

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ESTIMATION DE LA DENSITÉ, HAUTEUR ET SURFACE TERRIÈRE DE LA
CANOPÉE FORESTIÈRE DANS LA PESSIÈRE À LICHEN DU QUÉBEC À PARTIR
D'IMAGES STÉRÉO WORLDVIEW-3

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN GÉOGRAPHIE

PAR
SIMON GRANDIN

JANVIER 2019

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.10-2015). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, j'aimerais remercier mon directeur de recherche Benoît St-Onge. Sans ton aide et tes conseils, la réalisation de ce projet n'aurait pas été possible. Merci pour les innombrables connaissances que tu m'as transmises tout au long de cette aventure. J'en suis extrêmement reconnaissant.

De plus, j'aimerais remercier Marie-Claude de m'avoir aidé à traverser ce processus parsemé de hauts et de bas. Ton support tout au long de la réalisation de ce projet aura été d'une aide précieuse.

J'aimerais également remercier mes collègues du LCDF (Rachel, Qian, Jean-François, Cristina, Parvez, Thibaud et Yaser) pour vos conseils tout au long de ce parcours. L'encouragement de parents et amis tout au long de ce projet aura été grandement apprécié et m'a permis de mener ce projet à terme.

TABLES DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	ix
RÉSUMÉ	x
INTRODUCTION	1
1. CHAPITRE I Revue de littérature	3
1.1 Objet d'étude et répartition.....	3
1.1.1 Définition	3
1.1.2 Caractéristiques des forêts subarctiques.....	7
1.2 Évolution du milieu	9
1.2.1 Changements climatiques.....	10
1.2.2 Impact des changements climatiques sur la végétation subarctique	10
1.3 Moyens de mesure et de suivi.....	14
1.3.1 Campagne terrain	14
1.3.2 Photographies aériennes.....	15
1.3.3 Lidar aérien	16
1.3.4 Capteurs optiques satellitaires haute résolution	17
1.3.5 Capteurs optiques à moyenne et basse résolution.....	18
1.3.6 Radar et interférométrie	19
1.3.7 Capteurs lidar orbitaux.....	20
1.4 Télédétection 3D à haute résolution des forêts subarctiques.....	21
1.4.1 Lidar aérien	21
1.4.2 Photographie aérienne.....	24
1.4.3 Capteurs optiques orbitaux à haute résolution	25

1.5	La problématique du suivi	27
2.	CHAPITRE II Problématique et objectifs	29
3.	CHAPITRE III Cadre Méthodologique	32
3.1	Région d'étude.....	32
3.2	Mesures de terrain.....	38
3.3	Création du modèle photogrammétrique WorldView-3	45
3.4	Génération des nuages de points photogrammétriques à partir des images de drone47	
3.5	Création d'un modèle DHP-hauteur	49
3.6	Décompte des arbres mesurables en stéréo	51
3.7	Mesure de l'altitude du sol	53
3.8	Mesure de la hauteur des arbres.....	55
3.8.1	Comparaison des hauteurs d'arbres terrain et drone	57
3.8.2	Comparaison des hauteurs d'arbres terrain et WorldView-3	59
3.8.3	Comparaison des hauteurs d'arbres WolrdView-3 et drone	60
3.9	Calcul de surfaces terrières.....	60
3.9.1	Comparaison des surfaces terrières.....	62
3.9.2	Comparaison des surfaces terrières brutes	63
3.9.3	Comparaison des surfaces terrières avec correction de la hauteur.....	63
3.9.4	Comparaison des surfaces terrières avec correction de la hauteur et du décompte	64
4.	CHAPITRE IV Résultats	65
4.1	Ajustement du modèle WorldView-3	65
4.2	Précision des modèles photogrammétriques réalisés à partir du drone	66
4.3	Modèles hauteur-diamètre	67
4.4	Décompte des arbres en stéréo	70
4.5	Mesures topographiques	76
4.6	Mesures de la hauteur des arbres.....	77
4.6.1	Comparaison des hauteurs d'arbres terrain et drone	77
4.6.2	Comparaison des hauteurs d'arbres terrain et WorldView-3	79

4.6.3	Comparaison des hauteurs d'arbres WorldView-3 et drone	80
4.7	Comparaison des surfaces terrières	83
5.	CHAPITRE V Discussion.....	85
5.1	Analyse des modèles DHP-Hauteur	85
5.2	Analyse des taux de détection.....	86
5.3	Analyse des mesures de topographie.....	90
5.4	Analyse des mesures de la hauteur des arbres	92
5.5	Analyse de la comparaison de la surface terrière	95
5.6	Limites de la recherche	97
5.7	Considérations futures	98
CONCLUSION		102
RÉFÉRENCES.....		104

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Distribution du biome boréal à l'échelle planétaire (adaptée de Schultz, 2005)	4
Figure 1.2: Nomenclature des écosystèmes forestiers au nord de la forêt boréale fermée.....	5
Figure 1.3: Étendue des forêts subarctiques sur le continent nord-américain (adaptée de Payette, 2001).....	6
Figure 1.4: Probabilité qu'un arbre soit frappé par une impulsion lidar selon sa hauteur et son diamètre de couronne, en fonction de l'espèce (tiré de Thieme et al, 2011).....	23
Figure 3.1: Localisation de la zone d'étude.....	34
Figure 3.2 : Représentation des trois types de substrat de chacune des deux images de la paire stéréo (A : sur cladonie, B : sur tourbe, C : sur socle rocheux). L'échelle des images est de 1 : 2 000.....	37
Figure 3.3: Principe de trilatération pour le positionnement des arbres	40
Figure 3.4: Étapes de la comparaison des mesures de topographie à des données de référence.....	55
Figure 3.5: Étapes de la comparaison des hauteurs arbres mesurées à partir de WorldView-3 à des données de références.	56
Figure 3.6: Mise en correspondance des hauteurs drone et terrain. À gauche : superposition de l'orthomosaïque drone et de la mesure terrain positionnée par trilatération. À droite : représentation 3D d'une épinette noire extraite d'un nuage de points photogrammétrique.	58

Figure 4.1: Modèle hauteur-diamètre (gauche: épinette noire seulement; droite: toutes espèces confondues).....	67
Figure 4.2: Modèle pour estimer le DHP à partir de la hauteur d'un arbre	69
Figure 4.3: Décompte des arbres par placette en fonction du substrat et de la taille des arbres	71
Figure 4.4: Comparaison des hauteurs d'arbres drone et hauteurs d'arbres terrain	78
Figure 4.5: Comparaison des hauteurs terrain et des hauteurs WorldView-3.....	80
Figure 4.6: Comparaison des hauteurs d'arbres drone et des hauteurs WorldView-3	81
Figure 5.1: Photo illustrant le faible diamètre de l'apex d'une épinette noire sur le site d'étude (placette 2)	93
Figure 5.2: Mesure de la hauteur d'un objet, basée sur son déplacement apparent, sur une photographie aérienne verticale (adaptée de Provencher et Dubois, 2007)	100

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1: Caractéristiques des zones d'échantillons	36
Tableau 3.2: Caractéristique du drone, de la caméra et des survols pour l'acquisition d'imagerie aérienne	43
Tableau 3.3 : Paramètres d'acquisitions des deux images WorldView-3	45
Tableau 4.1: Précision du modèle stéréo WorldView-3	65
Tableau 4.2: Précision des NPP par rapport aux cibles pour chaque placette	66
Tableau 4.3: Comparaison des densités d'arbre de deux mètres et plus (tige/ha).....	73
Tableau 4.4: Taux de détection, densité forestière et substrat par placette.....	75
Tableau 4.5: Valeurs p obtenues pour le test de Kruskal-Wallis sur les taux de détection en fonction du substrat.....	76
Tableau 4.6: Erreur quadratique moyenne et biais (en mètres) pour les mesures topographiques entre les différents niveaux d'échelles	77
Tableau 4.7: Comparaison statistique entre les mesures de hauteur d'arbres drone et terrain en fonction du substrat.....	79
Tableau 4.8: Comparaison statistique entre les mesures de hauteur d'arbres WorldView-3 et drone en fonction du substrat.....	82
Tableau 4.9: Comparaison statistique entre les surfaces terrières WorldView-3 et terrain en fonction du type de substrat et du type de correction.	84

LISTE DES ABRÉVIATIONS

3D	Tridimensionnel
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
EQM	Erreur quadratique moyenne
ERS	Erreur résiduelle standard
GNSS	<i>Global Navigation Satellite System</i>
GPS	<i>Global positioning system</i>
MHC	Modèle de hauteur de canopée
MNA	Modèle numérique d'altitude
MNT	Modèle numérique de terrain
MNS	Modèle numérique de surface
NPP	Nuage de point photogrammétrique
RPC	<i>Rational Polynomial Coefficient</i>
WAAS	<i>Wide Area Augmentation System</i>

RÉSUMÉ

Les forêts subarctiques occupent une vaste portion du biome boréal, soient près de 2 millions de km² au Canada seulement. Les changements climatiques actuels risquent d'influencer l'évolution de ces milieux (ex : croissance des arbres). Malheureusement, notre capacité à documenter adéquatement l'évolution de ces milieux est limitée en raison de leur éloignement géographique. Cependant, la mise en orbite de satellites optiques ayant une résolution spatiale submétrique devrait permettre le développement de moyens de suivi par télédétection malgré les difficultés d'accès à ces territoires. À ce jour, les satellites WorldView (versions 3 et 4) offrent la meilleure résolution spatiale, soit 31 cm par pixel en bande panchromatique. Cette étude vise donc à tester, à l'aide d'une méthode d'intersection spatiale, la capacité à mesurer trois paramètres biophysiques (densité, hauteur et surfaces terrières) en forêts subarctiques à l'aide d'images WorldView-3 acquises en mode stéréo. Les résultats générés à l'aide de cette approche de mesure ont été comparés à des données terrain et à des nuages de points photogrammétriques réalisés à partir d'images de drone afin d'en évaluer l'exactitude. Les résultats ont démontré qu'il est difficile d'estimer la densité forestière de manière précise (r^2 de 0.41, taux de détection de 41%). Cependant, l'approche de mesure employée permet d'estimer de hauteur d'arbres individuels avec un assez fort degré d'exactitude (r^2 de 0.84, erreur résiduelle standard (ERS) de 0.90 m). Finalement, en combinant les mesures de hauteur d'arbres et de densité forestière, des surfaces terrières ont été estimées avec une ERS de 1.11 m² ha⁻¹ (erreur relative d'environ 13.3%). Les résultats démontrent donc la possibilité d'effectuer des mesures de hauteur sur des arbres de petite taille (hauteur de 10 m et moins) avec des images acquises de l'espace, ce qui ouvre la voie à des estimations de biomasse dans ces territoires éloignés.

Mots clés : Télédétection 3D, WorldView-3, Forêts subarctiques, Drones, cartographie forestière, photogrammétrie

INTRODUCTION

Près de 30% de la superficie terrestre est couverte par des forêts, soit environ quatre milliards d'hectares (Banque Mondiale, 2017). De ce nombre, un peu plus du quart est associé au domaine boréal. Le domaine de la forêt boréale est constitué principalement de forêts appartenant aux pays nordiques (Russie, Canada, Pays scandinaves) (Wulder et al., 2007). Les forêts se trouvant à l'intérieur du biome boréal ne sont toutefois pas homogènes. Dans les régions méridionales, on voit principalement des forêts fermées composées de feuillus et de conifères. En se dirigeant vers le nord, les forêts deviennent progressivement plus ouvertes, jusqu'à ce qu'on ne trouve plus que des zones de toundra. Les peuplements forestiers nordiques sont caractérisés par une présence quasiment exclusive d'espèces résineuses.

Le réchauffement climatique actuel est cependant en voie de bouleverser l'équilibre de ce biome (saison de croissance plus longue, modification du régime des précipitations, modification du cycle des feux de forêt, etc.), ce qui entraîne un changement dans la capacité de ce type de forêt à séquestrer du carbone (Hauglin et Næsset, 2016; Ropars et Boudreau, 2012). Il est donc primordial de développer des moyens de suivi pour mesurer l'impact du réchauffement climatique sur les forêts subarctiques. Les méthodes de télédétection permettant d'étudier ce type de milieux sont très variées. Certaines d'entre elles permettent un suivi sur de très vastes territoires avec une précision relativement faible alors que d'autres méthodes sont adaptées à des suivis plus fins, mais confinés à des zones restreintes (White et al., 2016).

