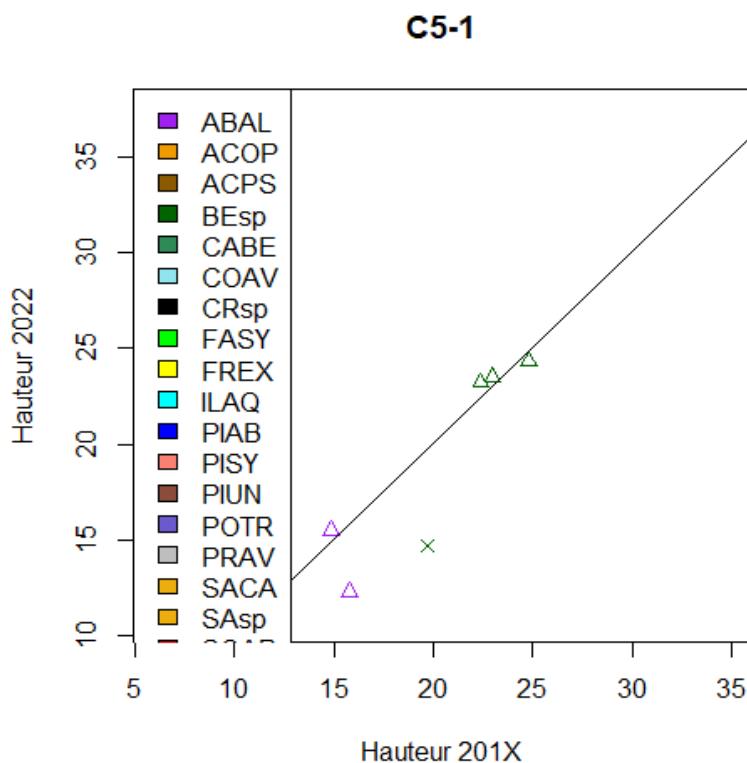


Figure A4.1 : Comparaison des correspondances concernant la hauteur, pour les années 2010 et 2020, en fonction de l'essence forestière, pour la placette Verc-C5-1

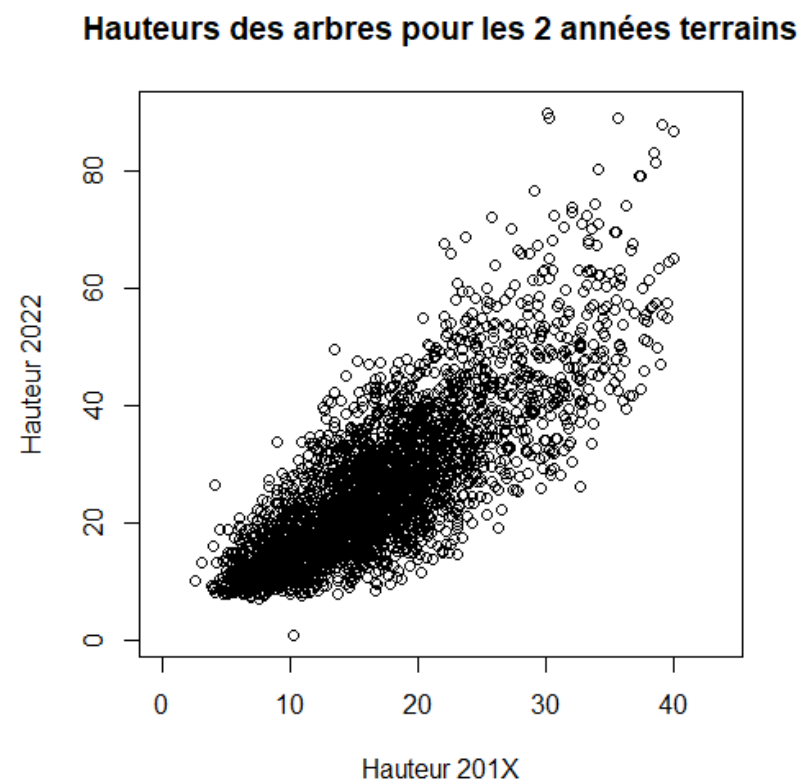


Figure A4.2 : Comparaison des correspondances concernant la hauteur, pour les années 2010 et 2020, pour l'ensemble des placettes

4.5 Annexe 5 : Liste d'ensemble non exhaustive des métriques utilisées dans le cadre du LIDAR

Structuration des abréviations :

- **Z** : se réfère à l'élévation
- **i** : se réfère à l'intensité
- **rn** : se réfère au numéro de retour
- **q** : se réfère au quantile
- **a** : se réfère au ScanAngleRank ou ScanAngle
- **n** : se réfère à un nombre (un compte)
- **p** : se réfère à un pourcentage

Par exemple, la métrique nommée `zq60` se réfère à l'élévation, quantile, 60, c'est-à-dire le 60e percentile des élévations. La métrique `pground` se réfère à un pourcentage. Il s'agit du pourcentage de points classés comme sol. La fonction `stdmetric_i` se réfère aux métriques d'intensité.

Source : https://rdr.io/cran/lidR/src/R/metrics_stdmetrics.R

Liste des métriques standard :

- **n** : nombre de points
- **area** : surface approximative réelle d'un raster (devrait être proche du carré de la résolution mais pas sur le bord)
- **angle** : angle de scan moyen absolu
- **zmax** : hauteur maximale
- **zmean** : hauteur moyenne
- **zsd** : écart-type de la distribution des hauteurs
- **zskew** : asymétrie de la distribution des hauteurs
- **zkurt** : kurtosis de la distribution des hauteurs
- **zentropy** : entropie de la distribution des hauteurs (voir fonction `entropy`)
- **pzabovezmean** : pourcentage de retours au-dessus de `zmean`
- **pzabovevex** : pourcentage de retours au-dessus de `x`
- **zqx** : x-ème percentile (quantile) de la distribution des hauteurs
- **zpcumx** : pourcentage cumulatif de retour dans la ième couche selon Wood et al. 2008 (voir les métriques nommées `d1`, `d2`, ...)
- **itot** : somme des intensités pour chaque retour
- **imax** : intensité maximale
- **imean** : intensité moyenne
- **isd** : écart-type de l'intensité
- **iskew** : asymétrie de la distribution des intensités
- **ikurt** : kurtosis de la distribution des intensités
- **ipground** : pourcentage d'intensité retournée par les points classés comme "sol"

