

Département de géographie et télédétection
Faculté des lettres et sciences humaines
Université de Sherbrooke

Reconstitution historique (1976-2020) de la croissance en hauteur des peuplements forestiers en
régénération en forêt boréale par photogrammétrie

François Veillette

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès science (M.Sc.), cheminement géomatique

Septembre 2023

© François Veillette, 2023

Directeur de recherche :

Richard Fournier

Département de géomatique appliqué, Université de Sherbrooke, Sherbrooke (QC)

Codirecteur de recherche :

Yan Boucher

Département des sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi (QC)

Membres du jury :

Amélie Fréchette

Département de géomatique, Université de Sherbrooke, Sherbrooke (QC)

Membre interne du jury

Philippe Lejeune

Gestion des ressources forestières et des milieux naturels, Université de Liège

Membre externe du jury

Résumé

La forêt boréale est une ressource d'importance tant pour sa capacité à stocker le carbone que pour sa valeur économique pour l'industrie forestière et les activités de villégiature. L'acquisition de meilleures connaissances sur la dynamique de croissance de cette forêt permet de l'aménager durablement. À cet effet, il est déterminant de connaître le plus précisément possible leur taux de croissance annuel sur de longues périodes et notamment la croissance en hauteur qui est un intrant important des modèles de croissance. Cependant, les connaissances sont fragmentaires concernant l'évolution des jeunes peuplements (< 7 m) issus de coupes forestières en forêt boréale. Compte tenu de leur croissance lente et de l'accès difficile aux jeunes peuplements quelques années après la coupe, il est ardu d'en faire le suivi par des inventaires terrestres sur plusieurs décennies. Les photos aériennes historiques destinées à la photogrammétrie sont alors une source potentielle de données pour évaluer la croissance en hauteur de ces peuplements en fonction du temps écoulé depuis la coupe. De telles données sont essentielles puisqu'elles sont utilisées pour évaluer la croissance de métriques telles que la surface terrière et la valeur marchande.

Une nouvelle méthode de traitement photogrammétrique structure from motion (SfM) est utile pour faciliter la création de séries temporelles à partir de photos. La méthode nommée Time-SIFT consiste à utiliser simultanément des photos prises à différentes dates afin de créer des nuages de points géoréférencés. Cette méthode augmente le taux de couverture entre les photos et permet d'évaluer avec plus de précision le positionnement et les caractéristiques des caméras (longueur focale, coefficients de distorsion) qui sont parfois manquantes. Les nuages de points sont ensuite décomposés selon les années d'acquisition des photos. Les nuages de points produits peuvent être traités afin d'estimer la hauteur dominante des peuplements.

L'objectif principal de cette étude vise la mise en œuvre d'une approche photogrammétrique pour le suivi de la croissance des jeunes sapinières issues d'une coupe totale dans trois sites de la forêt boréale du Québec. L'étude comporte deux parties. Dans une première partie, nous avons généré des modèles de hauteur de canopée (MHC) issus de 11 séries de photos et des données lidar correspondantes pour 3 sites distincts (1) Zec Chauvin - Sapinière à bouleau blanc de l'Est, (2) Réserve faunique de Matane - Sapinière à bouleau blanc de l'Est, (3) Territoire non-organisé de Rivière-aux-Outardes - Pessière à mousse de l'Est). Les séries de photos utilisées sont diverses tant dans leurs types (numérique ou argentique, noir et blanc, couleur ou couleur infrarouge) que dans

la disponibilité des informations concernant l'orientation interne des caméras (longueur focale, positionnement du plan focal, coefficients de distorsion). Ces séries de photos ont été traitées pour créer des nuages de points pour des périodes respectives de 31, 13 et 29 années pour chaque site. Les nuages de points ont fait l'objet d'une correction verticale avant d'être normalisés grâce aux modèles numériques de terrain (MNT) issus du lidar pour obtenir des modèles de hauteur de canopée (MHC). Les mêmes traitements ont été effectués avec et sans la méthode Time-SIFT pour permettre de comparer les deux méthodes. Il a été constaté que la qualité des nuages résultants varie considérablement selon les sites et les années allant d'une racine de l'erreur quadratique moyenne (REQM) verticale de 0,22 m à l'échec partiel de l'alignement des images.

La seconde partie du projet concerne le site de la Zec Chauvin pour lequel il existe des mesures de hauteur des arbres prises sur le terrain pour 46 placettes d'inventaire de 400 m² entre 1988 et 2018. Cette partie de l'étude vise à utiliser les MHC résultants de la photogrammétrie pour estimer la hauteur dominante (hauteur moyenne des 100 plus gros arbres à l'hectare) des peuplements forestiers. Les hauteurs à des percentiles entre 20 et 100 % ont été extraites des MHC pour chacune des placettes d'inventaire. Des modèles de régression linéaire ont été calibrés en utilisant la meilleure métrique prédictive de la hauteur dominante retenue dans le cadre de notre étude, soit le 65e quantile. Pour le site de la Zec Chauvin, le meilleur modèle développé concerne les peuplements ayants fait l'objet d'une coupe avec protection de la régénération et des sols avec un R² de 0,93 et une racine de l'erreur quadratique moyenne (REQM) de 0,93 m, ce qui est comparable avec la précision obtenue par des mesures sur le terrain à l'aide d'un clinomètre-vertex.

Notre étude a montré que la méthode SfM / Time-SIFT permet de reconstituer la croissance d'un site pendant 37 ans après la coupe totale (de 1976 à 2013). Toutefois, cette méthode n'a pu être testée sur d'autres sites que celui de la Zec Chauvin compte tenu du manque de données de validation sur le terrain. De plus, la grande variabilité dans les données sources (photos) ainsi que la qualité des nuages de points générés suggèrent qu'il serait pour le moment important d'évaluer le potentiel d'autres sites où des données de validation sont disponibles avant de transposer le modèle à plus grande échelle.

Mots clés: photogrammétrie, structure from motion, archives, photographie aérienne, modèle de croissance, forêt boréale, régénération, hauteur dominante, coupe forestière

Table des matières

Résumé	ii
Table des matières	iv
Liste des figures	vi
Liste des tableaux	viii
Liste des acronymes	ix
Remerciements	x
1. Introduction.....	1
2. Cadre théorique.....	3
2.1. Photogrammétrie, stéréophotogrammétrie et <i>structure from motion</i>	3
2.2. Traitements de photos aériennes historiques	4
2.3. Séries temporelles	7
2.4. Méthode Time-SIFT	8
2.5. Estimation de la hauteur dominante.....	10
2.6. Modèles de croissance	13
2.7. Régénération	13
3. Objectifs de recherche.....	15
4. Sites d'étude, données et matériel.....	16
4.1. Site 1 - ZEC Chauvin.....	21
4.2. Site 2 - Réserve faunique de Matane	23
4.3. Site 3 - TNO Rivière-aux-Outardes	25
4.4. Logiciels utilisés	27
5. Méthodologie.....	27
5.1. Partie 1 : Création des nuages de points photogrammétriques et produits dérivés.....	27
5.1.1. Prétraitement des images argentiques.....	28
5.1.2. Création de nuages temporaires	28
5.1.3. Création de nuages de points	32
5.1.4. Génération de produits dérivés	36
5.1.5. Correction altimétrique	37
5.1.6. Évaluation	40

5.2.	Partie 2 : Estimation de la hauteur dominante	41
5.2.1.	Prétraitement des données de placettes	41
5.2.2.	Modélisation de la hauteur dominante des peuplements	43
6.	Résultats	44
6.1.	Partie 1 : Création des nuages de points photogrammétriques et produits dérivés.....	44
6.1.1.	Évaluation des produits dérivés	51
6.2.	Partie 2 : Estimation de la hauteur dominante (HD).....	54
6.2.1.	Prétraitement des données de placettes.....	54
6.2.2.	Modélisation de la hauteur dominante (HD) des peuplements.....	56
7.	Discussion	65
7.1.	Procédure photogrammétrique de génération de MHC	67
7.1.1.	Séquence des étapes relatives au SfM et au géopositionnement	67
7.1.2.	La méthode Time-SIFT.....	68
7.1.3.	Correction altimétrique	69
7.2.	Modélisation de la hauteur dominante (HD)	71
7.2.1.	Modèles photogrammétriques.....	71
7.2.2.	Modèles lidar	73
7.3.	Courbes de croissance de HD_t	74
7.4.	Perspectives.....	75
8.	Conclusion	77
9.	Références.....	78

Liste des figures

Figure 1 : Comparaison des méthodes avec et sans Time-SIFT.	9
Figure 2 : Modèle numérique de terrain (MNT), modèle numérique de surface (MNS) et modèle de hauteur de canopée (MHC)	11
Figure 3 : Localisation des trois sites d'étude avec leurs sous-domaines bioclimatiques respectifs.	17
Figure 4: Historique de récolte et des données utilisées, par sites d'étude.	20
Figure 5 : Couverture des photos aériennes historiques et des placettes terrain d'inventaire forestier pour le site d'étude 1 situé dans la ZEC Chauvin.	22
Figure 6 : Couverture des photos aériennes historiques et des placettes terrain d'inventaire forestier pour le site d'étude 2 situé dans la Réserve faunique de Matane.	24
Figure 7 : Couverture des photos aériennes historiques et des placettes terrain d'inventaire forestier pour le site d'étude 3 situé dans le territoire non organisé (TNO) de Rivières-aux-Outardes.	26
Figure 8 : Schéma méthodologique présentant la première partie du projet ainsi que les principaux traitements.	29
Figure 9 : Nuage de points dense temporaire réalisé selon la méthode Time-SIFT pour le site 1 – ZEC Chauvin.	33
Figure 10 : Exemple de correction altimétrique.	39
Figure 11 : Shématisation des taux de données utilisés pour comparer la qualité des données produites.	40
Figure 12 : Schéma méthodologique présentant la seconde partie du projet ainsi que les principaux traitements.	42
Figure 13 : Exemples d'orthophotographies de 1m de résolution produites à partir de nuages photogrammétriques pour le site 3-TNO Rivière-aux-Outardes avec Time-SIFT.).	47

Figure 14 : Exemples de MHC 1m de résolution produits à partir de nuages photogrammétriques pour le site 3-TNO Rivière-aux-Outardes sans Time-SIFT, avant correction altimétrique.....	48
Figure 15 : Transects de 50 m × 1 m représentatifs des nuages de points denses obtenus avant et après correction verticale..	50
Figure 16 : Détail des orthophotographies mettant en évidence la correspondance des chemins forestiers.....	53
Figure 17 : Courbes de croissances de HD _t obtenues selon différentes transformations de la variable temps.	55
Figure 18 : Coefficients de corrélation entre des métriques (q20 à q100) extraites de différents types de MHC et la hauteur dominante (HD _t).....	57
Figure 19 : Valeurs de hauteur dominante estimée par régression linéaire avec le modèle photogrammétrique utilisant le q65 comparées aux valeurs de référence provenant de mesures sur le terrain.....	58
Figure 20 : Valeurs de hauteur dominante (HD) estimée par régression linéaire avec les modèles photogrammétriques utilisant le q65 comparées aux valeurs de référence provenant de mesures sur le terrain.....	60
Figure 21 : Valeurs de hauteur dominante (HD) estimée par régression linéaire avec les modèles MHC lidar de 2015 utilisant le q55 comparées aux valeurs de référence provenant de mesures sur le terrain.....	61
Figure 22 : Hauteur dominante prédite à l'échelle des peuplements.	62
Figure 23 : Croissance annuelle moyenne de HD à l'échelle des peuplements de 400 m ² (20 m × 20 m) par périodes entre les saisies de données.	63
Figure 24 : Courbes de croissance de peuplements de 20 m × 20 m pris au hasard..	64
Figure 25 : Densité des HD obtenue..	65

Liste des tableaux

Tableau 1 : Localisation et description des sites étudiés.....	18
Tableau 2 : Caractéristiques des séries des photos aériennes retenues pour les sites d'étude.	19
Tableau 3 : Provenance des produits dérivés du lidar (CHM, MNT) pour les sites d'étude.	20
Tableau 4 : Paramètres utilisés dans le logiciel Agisoft Metashape à l'étape de la création de nuages temporaires	31
Tableau 5 : Paramètres utilisés dans le logiciel Agisoft Metashape à l'étape de l'alignement.....	35
Tableau 6 : Paramètres appliqués dans le logiciel Agisoft Metashape pour la construction des nuages denses	36
Tableau 7 : Principaux paramètres utilisés dans le logiciel Agisoft Metashape pour la construction des produits dérivés.....	37
Tableau 8 : Nombre d'images alignées et principales caractéristiques des nuages de points générés au terme de l'alignement et de la densification des nuages de points.....	46
Tableau 9 : Caractéristiques des couches de correction verticales utilisées pour chaque nuage généré	49
Tableau 10 : Évaluation du taux de donnée et de l'erreur sur les produits dérivés (Orthomosaïque et MHC).....	52
Tableau 11 : Statistiques des estimations de hauteur dominantes des placettes semi-permanentes servant de référence pour l'étude..	54
Tableau 12 : Statistiques des estimations de hauteur dominantes (HD_i) des parcelles servant de référence pour l'étude.....	56
Tableau 13 : Comparaison des modèles utilisés pour calculer HD à l'échelle du peuplement selon $HD = b_1 MHC_m + b_0$	59

Liste des acronymes

CAM – Croissance annuelle moyenne

CIR – Couleur infrarouge

CPRS – Coupe avec protection de la régénération et des sols

DAT – Direction de l'assistance technique

DHP – Diamètre à hauteur de poitrine (environ 1.3 m à partir du sol)

DIF – Direction des inventaires forestiers

DRF – Direction de la recherche forestière

EPC – Éclaircie précommerciale

GLMM – Modèle linéaire généralisé mixte (*Generalized Linear Mixed Model*)

HD – Hauteur dominante

IEQM – Inventaire écoforestier du Québec méridional

MHC – Modèle de hauteur de canopée

MFFP – Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

MNS – Modèle numérique de surface

MNT – Modèle numérique de terrain

MVS – Stéréo multivue (*Multi-view stereo*)

PCS – Point de contrôle au sol (*Ground control point*)

PET – Placettes-échantillons temporaires

QGIS – Quantum Geographical Information System

REQM – Racine de l'erreur quadratique moyenne (*Root Mean Square error*)

RGB – Rouge Vert Bleu ou couleur (*Red Green Blue*)

SfM – *Structure from motion*

ZEC – Zone d'exploitation contrôlée

Remerciements

Ce projet, fait en grande partie dans un contexte de pandémie historique, n'aurait jamais été possible sans l'aide et le soutien de plusieurs personnes que je tiens à remercier.

Merci d'abord à mes directeurs de recherche Richard Fournier et Yan Boucher. Richard a eu l'idée première de ce projet de recherche et fut présent à toutes les étapes. À toi Richard, merci pour ta grande générosité, ta rigueur constante et ta passion contagieuse. Merci à toi Yan. Tes interventions m'ont amené à pousser la réflexion plus loin à bien des égards et ont été significatifs dans ce projet.

Merci aux membres du jury Amélie Fréchette et Philippe Lejeune. Vos bons mots et commentaires ont permis l'amélioration de ce mémoire.

Je tiens également à remercier Stéphane Daigle du Centre d'étude de la forêt pour ses conseils sur certaines analyses statistiques. Stéphane Tremblay, du Ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec pour l'accès aux données terrain, Daniel Kneeshaw de l'Université du Québec à Montréal, qui m'a généreusement accueilli dans son laboratoire en début de projet et Benoît St-Onge pour les échanges constructifs sur la méthode utilisée. Enfin, je tiens à remercier l'ensemble des professeurs du département de géomatique de l'Université de Sherbrooke que j'ai côtoyé durant mes études.

Cette recherche n'aurait pas été possible sans les bourses offertes par le projet Aware, le Fonds de recherche du Québec – Nature et technologie (FRQNT) ainsi que le fonds d'excellence de l'Université de Sherbrooke. Un grand merci.

Finalement, un merci tout spécial à mon conjoint Kristopher, ma famille et mes amis qui m'ont appuyé tout au long de cette aventure mouvementée.

1. Introduction

La zone boréale canadienne comprend près de 270 millions d'hectares de forêts (Brandt *et al.*, 2013), ce qui correspond à 7 % de la surface forestière mondiale (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020a et b). Cette forêt joue un rôle essentiel dans la captation et la rétention du carbone. Ces vastes étendus forment la pierre angulaire de l'industrie forestière canadienne. En 2020, cette industrie a contribué pour 25,2 milliards de dollars au produit intérieur brut (PIB) et occupe directement plus de 180 000 personnes (Ressources naturelles Canada, 2019).

Au Québec, la gestion des forêts est régie par le Ministère des Forêts, de la Faune, et des Parcs (MFFP). Pour prévoir le rendement des forêts et une juste attribution des bois aux compagnies forestières, le MFFP utilise des modèles de croissance dont Artémis (Fortin et Langevin, 2010) pour prédire les volumes de bois à court, moyen et long terme. Ces derniers utilisent des équations mathématiques permettant de prédire la croissance des peuplements forestiers et leur volume marchand en fonction de l'âge du peuplement. Il existe actuellement peu de données et de modèles pour documenter la croissance en hauteur des jeunes peuplements (< 7 m de hauteur) issus d'une perturbation majeure (par exemple après une coupe ou un feu; voir Bureau du Forestier en chef, 2018; Bour *et al.*, 2021). Ceci tient au fait que les inventaires forestiers traitent prioritairement les peuplements marchands, donc ceux > 7 m, et que les peuplements jeunes récemment perturbés sont peu accessibles par voies terrestres. Comme les données sur les jeunes peuplements sont fragmentaires, ceci limite le développement ou l'amélioration des modèles de croissance. Améliorer la capacité de prédiction de la croissance de la forêt au stade jeune est toutefois essentiel pour faire le pont entre le moment de la perturbation jusqu'à ce que le peuplement atteigne 7 m.

La télédétection est un outil pratique pour acquérir des données à distance concernant l'accroissement en hauteur des peuplements en régénération. Différentes approches peuvent être envisagées, dont le traitement de photos d'archives par photogrammétrie – technique qui permet de réaliser des mesures à partir d'images prises selon différents points de vue. Le principal avantage de l'approche photogrammétrique repose sur la disponibilité des photos aériennes destinées à la cartographie forestière qui existent au Québec depuis 1919 (Provencher et Dubois, 2006). Plusieurs dizaines de milliers de photos sont prises annuellement au Canada. Ces photos ont d'abord servi à effectuer les inventaires du territoire (agricole, forestier, urbain) selon des méthodes qui demandent une main-d'œuvre fortement spécialisée (Baltsavias, 1999) et puis, progressivement, avec l'aide

d'algorithmes et d'ordinateurs (Broadbent, 2017). La disponibilité de ces photos historiques permet ainsi de faire des suivis rétrospectifs à long terme sur des sites difficiles d'accès. Le suivi de sites à long terme n'est pas possible avec le lidar puisque cette technologie est devenue mature seulement à la fin des années 1980 (Campbell *and* Wynne, 2011). Au Québec, les premières acquisitions sur de vastes superficies ont débuté seulement à partir de 2009 (Leboeuf, 2015).

En traitant par photogrammétrie des séries de photos aériennes, on peut générer des modèles numériques de surfaces (MNS). Ces derniers peuvent être combinés à une cartographie du relief (le modèle numérique de terrain : MNT) issue de la donnée lidar aéroportée, prise plus récemment en présumant que le relief aura peu changé (St-Onge *et al.*, 2008). En partant du MNS auquel on soustrait le MNT, on peut obtenir l'information sur la hauteur de canopée (le modèle de hauteur de canopée : MHC). Cette méthode a fait l'objet de différentes études (voir entre autres Véga et St-Onge 2008; Bohlin *et al.*, 2012; Nurminen *et al.*, 2013; Tompalski *et al.*, 2019; Mielcarek *et al.*, 2020), mais, à notre connaissance, n'a jamais été utilisée sur de grandes étendues au Canada ou encore pour faire le suivi temporel de peuplements forestiers en régénération. L'amélioration constante des algorithmes et des logiciels de photogrammétrie est susceptible de faciliter le traitement des photographies aériennes et devient donc une opportunité pour extraire de nouvelles données à partir de ces photos (St-Onge *et al.*, 2008, Goodbody *et al.*, 2019). Cependant, traiter par photogrammétrie des images d'archives implique son lot de défis, notamment à cause de la variété dans les caméras et des paramètres d'acquisitions utilisés, de la difficulté d'obtenir des points de contrôles au sol fiables (Mölg *and* Bolch, 2017) ainsi que du faible chevauchement des photos. Ces défis rendent le traitement complexe et parfois même imprévisible. Ces problèmes sont accentués par le manque d'informations précises sur le fonctionnement interne des logiciels de SfM ainsi que le peu de connaissances sur les séquences d'opérations et paramètres optimaux à utiliser (Tinkham et Swayze, 2021). Les travaux de Feurer *and* Vinatier (2018) proposent la méthode Time-SIFT pour pallier une partie des problèmes rencontrés en traitant simultanément des séries d'images aériennes prises à des moments distincts pour obtenir une meilleure couverture des scènes et conséquemment obtenir des reconstitutions 3D à la fois plus complètes et plus justes. Cette méthode prometteuse permet de surcroit de réduire le temps nécessaire au traitement des données ainsi que de ne pas dépendre de la disponibilité des informations sur les caméras utilisées lors des prises de vue.

2. Cadre théorique

2.1. Photogrammétrie, stéréophotogrammétrie et *structure from motion*

La photogrammétrie et plus précisément la stéréophotogrammétrie est une technique de télédétection développée à partir de la fin du XIXe siècle. Elle permet entre autres de créer des cartes topographiques à partir de photos aériennes (Doyle, 1964). La stéréophotogrammétrie fonctionne selon un principe similaire à la vision humaine : lorsqu'un objet est vu de deux points de vue différents, il est possible d'estimer sa position relative dans l'espace en trois dimensions par triangulation. La parallaxe est l'impact d'un changement de position d'un point de vue sur la perception d'un objet stationnaire (White *et al.*, 2013). Suivant ce principe, il est possible d'utiliser des points correspondants entre des images prises selon des points de vue différents afin de reconstruire une scène complète permettant la prise de mesures.

Les avancées dans les capacités de calcul des ordinateurs, des développements des nouvelles caméras numériques, des drones et des GPS ont récemment contribué à renouveler l'intérêt pour la photogrammétrie. La technique de vision par ordinateur nommée *structure from motion* (SfM) s'intègre dans le processus de photogrammétrie et permet entre autres de traiter plus d'images à la fois, d'automatiser différentes opérations et de ne plus devoir obligatoirement utiliser des données de calibration de caméra afin de produire une scène composée de différents points (Gonçalves, 2016). L'utilisation du terme SfM englobe généralement trois opérations distinctes, soit :

- (i) La détection et l'identification de points analogues sur les images par algorithme *scale invariant feature transform* (SIFT) ou équivalent.
- (ii) L'alignement : la reconstitution de la géométrie de la scène incluant la position des caméras, l'évaluation de leurs caractéristiques par l'algorithme SfM dans son sens strict ainsi que le positionnement de points de liaison dans l'espace. L'ensemble des points de liaison forment un nuage de points épars. Il est également possible à cette étape d'attribuer des coordonnées spatiales à certains éléments de la scène – les points de contrôles au sol (PCS), permettant ainsi de géolocaliser le nuage.
- (iii) La densification : la génération des points par grappes, par *Multi-View Stereo* (MVS) afin d'obtenir un nuage de points dense (Iglhaut *et al.*, 2019).

L'étape de l'alignement est limitée principalement par le peu de recouvrement spatial entre les photos (Broadbent, 2017; Iglhaut *et al.*, 2019), l'absence de PCS précis pris sur le terrain pouvant être identifiés adéquatement sur les photos (Molg *and* Bolch, 2017) et le manque d'informations disponibles sur l'orientation interne des caméras.

Dans le cas où le logiciel SfM ne trouve pas suffisamment de points de liaison dans les images, il peut tout simplement exclure certaines photos du traitement. À l'opposé, l'ajout de PCS, de points de liaison identifiés manuellement ainsi que l'inclusion de données pour l'orientation interne des caméras améliore le positionnement des points de la scène, mais agit également comme contrainte et peut provoquer l'exclusion de plus de photos, des effets de dédoublement de sol ou d'autres anomalies dans les nuages de points. C'est cette recherche d'équilibre entre une géométrie la plus exacte possible et une bonne couverture de la zone d'étude qui est recherchée.

Les logiciels de photogrammétrie récents tels que Agisoft Metashape, Pix4Dmapper et MicMac sont en majorité basés sur la technique SfM. Ces logiciels sont beaucoup plus accessibles qu'auparavant, mais il demeure impossible de comprendre pleinement leurs fonctionnements internes (Remondino *et al.*, 2012). L'absence de standardisation de la terminologie et des méthodes, le manque d'informations quant aux meilleures pratiques pour choisir les paramètres à utiliser pour ces logiciels demeure problématique et requiert de la prudence (Shahbazi *et al.*, 2015, Iglhaut *et al.*, 2019; Goodbody *et al.*, 2019). Ces logiciels sont principalement développés et utilisés pour traiter des photos numériques issues de drones. Le traitement de photos d'archives argentiques en devient donc un cas particulier d'usage (Iglhaut *et al.*, 2019).

2.2. Traitements de photos aériennes historiques

L'utilisation de photos aériennes provenant d'archives de sources diverses offre l'opportunité de documenter la structure des forêts du passé notamment à l'aide de séries temporelles. Précisons d'abord que les termes « photos historiques » et « photos d'archives » sont utilisés ici pour décrire toute photo argentique, donc sur pellicule, ainsi que, dans une moindre mesure, certaines photos numériques prises avant la fin du 4e Inventaire écoforestier du Québec méridional (IEQM) (2009-2018) (Méthot *et al.*, 2014).

La première prise de photographies aériennes pour fins de cartographie forestière remonte en 1919, en Mauricie par le Service canadien des forêts pour la Laurentide Paper Company (Provencher et

Dubois, 2006). La prise de photographie se poursuit dans les années suivantes par la Compagnie aérienne franco-canadienne au nom du Gouvernement fédéral. À partir de 1928, c'est l'aviation canadienne qui prend la relève. Tout le Québec est couvert à moyenne échelle (généralement 1 : 40 000) entre 1940 et 1953 (Provencher et Dubois, 2006). Le Gouvernement du Québec débute ses couvertures aériennes en 1952, principalement au sud du 52° parallèle. À la fin des années 1960, il met en place un programme décennal d'inventaire forestier utilisant la photographie aérienne verticale pour documenter l'ensemble de la forêt productive du Québec méridional à moyenne échelle (généralement 1 : 15 000 ou 1 : 40 000, Provencher et Dubois, 2006). Des points de contrôle terrestre (placettes d'inventaire forestier) viennent compléter les données utilisées pour la cartographie (Ministère des Terres et Forêts, 1975). La majorité des photos ayant servi aux inventaires sont disponibles publiquement par le biais de Géoselec, une entreprise privée ayant différentes ententes d'archivage et de distribution des photographies aériennes avec le Gouvernement du Québec.

Les photos aériennes utilisées en foresterie étaient majoritairement panchromatiques (noir et blanc) (Provencher et Dubois, 2006). À la fin des années 40, l'examen des photographies monoscopiques fait place à l'examen stéréoscopique, permettant ainsi de tenir compte de la tridimensionnalité de la canopée. À partir des années 1980, les photos couleur infrarouges (CIR), facilitant la photo-interprétation des images et l'évaluation de l'état de santé de la végétation – dont la défoliation des arbres causés par insectes - sont également devenues courantes dans le cadre des inventaires forestiers (Beaubien, 1976). À ce titre, 40 % des 220 000 photos qui sont prises dans le cadre du 2e IEQM sont en CIR (Leckie *and* Gillis, 1995). La captation en RGB est devenue courante à partir de 2007. Enfin, le passage du mode argentique au numérique s'est fait progressivement entre les années 1990 et 2010 (Grussenmeyer 2016, Morgan *et al.*, 2020). Le passage au numérique n'implique pas nécessairement une amélioration dans la qualité des images compte tenu de la grande qualité des lentilles des appareils photographiques utilisés dans le passé qui minimisent la distorsion des images (Morgan *et al.*, 2019). Comme les photos sont captées pour un usage en stéréophotogrammétrie, on retrouve habituellement un taux de recouvrement de 60 % entre les photos dans le sens des lignes de vol ainsi que de 25 % entre ces lignes. À titre comparatif, les recommandations en ce qui concerne les taux de couverture entre les photos prises par drone pour fins de photogrammétrie sont respectivement de 80 % et 70 % (Goodbody *et al.*, 2019, Pix4Dmapper, 2020). En l'absence de GPS, les photos aériennes d'archives doivent être

géolocalisées de façon manuelle en utilisant des références externes. Le prétraitement des photos inclut également la numérisation qui peut être une source d'erreur (Sevara, 2016). Enfin, un enjeu important concernant l'utilisation des photos historiques est l'absence fréquente de la documentation, ce qui inclut les données sur les caractéristiques du capteur utilisé (Broadbent, 2015). La prise en compte de ces informations est essentielle dans le traitement classique de stéréophotogrammétrie et est recommandée, mais non essentielle, avec le SfM (Verhoeven *and* Vermeulen, 2016).

En traitant les photos historiques par photogrammétrie, on arrive à créer des séries temporelles permettant de suivre les changements de la structure verticale des peuplements ainsi que le suivi des trouées causées par des perturbations telles que les épidémies d'insecte, les chablis ou la récolte (Véga et St-Onge, 2008; Tompalski *et al.*, 2019). L'intérêt pour ces séries temporelles touche le domaine de la foresterie, mais également de l'archéologie (Sevara *et al.*, 2017), de la géomorphologie (Fox *and* Cziferszky, 2008; Micheletti *et al.*, 2015) et de la volcanologie (Gomez, 2015). À titre d'exemple, Mölg *and* Bolch (2017) ont fait le suivi du changement d'un glacier situé en Suisse à partir d'images de 9 années différentes, soit de 1946 à 2005. Les auteurs concluent que les MNT produits sont d'une précision comparable à ce qu'ils auraient obtenu avec de la photogrammétrie traditionnelle, mais avec un temps de traitement moindre. Ils comparent également la performance de deux logiciels SfM, soit Agisoft Metashape et Pix4D Mapper, pour effectuer les traitements et concluent qu'il n'y a pas de différence de performance notable entre les deux logiciels. Les deux logiciels n'arrivent pas toujours à faire l'alignement des photos et, fait particulier, les alignements qui échouent ne sont pas les mêmes pour chaque logiciel. Les auteurs font part de l'importance et la difficulté d'obtenir un géoréférencement adéquat et à l'instar d'autres auteurs (Cléri *et al.*, 2014; Persia *et al.*, 2020), ils y vont de leur propre processus de placement de points de contrôles visant au recalage d'images. Enfin, Nielsen (2017) a démontré que les techniques récentes de photogrammétrie permettent de reconstituer une scène de l'île de Svalbard à partir de photos aériennes datant de 1936 et 1938.

L'effet des différents types d'images sur le processus photogrammétrique et l'estimation d'attributs forestiers, tels que la hauteur ou le diamètre des tiges, demandent plus de recherche. À la suite d'une comparaison entre des nuages photogrammétriques pour estimer la surface terrière d'un

peuplement forestier, Hawrylo *et al.* (2017) indique que malgré certaines différences dans les variables prédictives, le RGB et le CIR sont comparables sur le plan de la performance.

D'autres travaux portent sur la mise en place d'une méthodologie qui permet d'automatiser le traitement des photos historiques pour produire des MNS et des photos orthorectifiées (Broadbent, 2015). Dans ce cas précis, l'auteur traite une collection composée de 600 photographies de Riverside County, Californie, datant de 1938 dans le but de suivre l'évolution de l'occupation du sol. La précision des résultats qu'il a obtenue varie principalement en fonction du type de terrain, du nombre de points de contrôle et du nombre d'images utilisées. Nurminene *et al.* (2015) s'intéresse aussi à la question de l'automatisation du géopositionnement en utilisant des photos aériennes historiques de forêts et de tourbières sur une période de 68 ans. Les auteurs notent que la géolocalisation est plus difficile à effectuer dans les zones de forêt, mais démontre que les tourbières sans arbres changent peu dans le temps et pourraient donc servir de références fiables. Pour des fins de comparaison, les MNS générés dans cette étude présentent une erreur quadratique moyenne (RMSE) faible qui varie entre 0.3 et 2.0 m, soit entre 0.1 et 0.2 % de la hauteur des vols.