Le présent travail sera divisé en cinq chapitres. Tout d'abord, nous présenterons une revue de la littérature sur les forêts subarctiques. Dans cette section, nous aborderons la définition de cet objet d'étude, les changements climatiques affectant ces écosystèmes ainsi que leur répercussion sur la végétation. Nous enchaînerons, par la suite, avec la présentation des moyens de suivi par télédétection pour les forêts subarctiques, en mettant l'emphasis sur la télédétection 3D à haute résolution. Le deuxième chapitre présentera la problématique ainsi que les objectifs de recherche de ce travail de recherche. Le troisième chapitre exposera la méthodologie employée. Finalement, les quatrième et cinquième chapitres porteront sur la présentation des résultats ainsi que sur la discussion de ceux-ci.

CHAPITRE I

REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Objet d'étude et répartition

À ce jour, peu d'études scientifiques traitent de l'évolution des forêts subarctiques comparativement à ce que l'on peut trouver sur les forêts boréales continues, tempérées ou tropicales. À cela s'ajoute le problème qu'il n'existe pas de définition claire pour ce genre de milieux (Ranson et al., 2011). Ce manque de précision conceptuelle rend donc difficile l'harmonisation des connaissances sur les écosystèmes subarctiques (Callaghan et al., 2002, Love 1970). En nous basant sur la littérature scientifique, nous présentons ci-dessous ce qui définit ces milieux selon les chercheurs qui se sont penchés sur le problème.

1.1.1 Définition

La définition du biome "forêt boréale/Taïga" inclut habituellement les zones ayant un climat subarctique (Love, 1970). Sur la carte de la distribution du biome boréal (figure 1.1), on constate que ce biome couvre la plus grande partie des pays nordiques.

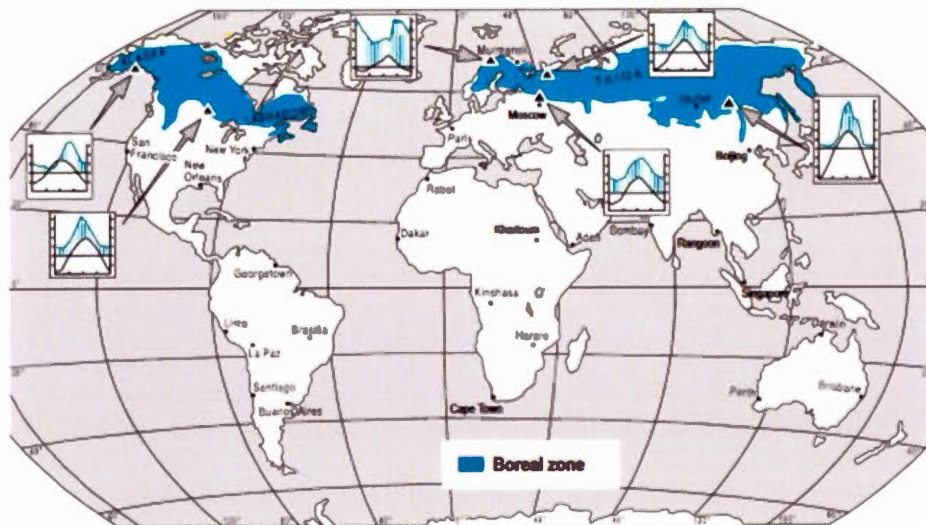


Figure 1.1: Distribution du biome boréal à l'échelle planétaire (adaptée de Schultz, 2005)

Cependant, les types de forêts que l'on retrouve respectivement dans les parties méridionales et septentrionales de ce biome sont très différents (Scheffer et al., 2012). Hare et ses collaborateurs (1972) ainsi que Rowe (1972) séparent le biome boréal nord-américain en trois zones distinctes, du sud vers le nord. Dans l'ordre, on y retrouve des forêts fermées, des forêts ouvertes sur lichens, et la toundra forestière. La figure 1.2 illustre la transition des écosystèmes, du sud vers le nord, à partir de la forêt boréale fermée.

Plus récemment, d'autres auteurs ont défini la partie nord du biome boréal comme étant l'écotone¹ forêt-toundra (Payette et al., 2001, Harper et al., 2018), formé dans sa

¹ Un écotone est une zone de transition entre deux écosystèmes (Clements, 1936).

partie sud de pessières à lichens (*lichen woodlands*) et dans sa partie nord de toundra forestière (*forest-tundra*) (Payette et al., 2000; Payette et al., 2001). Cet écotone constitue selon plusieurs la transition entre les biomes boréale et arctique (Gajewski et al., 1993) et est qualifié par certains auteurs de forêt subarctique. Celle-ci s'étend jusqu'à la limite de répartition des arbres. Les arbres y sont présents sous forme de petits îlots entrecoupés de zones de toundra.

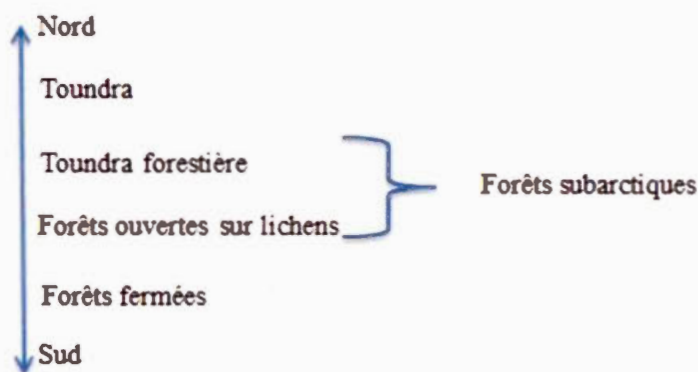


Figure 1.2: Nomenclature des écosystèmes forestiers au nord de la forêt boréale fermée

Chez d'autres auteurs, les forêts subarctiques sont appelées « Taïga ». Ceux-ci utilisent cette appellation pour décrire la zone de transition entre la forêt boréale et la toundra arctique (Callaghan et al., 2002). Certains auteurs utilisent des caractéristiques climatiques pour définir les écosystèmes subarctiques. Hustich (1972) a présenté quant à lui plusieurs définitions des forêts subarctiques.

Le manque d'uniformité et un certain flou dans la définition des forêts subarctiques peut rendre difficile, comme nous l'avons dit, l'harmonisation des connaissances dans

l'étude des forêts nordiques. À la lumière des différentes définitions proposées dans la littérature, c'est celle proposée par Payette et al. (2001) qui nous semble la plus adéquate pour définir les forêts subarctiques. C'est donc dire que cet écosystème correspond à la zone de transition entre la forêt continue et la limite nordique des arbres. La figure 1.3 montre l'étendue des forêts subarctiques sur le continent nord-américain selon cet auteur. Il est à noter qu'elle comprend les zones de toundra forestière et de pessière à lichens.

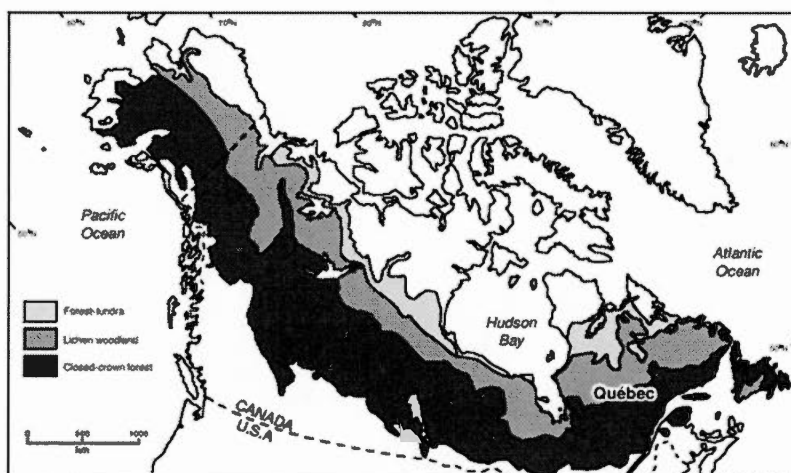


Figure 1.3: Étendue des forêts subarctiques sur le continent nord-américain (adaptée de Payette, 2001)

L'écotone forêt-toundra est la plus grande zone de transition végétale dans le monde, car elle s'étend sur un périmètre de 13 400 km autour de l'Amérique du Nord, la Scandinavie et la Russie (Callaghan et al., 2002 ; Ranson et al., 2011). Au Canada, la bande de transition entre les forêts fermées et la toundra peut s'étendre jusqu'à 3° de latitude (Biro, 1965). Également, au Canada, les forêts subarctiques couvrent environ une superficie de 2 millions de km² (Payette et Delwaide, 2018).

À ce jour, il est difficile d'obtenir de l'information précise sur la superficie de ce type de forêt. Le caractère discontinu de ce type de milieux (îlots forestiers entrecoupés de *cladonie spp.*) rend difficile le calcul de superficie avec des capteurs orbitaux dont la résolution est grossière (MODIS, Landsat) (Solberg et al., 2010). De plus, le manque d'homogénéité dans la définition même des forêts subarctiques complique l'avancement et la mise en commun des connaissances sur ce milieu.

1.1.2 Caractéristiques des forêts subarctiques

Les régions subarctiques circumpolaires sont généralement situées entre 50° et 70° de latitude nord (Snow, 2005). Elles sont majoritairement sous l'influence du climat continental froid selon la classification de Koppen (Hufty, 2001). Ce sont également des endroits où l'on remarque les plus grandes variations de température annuelles. Elles oscillent entre -50°C l'hiver et environ 20°C l'été (Brandt et al., 2013). Les étés sont courts et frais, car ils ne durent généralement pas plus de trois mois. Les hivers sont longs et froids. Il n'est généralement pas rare de voir des périodes de cinq à sept mois consécutives où la température est sous le point de congélation. De longues périodes froides combinées à de courts étés font en sorte que l'on retrouve de grandes zones à pergélisol discontinu dans ces milieux. Dans celles-ci, le gel peut parfois atteindre des profondeurs de l'ordre du mètre (Biro, 1965).

Les précipitations sont généralement faibles dans l'écotone forêt-toundra. Elles ne sont que de 250 à 600 millimètres par année, car les masses d'air qui y circulent sont faiblement chargées en humidité. Les précipitations sont également moins abondantes durant les mois d'été (juin, juillet et août) et ne sont pas réparties uniformément à travers les régions (Perry et al., 2008). Certaines régions subarctiques reçoivent plus de précipitation en raison de leur proximité aux océans (comme l'Alaska) (Aubert de La Rüe, 1968).

Du point de vue floristique, les forêts subarctiques sont très pauvres sur le plan de la diversité d'espèces. On y retrouve principalement des conifères, car ce sont des espèces qui s'adaptent mieux aux conditions climatiques froides de l'hiver (Grondin, 2009). Cependant, les espèces d'arbres qu'on retrouve dans les forêts subarctiques varie d'un continent à l'autre. Par exemple, au Québec et au Canada, les espèces dominantes des forêts subarctiques sont l'épinette noire (*Picea Mariana* [Mill.]), le pin gris (*Pinus Banksiana* [Lamb.]) et le mélèze (*Larix Laricina* [Du Roy Koch.]) (Beaudoin et al., 2014). En Europe, on y retrouve des arbres de même genre, mais d'espèce différentes. L'isolement biogéographique, les perturbations et les glaciations ont contribué à cette différenciation d'espèces végétales entre les deux continents. (Biro, 1965).

Pour s'adapter aux conditions environnementales difficiles, les espèces d'arbres présentes dans ce genre de milieux ont développé des mécanismes d'adaptation. Tout d'abord, la présence d'aiguilles au lieu de feuilles sur les branches de conifères leur permet de s'adapter aux températures froides. Les aiguilles possèdent une couche de cire pour contrer la perte d'eau et ultimement le gel lors de longues périodes froides (Farrar, 1996 ; Biro, 1965). Pour s'adapter à l'exposition aux forts vents, il n'est pas rare de trouver des arbres prenant la forme de krummholz, c'est-à-dire une stature rabougrie et une croissance très lente (Filion et al., 1985). La présence de ces formes de croissance augmente en montant vers le Nord.

Au niveau du sol, on retrouve des lichens du genre cladonie (*Cladonia spp.*). Au Québec, la majorité des forêts subarctiques sont situées dans le domaine de la pessière à lichens. Les types de sols qu'on retrouve en forêt subarctique sont variables. Parfois, il s'agit de pergélisol alors que dans les milieux mieux drainés, on peut y retrouver des podzols, sols typiques de ce genre de milieux (Biro, 1965).

Ce type de forêt présente des surfaces terrières faibles et donc une quantité de biomasse peu élevée. Nous montrons plus loin que dans les secteurs que nous avons étudiés les surfaces terrières dépassent rarement $12 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (par opposition aux surfaces terrières de beaucoup plus élevées que l'on retrouve au sud de la forêt boréale).