- **ipcumzqx** : pourcentage d'intensité retournée en dessous du k-ème percentile de hauteur
- **ip1st** : pourcentage d'intensité retournée par les premiers retours
- **ip2nd** : pourcentage d'intensité retournée par les seconds retours
- **ip3rd** : pourcentage d'intensité retournée par les troisièmes retours
- **ipxth** : pourcentage d'intensité retournée par les x-ièmes retours
- **pxth** : pourcentage des x-ièmes retours
- **pground** : pourcentage de retours classés comme "sol"

Source : <https://github.com/r-LIDAR/lidR/wiki/stdmetrics>

Quelques autres métriques d'arbres :

- **Tree_meanH** : hauteur moyenne des cimes d'arbres détectées (m)
- **Tree_sdH** : écart-type des hauteurs des cimes d'arbres détectées (m)
- **Tree_giniH** : indice de Gini des hauteurs des cimes d'arbres détectées
- **Tree_density** : densité des cimes d'arbres détectées (/ha)
- **TreeInf10_density** : densité des cimes d'arbres détectées avec $h \leq 10$ (/ha)
- **TreeSup10_density** : densité des cimes d'arbres détectées avec $h > 10$ (/ha)
- **TreeSup20_density** : densité des cimes d'arbres détectées avec $h > 20$ (/ha)
- **TreeSup30_density** : densité des cimes d'arbres détectées avec $h > 30$ (/ha)
- **Tree_meanCrownSurface** : surface moyenne des couronnes des arbres détectés
- **Tree_meanCrownVolume** : volume moyen des couronnes des arbres détectés
- **TreeCanopy_meanH** : hauteur moyenne de l'union des couronnes des arbres détectés

Exemple de métriques retournées par la fonction **Tree_extraction** :

- **h** (hauteur)
- **s** (surface de la couronne)
- **v** (volume de la couronne)
- **sp** (surface de la couronne à l'intérieur de la région d'intérêt)
- **vp** (volume de la couronne dans la région d'intérêt)

Source : https://LIDAR.pages.mia.inra.fr/LIDARtRee/reference/std_tree_metrics.html

4.6 Annexe 6 : Vision d'ensemble des résultats pour les 3 variables sélectionnées au départ

Afin de mieux cerner et s'appropriier les données de référence « terrain », voici ci-après une vision d'ensemble pour 3 paramètres forestiers : G (surface terrière), N (nombre de tiges à l'hectare) et D (diamètre moyen d'un arbre pour chaque placette).