La question du paramétrage des logiciels est problématique dans de cas des environnements forestiers principalement à cause de leur géométrie complexe et de leur texture répétitive. Les paramètres des logiciels sont souvent fixés suivant des méthodes d'essais et d'erreurs (Goodbody *et al.*, 2019). La problématique de paramétrage est d'autant plus présente lorsqu'on y ajoute des particularités liées aux images d'archives. La variété dans les types d'images et de caméras, la conservation des photos, les paramètres de la numérisation (Sevara, 2016) ainsi que la méthode utilisée pour géolocaliser (Feurer *and* Vinatier, 2018) doivent être tenues en compte. Par exemple, sans fournir d'information de calibration de caméra, Agisoft Metashape ainsi que Pix4D mapper assument par défaut que les caméras ont une longueur focale entre 25 et 30 mm, ce qui diffère largement de ce qui était typiquement utilisé avec les caméras photométriques plus anciennes, souvent de 152 mm (Morgan *et al.*, 2010). Ces paramètres se trouvent alors en partie compensés par d'autres paramètres comme la hauteur de vol et les coefficients de distorsion (Molg *and* Bolch, 2017), mais on se retrouve encore une fois avec un processus avec beaucoup d'inconnus.

2.3. Séries temporelles

L'obtention de données sur plusieurs années permet de réaliser des séries temporelles et fournit une information critique pour les prévisions à long terme : le suivi du changement (Stepper *et al.*,

2014). On peut d'ailleurs évaluer l'âge des peuplements (Vastara *et al.*, 2016), constater l'effet des perturbations (Marshak *et al.*, 2019) ou encore l'accroissement annuel de hauteur des peuplements (Véga et St-Onge, 2008; Stepper *et al.*, 2014). Ce taux est lié en partie seulement à la hauteur des peuplements étant donné que deux arbres d'une même hauteur, même s'ils sont d'une même espèce, peuvent avoir des taux d'accroissement distincts dépendants de leur âge ou de leur environnement. Il importe alors d'utiliser un MNT unique pour normaliser les photos d'années différentes de la série temporelle. Ainsi, malgré la présence de certains biais sur l'estimation de hauteur à cause du MNT, nous pouvons obtenir une estimation fiable de la croissance (Baltsavias *et al.*, 1999).

L'utilisation de séries temporelles apporte des défis qui lui sont propres. Les conditions d'acquisition ne sont jamais exactement répétées. Les changements de caméras, leur positionnement, l'échelle et la qualité des photos, les conditions atmosphériques ainsi que d'illumination affectent les données saisies. Ces effets peuvent être amoindris par une acquisition de photos à la même date, aux mêmes conditions et avec le plus grand chevauchement possible (White *et al.*, 2013). Toutefois, ces éléments sont hors de contrôle dans un contexte d'utilisation de photos d'archives. Liée à cette variabilité des conditions découle une variabilité dans l'erreur des estimations de hauteur. Comme la croissance annuelle en forêt boréale est plutôt lente, il est souhaitable d'augmenter la durée entre les intervalles de mesures à plus de 10 ans pour obtenir des résultats plus précis concernant la croissance annuelle moyenne (Stepper *et al.*, 2014; Tompalski *et al.*, 2019). En réalisant une série temporelle de 58 ans portant sur des forêts de pin gris matures à partir de photos d'archives, Véga et St-Onge (2009) obtiennent des estimations de la hauteur dominante des peuplements avec des biais moyens de 0,76 m et une racine de l'erreur quadratique moyenne (REQM) de 2,41 m. Cette étude constitue ainsi un bon point de comparaison en ce qui concerne la précision qui peut être atteinte dans la mesure de la hauteur dominante par le traitement de séries de photos d'archives. Il demeure néanmoins difficile d'anticiper les difficultés propres à chaque situation et l'erreur résultante, surtout pour les peuplements en régénération qui nécessitent pourtant une plus grande précision absolue.

2.4. Méthode Time-SIFT

Une solution potentielle pour améliorer l'alignement est d'augmenter le nombre d'images de la scène en tirant profit des images captées d'autres années. La méthode Time-SIFT proposée par

Feurer *and* Vinatier (2018) repose sur le fait que les algorithmes ont la capacité de trouver des objets correspondants entre les photos même si plusieurs changements sont survenus dans la scène et que les conditions d’acquisition diffèrent (figure 1). Augmenter le taux de couverture entre les photos vient incidemment réduire la dépendance aux données de calibration des caméras, facilite la géolocalisation et la co-registation des points du nuage à l’étape de l’alignement. Suivant l’alignement, le projet est séparé pour chaque temps d’acquisition de photos avant de procéder à la densification du nuage de points de chaque série. Cette méthode s’est montrée efficace pour différents types de sites, et ce à une diversité d’échelles spatio-temporelles (Feurer *et al.*, 2020). Cette méthode nouvelle n’a cependant pas été testée dans un contexte d’évaluation de hauteur de canopée après coupe, et de surcroît dans un contexte d’utilisation simultanée de photos aux caractéristiques diverses (RGB et CIR, différents modèles de caméras, argentiques et numériques).

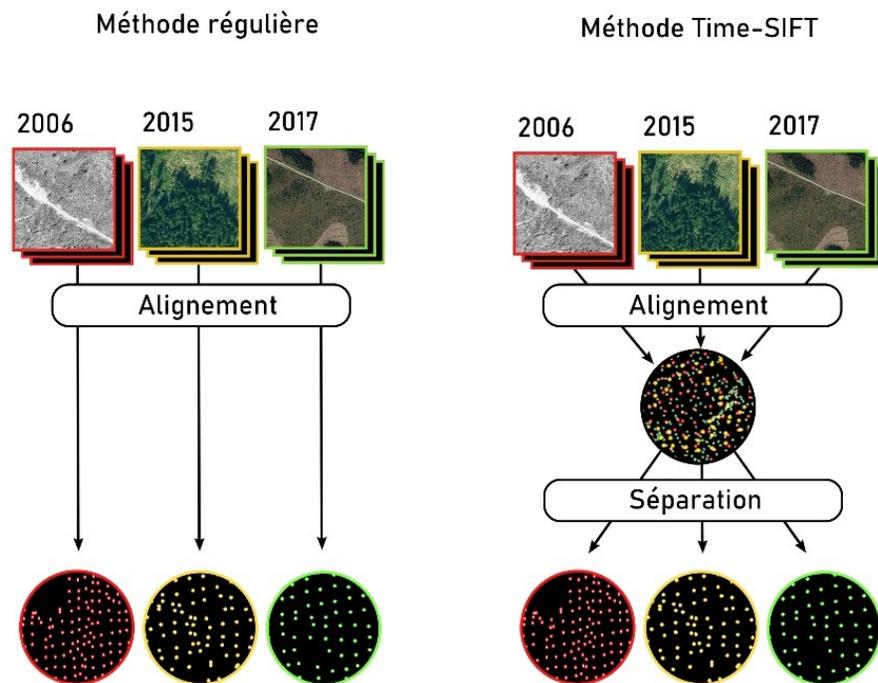


Figure 1 : Comparaison des méthodes avec et sans Time-SIFT. La méthode Time-SIFT implique l’alignement simultané d’images provenant de séries de photos distinctes. Le projet est alors séparé pour créer un nuage de points pour chaque année d’acquisition.

2.5. Estimation de la hauteur dominante

La hauteur dominante des peuplements est une caractéristique largement utilisée puisqu'elle permet d'estimer de nombreux autres attributs tels que le diamètre (également utilisé pour évaluer la surface terrière et le volume marchand) et l'âge des peuplements (White *et al.*, 2016). La hauteur dominante est généralement calculée comme étant la hauteur moyenne des 100 plus gros arbres à l'hectare ou encore des 4 plus grands arbres dominants ou codominants d'une placette circulaire ($r=11.28$ m) de 400 m^2 (1/25 d'hectare) (Pothier et Auger, 2011). Il ne s'agit donc pas d'une dimension d'un objet concret, mais plutôt d'une métrique obtenue à la suite d'un calcul.

La recherche automatisée de points correspondants d'images en zone de végétation est reconnue comme étant plus difficile à effectuer que pour d'autres types d'objets en raison de la géométrie complexe, de la texture répétitive ainsi que du mouvement des objets tels que le feuillage ou les cimes (Lisein *et al.*, 2013). Le nuage obtenu par photogrammétrie ne représente pas la hauteur des arbres en tant que telle, mais est plutôt une approximation de la variation de hauteur de la surface (Means *et al.*; 2000; Naesset, 2002). La précision de la localisation des points individuels est limitée, surtout verticalement (Ali-Sisto *et al.*, 2020, Tompalski *et al.*, 2019). Il est possible d'améliorer la précision du nuage en comparant les données d'élévation sur des zones de sol nu du nuage avec un MNT de référence. Les erreurs constatées du nuage sont ensuite extrapolées de façon planimétrique pour l'ensemble de la zone d'étude. Enfin, cette erreur est soustraite pour améliorer le nuage (Ali-Sisto *et al.*, 2020, Tompalski *et al.*, 2019).

Pour mesurer la hauteur du couvert forestier, il est nécessaire de détenir des données sur l'élévation du sol. St-Onge *et al.* (2008) proposent une méthode qui consiste à utiliser un MNT obtenu par lidar pour normaliser les données décrivant la surface de la canopée (nuage de points ou MNS). Le lidar aéroporté est une donnée de télédétection qui permet d'estimer précisément la distance au capteur en émettant des impulsions de lumière et en analysant leurs temps de retours, ce qui procure une donnée 3D du couvert et du relief (White *et al.*, 2016). Même en présence de végétation, une partie des impulsions de lumière passent au travers de la canopée pour rejoindre le sol. Le traitement des données lidar a fait ses preuves pour générer des MNT (Hyypä *et al.*, 2008). Cette technique est aussi utilisable pour déterminer le MNS, décrivant la canopée au moment de l'acquisition lidar. Le MNS peut aussi s'obtenir par photogrammétrie à partir des photographies aériennes. Lorsque le MNS est correctement positionné par rapport au MNT, il est possible d'y

soustraire ce dernier et ainsi obtenir le MHC (Naasset, 1996; Véga *et al.*, 2008, voir aussi figure 2).

$$\text{MNS} - \text{MNT} = \text{MHC} \quad (1)$$

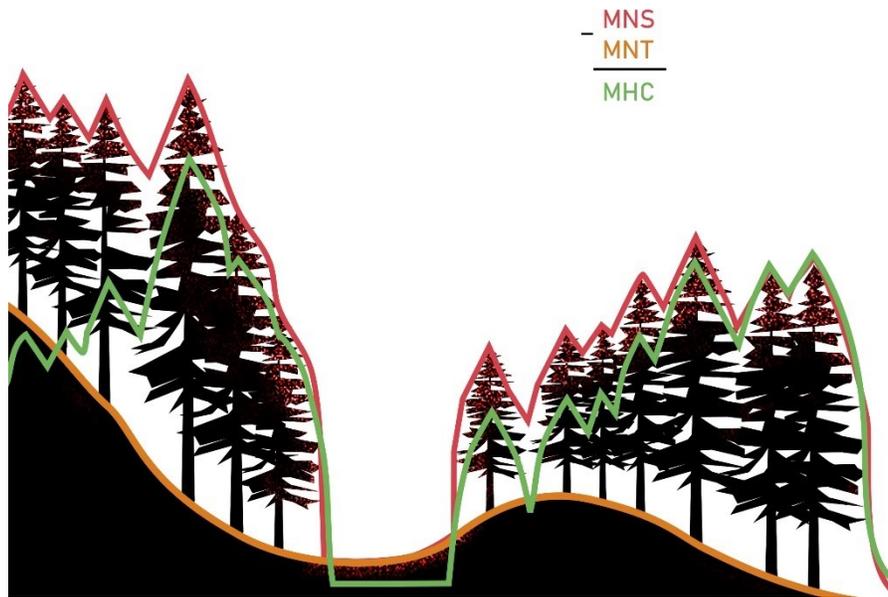


Figure 2 : En soustrayant un modèle numérique de terrain (MNT) d'un modèle numérique de surface (MNS) obtenu par photogrammétrie ou à partir de données lidar, il est possible d'obtenir un modèle de hauteur de canopée (MHC) dans la mesure où les différents modèles sont correctement alignés.

Grâce au MHC, il est possible d'évaluer la hauteur de canopée par surface (ou peuplement). Il s'agit de définir une surface forestière, généralement de 20 m × 20 m, et d'y extraire une série de métriques comme la hauteur à certains quantiles de la distribution. On sélectionne ensuite la métrique ayant la meilleure corrélation avec la hauteur dominante du peuplement et l'on procède par une régression linéaire pour calibrer avec des données terrain :

$$\text{HD} = b_0 \text{MHC}_m + b_1 \quad (2)$$

pour laquelle HD est la hauteur dominante du peuplement recherché, MHC_m la valeur de hauteur obtenue pour la parcelle à un certain quantile, b_0 et b_1 sont les paramètres de calibration. La disponibilité de données pour résoudre l'équation est donc essentielle. Cependant, il est supposé qu'éventuellement assez de connaissances et de cas de figure seront disponibles pour fixer ces paramètres afin d'estimer la hauteur dominante sans avoir besoin de nouvelles données terrain provenant du site (Véga *et al.*, 2008). Le quantile à utiliser pour le processus photogrammétrique varie habituellement entre le 50e et 100e percentile (Véga *et al.*, 2008; Preza, 2011). Différents facteurs peuvent influencer le choix du quantile ainsi que la justesse des résultats obtenus comme la complexité de la forêt (St-Onge *et al.*, 2008), la hauteur du vol effectué (Bohlin *et al.*, 2012), le taux de recouvrement (Bohlin *et al.*, 2012) ainsi que les espèces étudiées (Mielcarek *et al.*, 2020). St-Onge (2008) remarque également que la corrélation entre les modèles de canopée et la hauteur dominante à l'échelle du peuplement est plus grande dans le cas des jeunes forêts équiennes.

Différentes recherches se sont consacrées à la comparaison entre les nuages de points issus du processus photogrammétrique et ceux issus du lidar quant à leur capacité à prédire certains attributs clés (ex : Vastaranta *et al.* 2016, Goodbody *et al.*, 2019). Pour des séries de photos prises spécifiquement pour des traitements photogrammétriques, donc dans des conditions optimales et avec des approches par peuplements ou à l'échelle d'arbres individuels, il est possible d'évaluer les données biophysiques avec une précision qui est comparable à ce qui peut être obtenu avec les relevés lidar (Iglhaut *et al.*, 2019; Goodbody *et al.*, 2019). Dans certaines situations de forêts en régénération, l'utilisation de données photogrammétriques pourrait même être plus précise et plus rapide par rapport à la prise de données d'estimation sur le terrain ou par lidar, probablement à cause de la plus grande résolution qu'il est possible d'obtenir avec les nuages photogrammétriques (Puliti *et al.*, 2019). Les méthodes plus fréquemment utilisées pour établir le lien entre les nuages de points et la hauteur dominante des peuplements passent par l'évaluation de métriques directement des nuages de points normalisés plutôt que des MHC. L'étape de traitement qui consiste à générer un MHC à partir du nuage de point devient donc superflue. Par rapport au lidar, la captation d'images pour la photogrammétrie peut se faire à des altitudes de vol plus élevées, avec des champs de vision plus larges ainsi qu'à de plus grandes vitesses, ce qui en réduit les coûts (White *et al.*, 2013). Par exemple, cet avantage économique fait en sorte qu'il est maintenant envisagé d'utiliser de nouveau la photogrammétrie pour faire des mises à jour des inventaires forestiers pour des pays tels que la Suède (Bohlin *et al.*, 2017) et la Suisse (Ginzler *et Hobi* 2015).

Bien que l'usage de la photogrammétrie reste centré sur l'estimation de la hauteur dominante des peuplements, elle peut être utile pour estimer d'autres attributs tels que la surface terrière (Iqbal *et al.*, 2019), la hauteur moyenne de Lorey (moyenne de la hauteur des arbres pondérée par la surface terrière; Nakai *et al.*, 2010), ou l'âge des peuplements (Vastaranda *et al.*, 2016).

2.6. Modèles de croissance

Au Québec, les prévisions de rendement des forêts sont effectuées avec des modèles empiriques qui utilisent les données provenant des inventaires forestiers décennaux. Compte tenu de l'acquisition constante de nouvelles données ainsi que de l'amélioration des connaissances, ces modèles sont mis à jour ou remplacés par des modèles plus performants. Les prévisions sont donc faites de façon plus précise et sur des intervalles plus longs. Le modèle Natura, couramment utilisé pour prévoir le rendement à l'échelle du peuplement, a été mis à jour en 2014 (Auger, 2017) grâce entre autres à l'inclusion de données sur 8674 placettes-échantillons mesurées en moyenne à chaque 10,4 années pour un total de 17 336 périodes de croissance. Ce modèle prédit des attributs dendrométriques soit la hauteur dominante, la densité des tiges marchandes, la surface terrière marchande ainsi que le volume marchand brut. Le modèle effectue des prévisions sur 10 ans, mais il est possible de l'utiliser afin d'effectuer des prévisions sur de plus longues périodes. Le modèle est apte à faire des prévisions sur des peuplements purs ou mélangés avec structure équiennne (peuplement composé d'arbres ayant le même âge) ou non. Le modèle Natura n'est toutefois pas destiné à faire des prévisions sur des peuplements jeunes en régénération de moins de 7 m.

2.7. Régénération

Les principales perturbations de la forêt boréale sont le feu et la coupe (Boucher *et al.* 2017). Ces événements peuvent mener au renouvellement complet des peuplements sur de vastes superficies en prélevant plus de 75% de la surface terrière. La majorité du territoire forestier québécois accessible a déjà fait l'objet de récolte (Saucier *et al.*, 2009). Traditionnellement, la récolte des peuplements forestiers se faisait presque exclusivement à partir de coupes à blanc. Puis, au début des années 1990, la méthode dominante est devenue la coupe avec la protection de la régénération et des sols (CPRS) (MRN, 1994), une coupe tout de même considérée dans la catégorie des coupes totales. La CPRS vient prélever de 90 à 99% du volume marchand et tenter de protéger les tiges de moins de 9 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP), incluant les semis (Larouche *et al.*, 2013). La CPRS implique une protection des sols en utilisant une machinerie appropriée et en espaçant au

maximum les sentiers de récolte afin de minimiser l'orniérage et la destruction des semis. La régénération forestière qui s'ensuit est un processus dynamique où entrent en jeu de nombreux facteurs tels que le type de perturbation, la qualité de la régénération préétablie, le climat, le type de sol, la variation de la structure des peuplements ainsi que les espèces présentes qui peuvent interférer sur la régénération des essences désirées. Ainsi, le temps nécessaire pour former un nouveau couvert forestier varie grandement d'un peuplement et d'une région à un autre (Keenan and Kimmins, 1993). Comparée à la structure diversifiée d'une forêt ancienne, la coupe simplifie la structure du peuplement pour plus de 80 années (Groot *et al.*, 2005; Bouchard *et al.*, 2008; Martin *et al.* 2018, 2020). La régénération forestière implique trois mécanismes en interaction qui viennent influencer quelles espèces seront présentes à divers moments de la régénération : (1) la facilitation, qui est l'occupation du sol par une espèce qui favorise ensuite l'établissement d'autres espèces (2) la tolérance, qui favorise les espèces capables de tolérer des environnements avec moins de ressources, notamment la lumière, et (3) l'inhibition, soit la résistance des espèces déjà en place à l'invasion (Connell and Slatyer, 1977).

En forêt boréale, la forêt se régénère généralement bien à la suite d'une coupe. Le type de peuplement attendu est généralement le même que celui d'origine à l'exception d'un phénomène d'ensapinage dans les pessières et les sapinières sous aménagement forestier (Grondin et Cimon, 2003).

On parle de modèle cyclique pour décrire le processus selon lequel une coupe avec protection de la régénération préétablie entraîne le dégagement des semis et mène ensuite au renouvellement du peuplement à plus long terme en préservant les essences principales (Déry et Bélanger, 2000). Ce processus assure le maintien à long terme des sapinières dans un écosystème affecté par des perturbations. La régénération après coupe se déroule en suivant différents stades évolutifs. Le temps de passage d'un stade à un autre varie considérablement et il est même possible d'en escamoter certains (Saucier *et al.*, 1994). Le type de coupe forestière effectué a aussi un impact sur quels stades évolutifs seront atteints. 10 à 20 ans après une CPRS, il est d'usage commun dans des forêts équiennes d'effectuer une éclaircie précommerciale (EPC), qui est un traitement sylvicole consistant à couper une partie des arbres pour favoriser le développement de tiges d'essences désirées (Larouche *et al.*, 2013).

Ces différents changements de structures du peuplement peuvent avoir des impacts sur l'organisation des nuages de points photogrammétriques et donc des métriques observées. Par exemple, des changements d'espèces ou des phénomènes comme la mortalité chez des arbres ont des impacts sur la précision des prévisions et méritent d'être pris en considération (Tompalski *et al.*, 2019).

3. Objectifs de recherche

Ce projet de maîtrise traite d'un objectif principal: Est-ce qu'une méthode de production de modèles de hauteur de canopée (MHC), à l'aide de photographies aériennes historiques, permettrait de documenter l'évolution des hauteurs des jeunes peuplements forestiers issus d'une coupe totale? L'opérationnalisation d'une telle méthode de suivi temporel des MHC implique qu'elle s'adapte aux données historiques disponibles issues d'années et de sources diverses (résolution, échelle, etc.). Si une telle méthode était disponible, elle procurerait un grand potentiel de valorisation des photographies aériennes historiques pour le suivi de la croissance des peuplements forestiers, en particulier les jeunes peuplements puisqu'ils sont peu documentés dans les inventaires terrestres traditionnels. L'objectif principal de cette étude vise donc la mise en œuvre d'une approche photogrammétrique pour suivre la croissance des jeunes sapinières issues d'une coupe totale en forêt boréale du Québec et ainsi fournir une approche méthodologique pouvant mener à la mise en place ou l'amélioration des modèles de croissance.

Les trois objectifs spécifiques :

1. Définir une procédure photogrammétrique de génération de MHC avec les photographies aériennes historiques adaptée au contexte du Québec.
2. Quantifier l'erreur d'estimation de la hauteur des jeunes peuplements (< 7 m), en forêt boréale, par les MHC issus des photographies historiques et des données lidar récentes sur un des sites étudiés.
3. Proposer des courbes types de l'évolution de la croissance en hauteur des jeunes peuplements issus de coupes totales en fonction du temps.

L'étude se concentre sur les jeunes sapinières et, dans une moindre mesure, les pessières qui forment des peuplements typiques des forêts publiques québécoises. L'étude porte sur des cas d'utilisation extrêmes de photogrammétrie étant donné la variété des sources disponibles, de la non-disponibilité de certaines données de calibration des caméras, de l'utilisation de logiciels de photogrammétrie d'une façon non typique, de la difficulté intrinsèque à traiter des scènes de végétation et enfin de la précision nécessaire pour faire le suivi de croissance de jeunes peuplements.

4. Sites d'étude, données et matériel

Trois sites d'études représentatifs de la forêt boréale méridionale du Québec ont été utilisés dans cette étude. Plus précisément, il s'agit de sites situés (1) dans la ZEC Chauvin, au Saguenay-Lac-Saint-Jean (site 1, figure 3), (2) dans la Réserve faunique de Matane, en Gaspésie (site 2, figure 3) et (3) le Territoire non-organisé (TNO) de Rivière-aux-Outardes sur la Côte-Nord (site 3, figure 3). Les sites 1 et 2 appartiennent au sous-domaine climatique de la Sapinière à bouleau de l'Est tandis que le site 3 fait partie de la Pessière à mousse de l'Est. Le choix et la délimitation de chaque site a tenu compte de la présence de coupes forestières en forêt boréale, de la disponibilité d'au moins 3 séries photos sur une période d'au moins 10 ans ainsi que la disponibilité des données récentes (2015-2020) issues d'une acquisition par lidar aéroporté. Enfin, il était essentiel d'avoir sur au moins l'un des sites (le site 1) des placettes terrestres qui permettent la validation de la procédure et des résultats. Les superficies des sites couverts par les photographies aériennes varient entre 11,6 et 28,7 km².

Les essences forestières dominantes dans ces sites sont typiques pour ces régions, soit le sapin baumier (*Abies balsamea*) et l'épinette noire (*Picea mariana*). Les sites ont tous fait l'objet de coupes forestières dans la période 1976 à 2000 (Robitaille et Saucier 1998). Au-delà des traces de coupes et des chemins forestiers pour y accéder, on ne remarque aucune marque d'anthropisation (habitations, agriculture, etc.) ce qui a des implications au niveau du choix de points de contrôles au sol (cet aspect sera abordé ultérieurement, voir section 5.1.3).

Les projections utilisées dans le cadre du projet sont NAD 83 / MTM zone 6 ou 7, selon l'emplacement des sites d'étude.

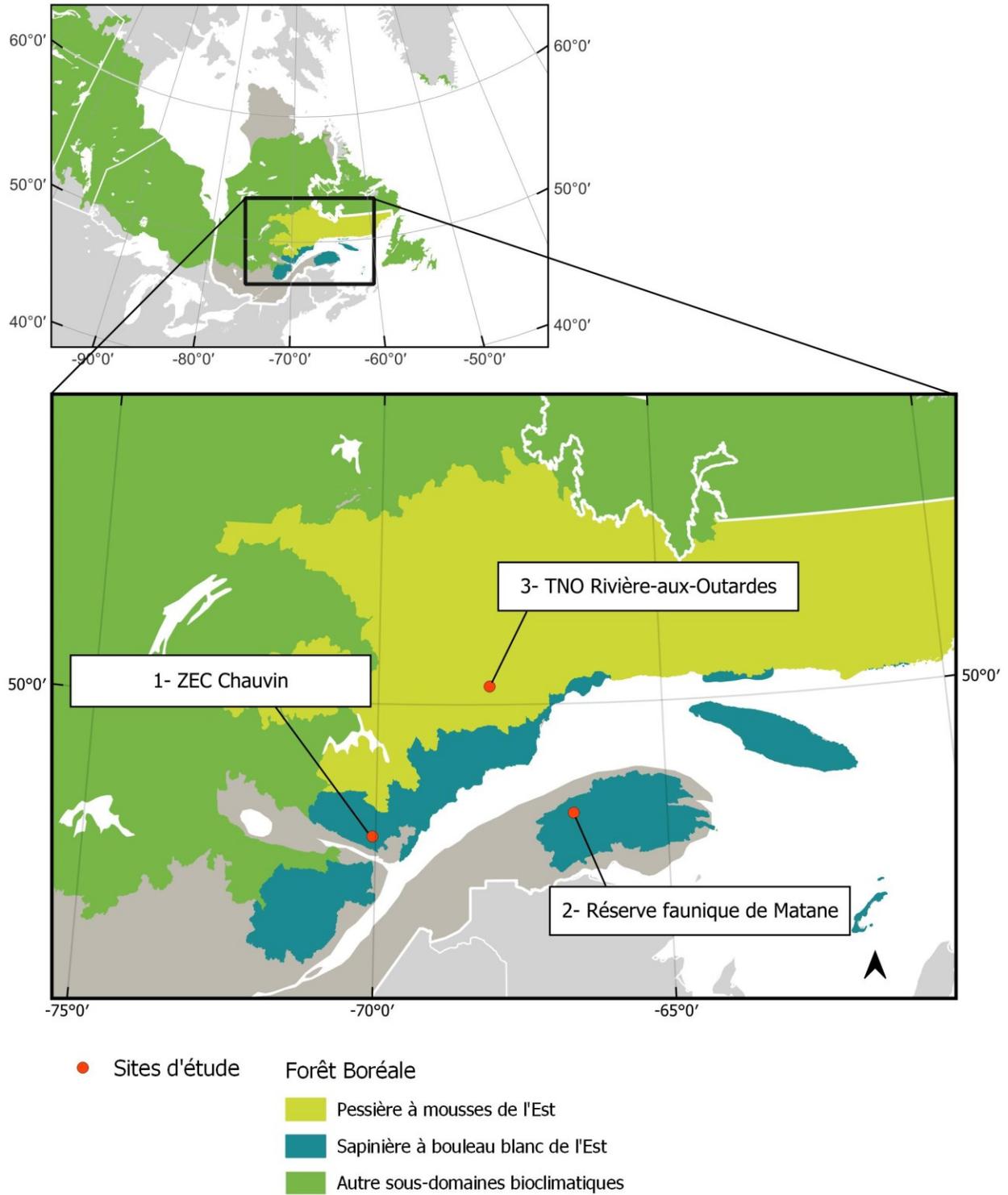


Figure 3 : Localisation des trois sites d'étude avec leurs sous-domaines bioclimatiques respectifs.

Comme l'ensemble de la forêt méridionale du Québec, ces sites ont fait l'objet de séries de photographies aériennes prises à des intervalles de 10 ans par le Gouvernement du Québec, ce qui correspond au cycle des inventaires décennaux entrepris depuis les années 1970. L'accessibilité des séries de photos a été déterminante dans le choix des sites. La variété dans le type d'imagerie utilisée est typique considérant le territoire et les années. Le tableau 2 et la figure 4 résument les différentes séries de photos disponibles pour chaque site. Dans plusieurs cas, les informations sur les caméras utilisées ou leur calibration sont partielles ou manquantes. Tous les sites ont fait l'objet d'une couverture récente de lidar aéroportée (Leboeuf et Pomerleau, 2016). Ces données ont été traitées et rendues disponibles en accès libre par le MFFP sous la forme de MNT et de MHC, en résolution de 1 m. Il est en revanche indiqué que la hauteur d'arbre est généralement sous-estimée par le lidar et qu'il est recommandé d'utiliser des données terrain pour déterminer si une correction est nécessaire (voir Fradette *et al.*, 2019). L'origine des données lidar selon les métadonnées est présentée au tableau 3. Enfin, les données écoforestières du MFFP pour tous les sites sont disponibles sous forme d'une carte polygonale des peuplements forestiers et de leurs attributs (MFFP, 2019).

Tableau 1 : Localisation et description des sites étudiés.

Sites	Coordonnées	Sous-domaine bioclimatique	Superficie (km ²)	Élévation min/max (m a.s.l)	Période des coupes forestières	Durée de couverture* (années)
1- ZEC Chauvin	48°29' N, 70°03' O	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	28,6	460/690	1976-1979	40
2- Réserve faunique de Matane	48°45' N, - 66°36' O	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	19,1	350/500	1990-1999	30
3- TNO Rivière-aux-Outardes	50°12' N, - 68°02' O	Pessière à mousse de l'Est	11,4	490/650	1981	36

* : de la première coupe forestière totale mentionnée à la couverture lidar

Tableau 2 : Caractéristiques des séries des photos aériennes retenues pour les sites d'étude.

Site	Date de prise de vue	Nombre d'images utilisées	Type de photo	Type de caméra	Disponibilité des informations de caméra	Longueur focale (mm)	Altitude du vol* (m)	Échelle	Résolution de la numérisation (µm/pixel)	Résolution au sol (m)	Dimension de la photo (pixels)
1 - ZEC Chauvin	1984-08-02	11	CIR argentique	ZEISS RMKA	Longueur focale seulement	152,92	9 421	1:15 000	8	0,12	29 696 × 29 696
	1990-07-29	15	CIR argentique	WILD RC10	Longueur focale seulement	151,58	9 700	1:15 000	8	0,12	29 696 × 29 696
	2000-08-13	13	CIR argentique	WILD RC10	oui	153,49	10 050	1:15 000	8	0,12	29 696 × 29 696
	2012-06-18	11	RGB numérique	UltraCam XP	oui	100,5	5 500 (approx.)	-	-	0,30***	11 310 × 17 310
2 - Réserve faunique de Matane	2006-07-19	8	NB argentique	Inconnu	Longueur focale seulement	153,03	Inconnu	1:15 000	14	0,21	16 716 × 16 787
	2015**	16	RGB numérique	Inconnu	non	Inconnu	Inconnu	-	-	0,30***	14 144 × 15 552
	2017-10-13	14	RGB numérique	Inconnu	Longueur focale seulement	100,5	Inconnu	-	-	0,20***	11 310 × 17 310
3 - TNO Rivières-aux-Outardes	1987-07-19	3	NB argentique	WILD RC10	oui	151,98	9 350	1:15 000	14	0,21	16 860 × 16 787
	1987-08-29	3	NB argentique	WILD RC10	oui	151,98	9 400	1:15 000	14	0,21	16 860 × 16 787
	1999-07-06	3	NB argentique	WILD RC20	oui	152,86	9 602	1:15 000	14	0,21	16 860 × 16 860
	1999-09-26	3	NB argentique	WILD RC10	oui	151,41	9 839	1:15 000	14	0,21	16 848 × 16 712
	2007-07-23	6	RGB argentique	WILD RC20	oui	153,09	9 750	1:15 000	14	0,21	14 582 × 14 582

Toutes les images utilisées ont été produites par le Gouvernement du Québec et distribuées par Géoselec.

* : selon la première photo de la ligne de vol

** : date exact inconnue

*** : estimée à partir de l'empreinte au sol de la photo

Tableau 3 : Provenance des produits dérivés du lidar (MHC, MNT) pour les sites d'étude.

Sites	Année d'acquisition	Densité de points (pt/m ²)	Propriétaire
1- ZEC Chauvin*	2015	2	Soutien aux opérations régionales (MFFP)
	2015	1,5	Direction des inventaires forestiers (MFFP)
	2016	1,5	Direction des inventaires forestiers (MFFP)
2- Réserve faunique de Matane**	2020	2,5	Direction des inventaires forestiers (MFFP)
3- TNO Rivière-aux-Outardes	2016	1,5	Direction des inventaires forestiers (MFFP)

* : 3 ensembles de données juxtaposés ont été utilisés pour générer les produits relatifs au site
 ** : Le MHC du site de la Réserve faunique de Matane a fait l'objet d'une correction en utilisant une couche matricielle vouée à cet usage, fournie par le MFFP.