La topographie joue un rôle important dans la dynamique végétale des écosystèmes subarctiques. Lors de la dernière période glaciaire, de très grande partie des zones subarctiques se sont retrouvées recouvertes d'un inlandsis. Ce dernier a laissé à son retrait différentes formes et dépôts glaciaires (vallées glaciaires, moraines, eskers, etc.). Une bonne partie des dépressions sont colonisées par des tourbières minérotrophe et ombrotrophe à cause du mauvais drainage. De plus, la microtopographie locale est en partie responsable du phénomène de paludification, c'est-à-dire l'entourbement progressif en raison de la lenteur de la décomposition de la matière organique, qui est observable dans les forêts subarctiques (Nappi, 2013).

1.2 Évolution du milieu

La superficie des forêts subarctiques à l'échelle de la planète fait de cet écosystème l'un des plus importants en termes de taille. Leur impact sur le bilan de carbone planétaire n'est donc pas à négliger. Cependant, les changements climatiques actuels risquent de modifier l'équilibre de ces milieux de plusieurs manières. Dans ce qui suit, il sera question des impacts des changements climatiques sur ces forêts, notamment en ce qui a trait aux répercussions sur la végétation.

1.2.1 Changements climatiques

Les îlots forestiers subarctiques sont des écosystèmes sensibles aux changements climatiques. Cependant, l'impact de ces changements est très différent selon la région (Wulder et al., 2007). Au Québec, les forêts situées au nord de la limite nordique des forêts attribuables (commerciales) risquent d'être affectées par la modification du régime des précipitations, l'augmentation des températures (D'Orangeville et al., 2016 ; Leclerc, 2016), mais principalement par la modification de la saison de croissance. Selon le scénario médian d'Ouranos (2015), la saison de croissance pourrait augmenter d'environ 20 jours d'ici 2050. Cet allongement devrait permettre une augmentation de la productivité des forêts subarctiques (Gamache et Payette, 2004). Quant aux précipitations, une augmentation devrait se faire en hiver (Hassol et al., 2004). Cela pourrait donc vouloir dire que les précipitations devraient rester stables lors de la saison de croissance (juin, juillet, août). La modification du régime hydrique et de la saison de croissance devrait donc avoir un impact majeur sur la végétation. Au cours de la prochaine section, il sera question des impacts des changements climatiques sur des éléments spécifiques à la forêt.

1.2.2 Impact des changements climatiques sur la végétation subarctique

Avec le réchauffement des températures, la croissance des arbres dans les milieux subarctiques risque de s'accélérer (IPCC, 2001). La limite géographique des arbres pourrait aussi s'étendre vers de plus hautes latitudes (Hassol et al., 2004). Certains prévoient même que l'écotone forêt-toundra pourrait progresser de 200 à 600 km vers le nord d'ici 2100 (Callaghan et al., 2002 ; Hofgaard et al., 2012). Cependant, la croissance des forêts subarctiques sera probablement très différente d'un continent à l'autre, car plusieurs facteurs influencent la croissance de ce type de milieux (température, précipitation, vitesse du vent, exposition au soleil et au vent, etc.) (Albertsen et al., 2014). De plus, différents facteurs influencent la croissance des forêts (topographie, conditions hydrologiques) (Callaghan et al., 2002, Nicault et al.,

2014, Boucher et al., 2017). Par exemple, les variables climatiques régionales et locales expliquent en partie pourquoi les forêts subarctiques s'étendent plus au nord sur le vieux continent que celles de l'Amérique du Nord. Elles jouent aussi un grand rôle dans la réponse des forêts subarctiques face au réchauffement climatique actuel.

Outre la migration vers le nord des forêts subarctiques, on pourrait assister à une densification forestière dans ce type de milieux. L'allongement de la saison de croissance provoquée par le réchauffement des températures devrait permettre une densification forestière à l'échelle globale (Anonyme, 2015). Cependant, outre le réchauffement climatique, les conditions locales auront un impact important sur la manière dont cette densification s'effectuerait. La topographie est l'un des éléments les plus importants qui conditionnent la formation d'îlots forestiers, car elle influence l'accumulation, la durée et la fonte de la couverture neigeuse (Shaver et al, 1996). De plus, elle influence la disponibilité en nutriments, l'humidité du sol, et la température du sol (Ropars et Boudreau, 2012). L'ensemble de ces conditions auront ultimement un impact sur la distribution spatiale de la couverture forestière. Mis à part la densification forestière envisagée, le réchauffement climatique pourrait provoquer une migration d'espèces.

Une migration d'espèces végétales vers le nord pourrait en effet résulter des changements climatiques actuels. Le réchauffement des températures pourrait créer un déplacement de certaines communautés végétales vers le nord. Cependant, « ce processus de migration ne se fera que sur un horizon de plusieurs siècles » (Bernier et Houle, 2005, p. 16). La migration d'espèces devrait également s'effectuer de manière très variable à travers le globe, principalement selon des facteurs environnementaux locaux (Harper et al., 2011). Le phénomène de migration d'espèces pourrait également favoriser la migration vers le nord des feuillus qui tolèrent les conditions hivernales difficiles (exemple : le bouleau glanduleux).

Les changements climatiques et les régimes de feux sont les principaux facteurs qui influencent la dynamique à long terme des forêts subarctiques (Larsen, 1989 ; Payette et al., 2001 ; Payette et Delwaide, 2018). Dans le nord de l'écotone forêt-toundra, les feux de grande superficie sont plutôt rares, mais il est plus fréquent de voir de petits îlots forestiers prendre feu. Cependant, avec une densification forestière des milieux forestiers, ainsi qu'une hausse des températures, on pourrait assister à une recrudescence des feux de grande envergure (Rodrigue, 2016). Une augmentation des feux de forêt aurait un effet négatif sur le climat. Le carbone stocké dans les forêts subarctiques serait en effet relâché dans l'atmosphère lors d'épisodes de feu (Perry et al., 2008). De plus, le régime de feux actuel pourrait provoquer un déplacement des pessières à lichen vers le sud. Payette et Delwaide (2018) ainsi que Girard et al. (2008) ont affirmé que le court intervalle entre deux perturbations pourrait conditionner l'expansion vers le sud.

La paludification est un processus de transformation d'habitat terrestre en tourbières à cause de changements des conditions hydrologiques du sol ou des conditions atmosphériques (Payette et Rochefort, 2001). Pour que le processus de paludification s'effectue, le bilan hydrique du milieu doit être positif. Également, les conditions propres aux milieux jouent un rôle important. Il est donc difficile de prévoir si le régime de paludification changerait pour une bonne partie des forêts subarctiques, car les milieux qu'on y trouve sont très différents les uns des autres (Holtmeier et Broll, 2005; Ropars et Boudreau, 2012). Cependant, si les conditions locales le permettent et qu'en plus se produit une augmentation des précipitations, la paludification pourrait s'accroître dans les forêts subarctiques.

Parmi les impacts des changements climatiques sur les forêts subarctiques, la mortalité et le dépérissement sont les plus difficiles à prévoir. Plusieurs événements peuvent causer de la mortalité telle que les épidémies d'insectes, feux de forêts ou des

sécheresses (Girardin et al., 2013). Dans les forêts subarctiques, on pourrait s'attendre à quelques épisodes de sécheresse qui pourraient causer du dépérissement (Berner, 2013). L'augmentation prévue des précipitations devrait se faire principalement pendant les mois d'hiver, alors que l'été, les précipitations devraient rester stables (ACIA, 2004). Cependant, une augmentation des températures d'été avec les mêmes précipitations pourrait amener un déficit hydrique dans l'évapotranspiration et donc une mortalité accrue lors des périodes de sécheresse. À terme, une augmentation de la mortalité augmenterait le taux de CO₂ dans l'atmosphère par le relâchement de carbone organique des végétaux.

Les changements climatiques actuels sont causés en partie par une hausse de la concentration atmosphérique de gaz carbonique (CO₂), le principal gaz à effet de serre. Sachant que le CO₂ est nécessaire aux espèces végétales pour stimuler leur photosynthèse (Perry et al., 2008), une hausse de CO₂ dans l'atmosphère pourrait avoir un effet fertilisant sur les écosystèmes subarctiques. Mais le manque de nutriments dans les sols pourrait empêcher cet effet fertilisant de se produire (Perry et al., 2008). De plus, à long terme, les écosystèmes forestiers subarctiques devraient s'acclimater aux quantités plus élevées de gaz carbonique disponible et l'effet fertilisant de celui-ci pourrait alors en être annulé (Ouranos, 2015).

Comme nous venons de l'expliquer, les forêts subarctiques pourraient subir plusieurs changements au cours du siècle en raison du réchauffement climatique. Cependant, la nature des changements et la vitesse à laquelle ils pourraient s'effectuer sont très différents d'un continent à l'autre (Gamache et Payette, 2004 ; Ranson et al., 2011). Ultimement, une augmentation de la densité de biomasse forestière (t ha⁻¹) dans ce type de forêt, compte tenu des très vastes superficies qu'elles recouvrent, pourrait avoir des conséquences sur le climat par le biais du piégeage de carbone accru.

L'accès à ces milieux dans le but de les étudier et d'en faire un suivi reste toutefois un défi logistique important. Une très grande partie des forêts subarctiques est difficilement accessible, voire inaccessible. Les campagnes de mesures sur le terrain demeurent pour cette raison limitées, avec bien sûr un effet négatif sur la disponibilité de données qu'elles peuvent générer. De nouvelles approches de télédétection pourraient donc apporter des informations essentielles sur l'évolution de ces forêts dans le contexte de l'évolution du climat. Pour mesurer l'étendue de l'effet des changements climatiques sur ces milieux, il est nécessaire d'avoir de l'information sur la hauteur, la densité, la biomasse et la mortalité du couvert forestier subarctique. Divers moyens de suivis par télédétection sont disponibles pour mesurer ces paramètres biophysiques importants. Cependant, chaque moyen de suivi présente des avantages et inconvénients.

1.3 Moyens de mesure et de suivi

Nous présentons d'abord un panorama de divers moyens de mesure et de suivi, allant des mesures-terrain à l'imagerie satellitaire, et s'appliquant à la forêt boréale en général. Au terme de cette première analyse, nous dégagerons le ou les moyens d'observation des forêts subarctiques qui présentent le plus grand potentiel. Nous examinerons ensuite (section 1.4) avec plus de détails les méthodes ainsi identifiées pour ensuite proposer une approche optimale, c'est-à-dire celle que nous avons employée dans ce projet de recherche.

1.3.1 Campagne terrain

Depuis des décennies, la mise en place de placettes permanentes est utilisée pour effectuer des inventaires forestiers nationaux (Leboeuf et al., 2012 ; Persson, 2016 ;

White et al., 2016). Cependant, il est impensable de vouloir suivre l'évolution du couvert forestier subarctique seulement par des campagnes terrain en raison des coûts (temps et argent) et de l'accès difficile au territoire (Lees et al., 2018). Le nombre de placettes à établir dépend ultimement de la puissance statistique désirée lors de l'échantillonnage. C'est donc dire que plus le territoire d'étude est grand, plus le nombre de placettes à établir devra être élevé pour avoir une grande puissance statistique. (Hyde et al., 2006). La collecte de données terrain reste cependant nécessaire pour valider les résultats générés à partir de différents moyens de télédétection (Kerr et Ostrovsky, 2003). Elle permet notamment de calibrer des modèles de prédiction d'attributs d'après un petit échantillon pour ensuite appliquer ces modèles à des peuplements entiers.

1.3.2 Photographies aériennes

L'utilisation de la photographie aérienne peut également servir pour le suivi des forêts subarctiques. Son utilisation monoscopique ou, principalement, en stéréo, permet d'extraire un nombre important d'informations sur des scènes forestières (Baltsavias et al., 2008 ; White et al., 2013). L'un des avantages majeurs de l'utilisation de la photographie aérienne dans la cartographie forestière est la perspective historique (Kadmon et Harari-kremer, 1996). L'acquisition des premières photographies aériennes pour des fins de cartographie forestière date de la fin de la première guerre mondiale (Provencher et Dubois, 2007). L'utilisation de photographies aériennes historiques permet donc d'effectuer des études rétrospectives sur la croissance du couvert forestier à long terme (Véga et St-Onge, 2008). Le développement récent d'algorithmes d'appariement d'images automatisés semble avoir donné un second souffle à la photogrammétrie stéréo pour la cartographie forestière. La photogrammétrie est définie comme « toute technique de mesure qui permet de modéliser un espace 3D en utilisant des images 2D » (Kasser et Egels, 2001, p.19). Un grand nombre d'études ont démontré qu'à l'aide de la

photogrammétrie, il était possible d'extraire de l'information sur des attributs forestiers avec une grande précision à l'échelle zonale ou de l'arbre individuel (Næsset, 2002 ; St-Onge et al., 2015 ; Vastaranta et al., 2013). La principale contrainte associée à l'utilisation de la photogrammétrie comme moyen de suivi est l'accès à un modèle numérique de terrain (MNT) avec une résolution convenable (Baltasavias et al., 2008 ; Véga et St-Onge, 2008 ; White et al., 2013). En effet, dans le cas de canopées fermées, le sol demeure invisible du haut des airs, ce qui empêche sa reconstruction 3D par photogrammétrie. Pour contourner cette contrainte, un bon nombre d'auteurs ont développé une approche hybride (Nurminen et al., 2013; Puliti et al., 2017). En utilisant la photogrammétrie pour décrire la surface de la canopée et le lidar aérien pour la topographie du sol, il est possible d'extraire un grand nombre d'attributs forestiers (St-Onge et al., 2015; Bohlin et al., 2012; Vastrana et al., 2013).