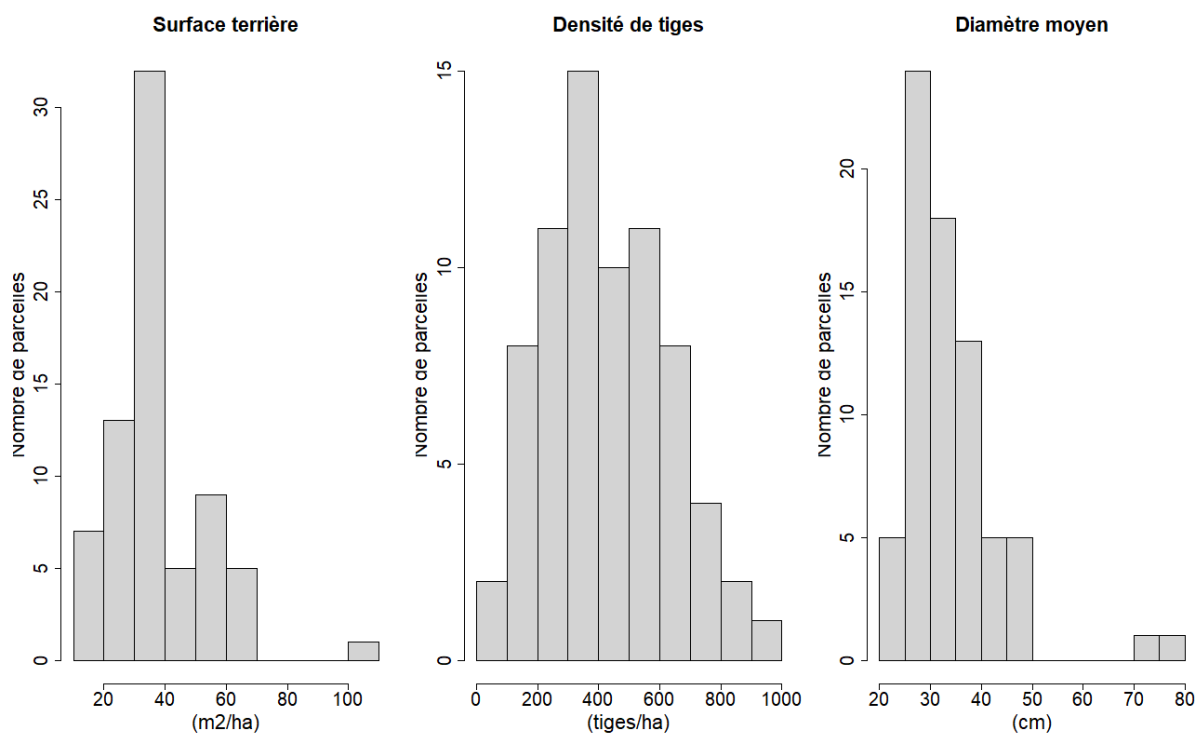


Figure A6.1 : Histogramme des variables terrain de G, N et D moyen pour 2010

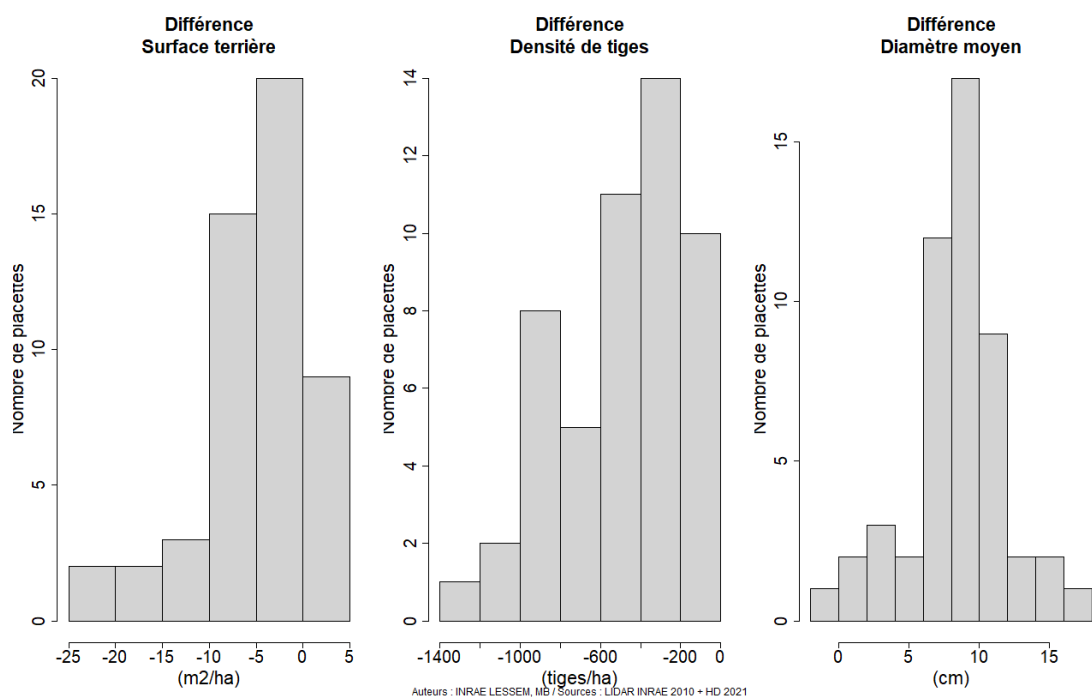


Figure A6.2 : Histogramme des variables G, N et D moyen pour la différence terrain entre les 2 années

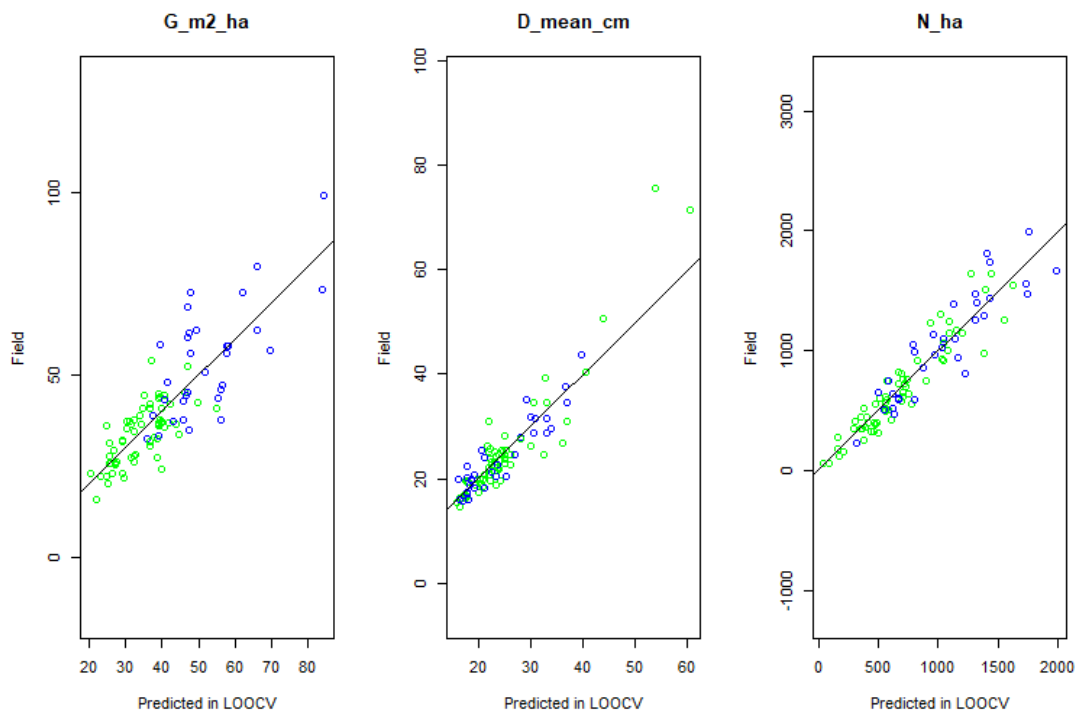


Figure A6.3 : Calibration des variables G, N et D moyen, en fonction de l'appartenance au secteur public ou privé² entre les valeurs prédites et les valeurs sur le terrain pour 2010