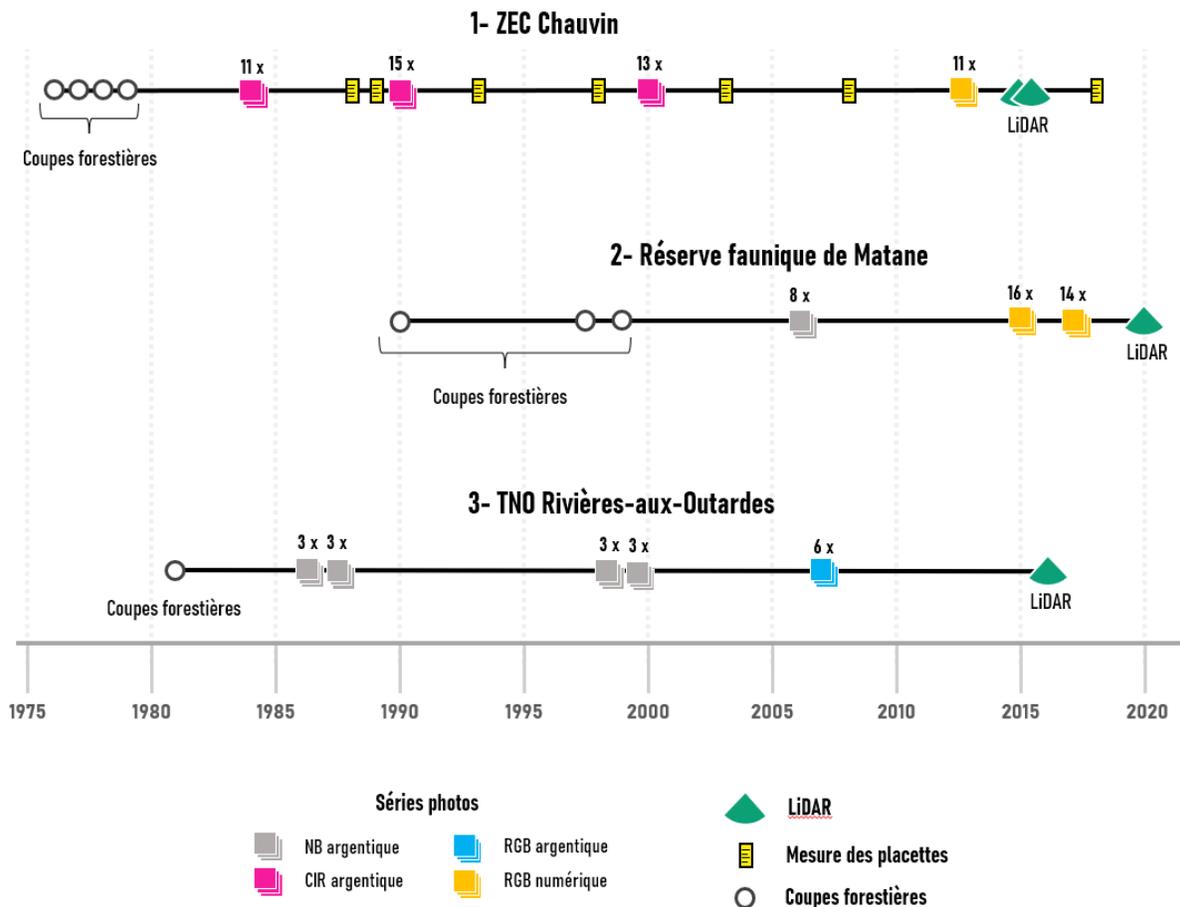


Figure 4: Historique de récolte et des données utilisées, par sites d'étude. Pour les deux premiers sites, les coupes forestières ont été effectuées sur différentes années selon la localisation des peuplements

4.1. Site 1 - ZEC Chauvin

Le site de la ZEC Chauvin (figure 5) s'étend sur 28,7 km² et est situé à la limite est de la région administrative du Saguenay-Lac-Saint-Jean et dans l'unité de paysage régional Lac Poulin de Courval. Ce site montre un relief de collines et hautes collines aux sommets généralement tabulaires. Le till mince couvre les sommets et les versants en pente forte. Le climat est froid et caractérisé par une très courte saison de croissance (130 jours). En moyenne, on retrouve de 1 100 à 1 300 mm de précipitation par année. La végétation potentielle est la sapinière à épinette noire, la sapinière à bouleau blanc ainsi que l'érable à épis. En altitude, la sapinière à épinette noire est plus fréquente (Robitaille et Saucier, 1998).

Ce site présente des coupes forestières rapprochées dans le temps (1976 à 1981). En tout, 11,7 km² du site a fait l'objet d'une CPR et 7,46 km² (64 % de la superficie de la CPR) a ensuite fait l'objet d'une EPC au cours de la période 1984 - 2000. 4 séries de photos aériennes pour un total 50 photos sont disponibles. Les photos de 1984, 1990 et 2000 sont de type argentique CIR tandis que les photos de 2012 sont de type numérique. Selon les métadonnées qui concernent les données lidar, les produits MHC et MNT sont issus de 3 levées différentes faits en 2015 et 2016 avec une densité des points variant entre 1,5 et 2 points par mètre carré. L'un des levés a été effectué à l'automne 2015 alors que les feuilles étaient absentes des arbres. Pour cette raison, cette partie du MHC a été exclue de l'étude. Le MNT correspondant demeure normal et a donc été inclus dans l'étude.

Une caractéristique essentielle du site d'étude choisi est la présence d'un réseau de 48 placettes semi-permanentes qui a été établi à partir de 1988 (Tremblay *et al.*, 2018). Ce réseau a été mis en place par la Direction de l'Assistance Technique (DAT) du MFFP et a ensuite été récupéré par la Direction de la recherche forestière (DRF) du même ministère. L'objectif premier de ce réseau est de quantifier les effets des EPC. Dans le cas spécifique du site d'étude, la moitié des placettes sont situées dans des EPC qui ont eu lieu en 1988 et 1989 alors que l'autre moitié agit en tant que groupe témoin. Chaque placette couvre une zone circulaire de 400 m². Compte tenu du fait que ces placettes sont mesurées à des périodes variant de cinq à dix ans, il devient possible de les utiliser comme référence terrain. L'existence de telles placettes pour suivre l'évolution de peuplements en régénération sur une longue période est peu commune et se révèle essentielle dans le cadre de l'étude afin de calibrer et valider les différents modèles mis en place.

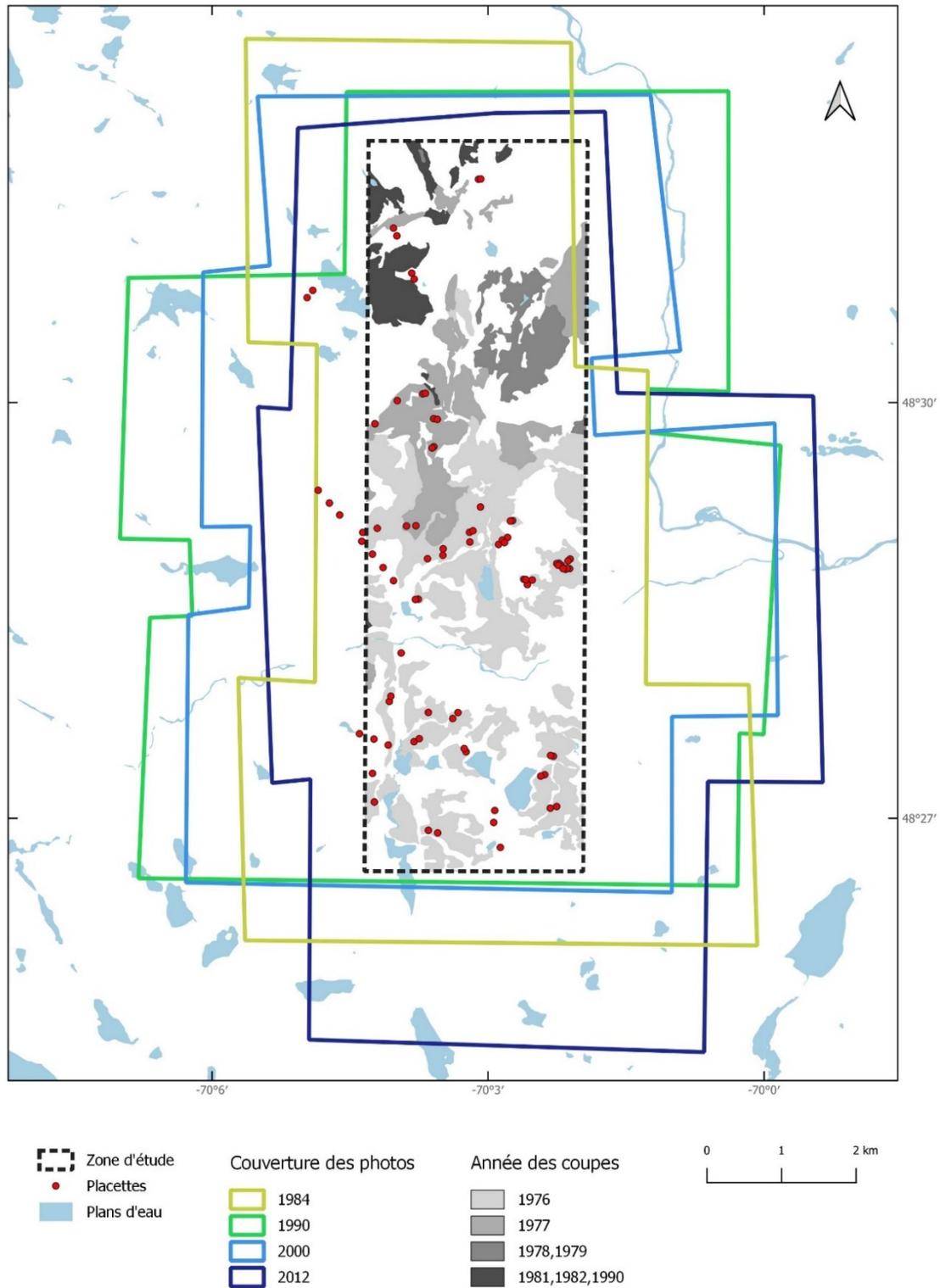


Figure 5 : Couverture des photos aériennes historiques et des placettes terrain d'inventaire forestier pour le site d'étude 1 situé dans la ZEC Chauvin.

4.2. Site 2 - Réserve faunique de Matane

Le site de la réserve faunique de Matane (figure 6) est situé sur la péninsule Gaspésienne, environ 15 km au sud du Mont Logan, un sommet dominant de la région. Le site est inclus dans l'unité de paysage régional Lac Casault qui fait partie du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc. Le climat est de type subpolaire subhumide, continental. Les dépôts d'altérites couvrent plus de la moitié de la superficie. Le till épais est également abondant. La saison de croissance est de 140 à 150 jours et les précipitations annuelles moyennes sont de 1 100 à 1 300 mm. La végétation potentielle est la sapinière à bouleau blanc et l'érable à épis. On remarque aussi la présence de la sapinière à bouleau jaune au bas de certaines collines. Les sites ayant de bons drainages sont occupés par la sapinière à épinette noire tandis que les sites hydriques sont colonisés par la sapinière à épinette noire et aulne rugueux (Robitaille et Saucier, 1998).

Le site d'étude est d'une superficie de 19,1 km² et englobe le lac Joffre qui lui-même se déverse dans la Rivière Cap-Chat. Le site est également traversé par la Rivière Cap-Chat Est. Les taux de pentes du sol aux abords de cet affluent sont importants (30 % et plus), mais pas représentatifs de l'ensemble du territoire (généralement moins de 10 % de pente).

Selon les données écoforestières (MFFP, 2020), l'origine des peuplements n'est pas connue pour une partie du territoire. Cependant, on y retrouve pour 4,59 km² de coupes avec protection de la régénération (CPR) faite principalement en 1990, 1997 et 1999. Une portion du site a également fait l'objet en 2015 de coupe de récupération totale après chablis (MFFP, 2020) tandis qu'une partie du territoire a fait l'objet de plantations en 2002, 2006 et 2017. Les plantations sont généralement réalisées 2-3 ans après la coupe si la régénération est jugée insuffisante. Les couvertures de photos aériennes datent de 2006, 2015 et 2017 (tableau 2). La date précise de la prise de vue pour 2015 n'est pas connue. La série de 2006 est composée de photos argentiques noir et blanc et couvre minimalement le site avec 8 photos. Les autres séries de photos sont numériques; il n'a pas été possible d'obtenir d'information sur la calibration des caméras. Enfin, la couverture par lidar du site date de 2020 avec une densité de 2,5 points/m². Les données dérivées obtenues comportent le MNT, MHC ainsi qu'une couche de correction d'altitude de canopée faite selon la méthode de Fradette *et al.* (2019).

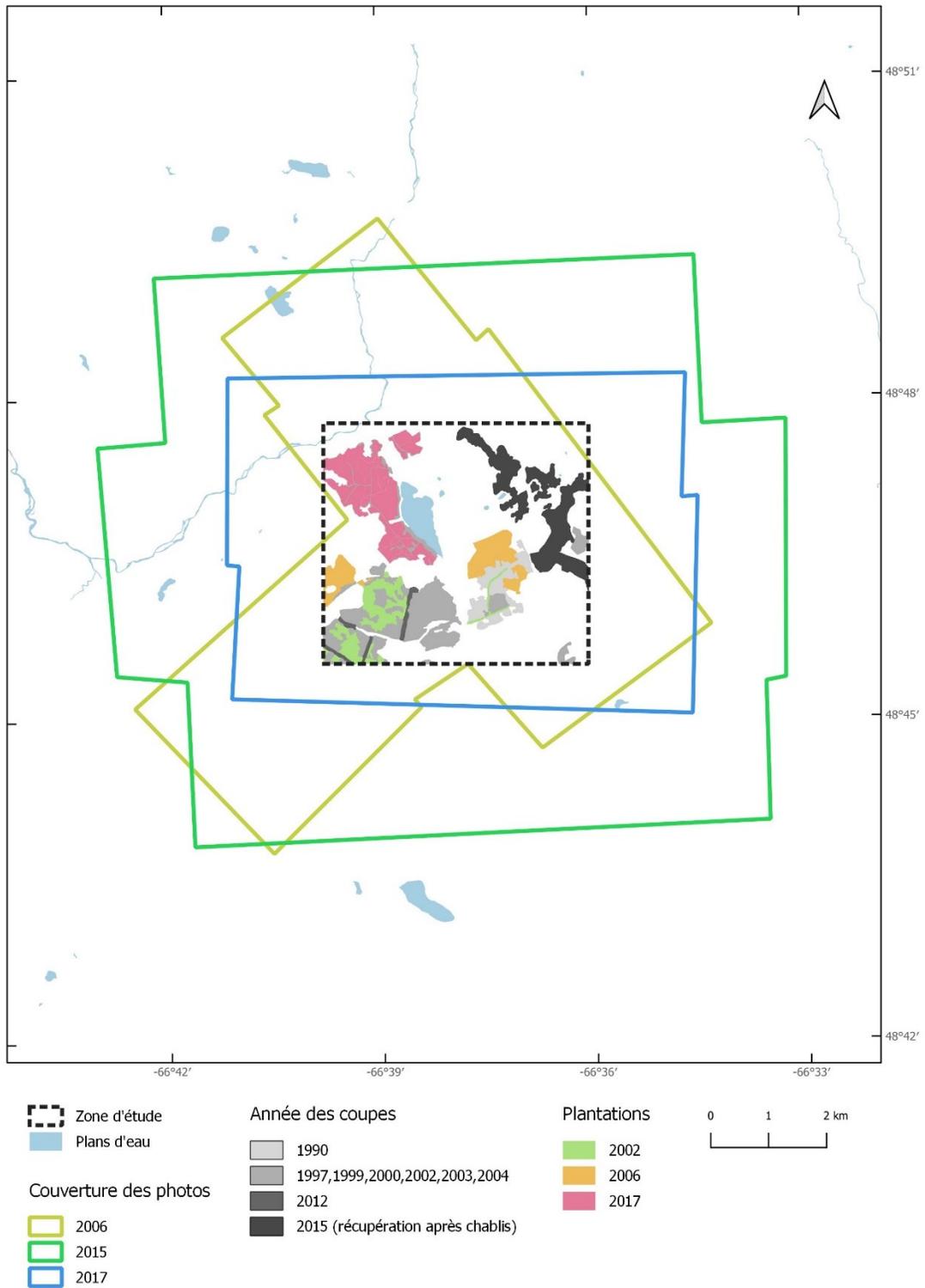


Figure 6 : Couverture des photos aériennes historiques et des placettes terrain d'inventaire forestier pour le site d'étude 2 situé dans la Réserve faunique de Matane.

4.3. Site 3 - TNO Rivière-aux-Outardes

Le site d'étude TNO Rivière-aux-Outardes (figure 7) est situé dans la région administrative de la Côte-Nord. En plus d'être le plus petit site de l'étude avec une superficie de 11,6 km², il est le seul faisant partie du sous-domaine climatique de la Pessière à mousse de L'Est. Le site est inclus dans le paysage régional Réservoir Manic 3. Le relief est modérément accidenté et formé de hautes collines généralement arrondies. Les surfaces rocheuses occupent 40 % de la superficie. Ils sont omniprésents sur les sommets et les pentes fortes. Le till épais est présent dans les talwegs. Les principaux plans d'eau sont fréquemment entourés par des escarpements rocheux. Le climat est de type subpolaire subhumide, continental. La saison de croissance y est de 140 jours et les précipitations annuelles moyennes sont de 1 300 mm. La végétation potentielle sur les sites mésiques est principalement de type pessière noire à mousse (Robitaille et Saucier, 1998).

Les nombreux lacs et cours d'eau présents sur le site d'étude se déversent éventuellement dans le réservoir du lac Sainte-Anne suivi de la rivière Tounustouc, elle-même un affluent important de la rivière Manicouagan. Une grande portion du site a fait l'objet de coupes forestières totales soit en 1981. Les photos de 1987 et 1999 qui concernent ce site composent les seules séries en noir et blanc utilisées pour l'étude. De plus, pour couvrir la zone d'étude pour 1987 et 1999 il est nécessaire dans chaque cas d'utiliser deux séries de 3 photos distinctes prises dans des lignes de vol parallèles, mais avec quelques mois d'intervalle. Une série de 6 photos numériques RGB prises en 2007 vient compléter les données photographiques. Les données de calibration des photos sont partielles. Le site a également fait l'objet d'une couverture par lidaraéroporté en 2016 avec une densité de points de 1,5 point/m². Nous avons utilisé le MNT et le MHC issus de cette levée.

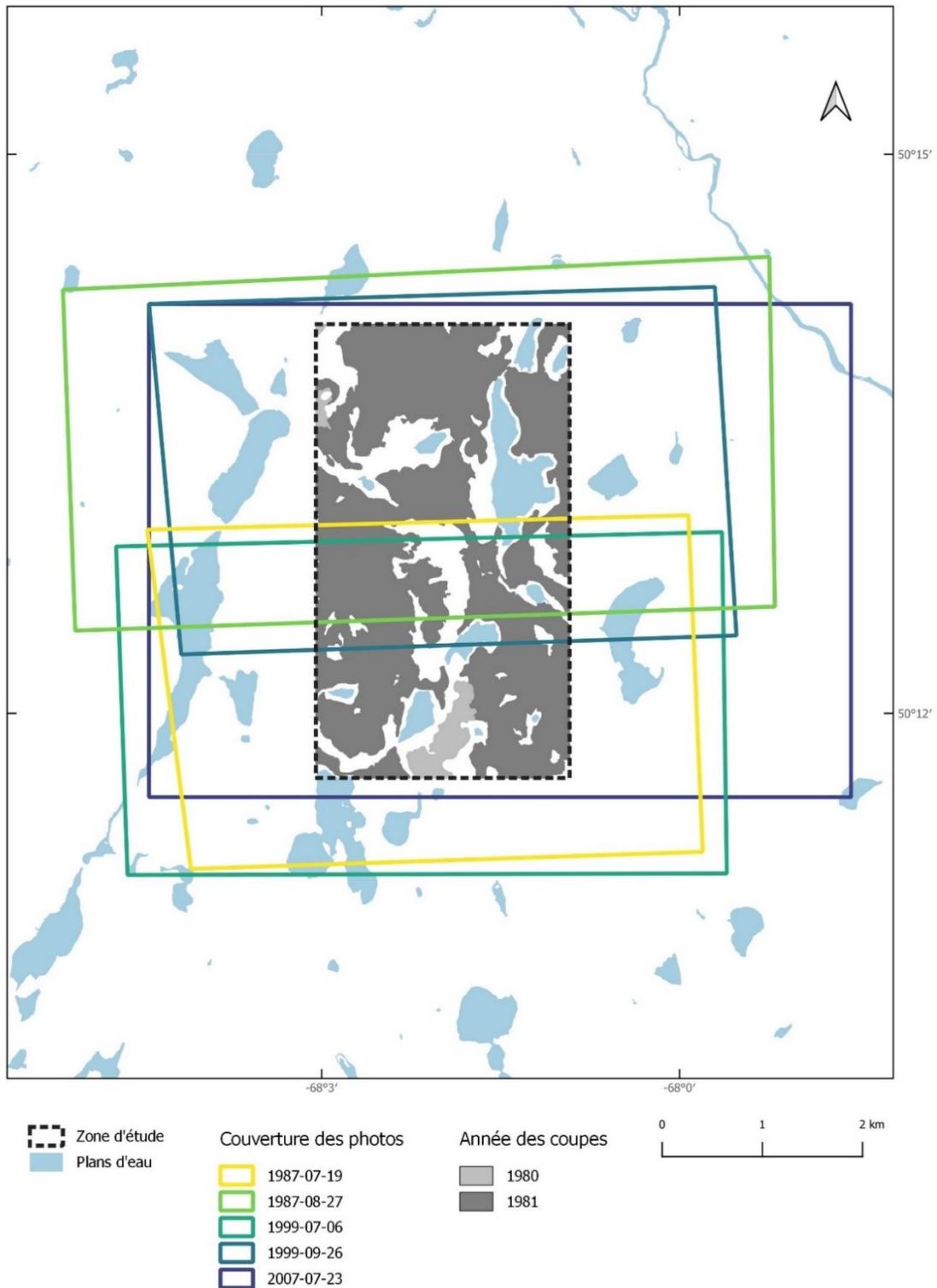


Figure 7 : Couverture des photos aériennes historiques et des placettes terrain d'inventaire forestier pour le site d'étude 3 situé dans le territoire non organisé (TNO) de Rivière-aux-Outardes.

4.4. Logiciels utilisés

Le traitement des images a été fait à l'aide d'un script MATLAB (Mathworks, 2018) pour la transformation géométrique. La création des nuages de points photogrammétriques et le positionnement des points de contrôle au sol (PCS) ont été faits à l'aide du logiciel Agisoft Metashape Professional (Agisoft LLC, 2019). Ce logiciel SfM est le choix le plus fréquent dans la littérature récente et permet donc d'effectuer plus facilement des comparaisons avec d'autres projets. QGIS (QGIS development Team, 2020) a été utilisé lors de la sélection des PCS, le rassemblement des données, la visualisation et la création des cartes. Enfin, le langage de programmation R a été utilisé avec différentes extensions dont LidR (Roussel *and* Auty, 2020) pour le traitement des nuages de points, Terra (Hijmans *et al.*, 2020) pour le traitement des images matricielles et LME4 (Bates *et al.*, 2015) pour les analyses statistiques.

5. Méthodologie

Le déroulement de l'étude se divise en deux parties distinctes. La première partie est directement reliée au premier objectif, soit définir une procédure photogrammétrique de génération de MHC avec les photographies aériennes historiques adaptée au contexte du Québec. Les 3 sites d'étude ont été utilisés dans cette partie. Cette partie de l'étude est décrite dans la section 5.1.

La seconde partie de l'étude est liée au deuxième objectif, soit de quantifier l'erreur d'estimation de la hauteur des jeunes peuplements (< 7 m), en forêt boréale, par les MHC issus des photographies historiques et des données lidar récentes sur un des sites étudiés. Le site de la ZEC Chauvin a été utilisé dans cette partie de l'étude étant donné qu'il est le seul qui possède un réseau de placettes servant de référence terrain. Cette partie de l'étude est présentée dans la section 5.2.

5.1. Partie 1 : Création des nuages de points photogrammétriques et produits dérivés

La première partie de l'étude passe par la création d'un total de 22 nuages de points photogrammétriques sur les 3 sites d'étude (8, 6 et 8 nuages pour les sites 1, 2 et 3 respectivement). Parmi ces 22 nuages, 12 ont été créés selon la méthode SfM classique (sans Time-SIFT), c'est-à-dire un nuage de points par série de photos disponible. Les 10 autres nuages de points ont été produits avec la méthode Time-SIFT. Pour le site de TNO Rivière-aux-Outardes et selon la méthode Time-SIFT, un seul nuage a été produit à partir des 2 séries de photos de 1987 et un autre à partir des 2 séries de photos de 1999. Les séries de photos sont traitées selon la séquence

d'opérations (figure 8) afin de créer les nuages et générer orthophotographies, MNS et MHC (par soustraction du MNT). Chaque MHC a fait l'objet d'une correction verticale. Finalement, la précision des produits a été évaluée. Les différentes étapes et sous-étapes de la procédure relative à cette partie de l'étude sont décrites dans les paragraphes suivants.

5.1.1. Prétraitement des images argentiques

Dans le cas des photos argentiques numérisées, il a d'abord fallu effectuer un prétraitement en prévision du processus SfM. La majorité des photos obtenues étaient par défaut orientées avec le nord vers le haut, ce qui ne correspond pas nécessairement à la façon dont les clichés ont été pris. En tenant compte du sens des lignes de vol, il a été possible d'identifier ces photos et d'effectuer une rotation pour retrouver leur orientation au moment de la captation. Simultanément, une transformation projective (Majumder *and* Gopi, 2018) a permis d'uniformiser les images afin que toutes les photos prises par une même caméra soient de mêmes dimensions et que les marques fiduciaires soient toujours situées exactement aux 4 coins des images. Cette transformation des images amène donc à exclure des pixels en périphérie sur les photos d'origine. Un script MatLab (Mathworks, 2018) a été utilisé pour cette opération. Enfin, les éléments qui peuvent subsister et qui ne font pas partie de la scène, par exemple les inscriptions de numéros de photo en marge et des parties du cadre, ont été masqués directement dans le logiciel photogrammétrique. Les photos corrigées sont utilisées pour créer les différents nuages de points.

5.1.2. Création de nuages temporaires

La création de nuages temporaires faits à basse résolution facilite le positionnement des PCS avant de faire un alignement plus précis. Le logiciel trouve les points analogues entre les photos et évalue simultanément la position de ces points dans l'espace ainsi que l'orientation interne et externe des caméras. De plus, selon certains tests préliminaires et d'une façon contre-intuitive, l'alignement à basse résolution permet généralement d'aligner un plus grand nombre d'images qu'en utilisant les images à haute résolution. Le nuage temporaire permet ensuite le positionnement de PCS qui, en plus de géolocaliser, agissent en tant que points de fixation manuels favorisant l'alignement des images à meilleure résolution. Pour générer les nuages temporaires, les paramètres présentés au tableau 4 ont été utilisés dans le logiciel Agisoft Metashape Professional (Agisoft LLC, 2019) ce

PARTIE 1:
Création des nuages de points photogrammétriques et produits dérivés
3 sites d'études

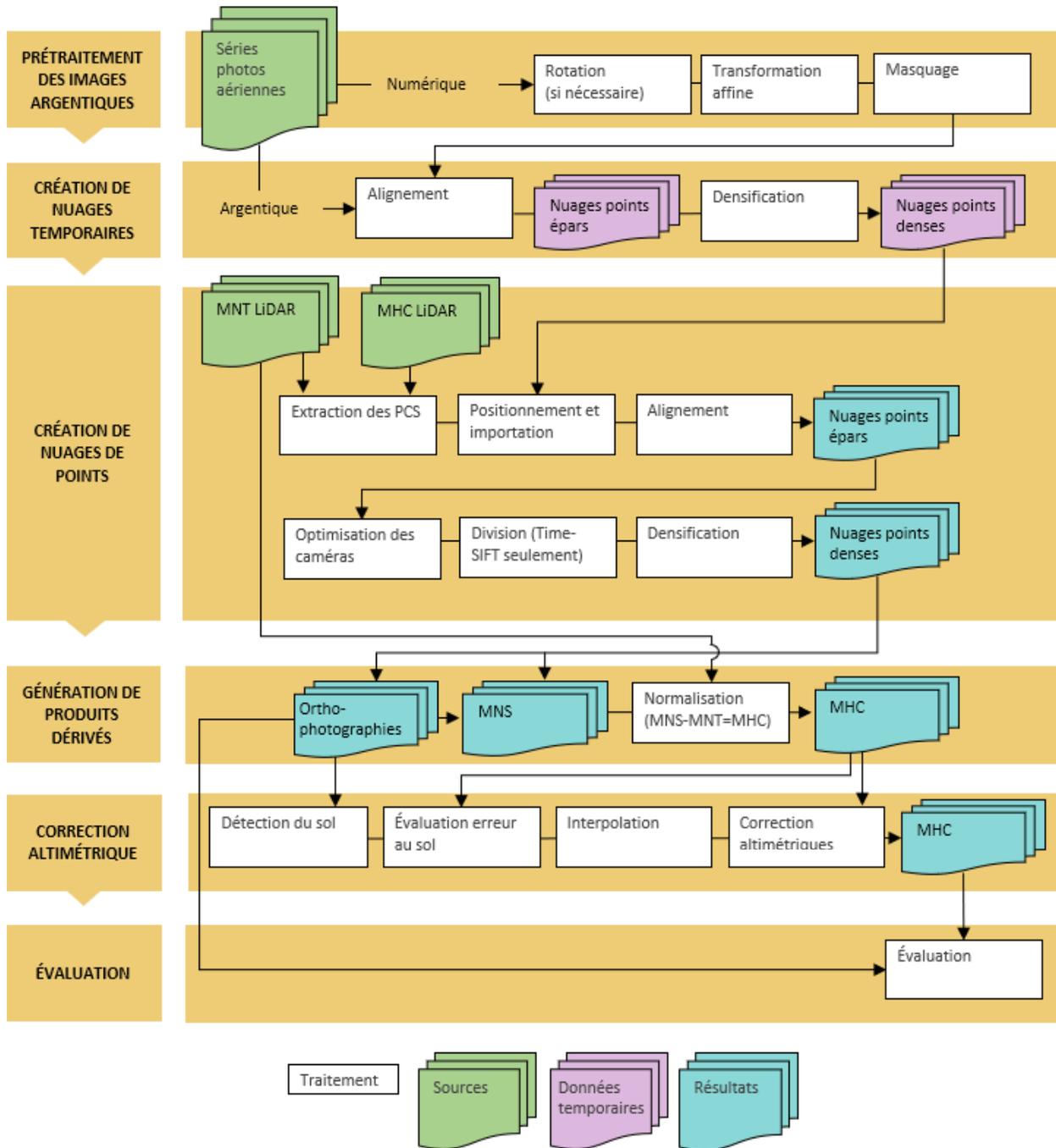


Figure 8 : Schéma méthodologique présentant la première partie du projet ainsi que les principaux traitements. Cette partie du projet a comme objectif de définir une procédure photogrammétrique de génération de MHC avec les photographies aériennes historiques adaptée au contexte du Québec.

qui inclut (1) la calibration initiale des caméras, (2) l’alignement et (3) la densification. La justification des paramètres utilisés pour ces trois étapes suit dans les prochains trois paragraphes

Étant donné que les informations de calibration des caméras sont parfois incomplètes, absentes ou encore que la conversion des données pour les entrants des logiciels peut être difficile à établir, menant potentiellement à des erreurs dans leur utilisation, il a été décidé de les ignorer complètement dans la calibration des caméras. De plus, ce choix repose sur (1) les essais concluants de Feurer *and* Vinatier (2018) avec la technique Time-SIFT et sans utiliser les données de calibration, (2) l’hypothèse que la distorsion d’image est minimale pour les types de caméras utilisés et (3) des essais préliminaires (non documentés dans le présent ouvrage) qui montrent que l’utilisation des données de calibration n’est pas essentielle pour l’alignement. Des travaux futurs pourraient explorer davantage les effets de la non-utilisation de ces données. Ce choix implique donc que les paramètres initiaux d’orientation interne des caméras (taille de pixels, longueur focale, positionnement du point principal c_x , c_y , coefficients de distorsion k_1 , k_2 , k_3 , k_4 , b_1 , b_2 , p_1 , p_1 , p_2 , p_3 , p_4) soient laissés à 0, mais qu’il soit permis au logiciel de les ajuster lors de l’alignement. Enfin, pour les mêmes raisons, les paramètres relatifs à l’obturateur roulant (*rolling shutter*) et caméra à film avec marques fiduciaires (*film camera with fiducial marks*) sont ignorés.