L'utilisation de la photographie aérienne pose cependant un certain défi pour l'étude des forêts subarctiques. La grande étendue de ce type de milieux rend difficile et coûteuse la couverture complète de ce type de forêts. De plus, dans la majorité des forêts subarctiques on retrouve très peu d'aéroports permettant aux avions utilisés de se poser, ce qui s'ajoute au défi logistique.

1.3.3 Lidar aérien

À ce jour, l'instrument le plus utilisé pour le suivi forestier est le lidar aérien (*Light Detection And Ranging*). Il permet d'obtenir de l'information tridimensionnelle sur la canopée forestière, principalement sous forme de nuage de points. L'avantage principal de cet instrument réside dans sa capacité à pénétrer le couvert végétal (Lim et al., 2003). De cette manière, lors d'une même acquisition, il est possible d'acquérir de l'information sur la structure forestière, mais également sur la topographie du sol. En plus d'obtenir de l'information en trois dimensions, l'intensité de chaque retour est enregistrée. Ainsi, il est possible d'obtenir un peu plus d'information sur la nature

de l'objet mesurée. De très nombreuses études ont utilisé le lidar à des fins de caractérisation forestière. Naesset et al. (2004) ont démontré la possibilité de mesurer la hauteur moyenne, la surface terrière ainsi que le volume de bois à l'échelle de la placette avec le lidar. D'autres ont démontré la possibilité de mesurer des attributs forestiers (hauteur, diamètre de couronnes, etc.) à l'échelle de l'arbre individuel (Persson et al., 2002).

Au Québec, la campagne d'acquisition de donnée lidar devrait être complétée pour la portion méridionale du territoire d'ici 2021 avec des nuages de points ayant des densités entre 2 et 4 points par mètre carré. Pour l'instant, il n'est pas prévu que de tels levés aériens soient effectués sur les forêts subarctiques du Québec.

Bien que le lidar comporte plusieurs avantages, il possède certaines limites. En forêt dense, il peut être difficile de bien capter la topographie exacte du sol en raison de sous-étages de végétation (Wulder et al, 2008). De plus, les levés lidar aériens en forêts subarctiques comportent des défis logistiques et financiers importants puisque la proximité des aéroports joue un rôle dans le coût des acquisitions. De plus, la possibilité que les impulsions lidar n'atteignent pas l'apex des arbres est grande (Stumberg, 2012) étant donné le fait que ce sont des milieux ouverts peuplés d'arbres dont la couronne est de très faible diamètre. En effet, plusieurs couronnes pourraient se glisser entre deux lignes de balayage et demeurer ainsi non-détectées.

1.3.4 Capteurs optiques satellitaires haute résolution

Au tournant des années 2000, les premiers satellites d'observation de la Terre ayant une résolution spatiale submétrique (taille de pixel d'un mètre ou moins) ont été mis en orbite. L'utilisation de leurs données a permis d'améliorer la capacité à obtenir de l'information détaillée sur les canopées forestières (White et al., 2016). Depuis, la résolution spatiale des capteurs optiques haute résolution ne cesse d'augmenter. À ce

jour, les satellites WorldView-3 et WorldView-4 offrent la résolution spatiale la plus élevée (taille de pixel de 31 cm) dans la bande panchromatique (Anonyme, 2015). De plus, la majorité des satellites à haute résolution ont la capacité d'acquérir des images en stéréo, ce qui permet d'en extraire des modèles numériques de surface (MNS) par photogrammétrie. Bien que le coût d'acquisition de ce type de données soit proportionnel à la superficie imagée, il permet des études avec un suivi futur et nécessitant une résolution spatiale élevée (Henry et al., 2015). Plusieurs auteurs ont utilisé ce type de données pour mesurer différents attributs forestiers tant à l'échelle zonale (Biao et Huang, 2011 ; Persson et Perko, 2016) qu'à l'échelle de l'arbre individuel (St-Onge et al., 2008). L'utilisation d'images satellites à haute résolution en mode stéréo est avantageuse pour la cartographie forestière, car elle permet de couvrir de grandes étendues en peu de temps (St-Onge et al., 2008), comparativement à la photographie aérienne. Cependant, elle requiert un MNT à haute précision pour pouvoir décrire la topographie du sol et ainsi mesurer des attributs forestiers. De plus, l'acquisition de ce type d'images est limitée par la couverture nuageuse (Solberg et al., 2010).

Dans le cas de l'application à l'étude des forêts subarctiques, on peut se poser plusieurs questions au sujet des images satellites à haute résolution. Leur résolution, bien qu'élevée, est-elle suffisante pour mesurer la hauteur d'arbres individuels dont la couronne est très étroite ? De plus, avec le caractère ouvert de ces milieux, est-ce possible de reconstituer la topographie avec des techniques photogrammétriques sans utiliser de source externe (lidar, STRM (*Shuttle Radar Topography Mission*)) ?

1.3.5 Capteurs optiques à moyenne et basse résolution

L'utilisation de capteurs optiques à basse (MODIS) ou moyenne (Landsat, Sentinel-2) résolution pour le suivi de végétation est également très répandue. Leur résolution (10 m et plus) permet des couvertures extensives, car elle est associée à un large

champ de vue. Différents auteurs ont démontré la capacité de ce type de données pour la cartographie sur de vastes territoires (Hansen *et al.*, 2013) ou pour le suivi de patrons phénologiques (Zhang *et al.*, 2004). L'avantage de ce genre de capteur réside aussi dans le fait que le coût associé aux données est très faible, voire nul. Ceci se fait par contre au détriment de l'exactitude des résultats en raison de la résolution limitée.

Dans le cas de l'étude des forêts subarctiques, la faible densité forestière et la petite taille des arbres font en sorte que la résolution spatiale des capteurs comme Landsat ou MODIS n'est pas appropriée pour des mesures de hauteur, densité ou biomasse. À l'intérieur d'un pixel, on retrouve souvent plusieurs types d'éléments (lichens, mousses, petits arbres, affleurements, etc.). L'agrégation des signatures spectrales de ces éléments à l'intérieur d'un pixel crée une signature mixte qui cause ainsi une ambiguïté sur la réelle nature du couvert. Au bout du compte, la généralisation de l'information sur les images des capteurs satellitaires à moyenne ou basse résolution ne permet pas d'acquérir d'informations précises sur la composition réelle des forêts de type subarctique.

1.3.6 Radar et interférométrie

Le suivi forestier peut aussi se faire à l'aide d'images radar (Radar Detection And Ranging). L'utilisation de la bande radar X est la plus répandue à des fins de caractérisation forestière, car sa courte longueur d'onde offre peu de pénétration dans le couvert forestier (Sadeghi *et al.*, 2016) et permet donc d'en décrire la surface. Certains auteurs ont utilisé des techniques dérivées du radar (interférométrie et radargrammétrie) pour mesurer des attributs forestiers ainsi que la biomasse à partir de reconstitution 3D (Hyypä *et al.*, 2000 ; Karjalainen *et al.*, 2012 ; Sadeghi *et al.*, 2016). Il existe cependant peu d'études sur l'application de l'interférométrie radar aux forêts éparses de la zone subarctique. Bien que cette approche connaisse un certain succès dans le cas de la forêt boréale à couvert fermé (Sadeghi *et al.*, 2016;

Solberg et al, 2010), il est probable que les résultats soient beaucoup moins précis dans le cas des forêts éparses, car le centre de phase du signal rétrodiffusé proviendra nécessairement des arbres et du terrain, sans qu'il soit possible de départager ces deux sources.

1.3.7 Capteurs lidar orbitaux

Depuis une quinzaine d'années, le capteur orbital lidar GLAS (*Geoscience Laser Altimeter System*) est de plus en plus utilisé pour le suivi de la forêt. Fonctionnant sous le principe de lidar «*full waveform*», ce type de données permet une cartographie très approximative des forêts subarctiques (Abshire et al., 2005 ; Simard et al., 2011). L'empreinte au sol est grossière et la couverture spatiale de ce capteur est incomplète en forêt subarctique. Au courant des prochains mois, le capteur ATLAS sera mis en orbite. Il permettra de documenter de manière très générale les principaux puits de carbone de la planète. Il fonctionnera sous le principe de «*Photon-counting*». Cependant, ce type de données semble peu utile pour l'étude des forêts subarctiques en raison de résolution spatiale très grossière (Abdalati et al., 2010). Quant au capteur GEDI (*Global Ecosystem Dynamics Investigation*), sa couverture spatiale s'étendra du 50° Sud au 50° Nord, donc ne sera pas utile pour les forêts subarctiques, car ces milieux sont plutôt situés au nord du 50^e parallèle (Sadeghi et al., 2016).

Dans les dernières pages, il a été question de divers moyens de télédétection permettant d'obtenir de l'information sur la canopée. Bien que la majorité de ces moyens comportent chacun certains avantages, ils ont également des contraintes bien connues. Appliquées à l'étude des forêts subarctiques, certaines approches seraient inefficaces à cause de leur coût d'acquisition ou encore par l'ambiguïté des résultats due à leur résolution insuffisante. Par opposition, l'utilisation de la télédétection 3D à très haute résolution est envisageable pour le suivi des forêts subarctiques pour plusieurs raisons. La mise en orbite de capteurs optiques à très haute résolution

(moins de 1 mètre) permet notamment une résolution spatiale inégalée pour étudier de vastes étendues. De plus, leur résolution temporelle et la capacité d'obtenir des images en mode stéréo permettent d'envisager de nouveaux moyens de suivi. La prochaine section présente différentes approches de télédétection 3D appliquées aux forêts nordiques. Il sera entre autres question de lidar aérien pour de très petits arbres et de l'utilisation d'images satellites à très haute résolution. Ultimement, la problématique du suivi de ces milieux sera abordée.

1.4 Télédétection 3D à haute résolution des forêts subarctiques

Après la revue générale des divers moyens de télédétection de la forêt boréale que nous venons de présenter, nous examinons avec plus de détails ceux qui présentent le plus grand potentiel. Compte tenu de l'objectif, à savoir mesurer la hauteur, la densité et la surface terrière de petits arbres dans des territoires difficiles d'accès, l'approche de télédétection 3D à haute résolution ressort comme celle qui offre les plus grandes chances de succès. Elle peut être mise à l'œuvre en utilisant le lidar aérien, ou l'imagerie stéréo captée à partir des airs ou de l'espace.

1.4.1 Lidar aérien

À ce jour, le lidar demeure un des seuls instruments capables de détecter et mesurer adéquatement les arbres des forêts subarctiques (Stumberg, 2012). Plusieurs chercheurs ont réussi à démontrer la capacité du lidar à détecter adéquatement de très petits arbres, avec des nuages de points à densité différente selon l'étude (Næsset et Nelson, 2007 ; Rees, 2007 ; Thieme et al., 2011). En effet, Naesset et Nelson (2007) ont démontré que les arbres ayant une taille supérieure à un mètre ont un pourcentage de détection supérieur à 90%. Cependant, pour les arbres inférieurs à un mètre, le

pourcentage de détection chute drastiquement (5 à 73% selon le MNT). Dans le cas de cette étude, la densité du nuage de points lidar était légèrement inférieure à 8 points par m². De plus, l'angle de balayage de part et d'autre de la verticale avait un maximum de 7°, ce qui est très étroit pour un survol lidar.