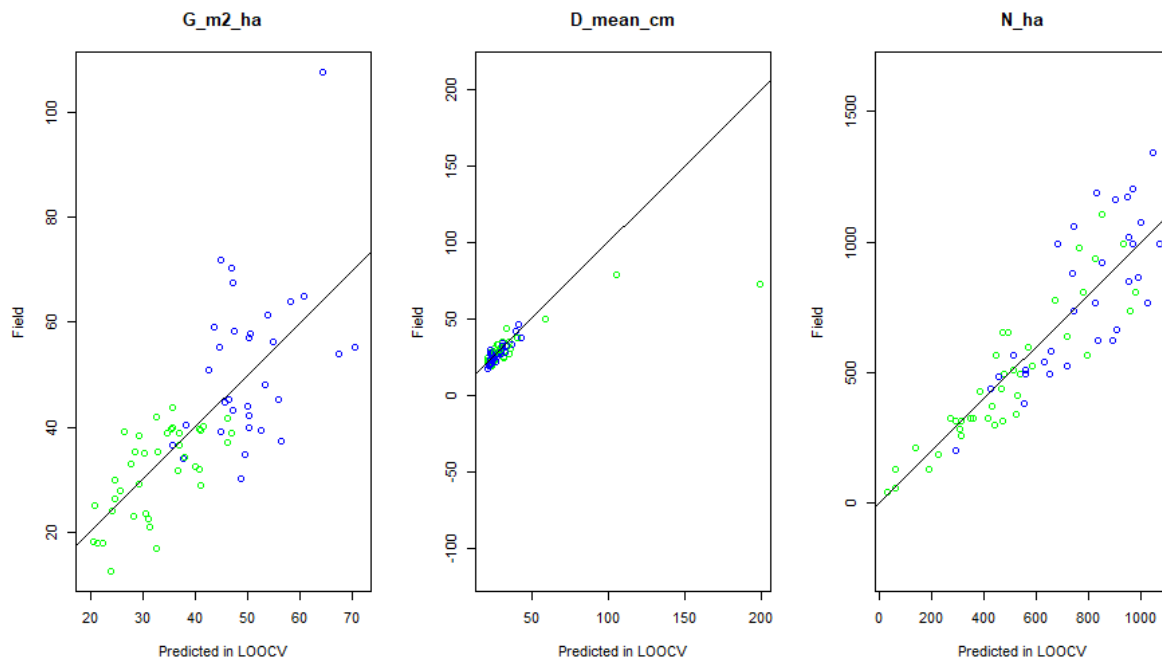
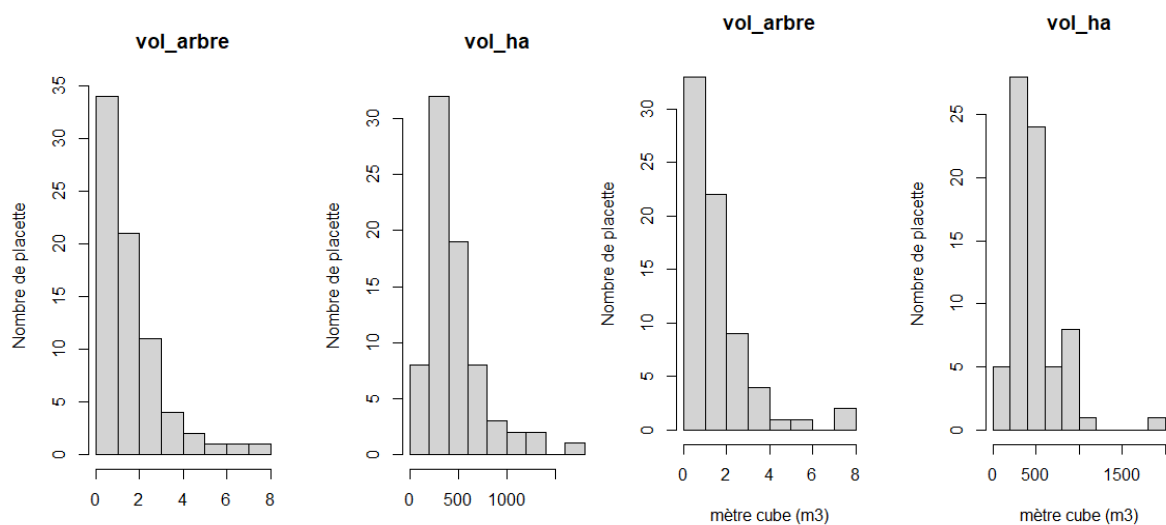


Figure A6.4 : Calibration des variables G, N et D moyen, en fonction de l'appartenance au secteur public ou privé² entre les valeurs prédites et les valeurs sur le terrain pour 202X

² Placettes dans le secteur public = couleur verte ; Placettes dans le secteur privé = couleur bleue

4.7 Annexe 7 : Vision d'ensemble des résultats pour le paramètre du volume (à l'arbre et à l'hectare) rajouté en plus des 3 variables sélectionnées au départ



Figures A7.1 : Visualisation pour des variables du volume pour les valeurs « terrain », en fonction des valeurs prédites pour la méthode indirecte

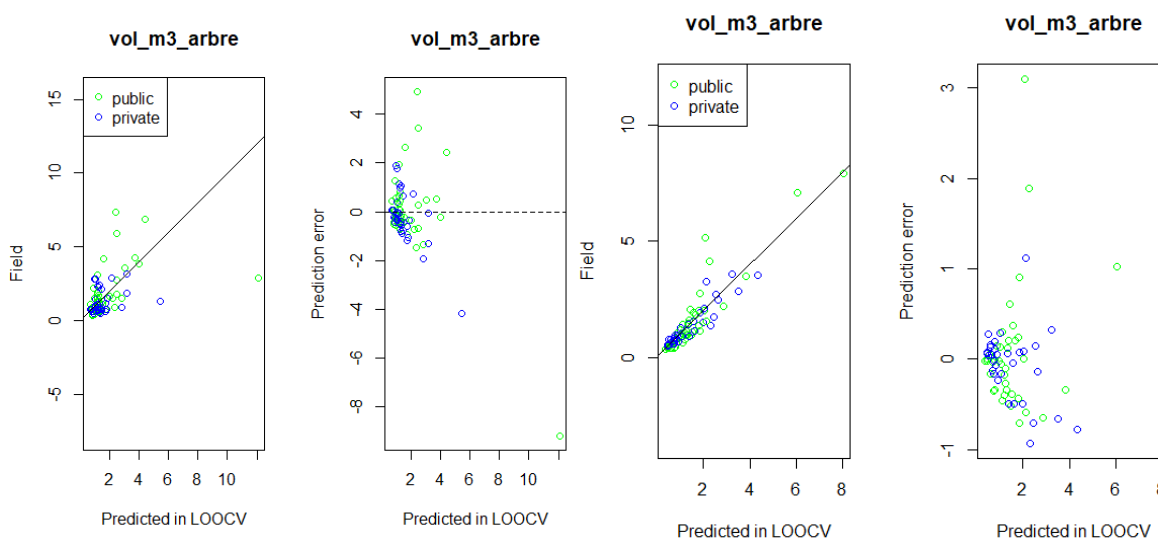


Figure A7.2 : Calibration de la variable du volume à l'arbre en mètre cube, en fonction de l'appartenance au secteur public ou privé, entre les valeurs prédites et les valeurs sur le terrain pour 2010

Figure A7.3 : Calibration de la variable du volume à l'arbre en mètre cube, en fonction de l'appartenance au secteur public ou privé, entre les valeurs prédites et les valeurs sur le terrain pour 2020