En ce qui concerne l’alignement lui-même, le paramètre de précision (*Accuracy*) du logiciel fixé à bas (*low*) mène à un sous-échantillonnage des images selon un facteur de 16 (Agisoft LLC, 2019). Toujours pour donner suite aux tests préliminaires, la présélection générique (*Generic preselection*) a été désactivée ce qui évite que l’alignement soit fait en considérant uniquement des sous-groupes d’images. Ce paramètre augmente le temps de traitement lors de l’alignement, mais augmente le nombre d’images mises en relation. La limite de points clés (*Key point limit*) a été mise à 100 000 ce qui est supérieur aux valeurs par défaut du logiciel et se justifie par la présence d’un grand nombre de pixels par photo en comparaison avec l’imagerie typique issue de drone. Enfin, fixer la limite de points de liaison (*Tie point limit*) à 0 est interprété par le logiciel comme étant une absence de limite et donc mène à créer le plus grand nombre de points de liaison possible. Au terme de l’alignement, un nuage de points épars est généré.

Tableau 4 : Paramètres utilisés dans le logiciel Agisoft Metashape à l'étape de la création de nuages temporaires

Étape/fonction	Paramètre	Valeur
Calibration initiale des caméras	Type de caméra (<i>Camera type</i>)	Cadre (<i>Frame</i>)
	Taille de pixel (<i>Pixel size</i>)	Non spécifiée
	Longueur focale (<i>Focal length</i>)	Non spécifiée
	Compensation d'obturateur roulant (<i>Enable rolling shutter compensation</i>)	Non
	Caméra à film avec marques fiduciaire (<i>film camera with fiducial marks</i>)	Non
	Type	Auto
	Paramètres fixes (<i>Fixed parameters</i>)	Aucun
	Paramètres invariants par photo (<i>Photo-invariant</i>)	Aucun
Alignement	Précision (<i>Accuracy</i>)	Bas (<i>Low</i>)
	Présélection générique (<i>Generic preselection</i>)	Non
	Limite de points clés (<i>Key point limit</i>)	100 000
	Limite de points de liaison (<i>Tie point limit</i>)	0 (maximum)
	Restriction par masques (<i>Apply masks to</i>)	Points clés (<i>Key points</i>)
	Ajustement progressif du modèle de la caméra (<i>Adaptive camera model fitting</i>)	Oui
Construction d'un nuage de points dense (<i>Build Dense Cloud</i>)	Qualité (<i>Quality</i>)	Moyenne (<i>Medium</i>)
	Filtrage de profondeur (<i>Depth filtering</i>)	Non (<i>Disabled</i>)
	Réutiliser les cartes de profondeur (<i>Reuse depth map</i>)	Non

La densification a permis de passer d'un nuage de points épars à un nuage de points dense. Le paramètre de densification utilisé pour la qualité est moyen (*Medium*), ce qui est un compromis entre le temps de traitement et la densité des points des nuages résultants. Le filtrage de profondeur (*Depth filtering*) n'a pas été utilisé afin de garder tous les points générés plutôt que de les filtrer selon des critères qui ne sont pas clairement divulgués par le producteur du logiciel, conformément aux recommandations de Tinkham *and* Swayze (2021) concernant le traitement de scènes forestières. Les nuages épars et denses obtenus à cette étape sont considérés comme étant temporaires.

5.1.3. Création de nuages de points

Les nuages de points générés précédemment sont utilisés pour faciliter la création de nuages de points épars et denses, géopositionnés et de meilleure qualité qui remplaceront les nuages de points temporaires. Différentes sous-étapes sont nécessaires afin de produire ces nuages.

Tout d'abord, des PCS sont sélectionnés à partir données dérivées du lidar. Le MHC lidar a permis de localiser les endroits avec peu de végétation qui sont les points propices pour servir de PCS (figure 9). Compte tenu de l'absence de bâtiments ou autres constructions facilement reconnaissables sur les sites d'étude, les points sont généralement pris sur des chemins forestiers ou des affleurements rocheux. Il est crucial d'utiliser les points les plus reconnaissables possible sur les images compte tenu de la qualité des photos, de la nature des sites et des changements dans le temps, principalement la croissance de la végétation. Comme le MHC lidar et le MNS lidar ont tous deux été générés à partir du même nuage de points lidar, on considère qu'il n'y a pas d'erreur de calage entre ces sources. Conséquemment, il a été possible d'extraire l'altitude de chaque point du MHC lidar identifié en utilisant la valeur correspondante du MNT lidar. Au fur et à mesure que les points ont été choisis, des points moins distinctifs sont envisagés et il devient alors possible de déterminer combien de points sont nécessaires pour réduire l'erreur. Une dispersion spatiale tant planimétrique que verticale assure un positionnement adéquat (Shahbazi *et al.*, 2015). La sélection des points se fait sur toute la zone couverte par au moins 2 photos, dépassant ainsi les zones d'étude. Cette distribution sur une plus large zone est importante puisque l'information en périphérie de la zone d'étude est susceptible d'avoir un impact sur la zone tant à l'étape de la reconstitution géométrique que de la correction verticale. Compte tenu de la taille de la zone d'étude et des données disponibles, le nombre de PCS utilisé varie entre 22 et 45 par site. Il a parfois été utile de générer des orthomosaïques temporaires pour identifier plus facilement des affleurements rocheux pouvant servir de points de contrôle au sol supplémentaires. Le processus utilisé, non illustré en figure 8, implique de positionner un petit nombre de points de contrôle au sol avec coordonnées, de diviser le nuage (cas Time-SIFT) et de générer les orthophotographies. Le processus reprend alors en poursuivant l'étape de sélection de points de contrôle au sol jusqu'au nombre jugé nécessaire. Cette étape n'est pas essentielle au projet, mais peut faciliter les manipulations. La sélection des points de contrôle a été effectuée une seule fois par site d'étude, ainsi les mêmes points sont utilisés pour géopositionner tous les nuages de points du site.

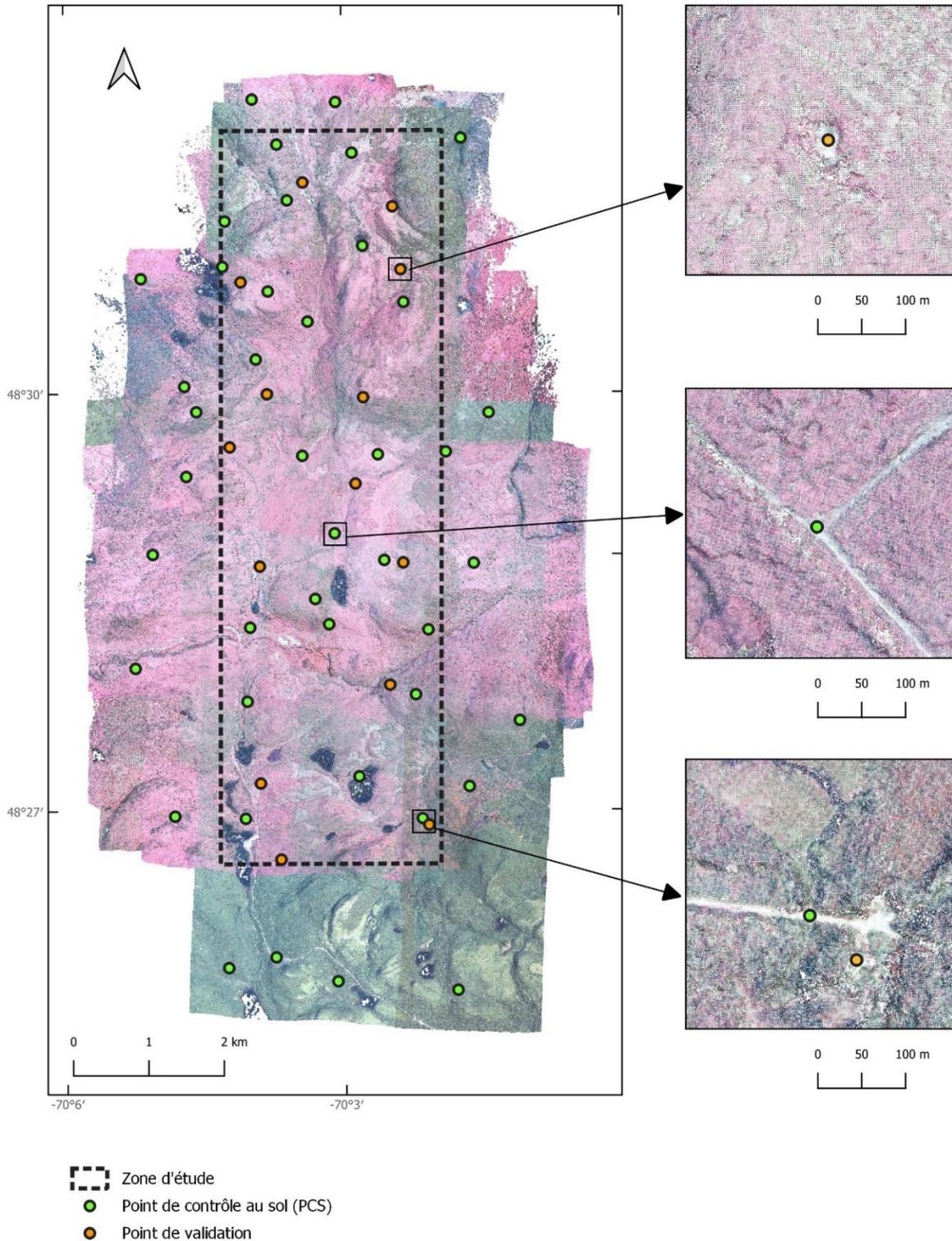


Figure 9 : Nuage de points dense temporaire réalisé selon la méthode Time-SIFT pour le site 1 – ZEC Chauvin. Ce nuage de qualité moyenne est utilisé pour positionner les points de contrôle au sol. Les tonalités du nuage sont un amalgame des couleurs des sources (CIR, RGB). La zone d'étude ainsi que les points de contrôle ont été ajoutés au nuage.

Finalement, 15 à 20 points supplémentaires par site provenant uniquement des zones d'étude sont identifiés selon une procédure similaire afin de servir éventuellement de points de vérification.

Les PCS ont ensuite été positionnés directement sur les nuages de points denses temporaires. L'utilisation de ces nuages permet d'effectuer un positionnement plus précis qu'en utilisant uniquement les photos aériennes, car les erreurs de positionnement en z deviennent perceptibles dans cet espace 3D. Dès qu'un nombre restreint de points de contrôle sont placés, il est possible d'importer les coordonnées¹ des autres points afin de donner des repères approximatifs pour le positionnement des autres points. Tous les points de contrôle sont alors positionnés avec la plus grande précision possible dans les nuages de points temporaires. Dans certains cas, le nuage de points dense ne permet pas un positionnement précis des points de contrôle au sol, car il est localement mal formé ou encore il n'est pas assez distinct. Dans de telles situations, il est préférable d'omettre le point de contrôle au sol étant donné qu'un mauvais positionnement va nécessairement entraîner une réduction de la précision du géopositionnement tandis que l'ajout d'un point plus précis va améliorer ce positionnement (Mölg *and* Bolch, 2017). Une fois les PCS positionnés, leurs coordonnées sont à nouveau importées. Le paramètre de précision des PCS a été fixée à 5 m par suite de l'observation des données sources et des tests préliminaires. Pour chaque point positionné, Agisoft Metashape indique une erreur (*Error* (m)) qui est la distance entre les coordonnées du point de référence et ses coordonnées estimées selon le point positionné dans le nuage dense. Il a été utile de vérifier s'il y a des valeurs hors-norme pour identifier de potentielles erreurs de manipulations et de les corriger si nécessaire. Tout au long de l'étape du positionnement, le logiciel indique automatiquement les projections des points de contrôle au sol sur les photos.

L'opération suivante est l'alignement des photos à proprement parler. Les paramètres utilisés (tableau 5) reprennent essentiellement ceux utilisés lors de la création de nuages épars temporaires sauf en ce qui concerne la qualité de l'alignement qui passe de basse (*Low*) à haute (*High*).

L'étape de l'alignement se conclut en utilisant l'outil d'optimisation de caméra (*Optimize Camera*) visant l'amélioration de l'estimation des caractéristiques des caméras. Les paramètres utilisés pour cet outil sont indiqués au tableau 5.

¹ Les projections utilisées dans le cadre du projet sont NAD 83 / MTM zone 6 ou 7, selon l'emplacement des sites d'étude.

Tableau 5 : Paramètres utilisés dans le logiciel Agisoft Metashape à l'étape de l'alignement. Les paramètres surlignés en gris diffèrent de ceux utilisés à l'étape de la création de nuages de points temporaires.

Étape/fonction	Paramètre	Valeur
Calibration initiale des caméras	Type de caméra (<i>Camera type</i>)	Cadre (<i>Frame</i>)
	Taille de pixel (<i>Pixel size</i>)	Non spécifiée
	Longueur focale (<i>Focal length</i>)	Non spécifiée
	Compensation d'obturateur roulant (<i>Enable rolling shutter compensation</i>)	Non
	Caméra à film avec marques fiduciaire (<i>film camera with fiducial marks</i>)	Non
	Type	Auto
	Paramètres fixes (<i>Fixed parameters</i>)	Aucun
	Paramètres invariants par photo (<i>Photo-invariant</i>)	Aucun
Points de contrôle	Précision (m) (<i>Accuracy (m)</i>)	5
Alignement	Précision (<i>Accuracy</i>)	Bas (<i>Low</i>)
	Présélection générique (<i>Generic preselection</i>)	Non
	Limite de points clés (<i>Key point limit</i>)	100 000
	Limite de points de liaison (<i>Tie point limit</i>)	0 (maximum)
	Restriction par masques (<i>Apply masks to</i>)	Points clés (<i>Key points</i>)
	Ajustement progressif du modèle de la caméra (<i>Adaptive camera model fitting</i>)	Oui
	Optimisation de caméra (<i>Optimize camera</i>)	Ajustement progressif du modèle de la caméra (<i>Adaptive camera model fitting</i>)
Estimation de la covariance des points de liaison (<i>Estimate tie point covariance</i>)		Non

La méthode Time-SIFT implique de préserver l'information sur l'alignement des caméras et de traiter individuellement chaque série d'images pour produire les différents nuages denses géoréférencés. Une copie du projet est créée pour chaque date de prise de vue et ensuite les images non concernées sont désactivées. Le site de TNO Rivières-aux-Outardes a requis un traitement particulier compte tenu de sa particularité d'avoir deux séries pour 1987 (07-19 et 08-29, prises avec une seule caméra) et deux autres pour 1999 (07-06 et 09-26, prises avec deux modèles de caméras différents). À l'étape de la division par année, il a été décidé de créer un seul projet pour 1987 et un autre pour 1999. Chacun de ces deux projets combine donc deux séries de photos distinctes.

On a ensuite procédé à la construction des nuages de points denses selon les paramètres présentés au tableau 6. Le paramètre de qualité haute (*Quality High*) correspond à l'utilisation des images telles quelles, sans échantillonner à nouveau. Utiliser meilleur (*Highest*) aurait mené à un suréchantillonnage des photos, ce qui n'aurait probablement rien apporté dans le contexte de ce projet. Les rapports générés par le logiciel Agisoft Metashape informent sur les caractéristiques des nuages obtenus avec le nombre de PCS utilisés pour l'alignement, le nombre d'images qui ont pu être alignées par le logiciel ainsi que les principales caractéristiques du nuage dense obtenu telles que le REQM relatif au positionnement du nuage par rapport aux PCS, le nombre de points générés, la densité ainsi que la superficie couverte par chaque nuage.

Tableau 6 : Paramètres appliqués dans le logiciel Agisoft Metashape pour la construction des nuages denses. Le paramètre surligné en gris diffère de ce qui a été utilisé à l'étape de la création de nuages de points temporaires.

Étape/fonction	Paramètre	Valeur
Construction d'un nuage de points dense (Build Dense Cloud)	Qualité (Quality)	Haute (High)
	Filtrage de profondeur (Depth filtering)	Non (Disabled)
	Réutiliser les cartes de profondeur (Reuse depth map)	Non

5.1.4. Génération de produits dérivés

Les nuages denses ont permis de générer des orthophotographies et des MNS qui serviront pour la suite de l'étude. Les paramètres utilisés sont spécifiés au tableau 7. Ces produits sont générés avec une résolution de 1 m. Comme les plans d'eau sont la plupart du temps mal interprétés par les algorithmes SfM (Woodget *et al.*, 2015), nous avons utilisé les données écoforestières (MFFP 2019) pour exclure les données du MNS qui correspondent spatialement aux polygones identifiés comme tels. Le paramètre remplissage de trous est désactivé ce qui fait en sorte que les pixels sans valeur (*no data*) sont pas remplacé par d'autres valeurs. Il est présumé qu'Agisoft Metashape fait un ré-échantillonnage lors de l'exportation des MNS. Les MNS ont ensuite été normalisés pour tenir compte de la variation de hauteur du sol en soustrayant les MNT lidar correspondants et ainsi obtenir des MHC décrivant uniquement la canopée. 22 orthomosaiques, MNS et MHC avec des résolutions de 1 m ont été générés à cette étape.

Tableau 7 : Principaux paramètres utilisés dans le logiciel Agisoft Metashape pour la construction des produits dérivés.

Étape/fonction	Paramètre	Valeur
Construire orthomosaïque (Build orthomosaic)	Type	Géographique (Geographic)
	Surface	(DEM)
	Mode de fondu (Blending mode)	Mosaïque (Mosaic (default))
	Remplissage de trous (Enable hole filling)	non
	Taille de pixel (Pixel size (m))	1
Exportation d'orthomosaïque (Export Orthomosaic)	Taille de pixel (Pixel size (m))	1
	Compression TIFF (TIFF compression)	LZW
	Qualité JPEG (JPEG quality)	90
	Écriture de canal alpha (Write alpha channel)	non
Construire MNS (Build DEM*)	Type	Géographique (Geographic)
	Source de donnée (Source data)	Nuage dense (Dense cloud)
	Interpolation	Désactivé (Disabled)
	Résolution (Resolution)	Par défaut (dépend du nuage)
Export MNS (Export DEM*)	Type	Export TIFF/BILL/XYZ...
	Projection	Selon site d'étude
	Taille de pixel (Pixel size (m))	1
	Valeur d'absence de données (No-data value)	-32 767

* Agisoft Metashape ne fait pas la distinction entre les MNS et les MNT. Dans le langage du logiciel, il s'agit donc d'un MNT bien que ce soit une utilisation discutable. Pour cette raison, nous avons traduit DEM par MNS lorsque c'est pertinent.

5.1.5. Correction altimétrique

Les nuages denses obtenus par SfM sont reconnus comme ayant des déplacements altimétriques (en z) importants qui peuvent être partiellement corrigés (voir exemple en figure 10). Le principe général de la correction altimétrique consiste essentiellement à identifier des zones sans végétation. L'altitude en ces points devrait correspondre à l'altitude du MNT lidar. La différence constatée entre ces altitudes est une erreur verticale qu'il est possible de corriger. La correction est interpolée pour l'ensemble du MNS pour la zone d'étude, qu'il s'agisse ou non de sol nu. La couche matricielle de correction est ensuite utilisée directement sur le nuage de points ou encore sur un produit dérivé à corriger (MNS ou MHC). Voici plus en détail les différentes sous-étapes utilisées.

Les zones de sols nus ont été identifiées à partir des orthophotographies de 1 m de résolution. En terrain forestier, les sentiers ou des rochers présents réfléchissent la lumière plus intensément que

la végétation. Afin de les identifier, les pixels d'un canal approprié selon le type d'image (canal de gris pour les photos NB et rouge pour RGB et CIR) ont été filtrés selon un seuil déterminé. Ceci a permis de conserver seulement les pixels qui offrent le plus haut niveau de réflectivité de la lumière solaire incidente. La couche matricielle obtenue est vectorisée pour passer de pixels à des polygones. Ces polygones sont réduits par un tampon négatif de 2 m pour augmenter la probabilité d'identifier uniquement des pixels du sol. La couche de polygones a été ensuite transformée à nouveau en couche matricielle. On a assigné aux pixels résultants les valeurs de l'erreur verticale du sol calculées pour les matrices :

$$E = MNS - MNT \quad (4)$$

où E est l'erreur vertical. Le tout a ensuite été rééchantillonné à 20 m. La couche d'erreur est ensuite interpolée pour les pixels qui ne sont pas du sol à partir d'une régression polynomiale de deuxième ordre (Tompalski *et al.*, 2019). Les MHC ont ensuite été corrigés en soustrayant la couche matricielle d'erreurs estimées.

Une inspection des résultats a été nécessaire aux différentes étapes intermédiaires ou finale afin d'identifier des valeurs aberrantes qui font partie de la zone d'étude et de modifier les paramètres de seuils utilisés. Les deux principaux avantages de l'usage des pixels très réfléchissants pour l'identification des pixels de sol sur d'autres méthodes de classement sont (1) l'efficacité de mise en place — aucun entraînement requis — et (2) la facilité d'identification les sources d'erreurs sur des résultats intermédiaires et leur correction en modifiant des paramètres utilisés. Les valeurs de corrections minimales, maximales et moyennes sont évaluées. Ces valeurs sont révélatrices de la précision des nuages de points et de leurs produits dérivés.

Correction altimétrique - ZEC Chauvin 2000 / sans Time-SIFT

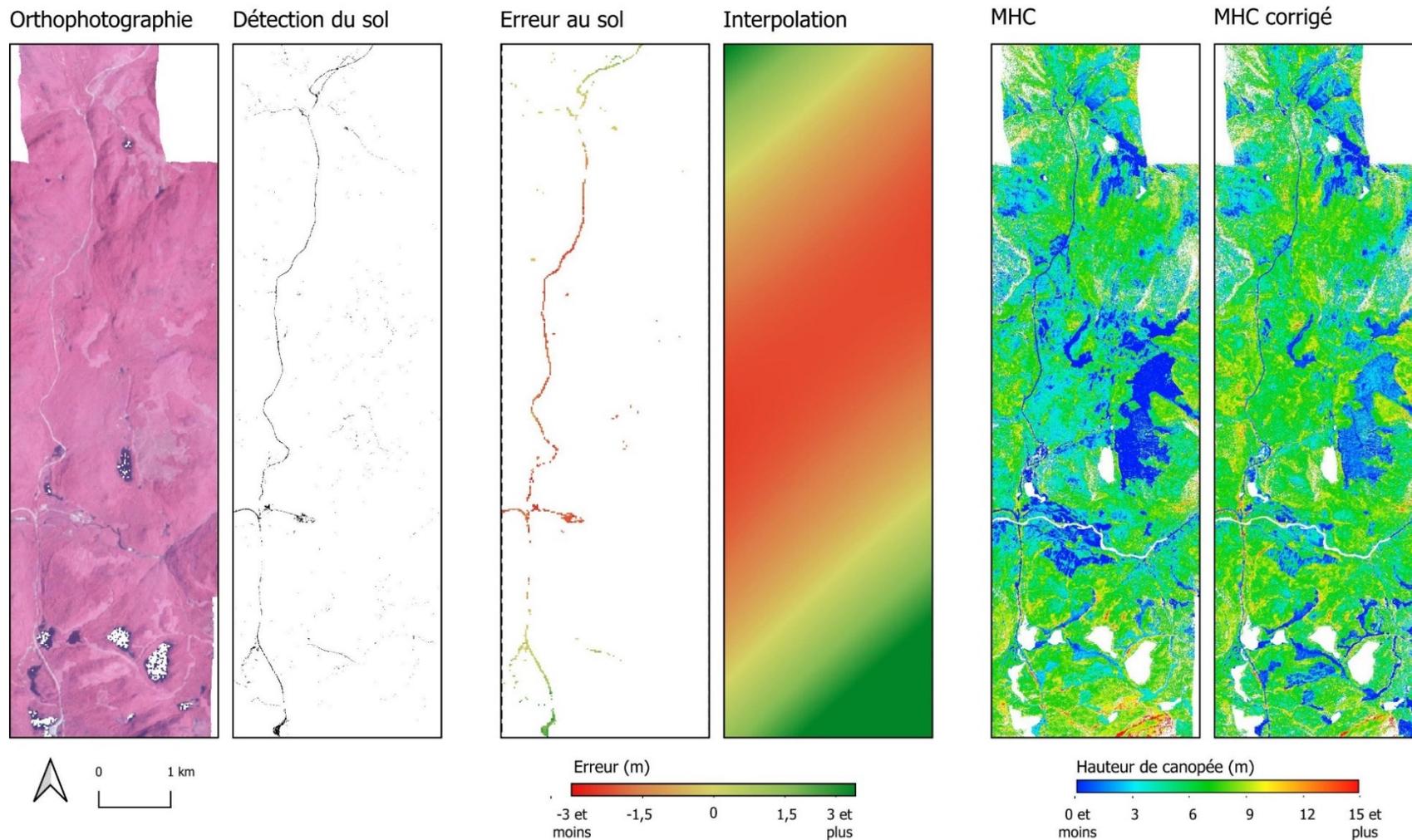


Figure 10 : Exemple de correction altimétrique. La détection du sol a été effectuée avec un seuil de 200 sur 255 sur le canal rouge de l'orthophotographie. L'erreur au sol correspond à la différence au sol entre le MNS et le MNT. Cette erreur est ensuite interpolée selon une équation polynomiale de 2e degré. Le MHC est corrigé en soustrayant la couche d'erreur interpolée. La correction altimétrique utilisée vient réduire l'effet bowling existant (James et Robson, 2014). Les pixels en blanc dénotent des absences de données.

5.1.6. Évaluation

Deux taux de données sont calculés pour comparer la qualité des données produites. Ces taux sont schématisés en figure 11. Le taux de données 1 / taux de complétude correspond à la proportion des pixels de 1m² provenant de la zone d'étude et qui ont des données. Le taux de données 2 / taux de complétude photogrammétrique est la proportion des pixels avec des données qui font à la fois partie de la zone d'étude et de la zone couverte par 2 images ou plus. Dans les deux cas, ils sont calculés en excluant les plans d'eau spécifiés dans les données écoforestières. Un taux de données 1 bas peut être la conséquence d'un manque de couverture photo du site, d'un problème d'alignement ou de la présence d'éléments plus difficiles à reconstruire tel que des plans d'eau qui n'auraient pas été inclus dans les données écoforestières ou la présence d'ombre. Un taux de données 2 bas est lié à un problème d'alignement ou de reconstruction difficile.

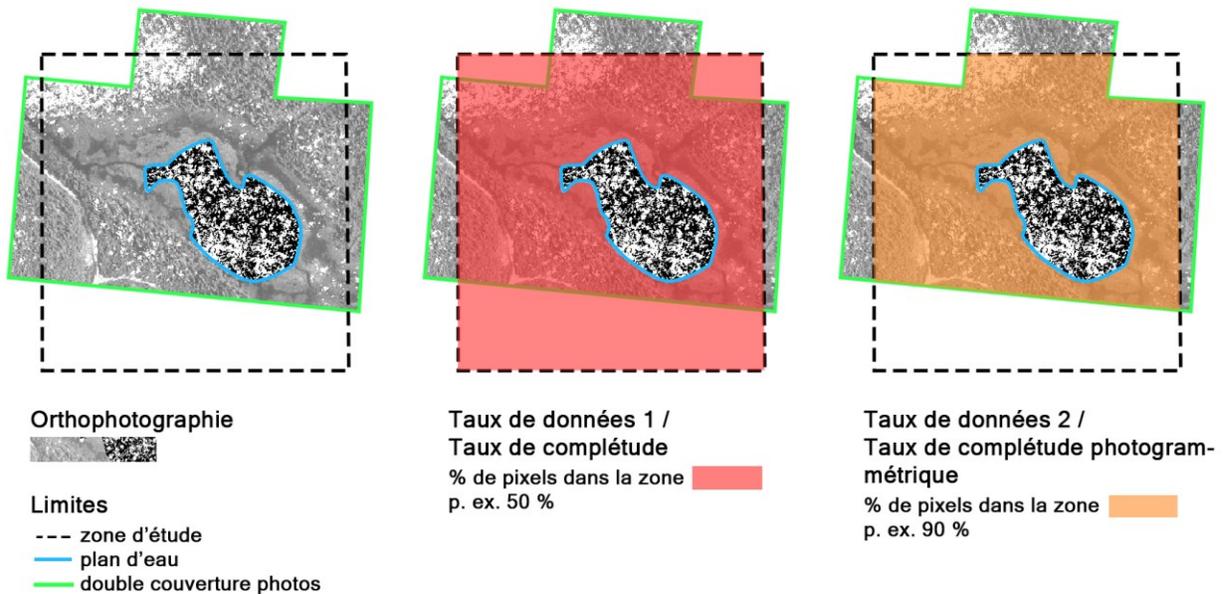


Figure 11 : Schématisation des taux de données utilisés pour comparer la qualité des données produites. Le taux de données 1 est la proportion de pixels avec données dans la zone d'étude, excluant les plans d'eau. Le taux de données 2 est la proportion des pixels avec données situés à la fois dans la zone d'étude et la zone couverte par deux photos ou plus.

La précision des orthophotographies et des MHC est évaluée à l'aide des points de vérification choisis précédemment (voir 5.1.3). La REQM planimétrique a été calculée à partir de chaque

orthophotographie tandis que la REQM verticale à partir des MNS. La REQM totale associée à chaque point de vérification a été calculée selon une formule adaptée de Agüera-Véga *et al.* (2017) :

$$REQM_{xyz} = \sqrt{REQM_{xy}^2 + REQM_z^2} \quad (3)$$

où $REQM_{xyz}$ est la REQM totale, $REQM_{xy}$ la REQM planimétrique et $REQM_z$ la REQM verticale. Enfin, différents transects sont extraits des nuages de points denses en utilisant la librairie LidR (Roussel *and* Auty, 2020) de R et présentés graphiquement. Une observation qualitative et quantitative des différents produits permet d'identifier et de localiser les parties où les produits dérivés présentent des anomalies ou des artefacts.

5.2. Partie 2 : Estimation de la hauteur dominante

La seconde partie de l'étude porte sur l'évaluation de la hauteur dominante pour le site de la ZEC Chauvin. Seul ce site d'étude a été utilisé dans cette partie de l'étude compte tenu de la présence d'un réseau de placettes servant de référence terrain. La séquence est étapes et sous-étapes de cette partie de l'étude est schématisée à la figure 12. Nous avons d'abord utilisé les données concernant les placettes pour obtenir des valeurs de hauteur dominante des peuplements correspondant aux années des séries de photos. Nous avons ensuite utilisé les MHC obtenus dans la première partie de l'étude afin de modéliser et estimer la HD des peuplements forestiers à différents points temporels. Le même processus est repris pour modéliser HD à partir du MHC lidar du site datant de 2015. La précision des estimations de HD a été évaluée pour les 2 modèles. Les différentes étapes et sous-étapes de la procédure relative à cette partie sont décrites dans les sous-sections suivantes.

5.2.1. Prétraitement des données de placettes

Les 46 placettes semi-permanentes du MFFP fournissent l'information de référence en ce qui concerne la hauteur dominante pour les années de chaque nuage de points. Pour chaque placette et pour chaque année de mesure, nous avons calculé la hauteur moyenne des 4 plus grands arbres identifiés comme étant dominants ou codominants. Les valeurs moyennes HD obtenues ainsi que la croissance annuelle moyenne (CAM) ont été calculées pour les placettes avec ou sans EPC ainsi que tous types de placettes confondues.

PARTIE 2:
Évaluation de la hauteur dominante
Site d'étude ZEC Chauvin seulement

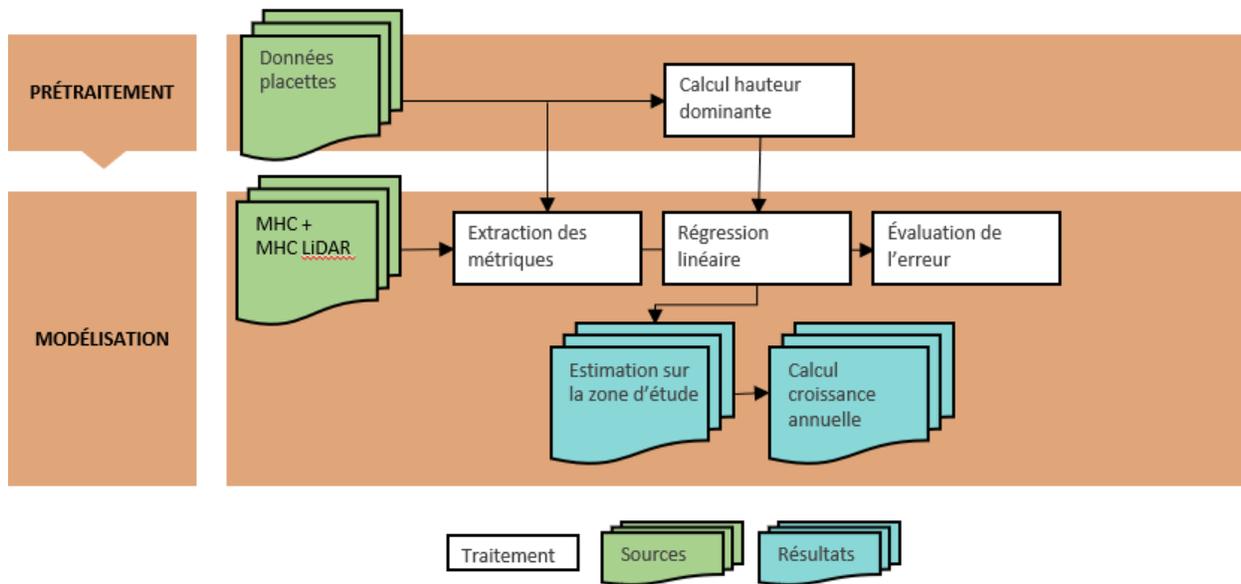


Figure 12 : Schéma méthodologique présentant la seconde partie du projet ainsi que les principaux traitements. Cette partie du projet a comme objectif de quantifier l'erreur d'estimation de la hauteur des jeunes peuplements (< 7 m), en forêt boréale, par les MHC issus des photographies historiques et des données récentes de lidar sur un des sites étudiés.