Il est important lors de la détection de très petits arbres d'avoir un MNT adéquat, obtenu dans le cas du lidar, par une classification automatisée des points-sols. En effet, si la topographie du sol est mal décrite (altitude locale trop haute par exemple), les très petits arbres seront confondus avec le sol lui-même. En faisant varier les paramètres d'interpolation pour la création de MNT, Naesset et Nelson (2007) en sont venus à la conclusion que la précision d'un MNT est importante dans la détection de très petits arbres. Ils ont affirmé :

Our study illustrates that there may be large differences in tree detection success depending on the degree of smoothing. The smoother the terrain surface, the more laser points will tend to rise above the terrain surface, indicating that there is an object there, and the greater the probability of detection (Naesset et Nelson, 2007, p. 365)

De plus, un autre paramètre important dans la génération des MNT est l'angle d'itération (Paramètre du logiciel TerraScan). C'est l'angle maximum qu'un TIN peut utiliser entre les nœuds pour créer ses triangles. Généralement, dans les algorithmes de classification de points lidar qui utilisent des TIN, l'angle moyen d'itération est de 9° (Naesset et Nelson, 2007). Plus l'angle d'itération est petit, plus un grand nombre de retours risque de se retrouver au-dessus du niveau du sol (Anonyme, 2015).

Un autre facteur qui peut compliquer la détection de petits arbres est l'espèce. En effet, certains auteurs ont identifié l'effet de l'espèce sur la détection des arbres. Les conifères ont une probabilité plus élevée d'être détectés que les bouleaux en raison de leur feuillage plus dense et compact (Naesset et Nelson, 2007 ; Thieme et al., 2011).

Le diamètre de couronne joue bien sûr un rôle prépondérant dans leur détectabilité. La figure 1.4 montre la probabilité qu'un arbre soit atteint par une impulsion lidar en fonction de sa hauteur, de son diamètre de couronne et de son espèce. Il est à noter que la densité des nuages de points lidar était de 6.8 et 8.5 points par m^2 (deux survols utilisés pour cette étude).

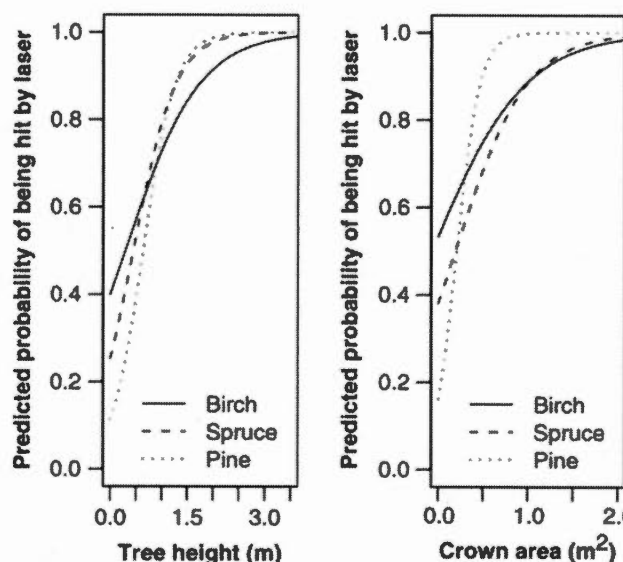


Figure 1.4: Probabilité qu'un arbre soit frappé par une impulsion lidar selon sa hauteur et son diamètre de couronne, en fonction de l'espèce (tiré de Thieme et al, 2011)

Pour ce qui est de la capacité à mesurer la hauteur de petits arbres individuels, le lidar tend à sous-estimer la hauteur réelle des arbres individuels en milieu subarctique (Thieme et al., 2011). Par ailleurs, plus les arbres sont grands, plus la mesure lidar est sous-estimée par rapport à des mesures effectuées sur le terrain. Les chances que l'impulsion atteigne l'apex sont en effet assez minces.

1.4.2 Photographie aérienne

L'utilisation de la photographie aérienne pour le suivi de croissance des forêts subarctiques est encore peu répandue dans la communauté scientifique. Certains auteurs ont utilisé la photographie aérienne pour démontrer l'évolution des milieux subarctiques. En utilisant deux séries temporelles de photographies aériennes (1994 et 2010) et une méthode de classification par ordinateur, Provencher-Nolet et al. (2014) ont noté une augmentation du couvert arbustif de 12% sur une région située en bordure de la baie d'Hudson. Quant à eux, en utilisant une échelle temporelle plus longue, Tremblay et al. (2012) ont remarqué une augmentation de 10% du couvert forestier dense et de 15% de la végétation arbustive en utilisant de la classification d'images aériennes analogiques. Dans les deux cas, l'avantage de la photographie aérienne est qu'il a été possible de construire une série temporelle assez étendue. Cet avantage est particulièrement important pour ce type de milieux, car les taux de croissance de la végétation sont très faibles (Stumberg, 2012). Une longue série temporelle d'images aériennes permet donc de déceler des taux de migration d'espèces végétales vers le nord ou de croissance qui se rapprochent de la réalité.

Pour l'étude des forêts subarctiques, très peu d'études ont utilisé des techniques photogrammétriques (manuelle ou automatique) pour mesurer les changements de ce type de milieux. Comme nous l'avons dit, l'éloignement des écosystèmes subarctiques rend compliquée la planification de survols aériens (Montesano et al., 2014). Pour une couverture extensive des forêts subarctiques, l'utilisation de la photographie aérienne semble donc être un moyen de mesure peu efficace et relativement coûteux. Cependant, pour des projets concernant une zone d'étude restreinte, l'utilisation de la photogrammétrie stéréo à partir d'images aériennes permettrait une représentation 3D du milieu d'étude, et ultimement le calcul des volumes, des densités et de la biomasse des écosystèmes subarctiques.

1.4.3 Capteurs optiques orbitaux à haute résolution

La photographie aérienne pourrait être remplacée par des images satellitaires à très haute résolution (1 mètre et moins). Avec la multiplication de satellites permettant d'acquérir des images à très haute résolution, il est possible d'envisager des mesures d'arbres individuels depuis l'espace. Dans la prochaine partie, nous verrons comment l'utilisation de ce type de donnée peut servir au suivi des forêts subarctiques.

L'utilisation de capteurs optiques à haute résolution en deux dimensions a déjà été testée pour mesurer des attributs forestiers des forêts subarctiques. Une des méthodes proposées repose sur les ombres. On calcule la somme de la superficie des ombres d'arbres individuels puis on divise par la superficie totale considérée (Leboeuf et al., 2007). Cette méthode peut être utilisée pour générer des cartes de biomasse forestière pour les régions où il est difficile d'effectuer des campagnes terrain (Leboeuf et al., 2007). Avec cette méthode, certains auteurs ont estimé le volume et la surface terrière à partir d'images Quickbird pour trois sites d'étude dans le Nord-du-Québec (Leboeuf et al., 2012).

Bien que cette méthode semble satisfaisante pour ce type de milieux, elle a certains désavantages. Son application sur de grandes étendues est peu envisageable en raison du coût d'acquisition des données. C'est pour cette raison que des études sur de vastes territoires se font avec des données à résolution spatiale moindres (Hansen et al., 2013 ; Ranson et al., 2011). De plus, les études de Leboeuf et al. (2007, 2012), ont été appliquée sur des images Quickbird et n'ont pas été testées sur d'autres images optiques à meilleures résolutions (Pléaïde 1A et 1B, WorldView-2, 3 ou 4). La limite principale de cette méthode réside dans le caractère variable des ombres, en fonction de la position du soleil, ce qui demande un recalibrage pour chaque nouvelle image.

La capacité à acquérir des images satellites à très haute résolution en couverture stéréo permet en principe une caractérisation de la hauteur à l'échelle de l'arbre individuel dans l'écotone forêt/toundra. Cependant, peu de recherches ont utilisé ce type de donnée pour mesurer des attributs reliés à la taille des arbres à cette échelle. La majorité des travaux ont plutôt opté pour une caractérisation à l'échelle de la placette.

Montensano et al. (2014) ont utilisé une combinaison d'image stéréo provenant du capteur WorldView-1 et des données du lidar GLAS pour mesurer l'incertitude de la hauteur du couvert forestier obtenu par appariement d'images. Les résultats obtenus démontrent que tant à partir du capteur GLAS et d'un MNS photogrammétrique WV-1, il est possible de reconstituer la topographie sur un sol dénudé de végétation. Les hauteurs obtenues par GLAS étaient légèrement inférieures à celles obtenues par WV-1. Quant à la hauteur maximale des arbres d'une placette, les mesures obtenues de l'espace (Modèle de hauteur de canopée (CHM) = WV-1 MNS – GLAS-1 MNT) étaient inférieures à celles obtenues sur le terrain (EQM variant de 85 cm à 1.37 m). La sous-estimation des mesures de hauteur canopée peut être attribuée à deux facteurs, soit une surestimation de la topographie ou sous-estimation de l'altitude de la canopée. Les auteurs ont conclu que la sous-estimation des mesures de hauteur de canopée était influencée en partie par ces deux facteurs. Ils ont affirmé:

This underestimation could be due to either or both of the following, (1) an overestimation of ground surface elevation or (2) an underestimation of canopy surface elevation. We believe it is the latter for two reasons. The first reason is that the use of GLAS ground elevation provides a lower elevation relative to the DSM, decreasing the likelihood of ground elevation overestimation, particularly in sparse forests. Second, this underestimation of maximum height is similar to the bias seen in both waveform and small footprint LiDAR, and may occur because the tops of trees are either not resolved or detected, and the remote measurement is likely coming from lower in the canopy. (Montesano et al., 2014, p. 10080)

Lors de l'acquisition d'images satellitaires, certains auteurs ont noté également que l'angle d'élévation solaire de la scène a un impact important sur les résultats des mesures effectuées par stéréo-appariement. Plus l'angle d'élévation est faible, plus les hauteurs obtenues se rapprochent de celles de la canopée alors que plus l'angle est grand, plus les hauteurs obtenues sont sous-estimées et donc représentent plutôt le sol. (Montesano et al., 2017).

À ce jour, l'utilisation d'images satellites à très haute résolution demeure l'une des meilleures options pour la caractérisation de la structure des forêts subarctiques. L'information obtenue de ce type de données est d'une grande précision comparée à celle obtenue par interférométrie radar et par lidar spatial (Leboeuf et al., 2012, Montesano et al., 2017). Cependant, la perspective historique que l'on peut avoir avec ce genre de données est très réduite. Les premières images à très haute résolution provenant de ce genre de capture remontent en effet au début des années 2000, et peu sont en mode stéréo.

1.5 La problématique du suivi

Sachant qu'il existe plusieurs moyens de mesures des forêts subarctiques par télédétection, la problématique du suivi reste cependant importante. La possibilité d'avoir des données spatiales permettant d'extraire la 3D à très haute résolution (un mètre et moins) est comme nous l'avons dit très récente (White et al., 2016). Il est donc difficile de constituer un historique à très haute résolution pour effectuer un suivi rétrospectif de la vitesse et de la nature des changements dans l'écotone forêt-toundra. Il est cependant possible, pour certaines zones, d'avoir accès à des photographies aériennes historiques. En disposant d'une série chronologique

d'images aériennes, il est possible de suivre la croissance des arbres sur une longue période (Véga et St-Onge, 2008).

Pour le suivi futur, les défis sont moins importants. La résolution temporelle que procurent les satellites optiques à très haute résolution permettra un suivi beaucoup plus adéquat (Solberg et al., 2010). La principale contrainte demeurant les conditions météorologiques qui empêcheraient l'acquisition de données (couverture nuages) (*ibid*, 2010).

CHAPITRE II

PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS

Les forêts subarctiques sont le deuxième écosystème le plus grand du biome boréal en Amérique du Nord, couvrant près de deux millions de km² au Canada seulement (Payette et Delwaide, 2018). Les changements dans les attributs forestiers (structure et composition) de ces milieux sont en partie contrôlée par les feux de forêt, mais ils sont également affectés par les changements climatiques. L'accès difficile à ces régions (peu d'aéroports et de routes) peut rendre complexe et coûteuse la réalisation de campagne terrain. Le suivi par télédétection devient alors l'un des seuls moyens pour documenter les changements s'y produisant, mais il s'agit là encore d'une tâche comportant des défis. Par exemple, l'information sur la structure forestière extraite à partir de l'imagerie satellitaire à moyenne (par ex. Landsat 8, à 30 m) et basse résolution (par ex. MODIS, à 250 m) est très approximative en raison notamment de la faible densité forestière des forêts subarctiques et donc de l'insuffisance de la résolution spatiale pour caractériser ce type de milieu. Les moyens de suivis aériens (lidar ou photo aérienne) sont peu appropriés pour ces écosystèmes à cause des défis logistiques (peu d'aéroports et grandes superficies à couvrir). De plus, le très faible diamètre des couronnes des arbres fait en sorte que les lignes de balayage du lidar peuvent facilement les manquer, à moins que la densité de points du survol soit très élevée.