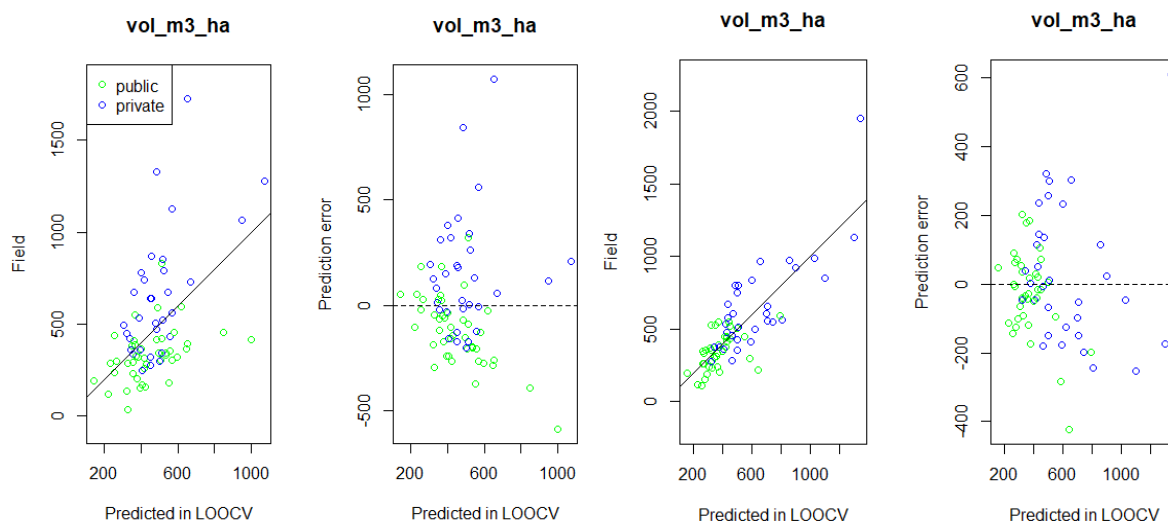


Figure A7.4 : Calibration de la variable du volume à l’hectare en mètre cube, en fonction de l’appartenance au secteur public ou privé, entre les valeurs prédites et les valeurs sur le terrain pour 2010

Figure A7.5 : Calibration de la variable du volume à l’hectare en mètre cube, en fonction de l’appartenance au secteur public ou privé, entre les valeurs prédites et les valeurs sur le terrain pour 2010

4.8 Annexe 8 : Matrice de corrélation initiale et finale concernant la méthode directe pour la variation de stock liée à des paramètres forestiers

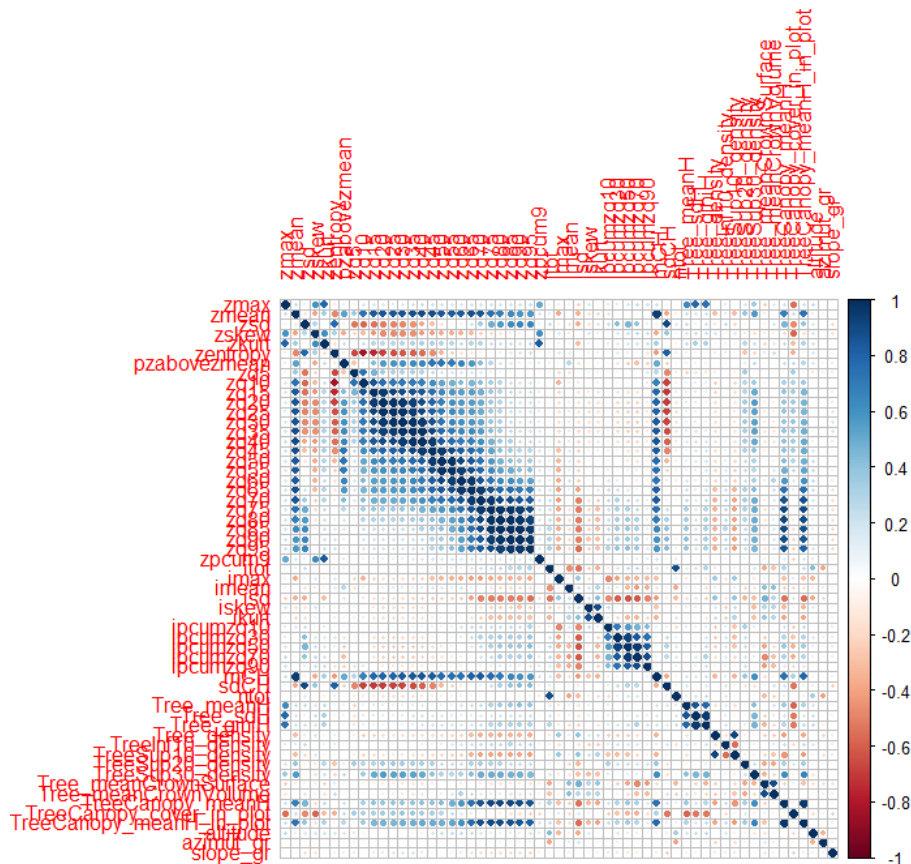


Figure A8.1 : Matrice de corrélation initiale sans les colonnes avec les zéros et réalisation des soustractions des métriques entre elles

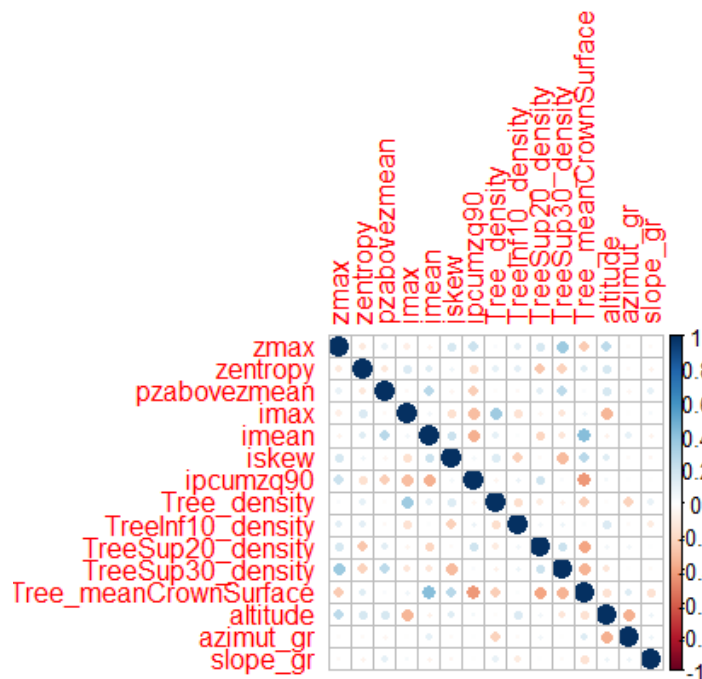


Figure A8.2 : Matrice de corrélation finale avec les 13 variables retenues

4.9 Annexe 9 : Graphiques méthode indirecte de la variation de stock pour les paramètres forestiers avec des erreurs en dessous de 50% ($R^2 < 50$)