Comme les années de mesures de ces placettes ne correspondent pas aux années des photos, nous avons estimé la hauteur dominante pour les années d'acquisition des séries photos. Pour ce faire, chaque placette a fait l'objet d'une régression linéaire suivant :

$$HD_t = \beta_0 + \beta_1 t + \varepsilon \quad (5)$$

où HD_t est la hauteur dominante à t saisons de croissances après la coupe, β_0 et β_1 les coefficients qui doivent être estimés et ε les résidus associés aux mesures pour la placette. La relation attendue entre HD_t et t n'est pas linéaire ce qui nous a mené à tester différentes transformations de la variable t afin d'optimiser les modèles. À ce titre, nous avons pu comparer l'effet d'une transformation logarithmique ainsi que polynomiales de degrés 2 et 3 avec les modèles sans transformations. Les REQM et les représentations graphiques des différentes courbes de croissance obtenues ont été comparées afin de sélectionner le type de modèle le mieux adapté.

Les modèles ont servi à estimer HD_t pour chaque placette et pour chaque année de série photos. Étant donné que nous n'avons aucune mesure sur le terrain avant l'EPC, le modèle est limité dans sa capacité de prédiction de l'état de la végétation avant l'EPC. En fait, les modèles qui incluent l'effet sylvicole sont conçus pour modéliser l'effet de l'EPC sur la croissance du peuplement, mais pas la coupe d'arbre elle-même qui est à la source de l'EPC. Conséquemment, pour les peuplements ayant fait l'objet d'EPC, nous n'avons pas retenu les prédictions HD_t faite par le modèle pour la période précédant l'EPC. Mis à part ces exceptions, toutes les estimations de HD_t ont été considérées comme références (valeurs observées) pour l'étape de modélisation.

5.2.2. Modélisation de la hauteur dominante des peuplements

Des modèles de régression linéaire permettant d'estimer la hauteur dominante des peuplements sont mis en place, évalués et utilisés pour faire des prédictions sur l'ensemble de la zone d'étude pour chaque année qui a fait l'objet de série de photo ou de couvertures lidar. Dans un premier temps, la modélisation concerne les MHC produits par le processus photogrammétrique. Le même processus est répété pour le MHC lidar de 2015 utilisé pour l'étude.

La modélisation débute par l'extraction de la valeur de hauteur pour chaque pixel des MHC obtenus par la méthode photogrammétrique (voir partie 1) et ce pour chaque placette, avant et après correction verticale ainsi que pour différents percentiles (q_{20} , q_{25} , q_{30} , ... jusqu'à q_{100}). Les coefficients de corrélations entre chaque métrique et les HD_t de référence ont été calculés. La mise en place d'un graphique permet de visualiser les tendances des coefficients pour chaque combinaison avec/sans Time-SIFT, avec/sans correction verticale. La comparaison des coefficients a permis de valider les choix méthodologiques et d'identifier la meilleure métrique prédictive pour la mise en place du modèle d'estimation de hauteur dominante. Il reste alors à calibrer le modèle de régression linéaire à l'aide des données de référence. Le R^2 ainsi qu'à la REQM sont des indicateurs de la précision du modèle qui ont été utilisés. Une analyse des résidus par le test de normalité Shapiro-Wilk ainsi que le test d'hétéroscédasticité de Breuch-Pagan ont été effectués pour s'assurer de la validité du modèle (Cornillon *and* Matzner-Løber, 2006).

L'extraction, la modélisation et l'évaluation ont ensuite été répétés pour le MHC lidar de 2015. Dans ce cas, il n'y a pas de correction verticale à utiliser. Il est aussi attendu que le choix du meilleur percentile pour les MHC lidar diffère de celui pour les MHC photogrammétriques et également du meilleur percentile qui aurait été utilisé si un nuage de points lidar avait été utilisé.

Les modèles produits ont ensuite servi pour estimer la hauteur dominante à l'échelle du peuplement (400 m²) pour l'ensemble de la zone d'étude, et ce pour les différentes dates pour lesquelles il existe des séries photos ou des données lidar. Ces résultats sont présentés sous forme de cartes.

La croissance annuelle moyenne en hauteur CAM(HD) a ensuite été calculée pour l'ensemble de la zone d'étude et par période entre les séries photos et les données lidar selon l'équation:

$$\text{CAM(HD)} = \frac{\Delta\text{HD}}{\Delta t} \quad (7)$$

pour laquelle ΔHD est la différence de hauteur entre 2 séries et Δt le nombre d'années entre les mesures. Les résultats sont présentés sous forme cartographique.

6. Résultats

6.1. Partie 1 : Création des nuages de points photogrammétriques et produits dérivés

Au terme des processus d'alignement et de densification, 22 nuages de points denses ont été créés (Tableau 8). Les REQM évalués par le logiciel sont entre 1,54 m pour le nuage du site 3, série 2017 sans Time-SIFT et 5,44 m pour le nuage du site 2, Time-SIFT. Cette mesure informe sur la capacité des algorithmes du logiciel à générer et caler les nuages aux PCS. Ces REQM ne doivent pas être confondus avec les REQM des produits dérivés générés, qui sont de meilleurs indicateurs de la précision des nuages. Les superficies au sol des nuages varient et dépassent généralement les aires d'études, ce qui était souhaité. La densité des nuages de points varie de 2,89 pts/m² pour le nuage de points dense du site 1, série de 1984 à 14,8 pts/m² pour le nuage du même site, série de 2012. La densité de points est proportionnelle à la résolution (donc à la numérisation) des photos sources.

De tous les nuages, celui qui concerne la série de 2006 pour le site 2 sans Time-SIFT n'a pas permis l'alignement de la totalité des photos (3 photos alignées sur 8). Cet alignement incomplet a d'abord été constaté lors de l'étape de l'alignement temporaire et n'a pas été résolu lors de l'alignement à meilleure qualité. Par ce fait, ce nuage a été aligné avec seulement 3 PCS, ce qui est le minimum. Cette même série de photos a pu être alignée au complet (8/8) avec la méthode Time-SIFT. Pour

le site 3 avec Time-SIFT, les nuages de 1987 et 1999 ont chacun été générés à partir de deux séries photos distinctes, ce qui se reflète dans les caractéristiques des nuages : les nuages Time-SIFT ont été créés à partir de 6 images plutôt que 3, ils ont approximativement le double du nombre de points et de superficies que pour les nuages sans Time-SIFT. Pour les autres nuages, il y a peu de différence entre les caractéristiques des nuages produits avec ou sans Time-SIFT. Des exemples des orthophotographies et MHC produits à partir des 22 nuages de points denses sont présentés respectivement en figures 13 et 14.

La correction altimétrique nécessaire varie selon la série de photos et le traitement utilisé (tableau 9). Le seuil utilisé pour la sélection des pixels du sol utilisé à partir du canal de gris (photos NB) ou de rouge (photos RGB et CIR) varie entre 150 (site 2, 2015 et 2017) et 235 (site 1, 1984). L'erreur d'altitude moyenne avant correction est une sous-estimation de 0,6 m pour les couches de correction sans Time-SIFT (écart type : 0,93 m) et surestimation importante de 2,5 m avec Time-SIFT (écart type : 2,40 m). La moyenne de l'écart pour les séries Time-SIFT passe à une sous-estimation de 0,8 m (écart type : 0,83 m) si l'on exclut la correction de 2006 pour le site 2 qui est complètement hors-norme (erreur allant de -18,4 m à 55,3 m). Le nuage pour lequel l'écart type est le plus faible est le site 3, 1999 A, sans Time-SIFT (0,27 m) et celui avec la plus faible moyenne est le site 1, 2000, avec Time-SIFT (0,0 m).

Une autre façon d'évaluer l'effet de la correction altimétrique est de comparer différents transects de nuages de points représentatifs des sites d'étude. Deux transects avec et sans corrections altimétriques sont présentés en figure 15. Dans le premier exemple qui concerne le site 1, avec Time-SIFT, on constate que la correction verticale place les séries de points selon l'ordre attendu, c'est-à-dire qu'on peut constater une croissance de hauteur de canopée avec les séries les plus récentes. Les couches successives de points sont également placées entre le MNT et le MNS lidar. Une portion du transect concerne un chemin forestier, facilement identifiable lorsque le MNS correspond au MNT. À cet endroit, les nuages de points corrigés se rapprochent de la hauteur du sol, ce qui est également attendu. La correction du nuage de 1990 au niveau du chemin est particulièrement évidente.

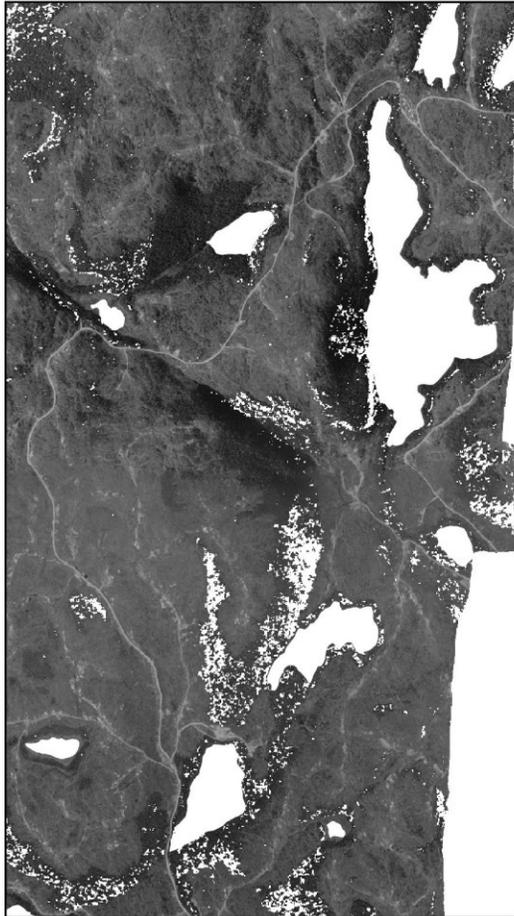
Tableau 8 : Nombre d'images alignées et principales caractéristiques des nuages de points générés au terme de l'alignement et de la densification des nuages de points. Un plus petit nombre d'images alignées entraîne l'utilisation de moins de points de contrôle au sol (PCS) et à la création de plus petits nuages de points, tant en nombre de points qu'en superficie. Il n'y a pas de différence significative dans les caractéristiques des nuages créés avec et sans la méthode Time-SIFT. Pour le site 3 – TNO Rivières-aux-Outardes avec Time-SIFT, les nuages de 1987 et 1999 ont chacun été générés à partir de deux séries photos distinctes.

Site	Série	Sans Time-Sift							Avec Time-Sift						
		PCS*	Images alignées	REQM	Points épars	Points denses	Densité	Sup. *	PCS*	Images alignées	REQM	Points épars	Points denses	Densité	Sup. *
		(pts)	(images)	(m)	(pts)	(millions pts)	(pts/m ²)	(km ²)	(pts)	(images)	(m)	(pts)	(millions pts)	(pts/m ²)	(km ²)
1 – ZEC Chauvin	1984	20	11/11	2,21	8 148	452	14,8	25,5		11/11		7 826	456	14,8	25,6
	1990	32	15/15	2,76	10 404	814	13,8	46,2	42	15/15	2,21	10 246	814	13,7	46,1
	2000	31	13/13	3,09	10 787	782	13,9	45,3		13/13		11 070	741	12,9	42,8
	2012	33	11/11	3,01	25 054	218	2,89	54,1		11/11		15 086	217	2,89	54,0
2 – Réserve faunique de Matane	2006	5	3/8**	2,66	1 891	57	5,28	8,7		8/8		3 482	201	5,12	22,1
	2015	21	16/16	3,40	44 405	340	3,31	72,6	20	16/16	5,44	43 182	349	3,31	72,5
	2017	15	14/14	2,89	48 507	325	6,1	33,9		14/14		48 123	330	6,1	33,9
3 – TNO Rivières-aux-Outardes	1987 A	10	3/3	2,00	5 059	52	5,31	8,3				9 912	103	5,58	15,2
	1987 B	14	3/3	1,87	4 389	57	5,86	8,0		6/6					
	1999 A	15	3/3	1,70	3 783	58	5,3	8,7	44	6/6	1,95				
	1999 B	16	3/3	3,61	2 600	61	4,91	9,7				6 332	105	5,09	16,3
	2007	32	6/6	1,54	3 565	115	5,16	17,3				6/6	4 923	119	5,15

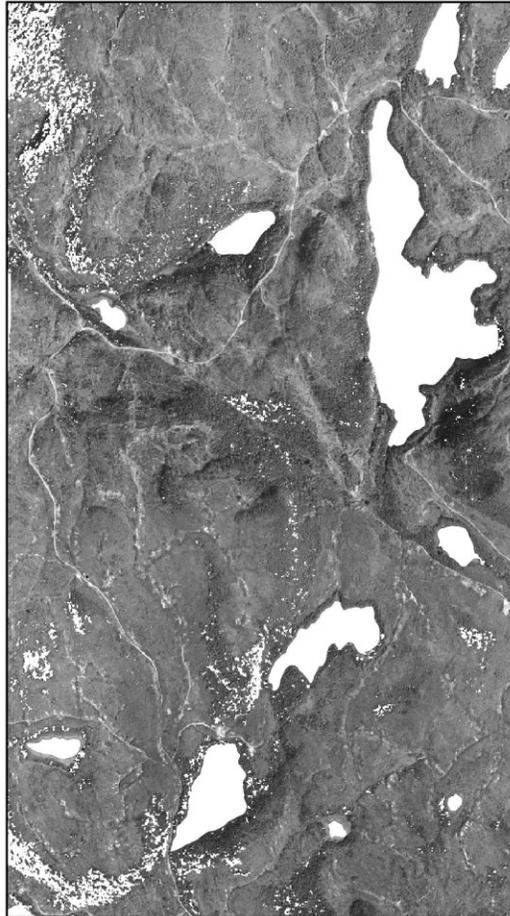
*PCS = Points de contrôle au sol
Sup. : Superficie au sol du nuage

** L'alignement n'a pas fonctionné pour toutes les images de ce nuage.

1987



1999



2007

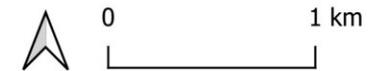
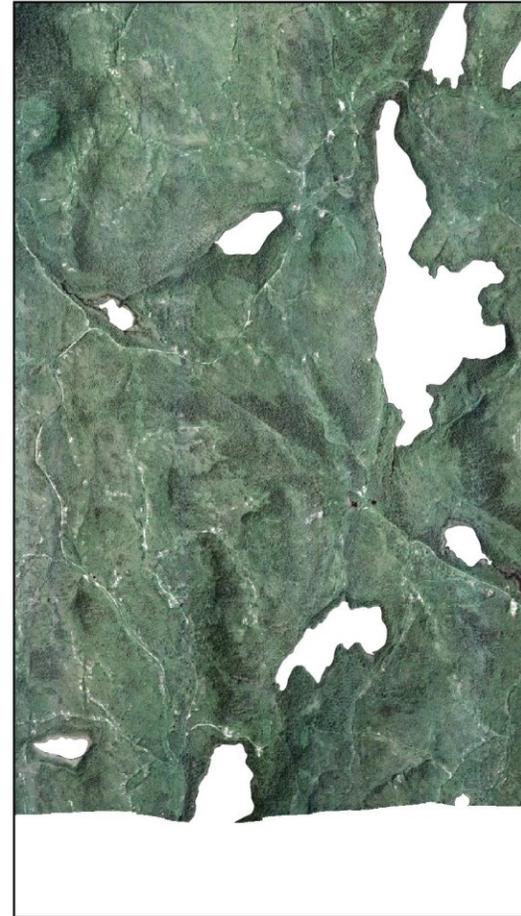
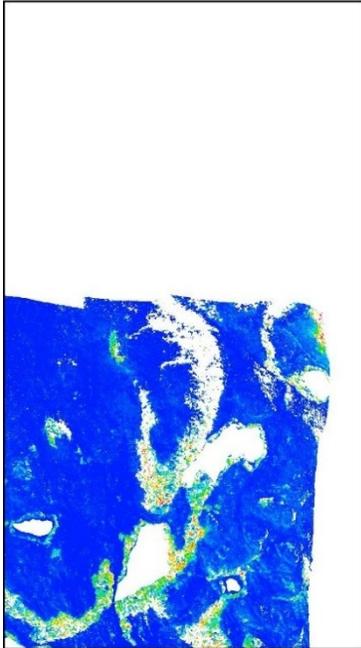
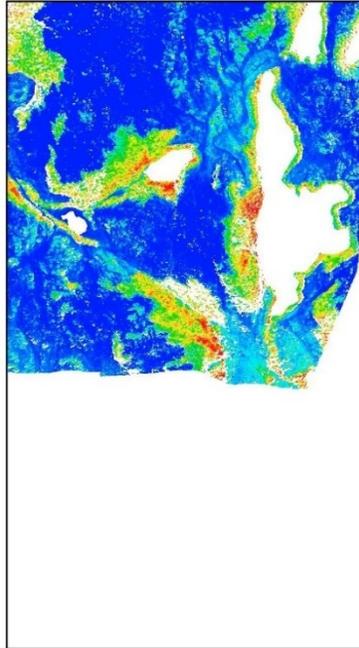


Figure 13 : Exemples d'orthophotographies de 1m de résolution produites à partir de nuages photogrammétriques pour le site 3-TNO Rivière-aux-Outardes avec Time-SIFT. Les zones en blanc sont sans données pour diverses raisons (plans d'eau, nuage de points incomplet, rejet de données lidar).

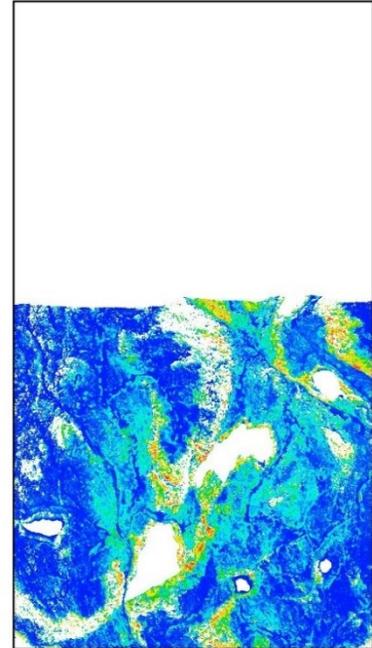
1987 A



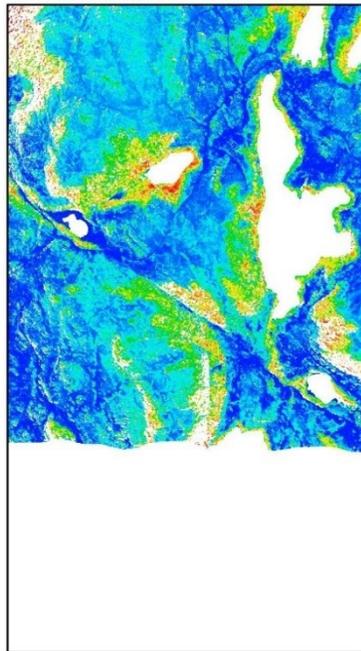
1987 B



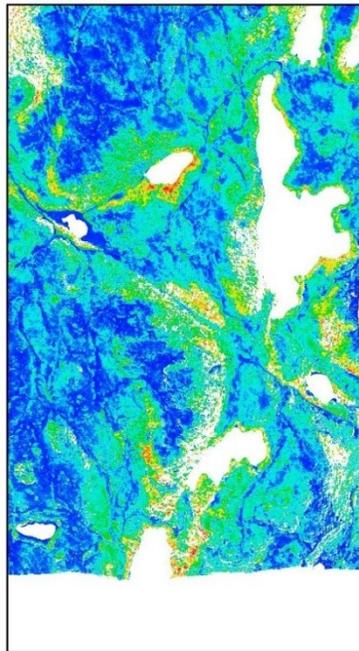
1999 A



1999 B



2007



2016 - MHC LiDAR

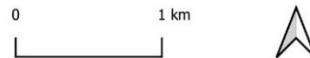
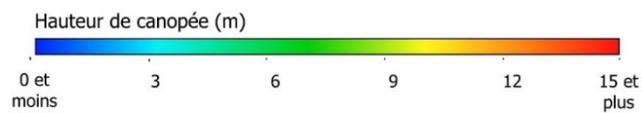
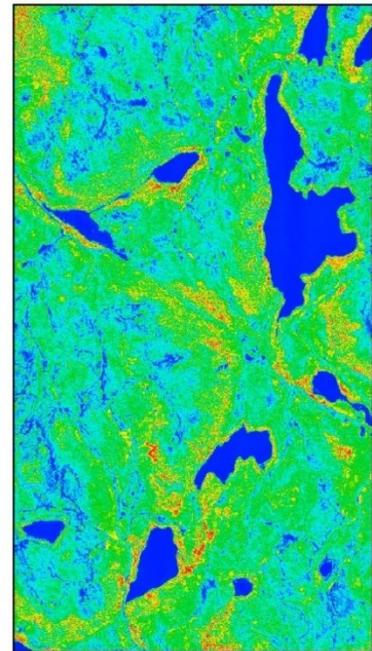


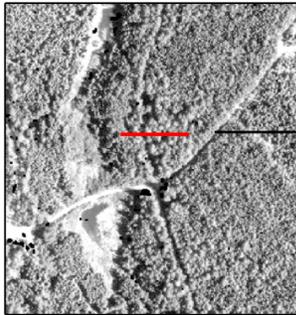
Figure 14 : Exemples de MHC 1m de résolution produits à partir de nuages photogrammétriques pour le site 3-TNO Rivière-aux-Outardes sans Time-SIFT, avant correction altimétrique. Les zones en blanc sont sans données pour diverses raisons (plans d'eau, nuage de points incomplet, rejet de données lidar).

Le deuxième exemple concerne le site 2 – Réserve faunique de Matane et montre un nuage de points pour 2006 qui surestime la canopée d’une dizaine de mètres. La correction altimétrique réduit partiellement cette erreur. On remarque que le nuage de points de 2017 décrit une canopée moins élevée que pour 2015 ce qui est peu probable. D’autres transects extraits du site 2 montrent différentes anomalies et donc les limites du nuage à décrire la canopée avec justesse.

Tableau 9 : Caractéristiques des couches de correction verticales utilisées pour chaque nuage généré. Le seuil est la valeur de pixel (sur 255) utilisée pour le canal de gris (photos NB) ou de rouge (photos RGB et CIR) pour discriminer le sol.

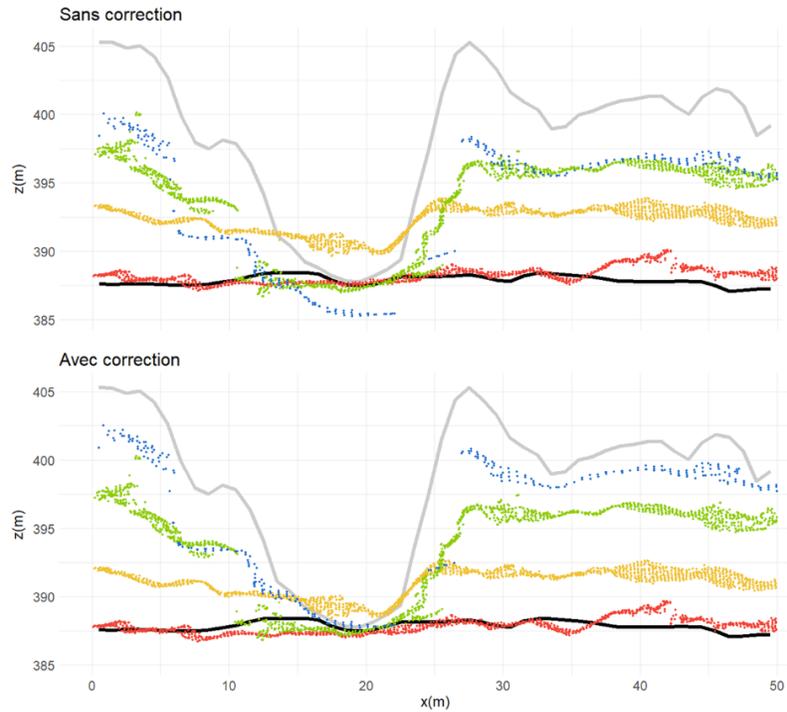
Site	Série	Sans Time-Sift					Avec Time-Sift				
		Couche de correction verticale					Couche de correction verticale				
		Seuil	Min	Max	Écart type	Moy	Seuil	Min	Max	Écart type	Moy
	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)		(m)	(m)	(m)	(m)	
1 - ZEC Chauvin	1984	235	-2,2	0,0	0,46	-1,0	235	-3,3	1,5	1,3	-0,3
	1990	200	-4,8	2,0	1,63	-0,1	200	-2,0	1,3	0,72	0,5
	2000	200	-2,4	7,1	1,84	-0,5	200	-0,6	1,0	0,35	0,0
	2012	200	-4,4	-0,8	0,71	-3,4	200	-3,1	-1,2	0,4	-2,4
2 - Réserve faunique de Matane	2006	220	-1,6	8,4	2,36	2,7	220	-18,4	55,3	16,49	32,2
	2015	150	-1,0	-0,3	0,18	-0,7	150	-3,3	1,4	0,82	-0,5
	2017	150	-1,0	-0,3	0,96	-0,7	150	-3,3	1,4	0,94	-0,5
3 - TNO Rivières-aux-Outardes	1987 A	170	-1,9	0,1	0,55	-0,5	160	-4,0	5,0	1,69	-2,4
	1987 B	160	-1,8	0,7	0,51	-0,1					
	1999 A	190	-1,5	-0,2	0,27	-0,5	190	-0,8	1,7	0,53	-0,1
	1999 B	180	-2,2	2,1	0,85	-1,3					
	2007	190	-1,5	-0,5	0,85	-1,2	190	-3,1	0,2	0,75	-1,1
Moyenne		187	-2,2	1,5	0,93	-0,6	190	-4,2	6,8	2,40	2,5

Site 1 - ZEC Chauvin
Time-SIFT

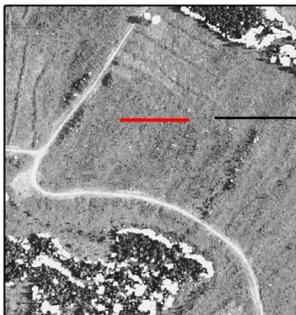


orthophoto 2012

- Sources
- 2015 MHC LiDAR
 - 2012
 - 2000
 - 1990
 - 1984
 - MNT LiDAR



Site 2 - Réserve faunique de Matane
Time-SIFT



orthophoto 2006

- Sources
- 2017 MHC LiDAR
 - 2017
 - 2015
 - 2006
 - MNT LiDAR

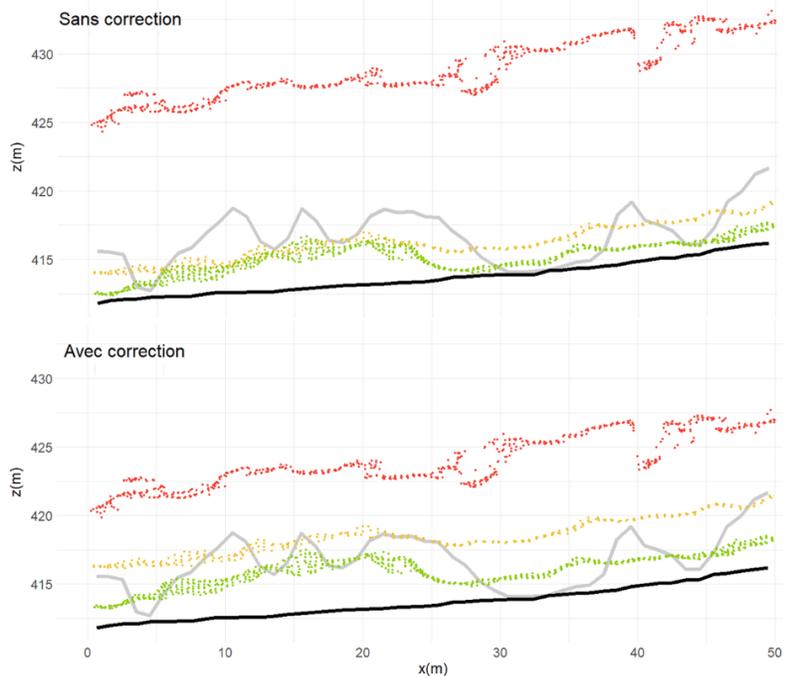


Figure 15 : Transects de 50 m × 1 m représentatifs des nuages de points denses obtenus avant et après correction verticale. Le transect du premier site comprend un chemin forestier sans végétation. Les corrections les plus fortes concernent les nuages de points de la série de 1990. Le transect du site 2 corrige en partie le nuage de 2006, mais n'arrive pas à représenter adéquatement l'évolution de la canopée.

6.1.1. Évaluation des produits dérivés

La qualité et la précision des 22 orthophotographies et MHC sont évaluées par différentes mesures présentées au tableau 10. Le taux de données 1 est un bon indicateur du niveau de couverture du nuage par rapport à la zone d'étude. La valeur maximale atteinte est de 98,7 % pour le site 1, 2012, Time-SIFT ou non. Les cas qui sont moins couverts par les photos présentent un taux de donnée 1 plus faible comme le site 1 1984 (51,4% et 54,3%), le site 3 sans Time-SIFT 1987 A, B ainsi que 1999 A et B (de 40,3% à 59,5%). Le taux de données 2 est plus révélateur de la qualité du nuage dans les zones où la couverture photo est adéquate. Un taux élevé est révélateur d'une couverture continue de la zone couverte par 2 images ou plus. Ce taux est faible (25,0%) pour le site 2, 2006, sans Time-SIFT compte tenu du peu de photos alignées (3/8). Pour les autres cas, il est le plus bas (75,4%) avec site 1, 1984, sans Time-SIFT et atteint la valeur la plus élevée (98,7%) avec le site 1, 2012, avec Time-SIFT. En général, il y a une tendance à avoir des taux de données 2 (défini à la section 5.1.6 ainsi qu'à la figure 11) plus élevés avec les séries récentes. Ce taux de données 2 est en moyenne plus élevé pour les nuages produits avec Time-SIFT (90,7 % plutôt que 86,3% sans Time-SIFT). On remarque également que les zones forestières avec peuplements matures sont plus susceptibles de comporter des pixels sans données que les zones avec jeunes peuplements.

La REQM des différentes orthophotographies a été calculée. En planimétrie, cette mesure est en moyenne de 3,39 m (sans Time-SIFT) et 2,38 m (avec Time-SIFT). Les valeurs extrêmes sont de 1,66 m (site 3, 2007, sans Time-SIFT) à 10,73 m (site 2, 2006, Time-SIFT). Les REQM planimétriques sont généralement plus importantes pour les orthophotographies issues du site 2. Il est également possible de visualiser ces erreurs par la comparaison de détails des orthophotographies (voir figure 16). La précision planimétrique est importante même si la hauteur est la considération principale de l'étude étant donné qu'un décalage en xy est susceptible de provoquer un décalage en z, surtout si le terrain est accidenté.

Sauf exception, la REQM en altitude (z) relative au sol est plus faible que le REQM planimétrique. Le REQM minimal en z est atteint dans le cas du site 1, 1984 avec Time-SIFT (0,22 m). Les mesures de REMQ maximales sont reliées au site 2, Time-SIFT pour 2006 (14,72 m) et 2015 (4,32 m). Si l'on fait abstraction de ces données maximales hors-norme, la moyenne du REQM en z est de 0,44 m pour les séries Time-SIFT et de 0,63 m pour les séries sans Time-SIFT.

Tableau 10 : Évaluation des taux de donnée et de l'erreur sur les produits dérivés (Orthomosaique et MHC).