Depuis les années 2000, le nombre de satellites optiques permettant l'acquisition d'images avec une résolution spatiale submétrique est en augmentation constante. Ce type de données permet une cartographie à grande échelle avec une grande précision à cause de l'excellente résolution spatiale. De plus, la résolution temporelle des acquisitions par satellite permet d'effectuer des suivis constants de l'évolution des forêts subarctiques. La capacité à acquérir des images en mode stéréo permet de plus une cartographie en trois dimensions à condition d'avoir accès à un MNT avec une résolution convenable. Ce type de données s'obtient habituellement par lidar aérien dans le cas de forêts fermées. Par contre, la faible densité forestière des forêts subarctiques permet de reconstituer la topographie avec des techniques de stéréo-appariement, car le niveau du sol est souvent visible depuis l'espace.

Considérant le grand potentiel des données optiques à très haute résolution pour la cartographie en trois dimensions des forêts subarctiques, l'objectif principal de ce travail de recherche est d'évaluer le potentiel des images WorldView-3 stéréo pour décrire trois paramètres clés de la structure des pessières à lichen du Nord-du-Québec. Ceci se traduit par les trois sous-objectifs suivants, dans tous les cas à réaliser à partir d'images WorldView-3 en stéréo :

- caractériser le taux de détection des arbres en stéréo et donc l'exactitude de la mesure de la densité des tiges (tiges/ha) ;
- caractériser l'exactitude des mesures de hauteur d'arbres obtenus par pointés stéréo en vérifiant séparément l'erreur de mesure de l'altitude du terrain et celle de la cime des arbres ;
- caractériser l'exactitude des estimations de la surface terrière reposant sur la densité et la hauteur des arbres.

Nous faisons l'hypothèse, tout d'abord, que le grand contraste entre la cladonie et le feuillage des arbres favorisera la détection visuelle de ceux-ci, ce qui ne serait pas le

cas dans les milieux tourbeux où la végétation basse a une couleur semblable à celle du feuillage des arbres. De plus, la résolution (déterminée par la taille du pixel [31 cm] et le contraste) devrait faire en sorte que la pointe des arbres sera mal détectée et que les pointés stéréo se feront sur une portion un peu plus basse de l'arbre, ce qui devrait mener à une sous-estimation des hauteurs.

Le concept de taux de détection utilisé dans le premier objectif secondaire nous permettra de déterminer l'exactitude des mesures de densité forestière. Un taux de détection est défini comme le ratio d'arbres détectés en stéréo par rapport au nombre d'arbre de 2 m et plus se trouvant dans une placette.

CHAPITRE III

CADRE MÉTHODOLOGIQUE

3.1 Région d'étude

La région d'étude du projet se trouve à environ 1400 km au nord-ouest de la ville de Montréal (Figure 3.1), dans la région administrative du Nord-du-Québec. Elle fait partie du domaine bioclimatique de la pessière à lichen. Son climat est caractérisé par des températures annuelles moyennes de -3°C et par des précipitations annuelles moyennes de 684 mm (Environnement Canada, nd). Les précipitations sont le plus souvent sous forme de neige lors de la saison hivernale. La diversité floristique de la zone à l'étude est très faible. Les conditions climatiques froides font en sorte que l'on retrouve de l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.]) en très grande majorité. Cependant, à certains endroits sur le site d'étude, on retrouve des mélèzes d'Amérique (*Larix Laricina* [Du Roy Koch.]) et du pin gris (*Pinus banksiana* [Lamb.]) (Anonyme, 2017). Au sol, une grande diversité d'espèces de cladonie (*Cladonia spp.*) est présente. À plusieurs endroits sur le site d'étude, on peut y noter la présence de tourbière. Dans ces milieux, on y retrouve principalement des mousses, des bouleaux glanduleux (*Betula glandulosa* [Michaux.]) de petite taille et du thé du labrador (*Rhododendron groenlandicum* [Oeder.]) au niveau du sol. La densité forestière de la zone d'étude est généralement très faible. Les surfaces terrières avoisinent les $10 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. Le choix de la zone d'étude au sein de cette région a été

effectué en fonction de plusieurs éléments, soit : l'accessibilité (par voie terrestre), la densité forestière, la présence d'une certaine diversité de milieux (sols recouverts de cladonie, tourbières, etc.), et la présence de photographies aériennes d'archives, en raison de projets d'étude futurs ayant une visée multitemporelle (non compris dans l'actuel projet de maîtrise).

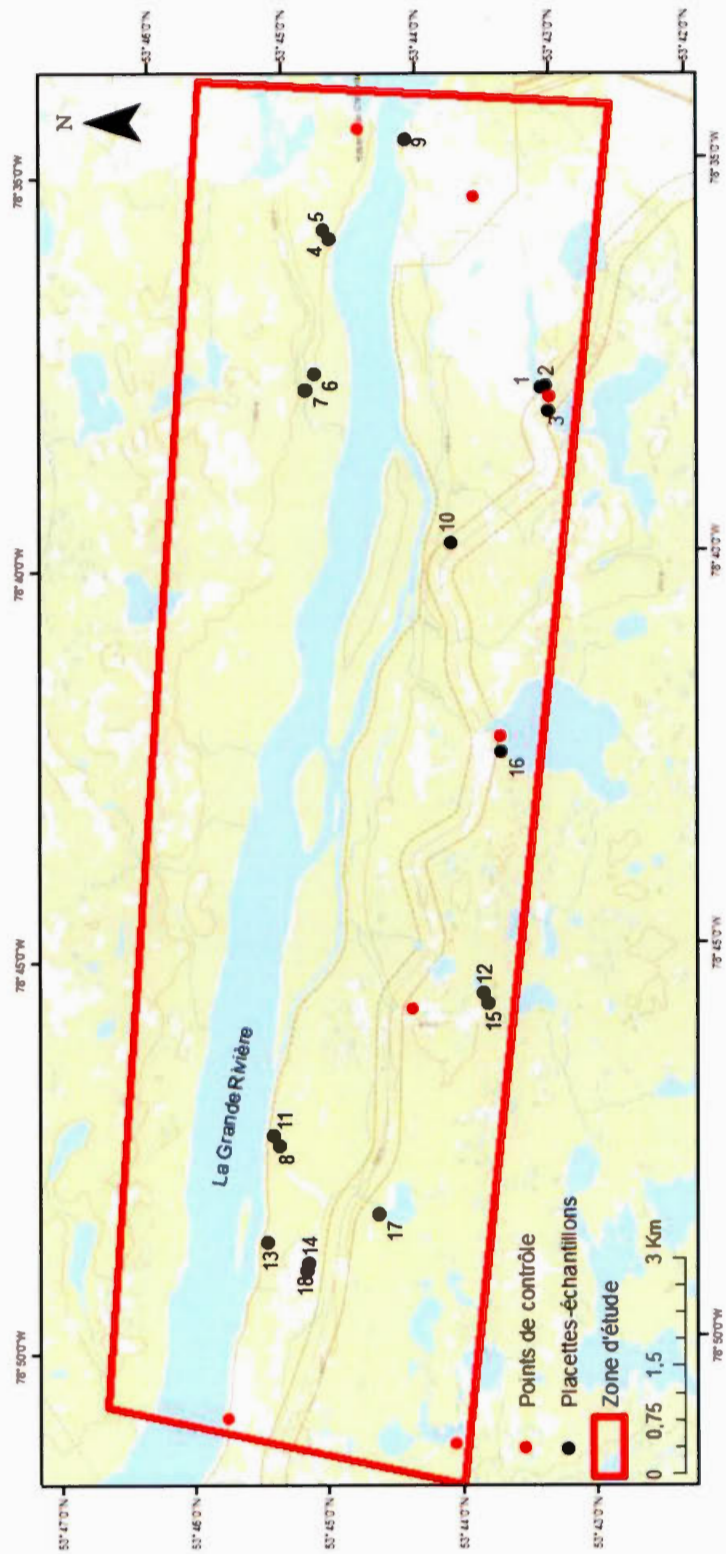


Figure 3.1: Localisation de la zone d'étude

Pour réaliser l'objectif principal, différentes placettes d'échantillons ayant des caractéristiques variables (quant au substrat ou à la densité forestière) ont été sélectionnées pour y effectuer des mesures de références. Ces zones-échantillons ont été séparées en trois catégories de substrat, soit sur socle rocheux, sur cladonie et sur tourbière (figure 3.2). Cette catégorisation a permis de discerner l'effet du substrat (végétation basse ou sol nu) sur la détection des arbres et sur l'erreur de mesures (hauteur d'arbres et topographie). Le faible contraste entre la cime des arbres et le sol devrait en effet rendre plus difficile la prise de mesure en milieux tourbeux. Le sol de ces milieux est généralement recouvert de végétation verte, ce qui diminue grandement le contraste entre les arbres et le sol. À l'inverse, en milieux de cladonie, le contraste entre la couleur blanche de la cladonie et les arbres est très important, ce qui devrait favoriser la prise de mesure (hauteur et décompte). De plus, la sélection des zones d'échantillon a été effectuée de manière à représenter la variabilité de la densité forestière retrouvée dans ces milieux. Plus la densité forestière est élevée, plus les taux de détection en stéréo des arbres risquent d'être faibles. Une densité forestière élevée devrait créer davantage d'occlusion des petits arbres, ce qui empêcherait d'effectuer des décomptes précis. Ultimement, des éléments logistiques ont été pris en considération dans la sélection des placettes pour faciliter la collecte de données (distance de la route, possibilité d'un survol de drone, etc.). Une campagne terrain a été réalisée entre le 24 juillet 2017 et le 11 août 2017. Durant cette période, 18 placettes d'échantillons ont été sélectionnées pour y effectuer des mesures d'attributs forestiers. La superficie des sites d'échantillon a varié entre 300 et 500 m², en fonction de la densité forestière. Le Tableau 3.1 présente les caractéristiques de chaque placette-échantillon.

Tableau 3.1: Caractéristiques des zones d'échantillons

Placette	Substrat	Densité (tige/ha) ²	Type de mesure
1	Rocheux	1320	Standard
2	Rocheux	1419	Standard
3	Cladonie	2627	Standard
4	Cladonie	1467	Intensive
5	Tourbe	1467	Intensive
6	Cladonie	720	Standard
8	Cladonie	1151	Intensive
9	Cladonie	3335	Standard
10	Cladonie	1559	Standard
11	Cladonie	3368	Intensive
12	Tourbe	3338	Standard
13	Cladonie	4168	Intensive
15	Cladonie	1659	Standard
17	Tourbe	2768	Intensive
7, 14, 16, 18	placettes drone seulement		

² Densité des tiges de deux mètres et plus

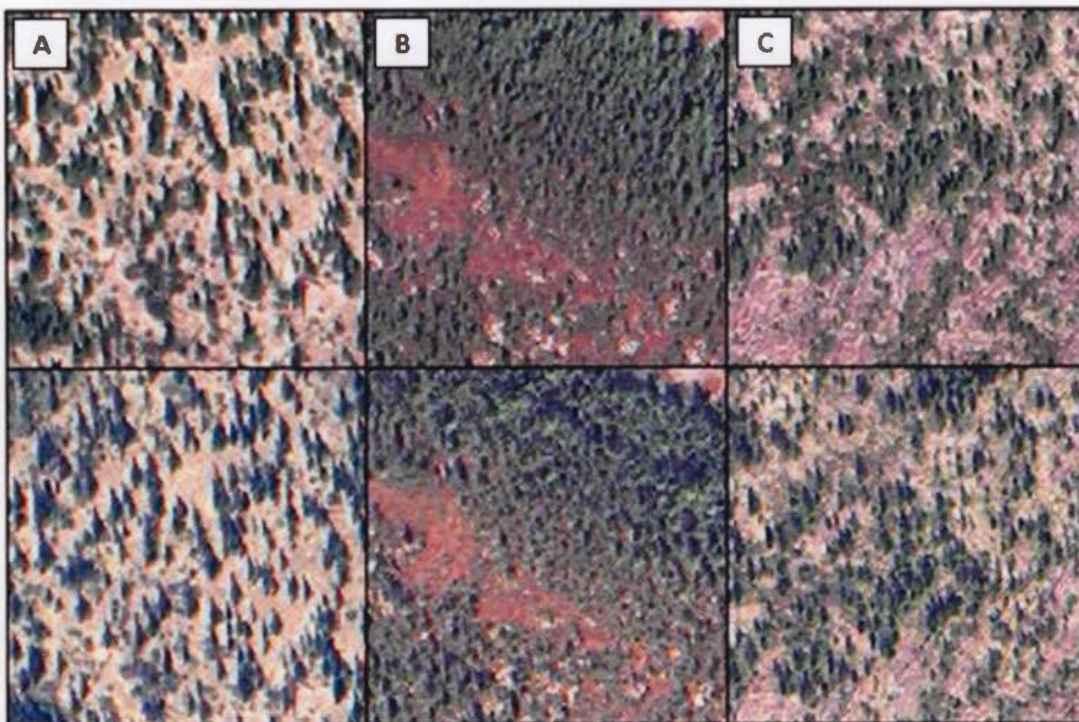


Figure 3.2 : Représentation des trois types de substrat de chacune des deux images de la paire stéréo (A : sur cladonie, B : sur tourbe, C : sur socle rocheux). L'échelle des images est de 1 : 2 000.