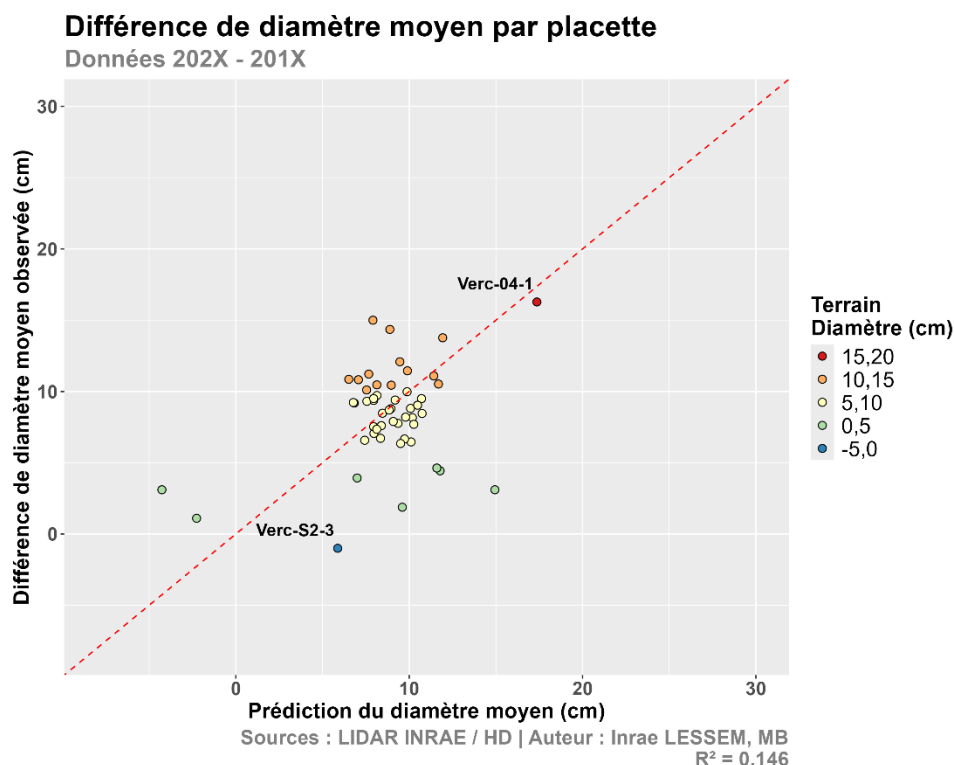


Figure 9.1 : Visualisation pour le diamètre moyen (cm) pour chaque placette, comparant les valeurs « terrain », en fonction des valeurs prédites pour la méthode indirecte

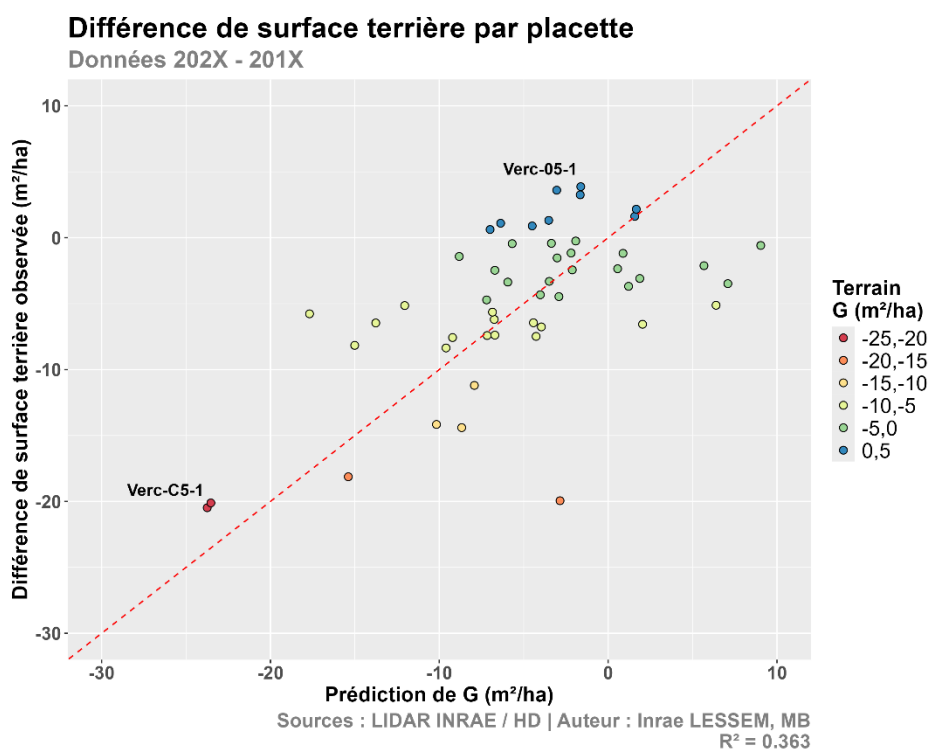


Figure 9.2 : Visualisation pour la surface terrière (m^2/ha) sur chaque placette, comparant les valeurs « terrain », en fonction des valeurs prédites pour la méthode indirecte