Site	Série	Sans Time-Sift						Avec Time-Sift					
		Taux de données		REQM				Taux de données		REQM			
		1*	2**	n	XY	Z	XYZ	1*	2**	n	XY	Z	XYZ
		(%)	(%)		(m)	(m)	(m)	(%)	(%)		(m)	(m)	(m)
1 - ZEC Chauvin	1984	54,1	75,4	8	4,26	0,71	4,32	54,3	75,7	7	4,39	0,22	4,39
	1990	85,9	86,5	10	3,97	0,36	3,98	86,1	86,6	9	2,38	0,44	2,43
	2000	82,2	88,9	9	3,16	1,21	3,38	82,2	88,9	10	2,54	0,58	2,61
	2012	98,7	99,1	11	2,16	2,13	3,04	98,7	99,1	10	2,08	1,41	2,51
2 - Réserve faunique de Matane	2006	14,9	25,0	7	5,00	1,76	5,31	76,5	83,8	11	10,73	14,72	18,22
	2015	98,5	98,7	14	3,56	0,42	1,16	98,2	98,4	16	6,76	4,82	8,33
	2017	96,6	96,8	16	4,80	1,16	4,93	96,3	96,5	16	4,60	1,34	4,79
3 - TNO Rivières-aux-Outardes	1987 A	40,3	83,2	8	3,71	0,41	3,74						
	1987 B	48,3	84,7	8	5,54	0,93	5,61	81,8	88,7	13	3,47	1,40	2,18
	1999 A	46,8	86,0	7	2,32	0,22	2,33						
	1999 B	59,5	91,2	9	2,13	0,60	2,22	89,7	90,4	14	2,01	0,51	0,45
	2007	76,7	88,2	14	1,66	0,42	1,71	85,9	98,8	14	2,18	0,45	2,22
Moyenne		66,9	83,6	10,1	3,39	0,63	2,80	85,0	90,7	12,0	2,38	6,66	2,43

*Taux de données 1 ou taux de complétude : % des pixels de la zone d'étude ayant des données (excluant l'eau)

**Taux de données 2 ou taux de complétude photogrammétrique : % des pixels de la zone d'étude couverte en double par les photos (excluant l'eau)

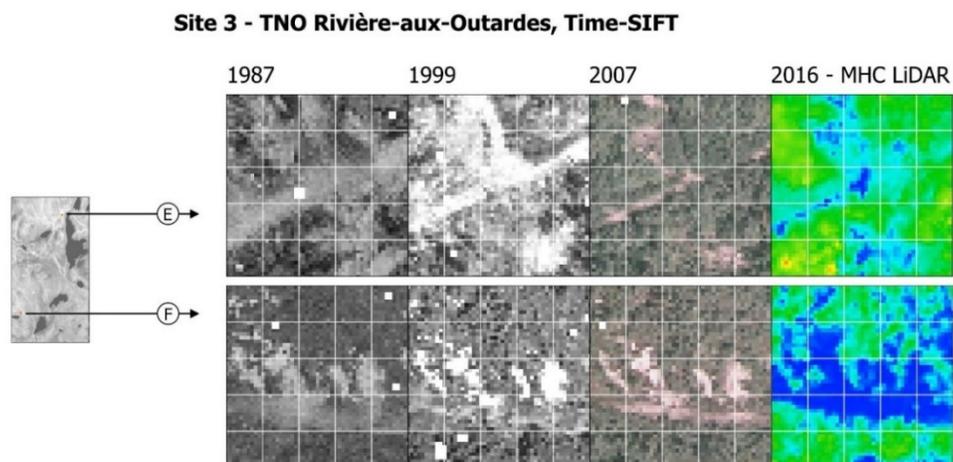
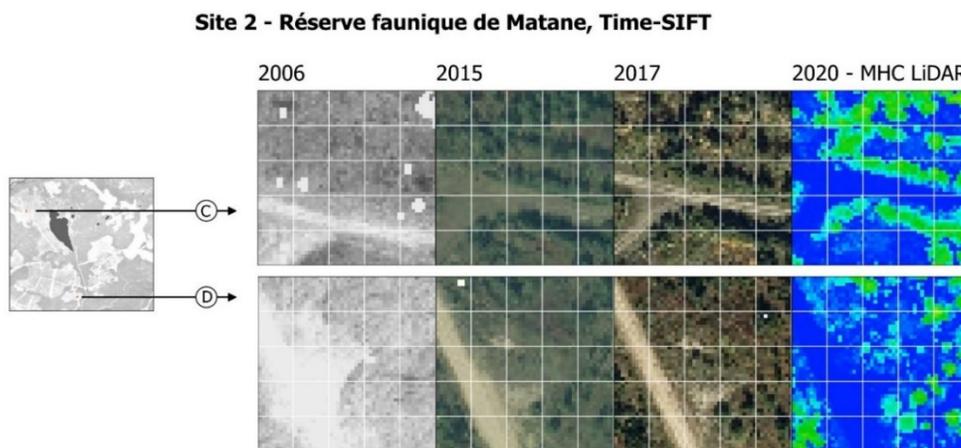
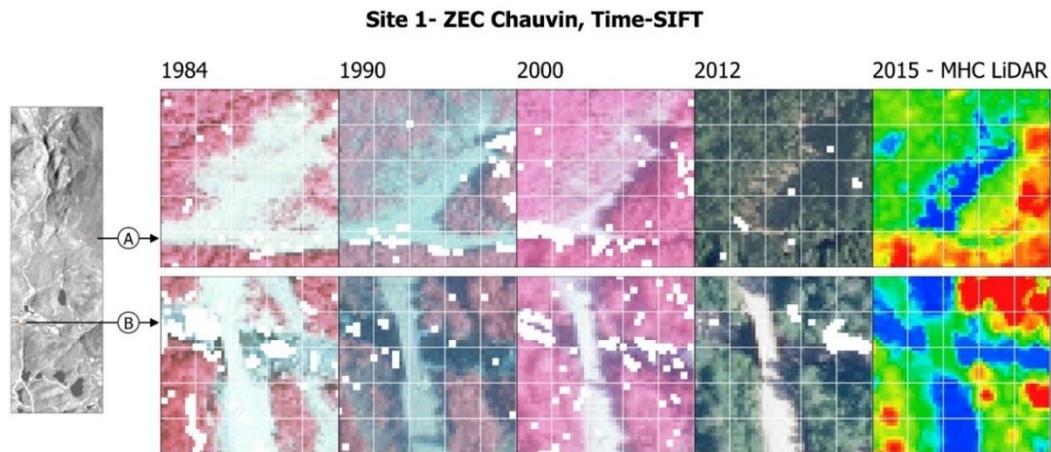


Figure 16 : Détail des orthophotographies mettant en évidence la correspondance des chemins forestiers. Les lignes guides sont distantes de 10 m. Les pixels en blanc sur les photos sont ceux pour lesquels il n'y a pas de données (no data). Le détail C montre une situation où le décalage planimétrique est important (REQM de 10,73 m pour 2006).

6.2. Partie 2 : Estimation de la hauteur dominante (HD)

6.2.1. Prétraitement des données de placettes

Nous avons utilisé les données relatives aux placettes semi-permanentes du site 1 – ZEC Chauvin afin de calculer la hauteur dominante (HD) pour chaque placette et pour chaque année de mesure. Des statistiques issues de ces calculs concernant la HD moyenne aux dates des mesures ainsi que la croissance annuelle moyenne entre les mesures sont présentées au tableau 11. La HD moyenne est de 3,40 m pour 1989 à 13,19 m pour 2018. La croissance annuelle moyenne est plus élevée durant la période 2003-08 (0,42 m/an) et à son plus bas entre 2008 et 2018 (0,24 m/an). Sur toute la période avec des données, la croissance annuelle moyenne sans EPC est de 0,30 m tandis qu'elle est de 0,34 m avec EPC, soit un gain de 0,13 %.

Tableau 11 : Statistiques des estimations de hauteur dominantes des placettes semi-permanentes servant de référence pour l'étude. Les placettes mesurées en 1988 (n=35) sont distinctes de celles de 1989 (n=11).

Groupe de placettes	HD moyenne							Croissance annuelle moyenne				
	1988 (m)	1989 (m)	1993 (m)	1998 (m)	2003 (m)	2008 (m)	2018 (m)	1988-93 (m)	1993-98 (m)	1998-2003 (m)	2003-08 (m)	2008-18 (m)
Sans EPC	3,63	3,28	5,19	6,68	8,27	10,26	12,47	0,33	0,30	0,32	0,40	0,22
Avec EPC	3,51	3,42	4,96	6,95	8,93	11,08	13,62	0,32	0,40	0,40	0,43	0,25
Toutes	3,56	3,40	5,04	6,85	8,69	10,78	13,19	0,32	0,36	0,37	0,42	0,24

Les données de HD_t obtenues ont permis d'entraîner des modèles d'estimation de HD_t sans ou avec transformation de la variable t et d'évaluer leur précision par l'analyse de leurs REQ_M et leurs courbes de croissances obtenues (figure 17). t = 0 est l'année de la perturbation d'origine où le peuplement est coupé. La période pour laquelle nous avons des données est de 1988 à 2018 (t entre 11 et 42) tandis que l'intervalle d'intérêt pour les courbes de croissance va de 1984 à 2018. Le REQ_M le plus faible obtenu pour les modèles est avec une transformation polynomiale du troisième degré (0,16 m). La transformation logarithmique de la variable t apporte une REQ_M plus élevée que s'il n'y avait pas de transformation (0,60 m plutôt que 0,40 m). Sur un intervalle de temps plus grand, on aurait possiblement vu un ralentissement de la croissance dans le temps correspondant approximativement à une courbe logarithmique, mais ce n'est pas le cas dans la situation étudiée.

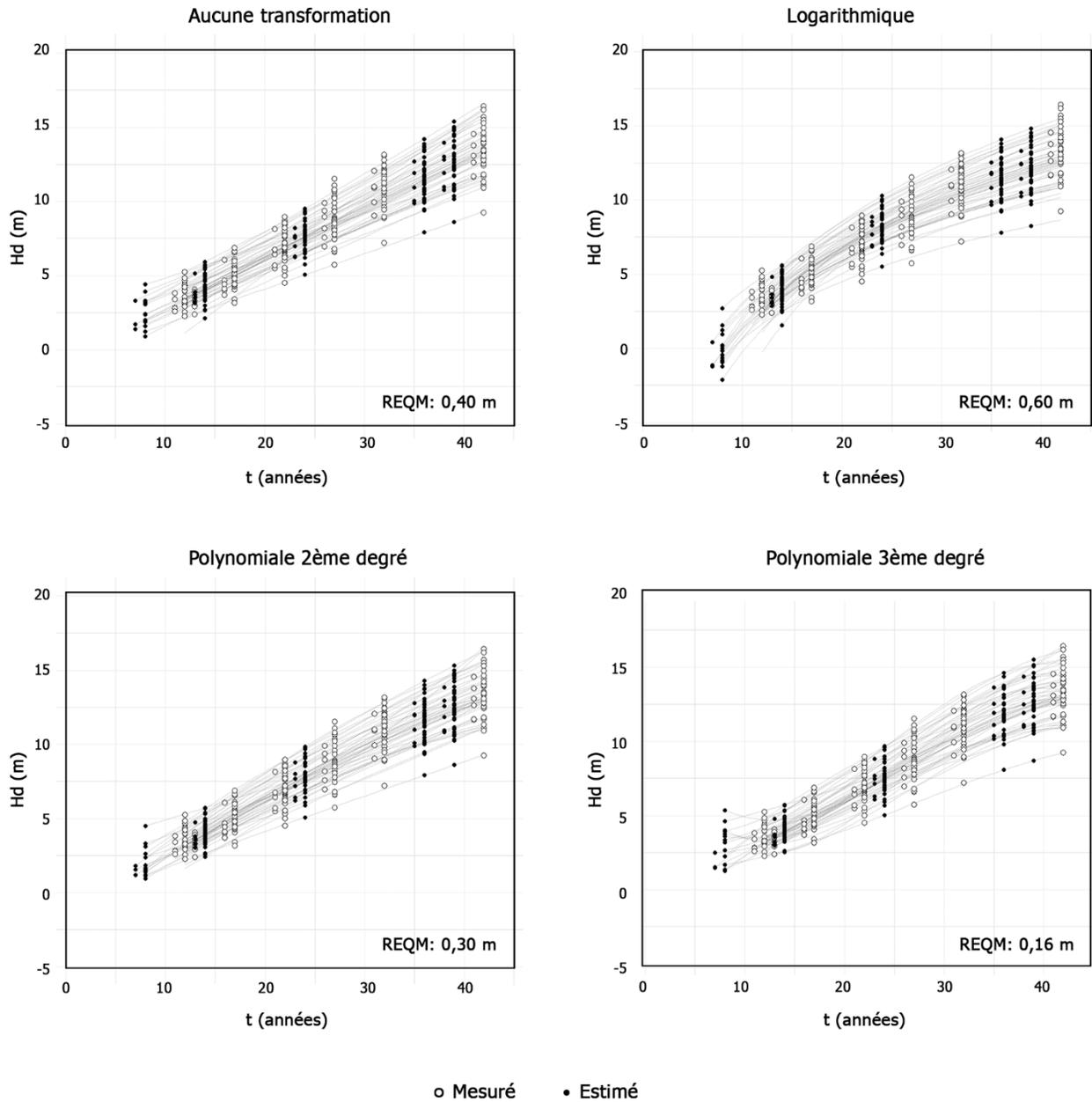


Figure 17 : Courbes de croissances de HD_t obtenues selon différentes transformations de la variable temps (années depuis la coupe) pour effectuer des régressions linéaires pour chacune des 46 placettes de référence. $n=276$. Les valeurs en blanc sont calculées à partir des mesures sur le terrain. Les valeurs en noir correspondent aux valeurs issues du modèle. Le modèle avec transformation polynomiale de 2^e degré est retenu pour estimer les données qui serviront de référence pour la suite de l'étude. Ce modèle combine une faible erreur quadratique moyenne ($REQM = 0,30$ m) ainsi que des courbes sans décroissance pour $t < 12$.

Pour les données des placettes sans EPC pour 1984 qui sont extrapolées, il n’y a pas d’observations terrain pour identifier quel type de transformation produit les meilleures estimations. On peut néanmoins inspecter divers types de transformation et établir leur potentiel à produire des estimations raisonnables. Par exemple, on peut rejeter d’emblée les modèles avec transformations logarithmiques puisqu’ils prédisent principalement des valeurs HD_t négatives. Les autres types de modèles prédisent des données pour la plupart dans l’intervalle 0 à 5 mètres, ce qui est plus susceptible d’être conforme à la situation sur le terrain. Certains modèles utilisant la transformation polynomiale de 3^e degré présentent une décroissance lorsque $t < 12$, ce qui est difficilement explicable sur le terrain. Pour ces raisons, nous avons retenu les modèles avec transformations polynomiales de 2^e degré (REQM=0,30 m) pour faire nos estimations servant de références pour la suite du projet. Les principales statistiques relatives aux estimations de HD_t sont présentées au tableau 12.

Tableau 12 : Statistiques des estimations de hauteur dominantes (HD_t) des parcelles servant de référence pour l’étude.

Année	1984	1990	2000	2012	2015
Méthode	extrapolation	interpolation	interpolation	interpolation	interpolation
N	17	46	46	46	46
Moyenne (m)	2,82	4,03	7,62	11,96	12,70
Écart type (m)	1,27	0,78	1,06	1,46	1,53
Min (m)	1,29	2,52	5,03	8,09	8,71
Max (m)	5,35	5,73	9,66	14,64	15,52

6.2.2. Modélisation de la hauteur dominante (HD) des peuplements

Pour chaque placette de référence de 400 m², nous avons extrait des MHC (1 m² par pixel) obtenus lors de la partie 1 de l’étude la hauteur à différents quantiles. L’ensemble des métriques extraites présentent de fortes corrélations avec la HD_t de référence (figure 18). Les coefficients de corrélation relatifs aux MHC photogrammétriques qui ont bénéficié de corrections altimétriques présentent un gain moyen de 0,122 par rapport aux MHC photogrammétriques sans corrections.

Pour les coefficients relatifs aux MHC photogrammétriques avec correction verticale, on observe peu de variations pour les q20 à q80 : (coefficients entre 0,961 et 0,966). Le q65 présente la valeur maximale et devient donc la métrique choisie pour la modélisation. Les quantiles 85 et plus présentent une baisse des coefficients de corrélation, qui devient marquée avec le q100 (0,842).

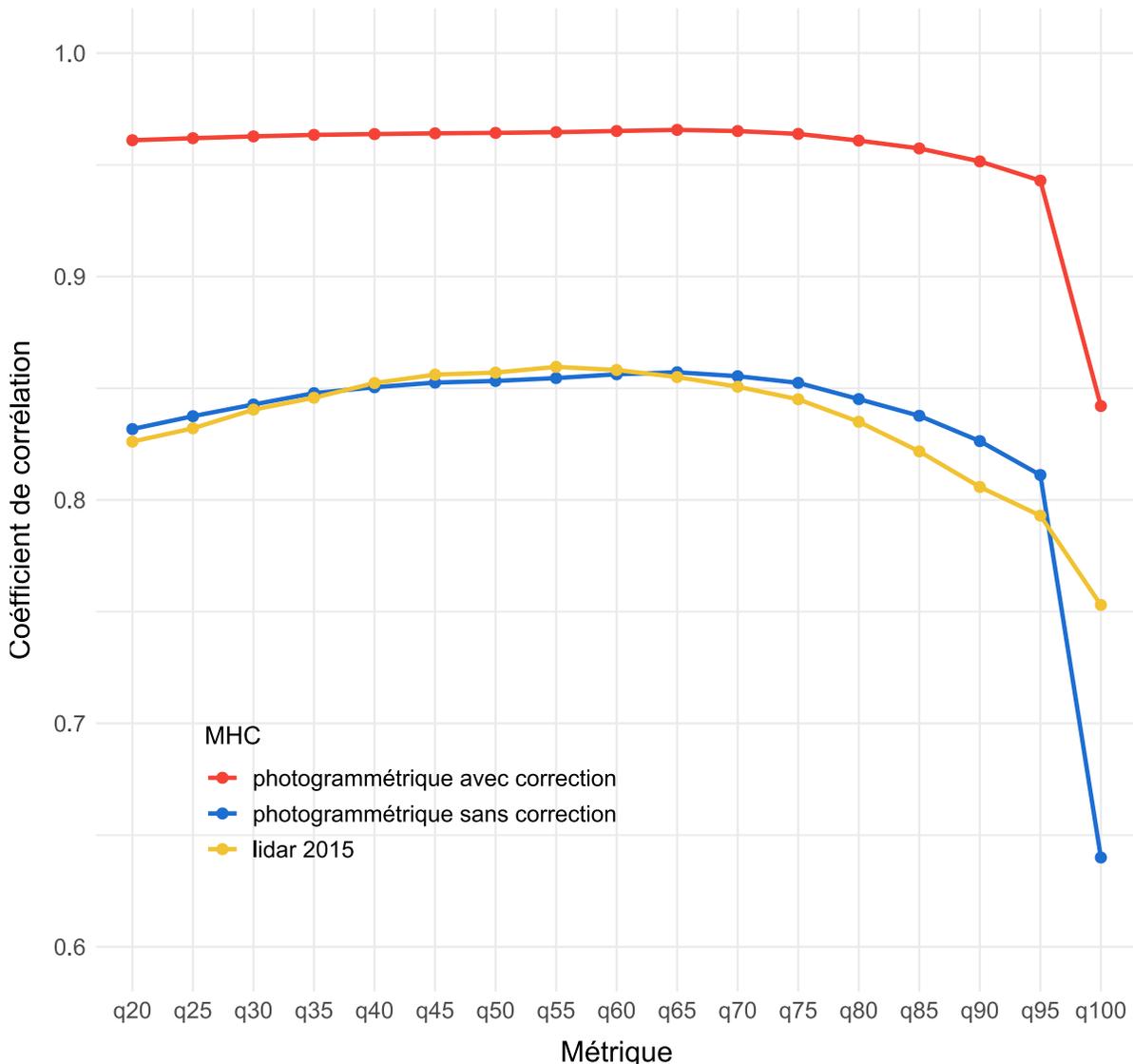


Figure 18 : Coefficients de corrélation entre des métriques (q20 à q100) extraites de différents types de MHC et la hauteur dominante (HD_l). Les données avec et sans corrections altimétriques concernent les MHC issus des nuages photogrammétriques. Les coefficients de corrélation relatifs au MHC lidar sont relativement bas comparé aux taux photogrammétriques compte tenu de la plus faible variation des données réponses. Les coefficients maximums obtenus correspondent au q65 pour les MHC photogrammétrique et au q55 pour le MHC lidar de 2015.

Le modèle photogrammétrique sélectionné utilise une régression linéaire à partir du q65 provenant des MHC avec correction qui est le meilleur prédicteur ($R^2=0,932$, $REQM = 0,0929$ m). Toutes

séries de photos confondues, la distribution des points entre le HDt de référence et le HD estimé suit bien la droite de régression (figure 19). Les erreurs en valeurs absolues sont sensiblement de la même magnitude, peu importe la valeur de HD prédite. La valeur relative de cette erreur est peu révélatrice et n'est donc pas d'un intérêt particulier. Le test de normalité Shapiro-Wilk effectué sur les résidus réfute l'hypothèse nulle d'une distribution normale (p -value < 0.05), ce qui n'est pas idéal. Le test de Breush-Pagan vient infirmer l'hétéroscédasticité (p -value > 0.05). Nous sommes donc en présence d'homoscédasticité, ce qui est souhaité pour le modèle.

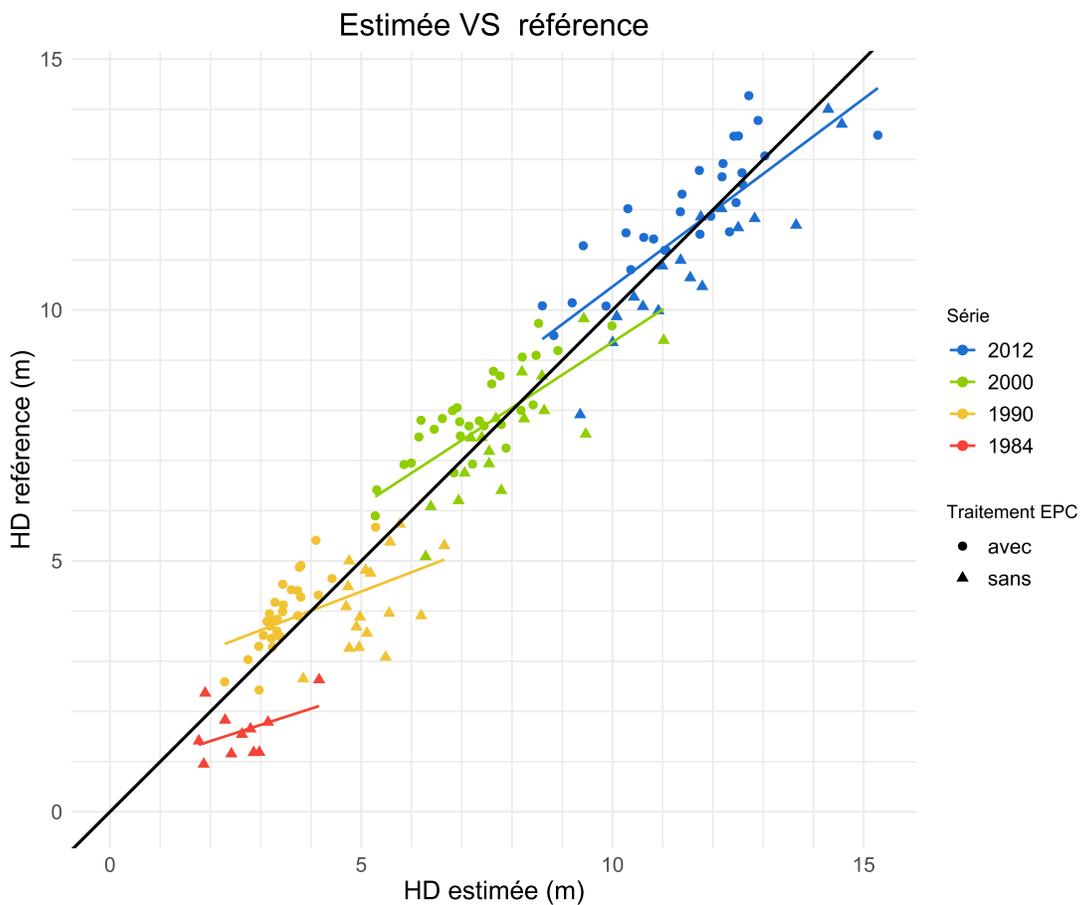


Figure 19 : Valeurs de hauteur dominante estimée par régression linéaire avec le modèle photogrammétrique utilisant le q65 comparées aux valeurs de référence provenant de mesures sur le terrain. Les couleurs permettent de distinguer les différentes séries. Les droites de régression des séries mettent en évidence des organisations qui divergent de la droite de régression globale. Les valeurs de 1984 montrent une sous-estimation généralisée par rapport à la référence. Les formes des points sont liées à la présence de traitement EPC ou non. Les prédictions du modèle sous-estiment la hauteur pour les peuplements ayant fait l'objet d'une EPC et surestiment les peuplements sans EPC.

Lorsqu'on s'attarde aux distributions relatives à chaque série de photos, on remarque que la HD augmente avec les années, comme attendu. La distribution relative au traitement EPC est par contre révélatrice. La HD des placettes ayant eu un traitement EPC est sous-estimée tandis que celle sans traitement est surestimée.

Pour améliorer le modèle photogrammétrique de prédiction des HD, nous avons produit 2 nouveaux modèles pour les peuplements avec et sans EPC (tableau 13). Ce faisant, la précision des modèles est améliorée (REQM passant de 0,929 à 0,603 m pour le modèle avec EPC). Dans une situation idéale, le test Shapiro-Wilk indiquerait une distribution normale des résidus (p -value < 0,05) et le test Breush-Pagan une présence d'homoscédasticité (p -value > 0,05), ce qui n'est pas toujours le cas pour les nouveaux modèles entraînés.

*Tableau 13 : Comparaison des modèles utilisés pour calculer HD à l'échelle du peuplement selon $HD = b_1 MHC_m + b_0$ Dans le tableau, n représente le nombre de mesures utilisées pour entraîner le modèle. Pour le test Shapiro-Wilk, * dénote une distribution non normale des résidus (p -value < 0,05). Pour le test Breush-Pagan, * rejette l'hypothèse nulle d'homoscédasticité (p -value < 0,05).*

Source	Groupe de placettes	Prédicateur	n	b_1 (coefficient directeur)	b_0 (ordonnée à l'origine)	R^2	REQM (m)	p-value Shapiro-Wilk	Test Breush-Pagan
MHC photogrammétrique	Tous	q65	149	1,61	1,24	0,930	0,929	0,007*	0,961
MHC photogrammétrique	Sans EPC	q65	62	1,28	0,68	0,961	0,713	0,455	0,719
MHC photogrammétrique	Avec EPC	q65	87	1,21	2,31	0,969	0,603	0,218	0,002*
MHC lidar	Tous	q55	42	1,03	2,69	0,740	0,791	0,338	0,578
MHC lidar	Sans EPC	q55	27	1,11	1,382	0,730	0,721	0,002*	0,203
MHC lidar	Avec EPC	q55	15	0,93	1,382	0,888	0,564	0,727	0,119

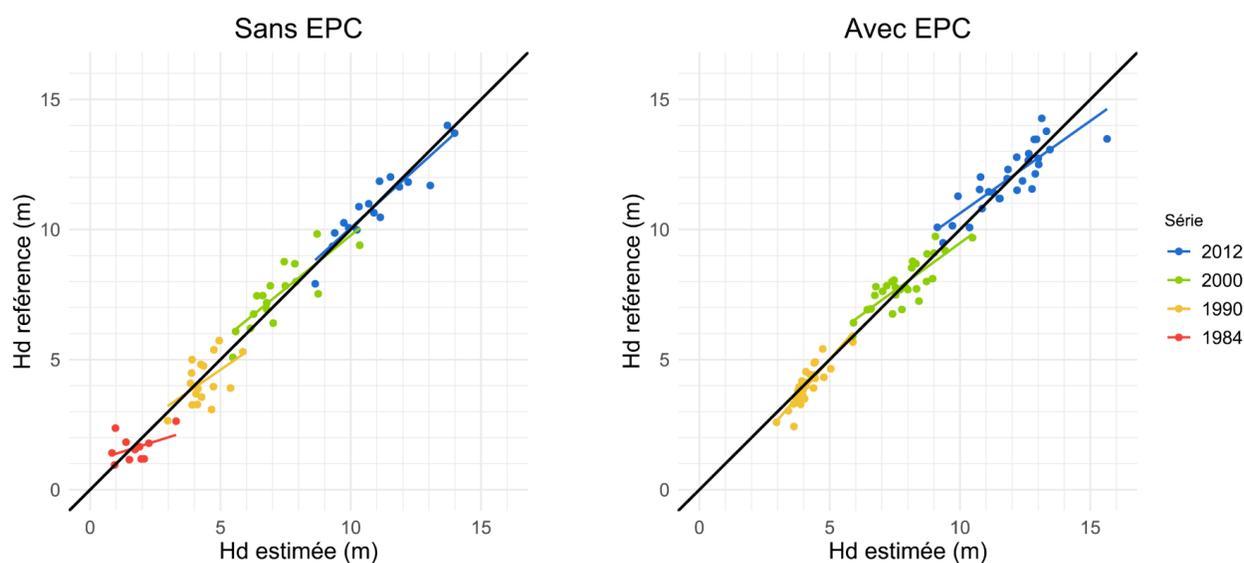


Figure 20 : Valeurs de hauteur dominante (HD) estimée par régression linéaire avec les modèles photogrammétriques utilisant le q65 comparées aux valeurs de référence provenant de mesures sur le terrain. Les couleurs permettent de distinguer les différentes séries.

En ce qui concerne le MHC lidar de 2015 (1 m de résolution), un modèle distinct est nécessaire pour prédire la HD par parcelle de 400 m². Le q55 est utilisé puisqu'il a été identifié comme étant le plus performant pour prédire HD (coefficient de corrélation de 0,856, figure 19). Nous avons entraîné 3 modèles distincts pour le traitement des données lidar soit un modèle toutes placettes confondues, un modèle avec seulement les placettes sans EPC et un dernier avec les placettes avec EPC. Comme dans le cas du modèle photogrammétrique, les meilleurs résultats sont obtenus en séparant les types de placettes selon le traitement sylvicole (tableau 13, figure 21). L'amélioration est surtout remarquée pour le groupe avec EPC (R^2 qui passe de 0,740 à 0,888). En chiffres absolus, les modèles MHC lidar sont plus précis que les modèles MHC photogrammétriques: le plus faible REQM obtenu concerne le groupe sans EPC et un REQM de 0,564 m. Un autre effet de la division par groupe de traitement est le faible nombre de données d'entraînement utilisées (n de 27 et 15), ce qui sera abordé ultérieurement dans la discussion.

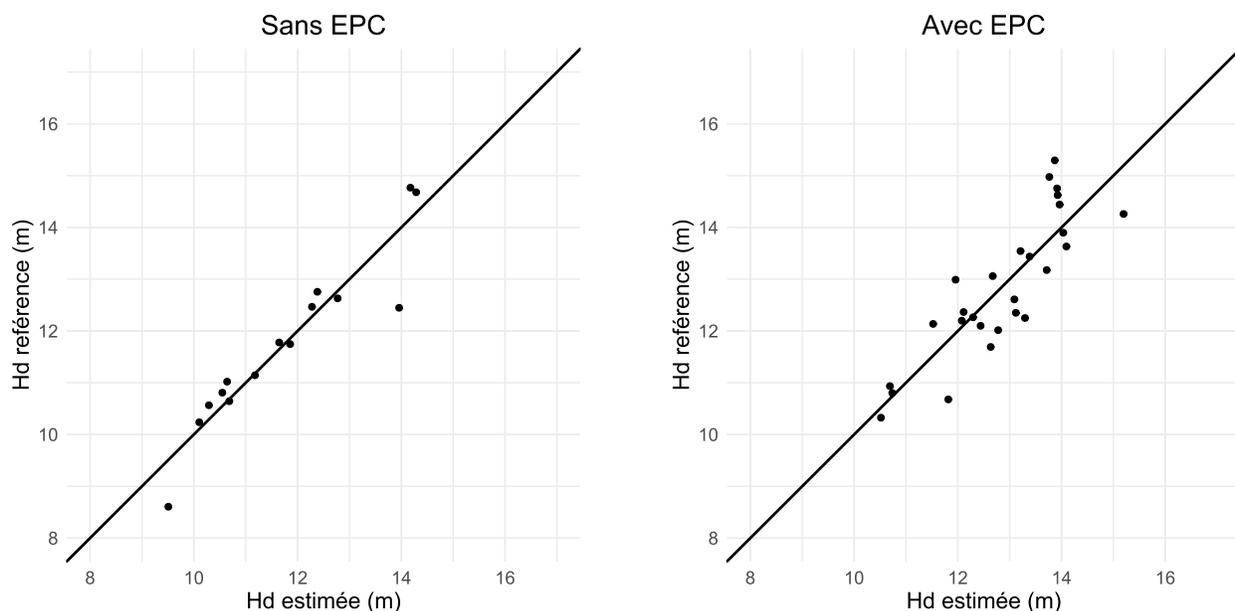


Figure 21 : Valeurs de hauteur dominante (HD) estimée par régression linéaire avec les modèles MHC lidar de 2015 utilisant le q55 comparées aux valeurs de référence provenant de mesures sur le terrain.