3.2 Mesures de terrain

Dans le but de calibrer et vérifier les mesures réalisées à partir des images, des données de référence mesurées sur le terrain ont été acquises. Trois types de placettes ont été échantillonnés lors de la campagne terrain (tableau 3.1). Dans des placettes « standards », le diamètre à hauteur de poitrine (DHP), l'état de l'arbre (mort ou vivant), l'espèce et le pourcentage de défoliation ont été mesurés pour les arbres de deux mètres et plus. Le DHP a été mesuré à l'aide d'un ruban à DHP gradué en millimètre pour les arbres ayant un diamètre de 40 mm et plus. Pour les arbres ayant un DHP de 40 mm et moins, les mesures ont été effectuées avec un vernier à mesures prédéterminées. Pour cinq arbres-études par placette, la hauteur de l'arbre, le rayon minimum et maximum de la couronne et la hauteur de base de la couronne ont été enregistrés. Ces mesures ont été effectuées seulement sur un petit échantillon, car elles demandent plus de temps. La hauteur des arbres a été mesurée à l'aide d'une perche de mesure numérique Sokkia SK202 (Sokkia inc, Japon) pour les arbres de huit mètres et moins et avec un Vertex-III (Haglof inc., Suède) pour les plus grands. Pour s'assurer de la constance des mesures, le Vertex a été calibré toutes les 30 minutes pour compenser les changements de température et d'humidité. La mesure de la hauteur des arbres a été nécessaire, non seulement pour le calibrage de la méthode de mesure par satellite, mais aussi pour construire un modèle permettant d'estimer la hauteur de l'arbre en fonction du DHP pour les arbres où les hauteurs n'ont pas été mesurées. De plus, le modèle inverse a été aussi développé pour prédire le DHP par la hauteur de l'arbre d'après les mesures effectuées sur les images WorldView-3. Le DHP prédit avec ce modèle a à son tour permis d'estimer des surfaces terrières. Le

positionnement des arbres-échantillons a été mesuré avec une méthode de trilatération. Ceci a permis la comparaison des hauteurs d'arbres mesurées à différents niveaux d'échelles en associant sans erreur les mesures de terrains aux autres mesures d'après leurs positions planimétriques.

Sommairement, la technique de trilatération permet de calculer une coordonnée en deux dimensions (X,Y) à l'aide de trois mesures de distances. La figure 3.3 montre le fonctionnement du principe de trilatération. En connaissant la position des trois centres de cercle et en mesurant leurs distances par rapport à l'objet à positionner, il est possible d'extraire la position de ce dernier en deux dimensions.

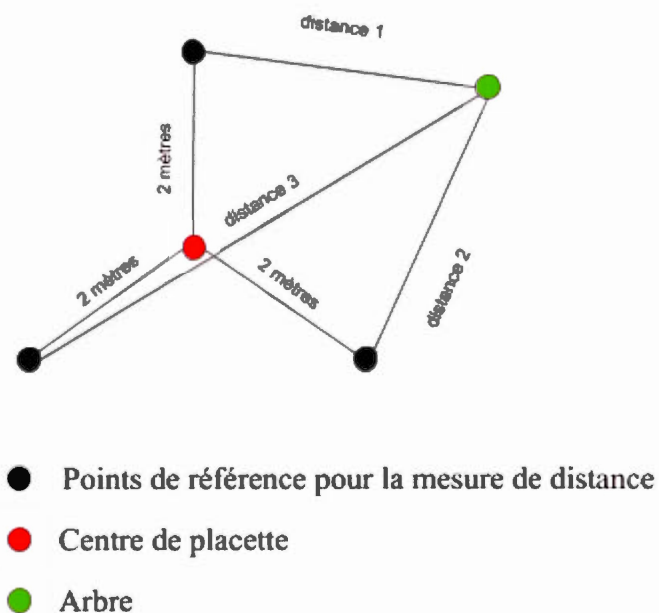


Figure 3.3: Principe de trilatération pour le positionnement des arbres

Pour effectuer les mesures de trilatération, un trépied a été installé à plat au centre de chaque placette. Les trois branches du trépied étaient séparées par 120° . Les trois mesures de distances étaient effectuées à deux mètres du centre de la placette le long des branches du trépied. Les distances entre chacun de ces trois points de référence et

un arbre ont été mesurées avec le Vertex-III. Le calcul de trilatération a été fait subséquemment à l'aide d'un programme Python développé à cet effet par l'auteur.

Pour des placettes « intensives » (tableau 3.1), les mesures suivantes ont été effectuées : DHP, espèce, pourcentage de défoliation, état de l'arbre (vivant ou mort) et hauteur, pour la totalité des arbres de deux mètres et plus dans la placette. De plus, tous ces arbres ont été positionnés avec la méthode de trilatération. Les mesures des six placettes intensives ont permis d'obtenir un nombre considérable de hauteurs-terrain d'arbres positionnés qui ont servi de référence. De plus, elles ont aussi servi à calibrer les modèles utilisés pour estimer la hauteur à partir du DHP et l'inverse (voir section 3.5). De plus, 30 arbres ont été coupés à un mètre du sol (cinq par placette intensive). Cela a permis de mesurer l'arbre une fois au sol pour avoir une mesure de la hauteur très exacte. Il a également été possible de déterminer la hauteur de l'arbre en fonction de son âge en comptant les cernes de croissance sur une tranche prélevée à un mètre pour des recherches futures (exemple : $2017 - \text{nombre de cernes} = \text{l'âge de l'arbre lorsque celui-ci avait un mètre de hauteur}$). Les mesures des arbres abattus ont permis de corriger le biais de hauteur d'arbres mesurés avec la perche et le vertex. Le biais correspond à la moyenne de l'écart entre les mesures d'arbres abattus et leur hauteur mesurée indirectement avant la coupe. En moyenne, la hauteur des arbres (debout) était sous-estimée de neuf centimètres par rapport à leur hauteur réelle (abattue). Pour l'ensemble des mesures de hauteurs d'arbres effectuées par perche et vertex, la mesure a été corrigée en retranchant le biais.

Quant aux « placettes » drone, seulement cinq arbres-études ont été mesurés et positionnés, en plus d'effectuer un survol de drone. L'utilité de ces placettes était d'augmenter rapidement le nombre de hauteurs d'arbre drone pour une comparaison subséquente avec les hauteurs mesurées sur la paire d'images satellites.

Pour chacune des 18 placettes, un survol de drone piloté de manière manuelle a été effectué pour y acquérir des images aériennes à très basse altitude. Les images des drones ont permis la création de nuages de points photogrammétrique (NPP) par appariement d'images automatiques. Le tableau 3.2 présente les différentes caractéristiques du drone et des survols lors de l'acquisition des images. Au sol, quatre cibles ont été positionnées, servant de points de calage pour chacun des NPP (voir section 3.3). L'une d'elles était positionnée au centre de la placette alors que les trois autres étaient situées en périphérie, séparées de 120° . Les coordonnées des cibles ont été mesurées à l'aide d'un GNSS SX Blue-II (GENEQ, Montréal). Le récepteur GNSS a capté le signal des constellations satellites GPS et GLONASS. Il effectuait également une correction à l'aide des données en temps réel fournies par le *Wide Area Augmentation System* (WAAS). L'antenne du GNSS était installée sur une pole d'une hauteur de deux mètres, pour faciliter la réception du signal. La hauteur de la pole a été soustraite sur toutes les mesures effectuées pour obtenir l'altitude au sol. Lors de la prise des mesures, l'appareil était configuré pour moyenniser les positions calculées pendant une minute.

Tableau 3.2: Caractéristique du drone, de la caméra et des survols pour l'acquisition d'imagerie aérienne

Caractéristiques du drone	
Modèle du drone	DJI Phantom 3 4k
Modèle de la caméra	Sony Exmor
Longueur focale de la caméra	3.6 mm
Dimension du pixel	1.57 μm
Dimension du plan focal	6.317 x 4.738 mm
Bandes spectrales	Bleu, Vert, Rouge
Caractéristiques du plan de vol	
Altitude	20 m au-dessus du sol *
Résolution spatiale	1 cm*
Recouvrement longitudinal	90%*
Recouvrement latéral	85%*

*approximatif selon le survol

De plus, pour chaque placette, huit mesures de topographie ont été enregistrées avec le même instrument ayant servi pour les cibles de drone. Deux transects comportant quatre mesures chacun ont été effectués (nord/sud et est/ouest). Ces mesures ont permis de comparer l'altitude réelle du terrain à celle interpolée à partir des modèles numériques de terrain drone (MNT).

Quelques semaines avant la campagne terrain (le 7 juillet 2017), une paire d'images stéréo sans nuages de la zone d'étude a été acquise par le capteur optique à très haute résolution WorldView-3. Les images ont été captées avec une résolution de 31 cm en bande panchromatique et de 1.24 m en bande multispectrale. Le tableau 3.3 présente les caractéristiques d'acquisition de la stéréo-paire.

Pour que la paire d'images stéréo soit bien géoréférencée, sept points de calage bien répartis sur la zone d'étude (voir figure 3.1) ont été géopositionnés. Ils ont été mesurés avec le même instrument ayant servi pour les cibles du drone et les mesures de topographie. Les points de calage correspondaient à des éléments bien visibles sur les images, par exemple des extrémités de lignes routières, des pierres blanches sur fond foncé, etc. La prise de mesure des points de calage a été effectuée pendant une minute sur le même élément pour améliorer l'exactitude de la coordonnée. Également, pour chaque point de calage, des photos terrestres de la localisation exacte des mesures ont été prises afin de guider les pointés sur les pixels correspondants en laboratoire.

Tableau 3.3 : Paramètres d'acquisitions des deux images WorldView-3

Paramètres	Image 1	Image 2
Date d'acquisition	7 juillet 2017	7 juillet 2017
Heure d'acquisition	16h 47 min 02sec	16h 47 min 55sec
Type d'image	2A	2A
Azimut solaire	165.5°	165.8°
Élévation solaire	58.4°	58.4°
Azimut satellitaire	24.1°	186.5°
Élévation satellitaire	71.5°	71.0°
Bandes spectrales (longueur d'onde (nm))	Panchromatique (450-800)	Panchromatique (450-800)
	<i>Coastal</i> (400-452)	<i>Coastal</i> (400-452)
	Bleu (448-510)	Bleu (448-510)
	Vert (518-586)	Vert (518-586)
	Jaune (590-630)	Jaune (590-630)
	Rouge (632-692)	Rouge (632-692)
	<i>Red edge</i> (706-746)	<i>Red edge</i> (706-746)
	PIR1 ³ (772-890)	PIR1 (772-890)
	PIR2 (866-954)	PIR2 (866-954)

3.3 Création du modèle photogrammétrique WorldView-3

Les logiciels *Summit Evolution Professionnal* v. 7.4 (DAT/EM Systems International, Anchorage, USA) et *ENVI* v. 5.4 (Harris Geospatial solution, Broomfield, USA) ont été utilisés pour créer un modèle stéréo permettant d'effectuer des mesures en trois

³ PIR signifie proche infrarouge

dimensions. Le logiciel *ENVI* a été utilisé pour l'affinage panchromatique des images (*image pansharpening*) alors que le logiciel *Summit Evolution* a été utilisé pour générer le modèle stéréo. Celui-ci a été créé d'après les images affinées avec l'algorithme Gram-Schmidt. L'affinage panchromatique permet de fusionner l'image panchromatique à l'image multispectrale. Le résultat est une nouvelle image avec la résolution spatiale de la bande panchromatique et les couleurs des bandes multispectrales. Belfiore et ses collaborateurs (2016) ont démontré la qualité de l'affinage panchromatique de l'algorithme Gram-Schmidt sur des images provenant du capteur WorldView-3. Cet affinage a facilité la mise en correspondance des pixels de l'image avec les points de calage, mais également entre les points d'attache (*tie points*).

Pour améliorer la qualité de l'ajustement géométrique du modèle stéréo, les coefficients des courbes polynomiales rationnelles originales (RPC) ont été ajustés avec les 7 points de contrôles mesurés sur le terrain (section 3.2). Finalement, pour améliorer l'orientation relative entre les images et ainsi la perspective en trois dimensions du modèle stéréo, 30 points d'attache (*tie points*) ont été saisis entre les deux images sur l'ensemble du modèle stéréo avec une erreur quadratique de un pixel et moins. Les objets servant de point d'attache (*tie points*) étaient des éléments bien visibles sur les deux images (extrémité de ligne routière, grosse pierre, coin de bâtiments, etc.).