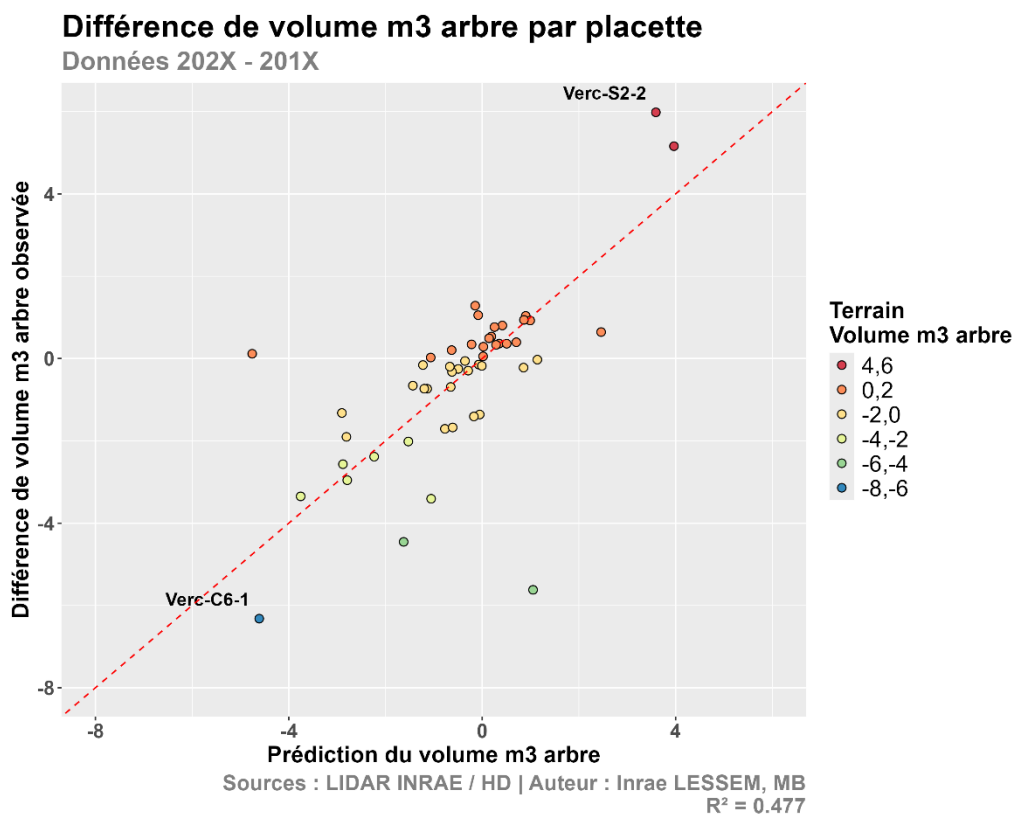


Figure 9.3 : Visualisation du volume total sur chaque placette, moyenné à l'échelle de l'arbre individuel, comparant les valeurs mesurées sur le terrain aux valeurs prédites par la méthode indirecte

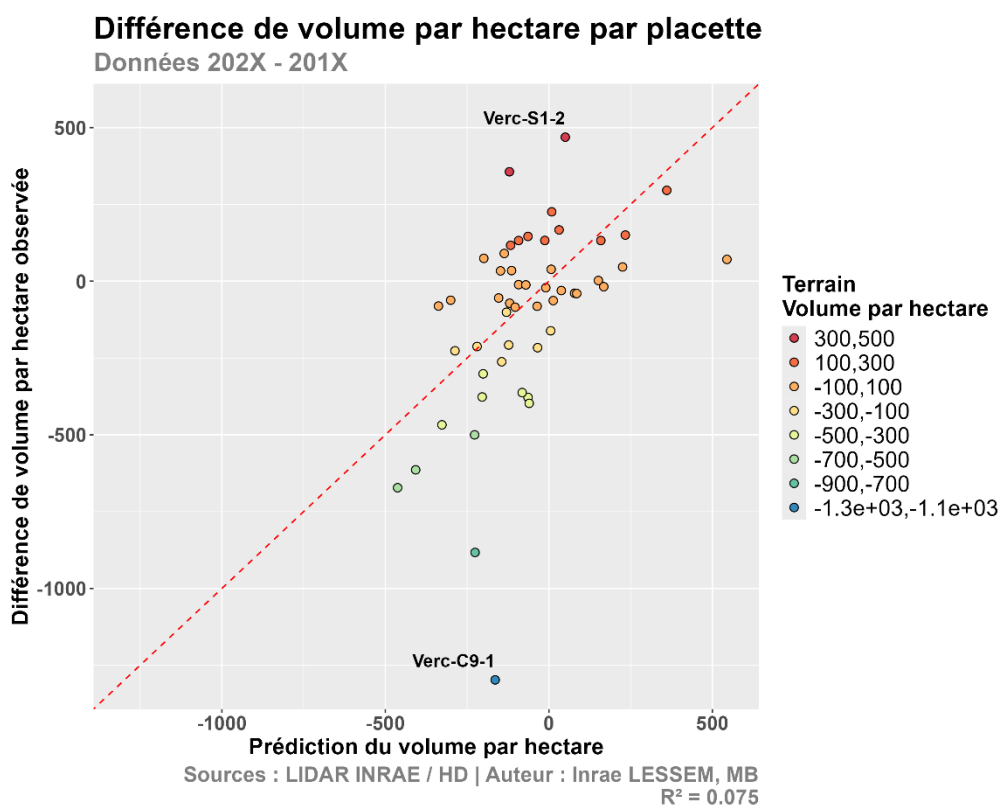


Figure 9.4 : Visualisation pour le volume à l'hectare sur chaque placette, comparant les valeurs « terrain », en fonction des valeurs prédites pour la méthode indirecte

4.10 Annexe 10 : Résultats complémentaires de la caractérisation des perturbations forestières à l'aide du K de Ripley et du L(r)

1. Explications et visualisation supplémentaires pour la répartition de tous les arbres et des arbres perturbés

Voici ci-après, en figure A10.1 et A10.2, les tests de cartographies pour les K de Ripley avec tous les arbres (perturbés et non perturbés), afin d'identifier s'il y a bien une différence entre la répartition des arbres d'une façon générale et les arbres perturbés. De manière anecdotique, il existe un hectare où les arbres sont à dénombrer comme étant répartis de façon aléatoire (en bleu) dans la zone test pour $r = 7$. Néanmoins, il y a une différence entre la répartition des arbres d'une façon générale et les arbres perturbés, en comparaison avec les résultats de la partie 3.4.1 en figure 24. Il en est de même avec la zone du Vercors (cartes non présentées en annexes).

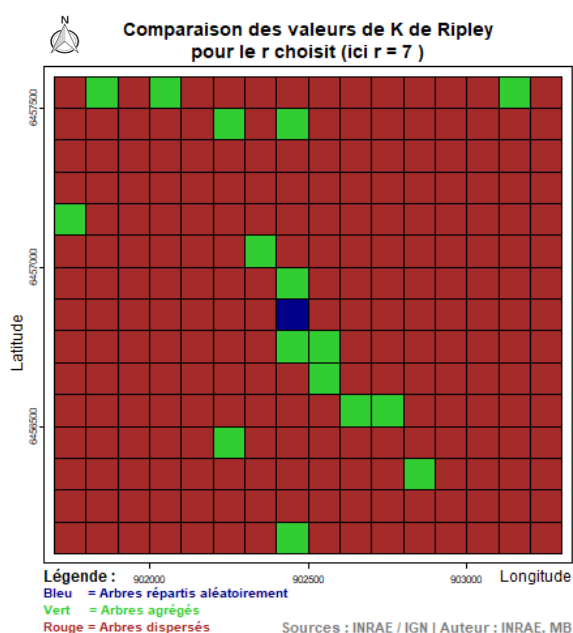


Figure A10.1 : Cartographie des typologies des arbres agrégés et isolés pour une zone test de 240 ha dans le Vercors pour $r = 7$