Les modèles calibrés ont été utilisés afin d'estimer la hauteur de la canopée à l'échelle du peuplement (400 m^2) sur l'ensemble de la zone d'étude (voir figure 22). Pour chaque peuplement, les valeurs des MHC de 1 m^2 sont extraites. Le q65 et le q55 sont évalués comme intrants pour les modèles photogrammétriques et lidar. Les modèles sans EPC ont été utilisés sauf pour les parcelles dont les peuplements sont complètement couverts par des polygones indiquant les EPC. Dans cette situation, les modèles avec EPC ont été utilisés. Visuellement, on constate un accroissement généralement régulier sur l'ensemble de la zone d'étude. La différence entre les estimations de 2012 et 2015 n'est pas aussi marquée qu'entre d'autres années, mais s'explique par le peu de saisons de croissance entre les prises de données. La croissance annuelle moyenne (figure 23) confirme l'accroissement général de l'ordre de $0,30 \text{ m}$ par année, mais montre également des zones de décroissance abruptes et importantes en différence de hauteur. Pour la période 1984-1990, ces zones de décroissance correspondent pour la plupart à des zones de coupes forestières, ce qui se confirme en utilisant les données écoforestières ou par l'observation des orthophotographies. Les décroissances pour la période 2012-2015 n'ont pas d'explications évidentes dans les données écoforestières et s'expliquent potentiellement par l'imprécision qui est plus importante lorsque l'intervalle entre les données est plus petit.

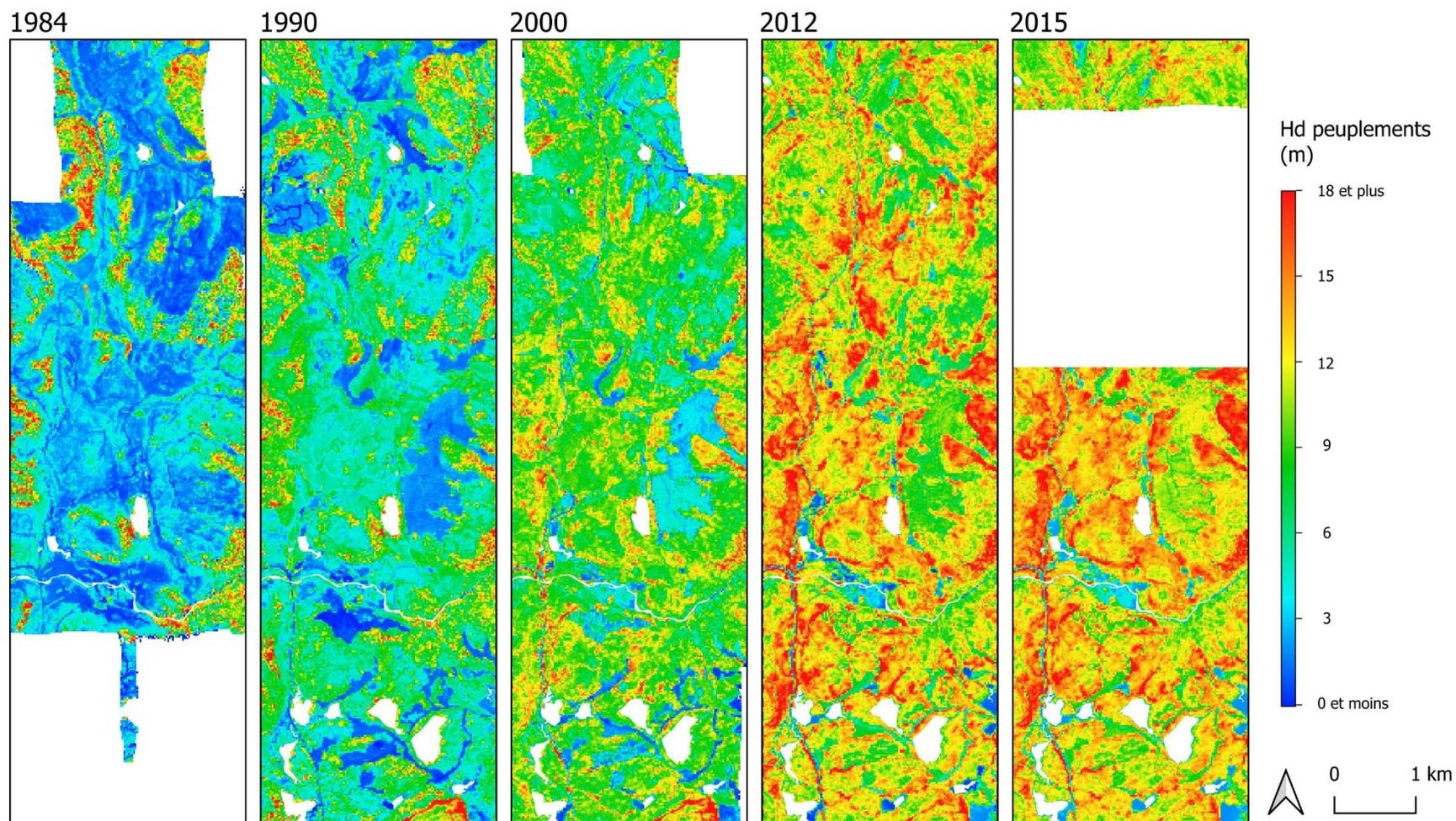


Figure 22 : Hauteur dominante prédite à l'échelle des peuplements de 400 m² (20 m × 20 m) pour les différentes années pour lesquelles les MHC ont été traités. Les zones en blanc sont sans données pour diverses raisons (plans d'eau, nuage de points incomplet, rejet de données lidar).

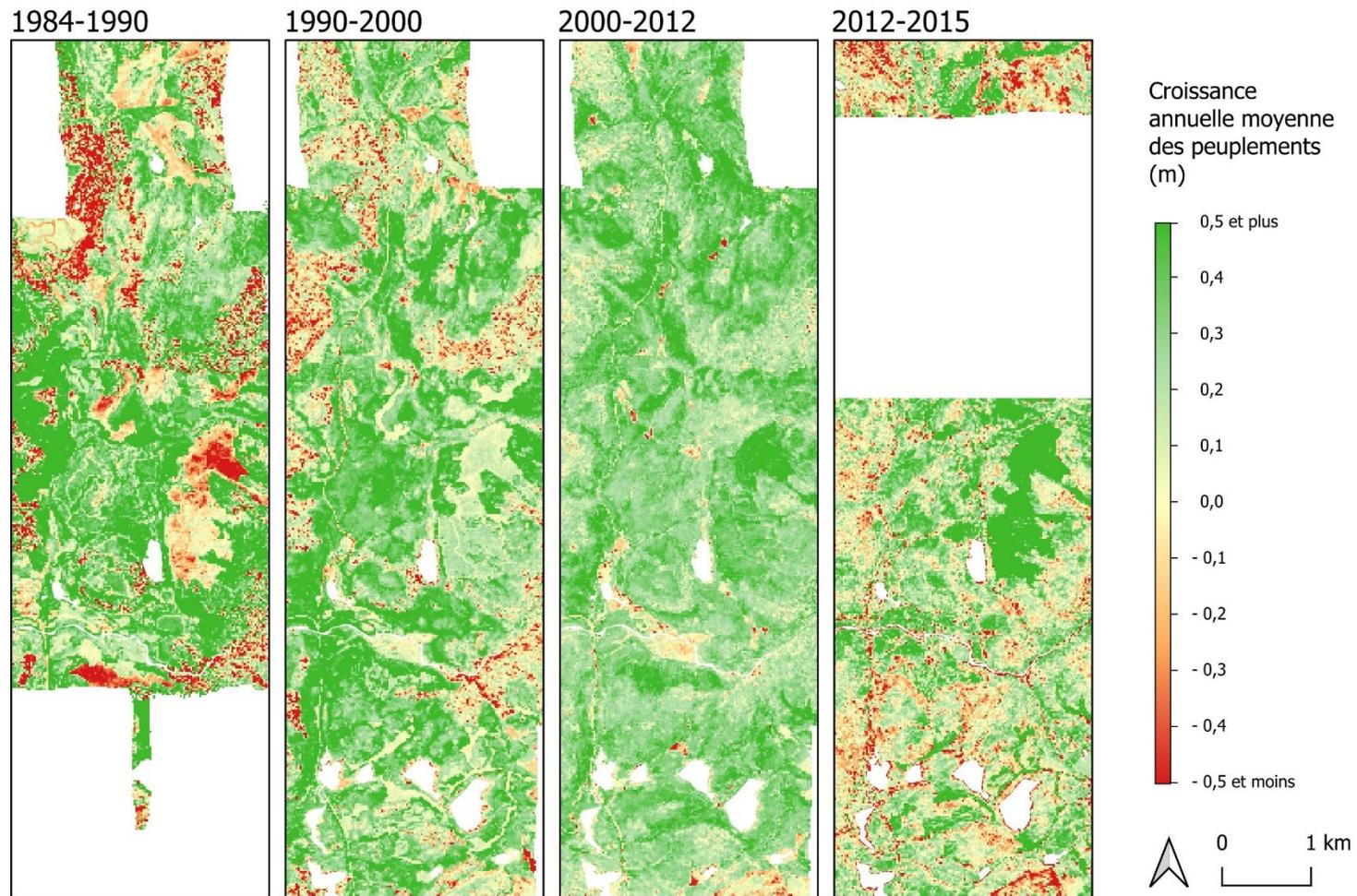


Figure 23 : Croissance annuelle moyenne de HD à l'échelle des peuplements de 400 m² (20 m × 20 m) par périodes entre les saisies de données. Les zones en blanc sont sans données pour diverses raisons (plans d'eau, nuage de points incomplet, rejet de données lidar).

La croissance de HD des peuplements est présentée sous la forme de courbes de croissances en figure 24. Nous avons sélectionné au hasard 800 peuplements de 20 m × 20 m qui répondaient à 2 critères soit : (1) la totalité du peuplement a fait l'objet d'une coupe totale selon les données écoforestières et (2) nous avons pu faire au minimum 4 estimations de HD pour le peuplement dans la période 1984-2015. Nous avons illustré des courbes suivant des équations polynomiales de 2^e degrés similaires à celles utilisées pour les placettes de référence. La grande majorité des courbes montrent un accroissement général de HD durant la période. Les mêmes courbes obtenues ont également servi de base pour illustrer la densité des HD obtenues (figure 25). Les courbes des peuplements sans EPC montrent plus de dispersion que pour les peuplements avec EPC. On constate également des valeurs moyennes de HD plus élevées sans EPC, ce qui va à l'encontre des observations pour la HD des placettes semi-permanentes.

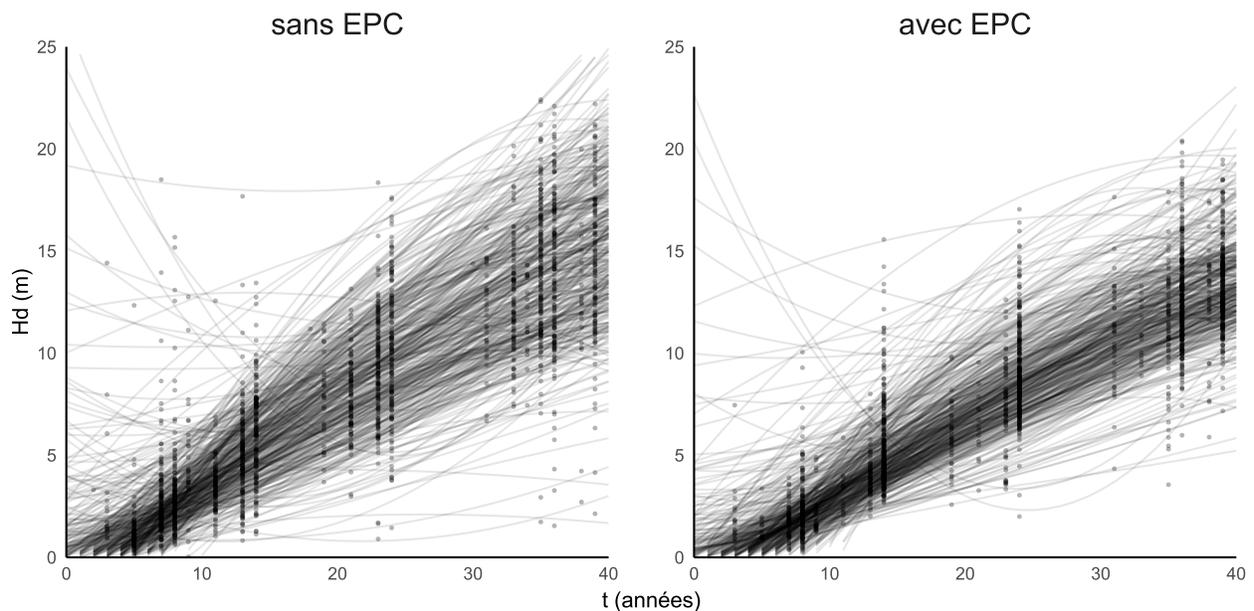


Figure 24 : Courbes de croissance de peuplements de 20 m × 20 m pris au hasard. Chaque volet est réalisé à partir de 400 peuplements ayant fait l'objet de coupes totales (temps=0) et comportant au minimum 4 estimations de hauteur. Les courbes utilisées suivent des équations polynomiales de 2^e degré.

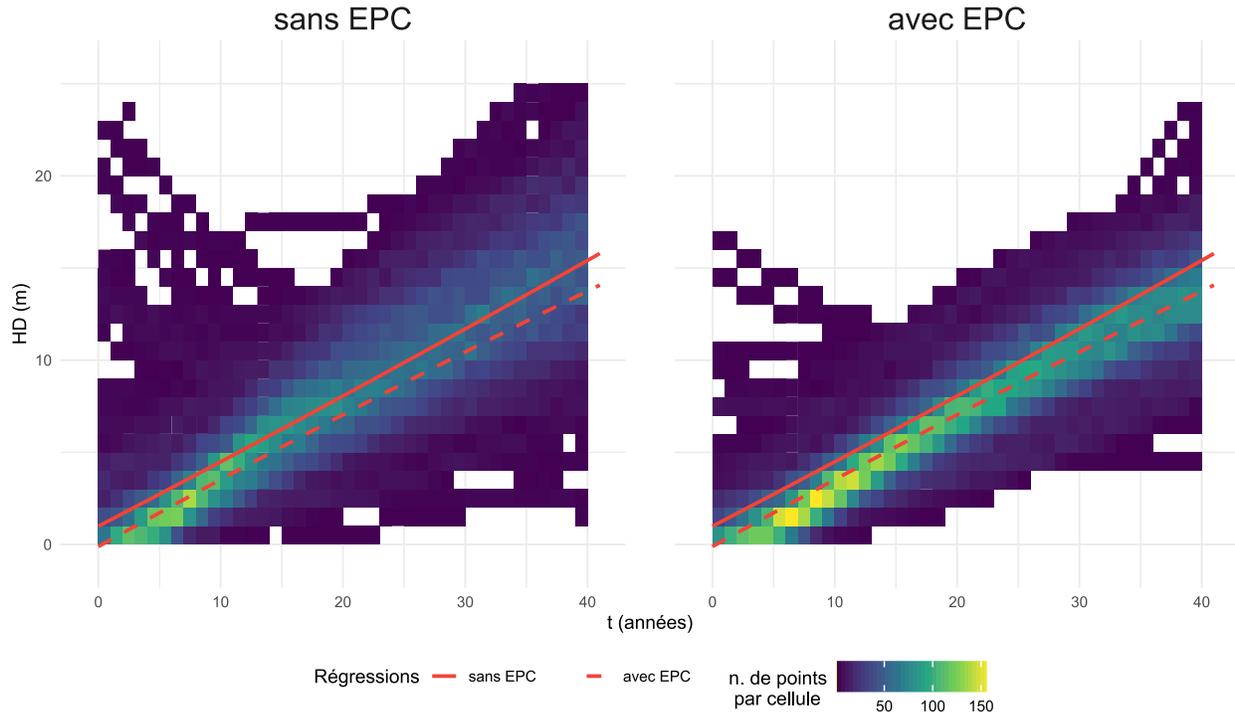


Figure 25 : Densité des HD obtenue. L'intensité de chaque cellule représente la fréquence de la hauteur dominante obtenue par tranche de 0,10 m et ce pour chaque année depuis la coupe. Des courbes de régression linéaire polynomiale de second degré illustrent la tendance générale de la distribution.

7. Discussion

L'ensemble des résultats permet de répondre positivement à la question principale de la recherche : une méthode de production de modèles de hauteur de canopée (MHC), à l'aide de photographies aériennes historiques, permet de documenter l'évolution des hauteurs des jeunes peuplements forestiers issus d'une coupe totale. La meilleure précision obtenue pour la mesure de HD concerne les peuplements en régénération avec EPC avec un REQM de 0,603 m. Le modèle utilisé performe donc mieux que ce qui a été présenté dans l'étude de Véga et St-Onge (2008) avec un REQM entre 1,49 m et 2,88 m ou encore l'étude de Bohlin *et al.* (2012) avec un REQM de 1,6 m.

La méthode utilisée innove en proposant une séquence d'opérations générale, une combinaison de paramètres à utiliser pour le logiciel Agisoft Métashape – et à adapter au besoin –, l'inclusion de la

méthode Time-SIFT ainsi qu'une étape de correction verticale des données. Cette méthode a été appliquée à un cas de figure réel, soit le suivi des jeunes peuplements en régénération en utilisant des photos aériennes disponibles qui n'ont pas été prises spécifiquement pour ce sujet d'étude ou encore pour un traitement SfM. La méthode retenue est applicable même en absence des données de calibration des caméras utilisées et en présence d'une diversité d'images.

Un aspect important issu de nos résultats est l'évaluation que la précision des modèles d'estimation de HD ou même la possibilité de produire un modèle varie grandement d'un site d'étude à l'autre selon les caractéristiques des photos et des sites. Le fait qu'il n'a pas été possible de générer des MHC avec des mesures en hauteur acceptables pour 2 des 12 séries de photos utilisées (site 2, séries de 2006 et 2015) démontre que l'application de la méthode donne des résultats imprévisibles pour certains secteurs. Pour les 8 séries de photos associées aux sites 2 et 3, l'absence de mesures prises sur le terrain nous empêche d'évaluer la précision qui serait associée aux estimations de HD. Ce manque de placettes de validation est d'ailleurs l'obstacle principal pour évaluer la robustesse de la méthode proposée.

L'ensemble des traitements utilisés à la fois pour la création des nuages de points photogrammétriques ainsi que pour l'estimation de la hauteur dominante est susceptible d'être affectée par de nombreux facteurs dont l'utilisateur a plus ou moins de contrôle. L'interaction entre ces différents paramètres n'est pas toujours bien comprise et il importe de faire une mise en garde sur l'interprétation des résultats obtenus lors d'application future de la méthode. Par exemple, un changement au niveau de l'altitude des vols, de la qualité de la numérisation d'une photo ou l'amélioration d'un algorithme de logiciel concernant la filtration des points photogrammétrique (Iqbal *et al.*, 2018) pourrait avoir une série de répercussions à la chaîne sur le choix de la meilleure métrique prédictive, les coefficients de régression à utiliser ainsi que les erreurs associées aux modèles.

L'interprétation plus spécifique des résultats qui suit se décline en 4 parties soit (1) la procédure photogrammétrique de génération de MHC qui concerne le 1er objectif ainsi que la première partie de la méthodologie, (2) la modélisation de la HD pour le 2e objectif et la seconde partie de la méthodologie, (3) les courbes de croissance de HD reliées au 3e objectif et enfin (4) les perspectives.

7.1. Procédure photogrammétrique de génération de MHC

Notre premier objectif consistait à définir une procédure photogrammétrique de génération de MHC avec les photographies aériennes historiques adaptée au contexte du Québec.

Les résultats obtenus montrent qu'il est possible d'établir une telle procédure malgré différents facteurs potentiellement limitants soit (1) la couverture limitée des photos, (2) la diversité des sources utilisées, (3) l'absence d'information de calibration des caméras utilisée, (4) les changements importants survenus sur les sites entre les intervalles de prises d'images, (5) l'absence d'objets fixes pouvant servir de PCS précis sur les sites d'étude ainsi que (6) la nature du phénomène étudié (croissance de végétation). Avec de telles limites, on peut parler d'un cas extrême d'utilisation de la photogrammétrie.

Dans notre étude, rien n'indique que les facteurs limitants (2) et (3) ont eu un impact majeur ce qui est encourageant pour la méthode utilisée. Ces points ne seront donc pas traités davantage.

En testant 11 séries de photos réparties sur 3 sites distincts, nous avons 1 nuage de points qui n'a pas été jugé apte à fournir de l'information de hauteur satisfaisante. Selon le traitement effectué, soit certaines images n'étaient pas alignées par le logiciel (3 images sur 8) ou encore elles présentaient des erreurs importantes (REQM de 14,72 m en hauteur avant correction verticale). Ce résultat, possiblement conséquence du faible nombre d'images de la série utilisée, doit être tenu en compte pour évaluer les possibilités de la méthode. Il est évident qu'avec un tel nuage de points il n'aurait pas été possible de faire des estimations de HD avec la même précision qu'avec le meilleur modèle. Nous ignorons cependant à quelle fréquence et la raison exacte qui explique ce nuage problématique.

La méthodologie utilisée contribue à surmonter les facteurs limitants. À ce titre, 3 techniques méritent d'être abordées plus en détail selon leur ordre d'utilisation dans la méthode soit la séquence générale des étapes relatives au SfM et du géopositionnement, la méthode Time-SIFT ainsi que la correction altimétrique.

7.1.1. Séquence des étapes relatives au SfM et au géopositionnement

La procédure utilisée pour la première partie de l'étude passe par la création de nuages temporaires à basse résolution pour aider au placement de PCS dans l'interface 3D d'Agisoft Metashape. Une

séquence d'étapes plus classique, tel que suggérée dans les manuels d'utilisation (Pix4Dmapper, 2020; Agisoft LLC, 2019 ; Feurer *et* Vinatier, 2018) débiterait par le positionnement des PCS sur les images 2D et de faire ensuite l'alignement directement avec la meilleure qualité. Le fait que la méthode utilisée arrive à aligner la presque totalité des images – donc avec un rejet minimal d'images - démontre son efficacité. La réduction du paramètre de qualité de l'alignement (ex : de qualité moyenne (*medium*) à basse (*low*)) entraîne une généralisation des photos qui permet aux algorithmes d'associer les éléments plus généraux des photos (relief) plutôt que d'apparier des éléments plus fins, plus susceptibles d'avoir changé entre les prises d'images (feuillages, taille des arbres, délimitation des affleurements rocheux). L'ajustement de ce paramètre de qualité de l'alignement doit être fait en tenant compte de la résolution des images sources. Si la résolution des images sources avait été plus faible, il aurait été pertinent d'utiliser un paramètre de qualité plus grand, par exemple de bas (*low*) à moyen (*medium*). L'utilisation du nuage de points temporaire a ensuite permis de placer les PCS qui servent de points de fixation manuels pour aligner adéquatement les photos à une qualité plus élevée. L'étude présente n'a pas systématiquement comparé les résultats impliquant l'utilisation de nuages temporaires avec une séquence d'opérations plus classique, mais les nombreux tests effectués dans la mise en place de la méthodologie nous indiquent que la méthode utilisée permet d'aligner un nombre bien supérieur d'images.

Cette méthode a tout de même ses limites. Pour le site 2- Réserve faunique de Matane, série de 2006, il y a soit un alignement incomplet des images (sans Time-SIFT) ou encore des REQM plus élevées (Time-SIFT). Différentes hypothèses peuvent expliquer le fait qu'il soit plus difficile d'obtenir un alignement pour la série de 2006. Le peu de photos utilisées (8) de cette série implique une plus faible couverture entre les photos et constitue un facteur limitant important (Mölg et Bolch, 2017). Cette insuffisance d'images rend également plus difficile la calibration automatique des caméras du projet. L'écart de 9 ans entre les séries de photos de 2006 et 2015, plus grand que les autres écarts, entraîne un changement plus important dans la scène et ainsi rend plus complexe la recherche de points analogues entre les séries (Korpela, 2006).

7.1.2. La méthode Time-SIFT

La méthode Time-SIFT utilisée se distingue des traitements traditionnels SfM. L'étude montre que cette méthode fonctionne dans un contexte d'évaluation de la croissance de la végétation. Étant

donné que la zone d'étude est majoritairement constituée de végétation en changement, il y avait certaines craintes que le logiciel fasse correspondre entre eux par des points de fixation automatique des points de canopée plutôt que des points de sol ou autres éléments inchangés de la scène. Les résultats, notamment les coupes transversales, indiquent que ce ne fut pas le cas. Sur le plan de l'erreur des produits générés, l'utilisation de la méthode Time-SIFT n'apporte pas de gains significatifs. Pour une des séries de l'étude (site 2, 2006), la méthode a permis d'aligner plus de photos, mais a également mené à des hausses importantes des REQM associés aux produits dérivés. Il serait intéressant de tester la méthode sur d'autres sites pour mieux comprendre à quelle fréquence et dans quelles conditions surviennent des rejets d'images.

Dans leur utilisation de la méthode Time-SIFT, Feurer *et al.* (2018) mentionnent que l'utilisation d'un grand nombre (>200) de PCS placés manuellement a peu d'impact sur le positionnement en comparaison avec un nombre plus restreint (ex. <9). Ce choix méthodologique a été partiellement répété dans notre étude compte tenu de la difficulté à localiser avec précision les PCS sur les nuages de points. Cette difficulté peut être contrebalancée en augmentant le nombre de points ainsi que pour tirer profit du fait que les PCS ont également un rôle de points de fixation qui limitent le rejet d'images. En utilisant en moyenne 20 PCS, nous avons obtenu un équilibre dans le nombre de PCS utilisé pour obtenir le meilleur alignement possible avec un nombre minimal de points.

L'avantage principal d'utiliser la méthode Time-SIFT se révèle plutôt dans la réduction des manipulations nécessaires pour le placement des points de contrôle puisque cette étape peut être effectuée une seule fois pour chaque site plutôt que d'avoir à la répéter pour chaque série de photos. De plus, cette méthode permet de combiner certaines séries de photos prises à des temps différents comme pour le site 3, ce qui augmente la superficie couverte et donc la quantité de données générées. Pour ces raisons, l'étude suggère l'utilisation de la méthode Time-SIFT pour le traitement de séries temporelles.

7.1.3. Correction altimétrique

Tous les nuages de points denses produits ont une précision limitée tant planimétrique qu'altimétrique. Les erreurs altimétriques ont un impact direct sur le projet compte tenu de l'objectif d'évaluation de la croissance en hauteur, d'où l'importance de les réduire (Ali-Sisto *et al.*, 2020). Avant d'effectuer cette correction, il faut néanmoins considérer les erreurs planimétriques puisqu'elles se répercutent sur les erreurs altimétriques.

Les erreurs planimétriques contribuent de deux façons aux erreurs altimétriques. Tout d'abord, ces erreurs impliquent un mauvais calage entre les MNS et les MNT (Mölg et Bolch, 2017). En terrain accidenté, cela peut entraîner des erreurs dans l'évaluation de la hauteur de la canopée (White *et al.*, 2013). Aussi, ce décalage change la composition du peuplement ou de la placette de 400 m². Si un élément tel qu'une rivière, la limite d'une coupe forestière ou même un arbre dominant devient associé à un mauvais emplacement, il pourrait provoquer une erreur dans la canopée évaluée. La précision obtenue par les différents modèles de prévision HD montre que le décalage planimétrique de quelques mètres n'a pas empêché le modèle de bien performer. Dans la mesure où le terrain n'est pas plus accidenté que ceux du site de l'étude ou que l'erreur planimétrique ne devient pas significativement plus élevée que celle constatée (erreur de 4,9 m pour site 1, série de 1984 avec Time-SIFT), ce décalage ne devrait pas être une source d'erreur majeure. D'ailleurs, il serait difficile d'améliorer cette précision planimétrique étant donné qu'elle est tributaire à la précision des PC. Il en est autrement de l'erreur altimétrique.

L'ajout d'une procédure de correction altimétrique vient significativement réduire les erreurs d'estimation de hauteur. Dans la plupart des cas, la distribution spatiale des erreurs montre une courbature des nuages nommée « effet de dôme » ou « effet bowling » (James *et Robson* 2014, Sanz-Ablanedo *et al.*, 2020). Ces effets sont des biais systématiques respectivement concaves ou convexes observés dans certains modèles créés par photogrammétrie SfM. Ils sont causés par des distorsions radiales des lentilles (James *et Robson* 2014, Sanz-Ablanedo *et al.*, 2020). La correction altimétrique utilisée a pour objectif de réduire ces erreurs (Ali-Sisto *et al.*, 2020). L'effet de cette correction est visible quantitativement avec la réduction des erreurs calculées à partir des PC ainsi que par l'amélioration des coefficients de corrélation pour prédire la HD (gain moyen de moyenne de 0,122). L'observation des transects montre que même si la correction verticale apporte une amélioration des résultats, plusieurs anomalies peuvent être constatées ce qui laisse croire qu'il serait possible d'améliorer davantage la précision verticale des nuages, et donc des produits qui en découlent. Plusieurs essais sur plus de données seraient nécessaires pour raffiner la méthode de correction utilisée comme mieux identifier les zones de sol ou utiliser un meilleur type d'interpolation des erreurs constatées. Des travaux portant sur l'automatisation du géoréférencement d'images d'archives et tenant compte des décalages altimétriques comme ceux de Nurminen *et al.* (2015) ou de Persia *et al.* (2020) sont prometteurs à cet égard. Il faut toutefois rappeler que cette correction est potentiellement influencée par la nature des nuages à corriger,

elle-même influencée tant par les types de sources, les caractéristiques des objets composant la scène (chemins forestiers, type de végétation), les algorithmes et paramètres de logiciels utilisés. Sachant que tout processus est perfectible, nous considérons que la méthode de correction verticale utilisée est un apport significatif et convient bien pour les objectifs du projet.

7.2. Modélisation de la hauteur dominante (HD)

La modélisation de la HD était visée par le deuxième objectif de l'étude qui est de quantifier l'erreur d'estimation de la hauteur des jeunes peuplements (< 7 m) en forêt boréale, à l'aide des MHC développés à partir de modèles photogrammétriques et lidar.

L'interprétation des résultats obtenus met en valeur les forces et limites reliées aux différents modèles. Cette compréhension est nécessaire pour saisir la portée des résultats et voir dans quelle mesure et de quelle façon ces modèles pourraient être réutilisés tels quels ou par suite d'améliorations.

7.2.1. Modèles photogrammétriques

Les modèles photogrammétriques sont les principaux modèles utilisés dans le cadre de l'étude. Ils servent à faire le lien entre les métriques issues des nuages de points photogrammétriques et les HD par peuplements. Les modèles photogrammétriques les plus performants obtenus concernent les peuplements avec ou sans EPC avec des REQMs respectifs de 0,713 et 0,603 m. En chiffres absolus, ils surpassent donc la précision d'études comparables, mais avec des forêts plus âgées, comme Véga et St-Onge. (2008), REQM de 1,49 et 2,88 m ainsi que Bohlin *et al.*, (2012), REQM de 1,4 à 1,6 m, avec imagerie numérique. Nos résultats obtenus sont en phase avec St-Onge *et al.* (2008) qui obtient plus de précision dans l'estimation de la hauteur dominante pour des peuplements plus jeunes.

L'enjeu majeur pour la mise en place de modèles plus robustes est le manque de disponibilité de données terrain qui peuvent servir de référence pour calibrer ces modèles photogrammétriques. Pour le site 1, les placettes utilisées ont été mises en place en paires alors que les deux placettes mitoyennes ont des caractéristiques similaires, mis à part leurs traitements sylvicoles. Ces placettes géographiquement sont rapprochées les unes des autres (moyenne : 55 m; écart type : 26 m), ce qui amoindrit la représentativité de la population – il y a donc autocorrélation spatiale. Il aurait été possible de limiter le nombre de placettes pour éviter cette trop grande proximité entre elles, mais

ceci aurait encore réduit le nombre d'observations et augmenté le risque d'être en situation de surajustement du modèle.

Au-delà de cette remarque principale concernant la faible disponibilité des données de calibration qui teinte l'ensemble des observations du site 1, différentes caractéristiques des modèles photogrammétriques seront abordées ici en suivant l'ordre général de la présentation des résultats.