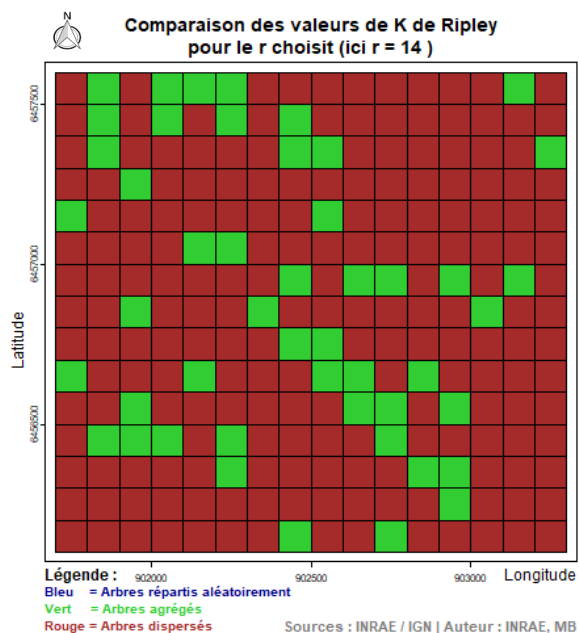


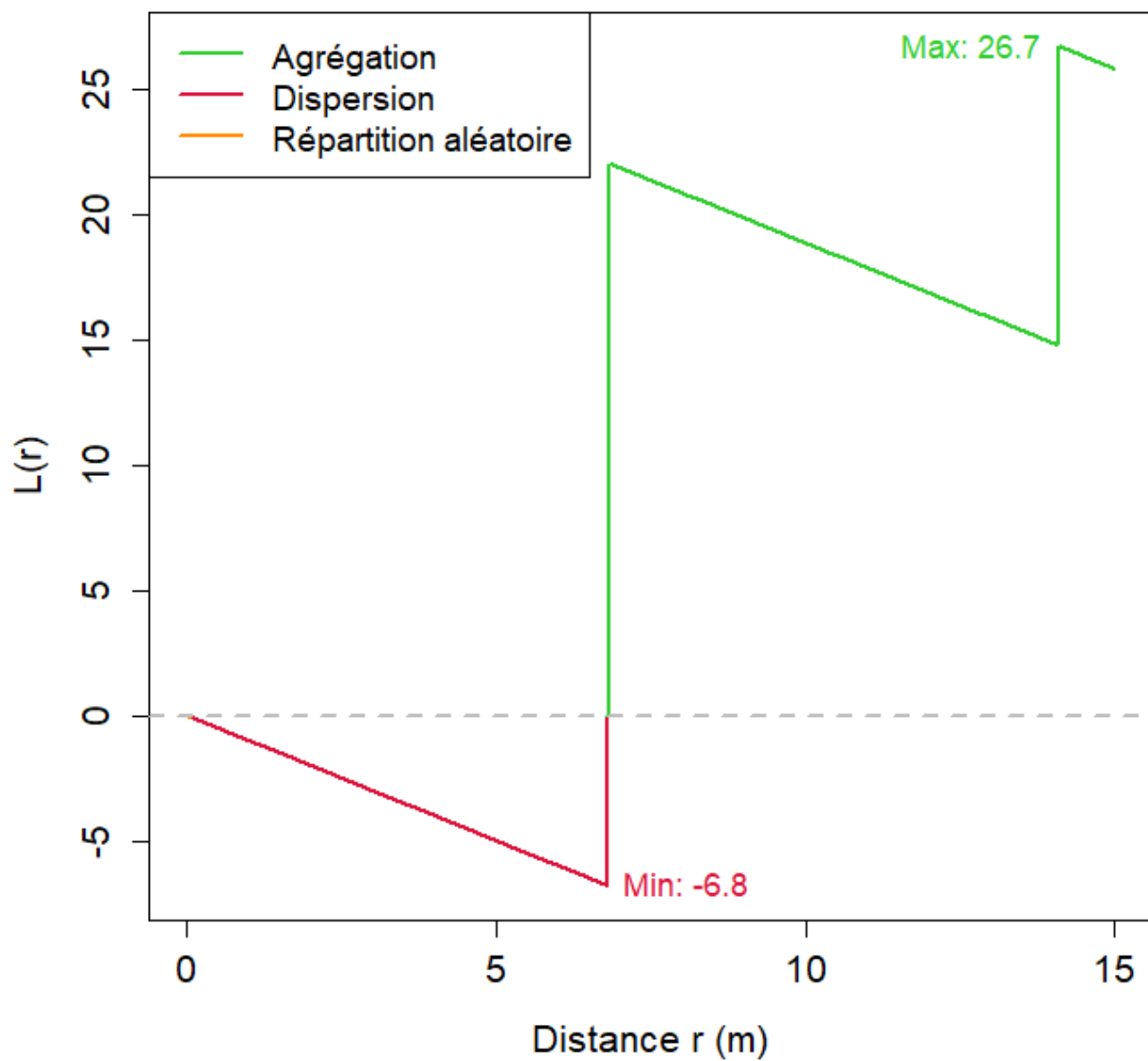
Figure A10.2 : Cartographie des typologies des arbres agrégés et isolés pour une zone test de 240 ha dans le Vercors pour $r = 14$

2. Note technique concernant la carte de la figure 24 dans la partie 3.4.1 Caractérisation spatiale et dendrométrique des perturbations sur la base du CHM

La cartographie du K de Ripley pour les arbres perturbés, présentée en 3.4.1, présente un $r=14$ car il n'y a pas les corrections pour les effets de bords, comme avec le L(r) pour la cartographie du Vercors. C'est pourquoi, il a été choisi le $r = 14$ pour essayer de limiter les effets de bords, en gardant des arbres après la distance sélectionnée ($r = 14$), pour les prendre en compte, si besoin, dans le calcul du K de Ripley.

3. Exemple en guise d'illustration du $L(r)$ pour la zone du Vercors : pour rappel, valeur positive = agrégation, valeur négative = dispersion, valeur proche de zéro = répartition aléatoire

Exemple de l'évolution de $L(r)$ pour l'id = 10



Sources : INRAE / IGN | Auteur : INRAE, MB