Tout d'abord, dans le cadre du prétraitement des données des placettes, les valeurs de HD de références utilisées ont été interpolées ou extrapolées à partir de lectures de la hauteur des arbres sur le terrain (figure 17) prises aux 5 ans. De ce fait, les valeurs de références sont moins précises pour les t où il y a eu estimation. À cela s'ajoute le fait que HD n'est pas une mesure d'un objet existant précis comme la hauteur d'un arbre spécifique, de la racine à la cime, mais est plutôt le fruit d'un calcul défini selon une convention (Pothier et Auger, 2011). Considérant ces éléments, nous suspectons que la précision des modèles photogrammétriques est plus grande que ce que les valeurs obtenues indiquent.

En ce qui concerne le choix du quantile afin de prédire la HD, il existe une certaine flexibilité étant donné que les quantiles q20 à q80 sont pratiquement également corrélés avec la variable réponse (figure 18). Au-delà du q80, la corrélation se dégrade. On suppose que cette dégradation est liée à la présence de bruit ou de valeurs hors-norme avec des valeurs de hauteur plus élevées. En utilisant un quantile moins élevé, ces valeurs sont exclues. À titre de comparaison, le quantile retenu diffère donc de celui qui performait le mieux pour St-Onge *et al.*(2008), soit le q95, et est donc plus près de ceux utilisés par Bohlin *et al.* (2012, soit q60 ou q80.

La distribution des résidus des modèles, toutes années confondues, n'est pas toujours celle espérée: il n'y a pas toujours de distribution normale (2 modèles sur 6 sur selon le test Shapiro-Wilk) et présence d'homoscédasticité (1 modèle sur 6 selon le test Breush-Pagan). Nous expliquons ces résultats encore une fois par le peu de données de calibration utilisées. On remarque également que la distribution des erreurs par année montre des tendances distinctes pour chaque série, divergeant de la régression globale. Cela est dû à l'effet combiné des sources (orientation interne, type de photos, taux de recouvrement effets atmosphériques) ainsi que l'état même du sujet (géométrie de la végétation, état de croissance) (Goodbody *et al.*, 2019). Un modèle mixte (Pinhero et Bates, 2000) qui assigne à chaque série un coefficient de biais et possiblement de pente aurait été plus

performant. Ces différents coefficients prendraient la forme de variables aléatoires centrées sur leurs moyennes et avec des distributions normales. En contrepartie, ces coefficients relatifs aux séries n'auraient pas pu être utilisés par la suite pour faire des prédictions pour de nouvelles séries puisque ces valeurs seraient indéterminées au moment où le modèle serait utilisé. Obtenir plus de séries pourrait donc permettre de discriminer quelles variables permettent de mieux décrire ces effets et ainsi en tenir compte dans les modélisations futures. C'est donc à nouveau l'enjeu de la disponibilité des données qui est limitant.

Pour les modèles mis en place, il y a un gain de précision si l'on crée des modèles spécifiques pour les situations avec ou sans EPC plutôt qu'un modèle qui ne fait pas cette distinction. L'EPC a pour effet d'enlever les hauts arbres feuillus pionniers qui compétitionnent les résineux en sous-étage.

Nous croyons que cette modification de la géométrie de la canopée des peuplements affecte la relation entre le nuage de points et la HD du peuplement. Conséquemment, on peut croire que d'autres changements significatifs dans la géométrie de la canopée du peuplement sont susceptibles d'affecter cette même relation. Précisons que par changement de géométrie, il ne s'agit pas de changement de hauteur des peuplements puisque les modèles tiennent déjà compte de ce paramètre. Il s'agit plutôt d'autres facteurs comme les essences qui composent le peuplement et les perturbations qui l'affectent (maladies, insectes ravageurs, chablis ou autre) qui changent la forme de la canopée.

7.2.2. Modèles lidar

Les modèles lidar mis en place sont comparables en plusieurs aspects aux modèles photogrammétriques. À la base, il s'agit des mêmes types d'équations linéaires pour lier une métrique de hauteur du MHC avec HD. La REQM obtenue pour les peuplements sans EPC étant de 0,721 m et 0,713 m respectivement les modèles lidar et photogrammétriques. Le q55 de la hauteur du CHM lidar a été utilisé comme métrique explicative mais, à l'instar du modèle photogrammétrique, il n'y aurait pas un grand impact à utiliser une variable entre le q20 et le q80. Si nous avons utilisé le quantile d'un nuage de points lidar au lieu du CHM lidar, il aurait fallu s'attendre à utiliser un quantile plus élevé (par exemple le q95) étant donné que le lidar pénètre la surface de la canopée et produit un nuage de points avec une distribution verticale plus importante. Enfin, à l'instar des modèles photogrammétriques, la mise en place de modèles lidar distinct avec et sans EPC permet d'abaisser les REQM associés aux modèles, ce qui renforce l'hypothèse

comme quoi les changements significatifs dans la géométrie de la canopée des peuplements sont susceptibles d'affecter la distribution dans les nuages de points et donc la relation entre le q55 et HD.

7.3. Courbes de croissance de HD_t

Le 3^e objectif de l'étude consistait à proposer des courbes types de l'évolution de la croissance en hauteur (HD_t) des jeunes peuplements issus de coupes totales en fonction du temps. Nous avons produit de telles courbes pour les placettes de référence ainsi qu'à partir des différents MHC. L'accroissement annuel moyen estimé est de 30,5 cm/an est supérieur à l'estimation de croissance moyenne de 20,5 cm/an obtenu par Bour *et al.* (2021) est cohérent sachant que cette dernière étude concerne un sous-domaine bioclimatique voisin, mais plus nordique (pessière à mousse de l'est).

Les courbes de croissances utilisées pour interpoler et extrapoler les HD de référence suivent des courbes polynomiales de 2^e degré (figure 17). Les courbes utilisées pour décrire les changements de HD dans le temps pour différents peuplements en régénération (figure 24) suivent approximativement des courbes semblables. Certaines des valeurs hors normes supérieures qui sont constatées, surtout dans les années suivant la coupe, sont probablement causées par certains arbres isolés, vivants ou non, qui n'ont pas été récoltés (Bour *et al.*, 2021). Ces arbres disparaissent par la suite des données ce qui se manifeste par des courbes négatives sur un certain intervalle de temps. Nous supposons que ces arbres isolés sont vulnérables et soit (a) leur volume diminue – perte de feuillage ou autre - au point de ne plus être détectés, (b) tombent au sol ou encore (c) ces mesures soient causées par des anomalies dans les nuages de points. La moins grande dispersion des résultats de HD_t pour les peuplements avec EPC s'explique par plus d'uniformité dans les arbres restants dans le peuplement. La HD_t a tendance à être plus basse parmi les peuplements ayant fait l'objet d'EPC puisque, à court terme, l'opération sylvicole fait diminuer la densité de la canopée pour permettre aux essences choisies – les conifères dans ce cas précis - d'émerger (Bour *et al.*, 2021, Larouche *et al.*, 2013).

Concernant les résultats pour les séries de photos prises peu de temps après la coupe forestière comme pour site 1, 1984, il faut comprendre ce qui est vraiment perçu, traité et mesuré tout au long du processus. À la suite des CPRS, il est typique que le terrain soit parsemé d'ornières, d'arbres morts et de débris. À l'œil, on distingue ces éléments lorsqu'ils sont prépondérants. Les données des placettes semi-permanentes utilisées concernent uniquement les tiges et arbres vivants d'un

DHP minimal de 2 cm (Tremblay *et al.*, 2018). Les débris, arbres morts et éricacées sont ignorés. Il y a donc possiblement une différence entre ce qui est perçu par la photogrammétrie et notre référence sur le terrain. Ceci pourrait possiblement expliquer pourquoi une ligne polynomiale de 2^e degré se cale plus facilement aux données de référence qu'une courbe logarithmique. La ligne polynomiale permettant plus de flexibilité pour se rapprocher des données. Pour toutes ces raisons, il est difficile d'établir quelle est la meilleure façon de traiter les peuplements bas. À titre de comparaison, il est de commun usage dans le traitement des nuages de points lidar de retirer les points de moins de 2 m qui sont considérés comme de la végétation arbustive basse (White *et al.*, 2017). Les données de MHC utilisés présentent tout de même des valeurs sous le 2 m. Comme le modèle ne provoque pas clairement d'aberrations, il a été décidé de le laisser tel quel mais il importe de mentionner qu'un certain doute subsiste à savoir dans quelle mesure les modèles proposés sont bien adaptés pour les peuplements très jeunes (ex. moins de 10 ans ou moins de 3 m).

7.4. Perspectives

Les modèles produits montrent qu'il est possible d'atteindre une précision dans la mesure de HD comparable à ce qui peut être obtenu sur le terrain avec un hypsomètre vertex. Le relativement petit nombre de sites (3) et de séries de photos utilisées (22) montrent que les nuages de points produits sont de qualité variable et donc pas toujours susceptible de fournir des résultats probants. Il s'agit néanmoins d'une avancée considérable étant donné que la méthode a permis de traiter des images différentes types et provenance, et ce sans nécessiter des données de calibration. Les logiciels utilisés pour les traitements sont également plus accessibles qu'auparavant et on peut prévoir qu'il y aura une augmentation de leurs performances.

Même si l'utilisation de la photogrammétrie est antérieure à celui du lidar (Goodbody *et al.*, 2019), il faut reconnaître que le lidar a fait l'objet d'une plus grande utilisation récente pour l'estimation des attributs forestiers et que pour cette raison, son utilisation est plus normalisée. En d'autres termes, l'utilisation de la photogrammétrie avec photos d'archives pour l'estimation d'attributs forestiers n'a pas atteint une maturité comparable à ce qui existe pour le lidar et nécessiterait des recherches supplémentaires avant de pouvoir l'utiliser sur de grands territoires. Dans ce contexte, nous croyons que l'étude présentée est une contribution significative en présentant à la fois une

méthode détaillée ainsi que des pistes d'amélioration pour le traitement de photos d'archives par photogrammétrie.

Des travaux futurs pourraient être effectués pour traiter avec la même méthodologie des séries de photos couvrant un plus grand territoire et sur une plus longue durée. En augmentant le nombre de photos utilisées par série, il est probable que l'autocalibration des caméras par le SfM devient plus précise. Le nombre de PCS à placer manuellement pour géolocaliser l'ensemble resterait le même pour couvrir un territoire plus grand. Avec ces méthodes, on pourrait théoriquement traiter de très vastes territoires de la sorte pour créer de vastes orthophotographies, MNS et MNT accessibles pour d'autres traitements ou études. Il y aurait une économie d'échelle en temps de manipulation et en ressources financières à procéder de la sorte. Traiter de plus vastes territoires permettrait aussi de bénéficier de la présence de plus de placettes d'inventaire terrestre de références, essentielles pour calibrer les modèles et atteindre une certaine robustesse. Se lancer dans un tel chantier demanderait par contre d'avoir un justificatif au niveau de l'utilité des produits résultants, que ce soit pour le domaine de la foresterie ou pour d'autres disciplines. Dans un contexte de changements climatiques, avoir des données portant sur l'évolution de sites aux caractéristiques variées et sur plusieurs décennies a certainement un potentiel de recherche. Là réside l'une des forces du traitement des photos d'archives par photogrammétrie puisqu'il n'y a tout simplement peu de données lidar disponibles avant les années 2000. La méthode proposée pourrait servir à l'étude des effets des changements climatiques sur de longues périodes de temps à partir du milieu du 20^{ième} siècle (Véga et St-Onge, 2008). Enfin, rendre de tels produits disponibles serait aussi une façon de mettre en valeur nombre de photos d'archives qui demeurent pour le moment peu utilisées.

Une autre solution à envisager pour combler le manque de données de calibration est l'utilisation du réseau de placettes permanentes du Gouvernement du Québec (MFFP, 2020), mais il faut se rappeler que généralement, ces placettes sont plus éloignées les unes des autres par rapport aux placettes semi-permanentes utilisées dans la présente étude et que seule une petite proportion d'entre elles concernent des jeunes peuplements.

Dans une perspective élargie et dans une utilisation plus immédiate, il y aurait une utilité à utiliser la photogrammétrie pour évaluer la hauteur des peuplements avec de nouvelles séries de photos, par exemple en complémentarité avec le lidar. L'avantage principal de faire de tels inventaires aériens par photographies est d'abord économique (White 2013, Goodbody *et al.*, 2019).

L'amélioration dans les GPS et les caméras numériques font aussi en sorte qu'il est beaucoup plus simple d'augmenter la couverture entre les photos lors d'une prise de vue, ce qui réduit les zones d'ombres et donc nécessairement une hausse de la qualité résultats obtenus par le traitement photogrammétrique. Enfin, précisons que les logiciels SfM présents – et futurs - sont bien plus conçus pour ce type d'images numériques que pour les photos d'archives. En poursuivant leur développement et en améliorant la performance et la convivialité des outils tout comme l'expertise des utilisateurs, il y aura nécessairement des gains qui seront applicables aux photos d'archives.

8. Conclusion

La présente étude avait pour objectif principal de mettre en œuvre une approche photogrammétrique pour suivre la croissance des jeunes sapinières issues d'une coupe totale en forêt boréale du Québec et ainsi fournir une approche méthodologique pouvant mener à la mise en place ou l'amélioration des modèles de croissance.

Nous avons mis en place une méthodologie tirant profit des nouveaux développements en SfM ainsi que la combinaison de techniques pour arriver à nos fins. Nous avons produit différents modèles qui estiment la HD des peuplements basée sur les nuages photogrammétriques. L'utilisation de ces modèles, ainsi qu'un modèle pour MHC lidar, a permis de produire des courbes de croissance pour différents peuplements, et ce pour une période de 34 ans (42 ans après CPRS). L'utilisation de la méthode Time-SIFT, qui consiste à effectuer l'alignement de la totalité des photos, toutes années confondues, dans une seule étape facilite la production des nuages de points. L'utilisation d'une méthode de correction verticale des nuages de points est essentielle à intégrer dans la méthodologie et améliore grandement les modèles de prédiction de HD.

L'amélioration de la méthode doit nécessairement passer par l'acquisition de plus de données de référence obtenues sur le terrain ou par une autre méthode afin de calibrer les différents modèles utilisés et évaluer la précision des estimations de HD. Plusieurs nuages de points et produits dérivés (MHC, orthophotos, transects) ont été produits dans le cadre de l'étude, mais sans pouvoir servir à la l'estimation de la HD faute d'avoir des données de validation.

En ce qui concerne la production de données sur les jeunes peuplements pour créer des modèles ou du moins améliorer les modèles de croissance existants, il serait nécessaire de porter l'étude sur un nombre considérable de sites afin d'obtenir une meilleure représentativité à l'échelle de la forêt boréale marchande. Les données de référence prises sur le terrain, comme celle des placettes permanentes du MFFP, devraient également être en nombre suffisant pour permettre de s'assurer de la robustesse de la méthode. Techniquement, ce serait possible d'autant plus que l'autocalibration des caméras par le SfM est meilleure lorsqu'un plus grand nombre d'images est utilisé. De surcroît, la combinaison de sources d'images diverses ne semble pas avoir un impact majeur. De plus, les modèles performant même au-delà de 7 m ce qui étend leur utilité.

9. Références

Agisoft LLC, Agisoft Metashape Professional (2019), Professional edition v 1.5.2

Agüera-Vega, F., Carvajal-Ramírez, F. and Martínez-Carricondo, P. (2017) Accuracy of Digital Surface Models and Orthophotos Derived from Unmanned Aerial Vehicle Photogrammetry. *Journal of Surveying Engineering*, vol. 143, n°2.

Ali-Sisto, D., Gopalakrishnan, R., Kukkonen, M., Savolainen, P. and Packalen, P. (2020) A method for vertical adjustment of digital aerial photogrammetry data by using a high-quality digital terrain model. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 84.

Auger, I. (2017) Natura-2014 : Mise à jour et évaluation du modèle de croissance forestière à l'échelle du peuplement. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière, *Note de recherche forestière*, n°147.

Baltsavias, E. P. (1999) A comparison between photogrammetry and laser scanning. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, n°54.

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. and Walker, S. (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, vol. 67, n°1.

- Beaubien, J. (1976) La photographie aérienne couleur infrarouge à petite échelle et l'inventaire des dégâts causés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette. *The Forestry Chronicle*, vol. 52, n°3.
- Bohlin, J., Wallerman, J., Fransson, J. (2012) Forest variable estimation using photogrammetric matching of digital aerial images in combination with a high-resolution DEM. *Swedish University of Agricultural Sciences*, vol. 27, n°7.
- Bohlin, J., Bohlin, I., Jonzén, J. et Nilsson, M. (2017) Mapping forest attributes using data from stereophotogrammetry of aerial images and field data from the national forest inventory. *Silva Fennica*, vol. 51, n°2.
- Bouchard, M., Pothier, D. and Gauthier, S. (2008) Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec, *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38.
- Boucher, Y., Perrault-Hébert, M., Fournier, R., Drapeau, P. and Auger, I. (2017) Cumulative patterns of logging and fire (1940–2009): consequences on the structure of the eastern Canadian boreal forest. *Landscape Ecology*, vol. 32, n°2.
- Bour, B. (2020) Intégration de données lidar aéroporté dans la modélisation de la croissance en hauteur de l'épinette noire (*Picea subser. marianae*) dans la forêt boréale de l'est du Canada. Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke.
- Bour, B., Danneyrolles, V., Boucher, Y., Fournier, R. A. et Guindon, L. (2021) Modeling post-logging height growth of black spruce-dominated boreal forests by combining airborne LiDAR and time since harvest maps. *Forest Ecology and Management*, vol. 502.
- Brandt, J. P. (2009) The extent of the North American boreal zone. *Environmental Reviews*, vol. 17.
- Brandt, J. P., Flannigan, M. D., Maynard, D. G., Thompson, I. D. et Volney, W. J. A. (2013) An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environmental Reviews*, vol. 21, n°4.
- Broadbent, M. (2017) Reconstructing the Past in 3D Using Historical Aerial Imagery (Master's thesis). Thèse de doctorat, University of Redlands, Redlands.

- Bureau du forestier en chef (2018) Stratégie sylvicoles, Fascicule 2.3 Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023. Gouvernement du Québec.
- Campbell, J. B. and Wynne, R. H. (2011) Introduction to remote sensing (5th ed.). New York : Guilford Press.
- Cléri, I., Pierrot-Deseilligny, M. and Vallet, B. (2014) Automatic Georeferencing of a Heritage of old analog aerial Photographs. *ISPRS Annals of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. II-3.
- Connell, J. H. and Slatyer, R. O. (1977) Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American Naturalist*, vol. 111, n°982.
- Grondin, P. et Simon, A. (2003) Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs.
- Déry, S. et Bélanger, L. (2000) Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, vol. 30.
- Doyle, F. J. (1964) The Historical Development of Analytical Photogrammetry. *Photogrammetric Engineering*, vol. 30.
- Feurer, D. and Vinatier, F. (2018) The Time-SIFT method: detecting 3-D changes from archival photogrammetric analysis with almost exclusively image information. arXiv:1807.09700 [cs].
- Feurer, D., Bemis, S., Coulouma, G., Mabrouk, H., Massuel, S., Barbosa, R. V., Thomas, Y., Ammann, J. et Vinatier, F. (2020) Time-SIFT : a frugal method for leveraging multi-temporal photogrammetric data without ancillary data (other). *EGU General Assembly 2020* : display.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2020a) Évaluation des ressources forestières mondiales 2020 - Principaux résultats, Rome.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2020b) Global Forest Resources Assesment 2020 - Report Canada, Rome.

- Fortin, M. et Langevin, L. (2010) ARTÉMIS-2009 : un modèle de croissance basé sur une approche par tiges individuelles pour les forêts du Québec. Québec : Ministère des ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche forestière.
- Fox, A. J. and Cziferszky, A. (2008) Unlocking the time capsule of historic aerial photography to measure changes in antarctic peninsula glaciers. *The Photogrammetric Record*, vol. 23, n°121.
- Fradette, M.-S., Leboeuf, A., Riopel, M. and Bégin, J. (2019) Method to Reduce the Bias on Digital Terrain Model and Canopy Height Model from lidar Data. *Remote Sensing*, vol. 11, n°7.
- Ginzler, C. and L.Hobi, M. (2015) Countrywide Stereo-Image Matching for Updating Digital Surface Models in the Framework of the Swiss National Forest Inventory. *Remote Sensing*, vol. 7, n°4.
- Gomez, C., Hayakawa, Y. and Obanawa, H. (2015) A study of Japanese landscapes using structure from motion derived DSMs and DEMs based on historical aerial photographs: New opportunities for vegetation monitoring and diachronic geomorphology. *Geomorphology, Geomorphology in the Geocomputing Landscape: GIS, DEMs, Spatial Analysis and statistics*, vol. 242.
- Gonçalves, J. A. (2016) Automatic orientation and mosaicking of archived aerial photography using structure from motion. ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, *Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, vol. XL-3/W4.
- Goodbody, T., Coops, N. and White, J. (2019) Digital Aerial Photogrammetry for Updating Area-Based Forest Inventories: A Review of Opportunities, Challenges, and Future Directions. *Current Forestry Reports*, vol. 5.
- Groot, A., Lussier, J.-M., Mitchell, A. K. and MacIsaac, D. A. (2005) A silvicultural systems perspective on changing Canadian forestry practices. *The Forestry Chronicle*, vol. 81, n°1.
- Hawryło, P., Tompałski, P. and Wężyk, P. (2017) Area-based estimation of growing stock volume in Scots pine stands using ALS and airborne image-based point clouds. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, vol. 90, n°5.
- Hijmans, R. J., Bivand, R., Forner, K., Ooms, J. and Pebesma, E. (2020) terra: Spatial Data Analysis. Package R.

- Hyypä, J., Hyypä, H., Leckie, D., Gougeon, F., Yu, X. and Maltamo, M. (2008) Review of methods of small-footprint airborne laser scanning for extracting forest inventory data in boreal forests. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 29, n°5.
- Iglhaut, J., Cabo, C., Puliti, S., Piermattei, L., O'Connor, J. and Rosette, J. (2019) Structure from Motion Photogrammetry in Forestry: a Review. *Current Forestry Reports*, vol. 5, n°3.
- Iqbal, I. A., Musk, R. A., Osborn, J., Stone, C. and Lucieer, A. (2019) A comparison of area-based forest attributes derived from airborne laser scanner, small-format and medium-format digital aerial photography. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 76.
- James, M. R. et Robson, S. (2014) Mitigating systematic error in topographic models derived from UAV and ground-based image networks: MITIGATING SYSTEMATIC ERROR IN TOPOGRAPHIC MODELS. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 39, n°10.
- Keenan, R. J. and (Hamish) Kimmins, J. P. (1993) The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, vol. 1, n°2.
- Korpela, I. (2006) Geometrically accurate time series of archived aerial images and airborne lidar data in a forest environment. *Silva Fennica*, vol. 40, n°1.
- Larouche, C., Gauthier, M.-M. et Tremblay, S. (2013) Le guide sylvicole du Québec, Tome 2- Les concepts et l'application de la sylviculture. Les publications du Québec.
- Leboeuf, A. (2015) Province-wide lidar Data Acquisition - Impact analysis and recommendations p. 16. Gouvernement du Québec.
- Leboeuf, A. et Pomerleau, I. (2016) Guide d'utilisation des produits dérivés du LiDAR. MFFP, Direction des inventaires forestiers.
- Leckie, D. G. and Gillis, M. D. (1995) Forest inventory in Canada with emphasis on map production, *The Forestry Chronicle*, vol 21, n°1.
- Lisein, J., Pierrot-Deseilligny, M., Bonnet, S. and Lejeune, P. (2013) A Photogrammetric Workflow for the Creation of a Forest Canopy Height Model from Small Unmanned Aerial System Imagery. *Forests*, vol. 4, n°4.

- Majumder, A. et Gopi, M. (2018) Introduction to Visual Computing : Core Concepts in Computer Vision, Graphics, and Image Processing (Taylor&Francis Group.).
- Marshak, C., Simard, M. and Denbina, M. (2019) Monitoring Forest Loss in ALOS/PALSAR Time-Series with Superpixels. *Remote Sensing*, vol. 11, n°5.
- Martin, M., Boucher, Y., Fenton, N. and Morin, H. (2020) Forest management practices have reduced the structural diversity of remaining boreal old-growth forests in Eastern Canada, *Forest Ecology and Management*, vol. 458.
- Martin, M., Fenton, N. and Morin, H. (2018) Structural diversity and dynamics of boreal old-growth forests case study in Eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, vol. 422.
- MathWorks, MATLAB (2018)., r2018b.
- Means, J. E., Acker, S. A., Renslow, M., Emerson, L. and Hendrix, C. J. (2000) Predicting Forest Stand Characteristics with Airborne Scanning Lidar. *Photogrammetric engineering*, vol. 66, n°11.
- Méthot, S., Blais, L., Gravel, J., Latrémouille, I., St-Pierre, S. et Vézeau, Simon (2014) Guide d'inventaire et d'échantillonnage en milieu forestier. Ministère des Ressources naturelles, p. 251.
- MFFP (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs) (2019) Guide d'utilisation des produits intégrés de l'inventaire écoforestier du Québec méridional .
- MFFP (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs) (2020) Norme d'inventaire écoforestier - placettes-échantillons permanentes
- Micheletti, N., Lane, S. N. and Chandler, J. H. (2015) Application of archival aerial photogrammetry to quantify climate forcing of alpine landscapes. *The Photogrammetric Record*, vol. 30, n°150.
- Mielcarek, M., Kamińska, A. and Stereńczak, K. (2020) Digital Aerial Photogrammetry (DAP) and Airborne Laser Scanning (ALS) as Sources of Information about Tree Height: Comparisons of the Accuracy of Remote Sensing Methods for Tree Height Estimation. *Remote Sensing*, vol. 12, n°11.
- Ministère des Terres et Forêts (1975) Cahier: normes d'inventaire forestier 1975.

- Mölg, N. and Bolch, T. (2017) Structure-from-Motion Using Historical Aerial Images to Analyse Changes in Glacier Surface Elevation. *Remote Sensing*, vol. 9, 1021.
- Morgan, J. L., Gergel, S. E. and Coops, N. C. (2010) Aerial Photography: A Rapidly Evolving Tool for Ecological Management. *BioScience*, vol. 60, n°1.
- MRN (Ministère des Ressources naturelles (1994) Aménager pour mieux protéger les forêts : une stratégie.
- Næsset, E. (1996) Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, vol. 52.
- Næsset, E. (2002) Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 80, n°1, p. 88-99.
- Nakai, T., Sumida, A., Kodama, Y., Hara, T. and Ohta, T. (2010) A comparison between various definitions of forest stand height and aerodynamic canopy height. *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 150, n°9.
- Nielsen, N. I. (2017) Recovering Data with Digital Photogrammetry and Image Analysis Using Open Source Software. Thèse de doctorat, University of Oslo, Oslo, 139 p.
- Nurminen, K., Litkey, P., Honkavaara, E., Vastaranta, M., Holopainen, M., Paivi, L.-S., Tuula, K. and Blomqvist, M. (2015) Automation Aspects for the Georeferencing of Photogrammetric Aerial Image Archives in Forested Scenes. *Remote Sensing*, vol. 7.
- Persia, M., Barca, E., Greco, R., Marzulli, M. I. and Tartarino, P. (2020) Archival Aerial Images Georeferencing: A Geostatistically-Based Approach for Improving Orthophoto Accuracy with Minimal Number of Ground Control Points. *Remote Sensing*, vol. 12, n°14.
- Pinheiro, J. C. and Bates, D. M. (2000) Linear Mixed-Effects Models: Basic Concepts and Examples. *Mixed Effects Models in S & S Plus* (p. 4-56). Springer.
- Pix4D, Pix4Dmapper (2020).
- Pothier, D. et Auger, I. (2011) NATURA-2009: un modèle de prévision de la croissance à l'échelle du peuplement pour les forêts de Québec. Mémoire de recherche forestière. Sainte-Foy,

Québec : Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière.

Preza, C. (2011) Reconstitution historique de la croissance de la hauteur dominante des peuplements forestiers mixtes: une approche par photogrammétrie et altimétrie laser. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal, 116 p.

Provencher, L. et Dubois, J.-M. (2006). La photointerprétation au Québec :historique et perspectives, *Téledétection - Éditions Scientifiques GB*, vol. 6, n°1.

Puliti, S., Solberg, S. et Granhus, A. (2019) Use of UAV Photogrammetric Data for Estimation of Biophysical Properties in Forest Stands Under Regeneration. *Remote Sensing*, vol. 11, n°3,.

QGIS Development Team. (2020) QGIS v. 3.28.2. Open Source Geospatial Foundation Project.

Remondino, F., Del Pizzo, S., Kersten, T. P. and Troisi, S. (2012) Low-Cost and Open-Source Solutions for Automated Image Orientation – A Critical Overview. In M. Ioannides, D. Fritsch, J. Leissner, R. Davies, F. Remondino, et R. Caffo (dir.), *Progress in Cultural Heritage Preservation, Lecture Notes in Computer Science (Vol. 7616, p. 40-54)*. Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg.

Ressources naturelles Canada (2019) Cahier d'information sur la forêt 2018-2019.

Robitaille, A. et Saucier, Jean-Pierre (1998) Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec.

Roussel, J.-R. and Auty, D. (2020) lidR: Airborne lidar Data Manipulation and Visualization for Forestry Applications.

Saucier, J.-P., Berger, J.-P. et D'Avignon, H. (1994) Normes techniques - Le point d'observation écologique. Ministère des ressources naturelles, Direction des stocks forestiers.

Sanz-Ablanedo, E., Chandler, J. H., Ballesteros-Pérez, P. et Rodríguez-Pérez, J. R. (2020) Reducing systematic dome errors in digital elevation models through better UAV flight design. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 45, n°9.

Saucier, J.-P., Robitaille, A. et Grondin, P. (2009) Écologie forestière - Chapitre 4. Écologie forestière, *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (éd.)*. Manuel de foresterie - Nouvelle édition entièrement revue et augmentée (Éditions MultiMondes).

- Sevara, C. (2016) Capturing the Past for the Future: an Evaluation of the Effect of Geometric Scan Deformities on the Performance of Aerial Archival Media in Image-based Modelling Environments: Capturing the Past for the Future. *Archaeological Prospection*, vol. 23, n°4.
- Shahbazi, M., Sohn, G., Théau, J. and Menard, P. (2015) Development and Evaluation of a UAV-Photogrammetry System for Precise 3D Environmental Modeling. *Sensors*, vol. 15, n°11
- Stepper, C., Straub, C. and Pretzsch, H. (2014) Assessing height changes in a highly structured forest using regularly acquired aerial image data. *Forestry*, vol. 88.
- St-Onge, B., Véga, C., Fournier, R. A. and Hu, Y. (2008) Mapping canopy height using a combination of digital stereo-photogrammetry and lidar. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 29, n°11.
- Tinkham, W. T. and Swayze, N. C. (2021) Influence of Agisoft Metashape Parameters on UAS Structure from Motion Individual Tree Detection from Canopy Height Models. *Forests*, vol. 12, n°2.
- Tompalski, P., Rakofsky, J., Coops, N. C. et White, J. C. (2019) Challenges of Multi-Temporal and Multi-Sensor Forest Growth Analyses in a Highly Disturbed Boreal Mixedwood Forests. *Remote Sensing*, vol. 11, n°2102.
- Tremblay, S., Faucher, L. et Barrette, M. (2018) Protocole pour la mesure des effets réels de l'éclaircie précommerciale dans le réseau de la Direction de l'Assistance Technique (DAT).
- Vastaranta, M., Wulder, M. A., White, J. C., Pekkarinen, A., Tuominen, S., Ginzler, C., Kankare, V., Holopainen, M., Hyypä, J. et Hyypä, H. (2013) Airborne laser scanning and digital stereo imagery measures of forest structure: comparative results and implications to forest mapping and inventory update. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 39, n°5.
- Vastaranta, M., Niemi, M., Wulder, M. A., White, J. C., Nurminen, K., Litkey, P., Honkavaara, E., Holopainen, M. and Hyypä, J. (2016) Forest stand age classification using time series of photogrammetrically derived digital surface models. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 31, n°2.
- Véga, C. and St-Onge, B. (2008) Height growth reconstruction of a boreal forest canopy over a period of 58 years using a combination of photogrammetric and lidar models. *Remote Sensing of Environment*, n°112.

- Verhoeven, G. and Vermeulen, F. (2016) Engaging with the Canopy—Multi-Dimensional Vegetation Mark Visualisation Using Archived Aerial Images. *Remote Sensing*, vol. 8, n°9, p. 752.
- White, J. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Hilker, T. and Tompalski, P. (2016) Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 42, n°5.
- White, J. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Coops, N. C., Pitt, D. and Woods, M. (2013) The Utility of Image-Based Point Clouds for Forest Inventory: A Comparison with Airborne Laser Scanning. *Forests*, n°4.
- Woodget, A. S., Carbonneau, P. E., Visser, F. and Maddock, I. P. (2015) Quantifying submerged fluvial topography using hyperspatial resolution UAS imagery and structure from motion photogrammetry: Submerged fluvial topography from UAS imagery and SfM, *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 40, n°1.