L'utilisation de lunettes à cristaux liquides (*shutter glasses*) a permis de percevoir la 3D sur la paire d'images WorldView-3 représentée à l'écran à l'aide d'une carte

vidéo stéréo. La technologie utilisée par ces lunettes fait en sorte que l'œil droit ne perçoit que l'image de droite et que l'œil gauche ne perçoit que l'image de gauche. La 3D est simulée en alternant les deux images rapidement. L'utilisation de lunettes à cristaux liquides a été nécessaire tout au long de la prise de mesures par intersection spatiale (décompte et hauteur).

3.4 Génération des nuages de points photogrammétriques à partir des images de drone

La mise en correspondance d'objet à partir de documents à différentes échelles (données terrain et image satellitaire par exemple) peut être ardue sans repères visuels intermédiaires. Pour faciliter la mise en correspondances des arbres entre les différentes échelles, des nuages de point photogrammétrique (NPP) ont été générés à partir des images de drone pour chacune des placettes. Diverses études ont déjà démontré la capacité des NPP à reconstituer la structure forestière en trois dimensions (St-Onge et al., 2015 ; Tang et Shao, 2015, Mohan et al., 2017). En plus de faciliter la mise en correspondance des mesures, les NPP ont permis également d'extraire assez précisément la hauteur des arbres et ainsi d'augmenter le nombre d'échantillons pour la comparaison avec les mesures effectuées sur le modèle stéréo satellitaire, car le nombre d'échantillons mesurés et positionnés directement sur le terrain était limité. Les NPP ont aussi servi à calculer l'erreur de mesure associée à la topographie ainsi

que l'erreur provenant de la sous-estimation des apex d'arbres dans les mesures par intersection spatiale.

Les NPP ont été générés avec le logiciel Pix4D Mapper v. 4.1.24. L'aérotriangulation a été réalisée avec les orientations externes brutes (X, Y, Z, oméga, phi, Kappa) de chacun des clichés et les paramètres de la caméra présentés au tableau 3.2. Par la suite, l'aérotriangulation a été raffinée en utilisant quatre points de calage marqués par les cibles au sol lors des survols. Les paramètres internes de la caméra ont été légèrement optimisés pour améliorer le résultat final. L'optimisation des paramètres internes (focale, point principal et distorsion radiale) a été effectuée en utilisant l'algorithme d'autocalibration du logiciel. Il optimise les paramètres internes en essayant de garder les valeurs le plus près de celles d'origines. L'appariement dense (*dense matching*) a été effectué en utilisant une fenêtre de corrélation de 7x7 pixels et le paramètre de densité de point « optimal ». Pour le paramétrage de l'algorithme, différents facteurs ont été pris en considération tels que le temps de traitement, le matériel informatique disponible et la qualité des résultats. Le résultat de la densification du nuage de points a été enregistré en format *.las* version 1.3 (ASPRS 2010), contenant les coordonnées X, Y, Z de chaque point ainsi que les valeurs RGB.

Par la suite, les NPP ont été classifiés. La classification d'un nuage de points (lidar ou photogrammétrie) est une étape cruciale dans le traitement de ce type de données (Lim et al., 2003 ; Næsset et Nelson, 2007 ; White et al., 2013). Elle permet, en outre, de distinguer les points qui correspondent au sol de ceux qui n'en font pas partie. L'algorithme *lasground* du logiciel *LasTools* (RapidLasso, 2017) a permis d'effectuer

cette classification pour tous les NPP. Une fois les nuages de points classifiés, il a été possible de générer des MNT et des MNS. La soustraction du MNS au MNT a permis de créer des MHC. En utilisant les points ayant été classés comme sol, des MNT ont été générés avec une résolution spatiale de 10 cm. La valeur de chaque cellule correspondait à l'altitude moyenne de tous les points dans chaque cellule interpolée. Les MNS ont été générés avec la même résolution spatiale de 10 cm en utilisant la valeur maximale des points classifiés comme non-sol dans chaque cellule.

Les MNT ont servi à 1) évaluer la contribution de l'erreur d'altitude du sol dans les mesures de hauteur d'arbres et 2) à normaliser les hauteurs d'arbres drone. Les NPP ont été normalisés en soustrayant l'altitude de leur MNT respectif. Le résultat de cette opération permet d'enlever la composante topographique du nuage de point pour permettre la comparaison des mesures d'arbres à d'autres échelles (terrain et satellite).

3.5 Création d'un modèle DHP-hauteur

Un modèle hauteur-diamètre permet d'estimer la hauteur d'un arbre en fonction de son diamètre à hauteur de poitrine (DHP) ou inversement. La mesure de hauteur de tous les arbres est coûteuse en temps lors d'une campagne terrain. Il n'est donc pas rare de prédire la hauteur d'un arbre en fonction de son DHP en utilisant ce genre de modèle (Perron, 2009). Généralement, le modèle préconisé est non-linéaire (Chapman-Richard) (Peng et al., 2004). Il est également possible de construire un

modèle local en utilisant des échantillons de hauteurs d'arbres mesurées sur le terrain et leur DHP respectif. Dans le cas de cette étude, le modèle DHP Hauteur a été nécessaire pour deux raisons. Il a permis, plus tard dans l'étude, de sélectionner les arbres de quatre mètres et plus pour isoler l'effet des petits arbres sur les décomptes. De plus, il a permis d'estimer les DHP pour les arbres dont la hauteur a été mesurée sur le modèle stéréo, rendant ainsi possible l'estimation de la surface terrière de chaque arbre (section 3.9).

Pour la création du modèle hauteur-diamètre, les mesures de DHP et de hauteurs effectuées dans les placettes intensives ont été utilisées. Pour éviter de fausser les modèles, seulement les arbres vivants ont été utilisés. De plus, pour vérifier l'influence des différentes espèces sur la relation hauteur-diamètre, deux modèles ont été créés. Le premier modèle a été construit en n'utilisant que les épinettes noires alors que le deuxième se basait sur les données de toutes les espèces. Pour chacun des deux modèles, le coefficient de détermination (r^2) et l'erreur quadratique moyenne absolue et relative ont été calculés pour des fins de sélection du modèle.

Pour estimer le DHP d'un arbre à partir de sa hauteur, nous avons utilisé le modèle inverse de celui présenté précédemment. La même procédure que le modèle précédent a été utilisée pour sa création. Pour valider la qualité de la régression linéaire, le coefficient de détermination (r^2) et l'erreur relative standard absolue et relative ont été calculés.

3.6 Décompte des arbres mesurables en stéréo

Le premier sous-objectif de ce projet était d'évaluer le taux de détection en stéréo des arbres de deux mètres et plus. Il est important d'obtenir un décompte d'arbres le plus précis possible, car plusieurs variables forestières en dépendent (densité, biomasse, surface terrière, etc.) (Pouliot et King, 2005). Plusieurs auteurs ont démontré la possibilité d'avoir des décomptes d'arbres précis à partir d'images satellites à très haute résolution (Ke et Quackenbush, 2011, Ozdarici-Ok, 2015). Dans la très grande majorité des cas, les décomptes étaient effectués en mode monoscopique. Les taux de détection ainsi obtenus sont beaucoup plus élevés qu'en mode stéréo puisque dans ce dernier cas, chaque arbre doit être visible dans les deux images, ce qui pose des conditions plus restrictives. Puisque la technique d'intersection spatiale utilisée dans cette étude nécessite deux points de vue différents pour extraire la coordonnée 3D (permettant la mesure de hauteur d'arbre) d'un objet, seuls les arbres visibles en mode stéréo ont donc été comptabilisés.

Pour réaliser le premier sous-objectif, le nombre d'arbres de deux mètres et plus a été établi à partir du modèle stéréo pour la majorité des placettes (excluant les placettes drone). Les résultats ont été ensuite comparés aux décomptes terrain par régression linéaire. Pour analyser la qualité de cette régression, le coefficient de détermination (r^2), l'erreur quadratique moyenne relative et absolue ont été calculés.

Des tests initiaux ont révélé que les très petits arbres, la plupart du temps assez nombreux, sont difficiles à détecter puisque la taille d'un arbre a un effet sur sa

détectabilité (Næsset et Nelson, 2007 ; Thieme et al., 2011). Pour cette raison, nous avons refait l'analyse avec les arbres de quatre mètres et plus. Pour identifier les arbres de quatre mètres et plus dont la hauteur n'avait pas été mesurée sur le terrain, les hauteurs des arbres des placettes standards ont été estimées à l'aide du modèle hauteur-diamètre. L'équation de la droite de régression du modèle a ainsi été appliquée au DHP de chaque arbre pour en prédire la hauteur. Pour les placettes intensives, les hauteurs mesurées sur le terrain ont servi à la séparation. Pour appliquer cette même sélection sur les arbres visibles sur les images satellitaires, la mesure de hauteur des arbres a été effectuée lors du décompte. La méthode de mesure des hauteurs sera présentée à la section 3.8.2. Une régression a également été effectuée sur les décomptes des arbres de quatre mètres et plus. Le coefficient de détermination (r^2), l'erreur résiduelle standard (ERS) absolue et relative ont été rapportés.

Finalement, pour vérifier l'effet du substrat sur le taux de détection, un test statistique de Kruskal Wallis, a été effectué. Ce test non paramétrique permet de déterminer si les groupes d'échantillons comparés proviennent de la même population (Kruskal et Wallis, 1952). L'hypothèse testée avec ce test statistique est que le contraste visuel entre les arbres et le substrat influence leur détectabilité. L'utilisation du test Kruskal-Wallis a été préconisée, car le test ne présume pas d'une distribution spécifique (normale, etc.) dans l'échantillon à analyser. De plus, il a l'avantage de s'appliquer à de très petits échantillons ($n < 30$). Le test a été réalisé avec la fonction *Kruskal.test* du logiciel statistique R (R Development Core Team, 2008). Les trois groupes qui ont été comparés sont les placettes avec substrat de cladonie, de roc et de tourbe (tableau

3.1). Les groupes de substrats différents ont été comparés en fonction des taux de détection pour les arbres de deux mètres et plus et quatre mètres et plus.

3.7 Mesure de l'altitude du sol

Le deuxième sous-objectif du projet était de comparer les mesures de hauteur d'arbres obtenues par intersection spatiale à celles mesurées sur le terrain pour en évaluer l'erreur de mesure. Pour réaliser des mesures d'arbres en stéréo, il faut être en mesure de voir l'apex de l'arbre de deux points de vue différents. Il faut également pouvoir réaliser une mesure précise de l'altitude du sol à proximité des arbres visés. Par conséquent, nous nous sommes d'abord assuré que l'altitude du sol mesurée par intersection spatiale était précise en la comparant à celle mesurée par drone. De plus, l'altitude mesurée sur le terrain à l'aide d'un récepteur GNSS a été comparée au MNT-drone pour s'assurer d'une bonne concordance des mesures entre les deux sources.

Tout d'abord, pour comparer l'altitude du terrain à celle obtenue par drone, la valeur de l'altitude des MNT-drone a été extraite sur les huit points GNSS relevés dans chaque placette (voir section 3.2). Par la suite, en regroupant l'ensemble des mesures d'altitudes pour toutes les placettes, l'erreur quadratique moyenne et le biais entre les deux sources de mesure ont été calculés. Le calcul de l'erreur moyenne quadratique a permis de quantifier l'exactitude des MNT-drone d'après les mesures terrain. De plus,

l'utilisation du biais (moyenne des écarts entre MNT et GNSS) comme indicateur de l'erreur a permis d'évaluer s'il y avait sous-estimation ou surestimation générale de l'altitude des MNT par rapport aux mesures GNSS .

Pour quantifier l'erreur de mesure associée à la topographie entre les MNT-drone et les mesures d'intersection spatiale (pointés stéréo sur le sol), la même procédure qu'entre les MNT-drone et les mesures-terrain a été employée. Pour chacune des placettes, neuf pointés stéréo sur le sol ont été effectuées. Un pointé stéréo consistait à trouver le même point au sol sur les deux images de la paire stéréo. Dans la majorité des cas, les pointés manuels étaient répartis de manière uniforme dans la placette. Cependant, lorsque la densité des arbres était particulièrement forte, certaines mesures n'ont pu être bien réparties. Par la suite, les valeurs d'altitudes des MNT-drones ont été extraites aux mêmes coordonnées que les pointés à des fins de comparaison. L'erreur quadratique moyenne ainsi que le biais ont été calculés pour voir le niveau d'erreur entre les deux échelles de mesure. La figure 3.4 illustre les comparaisons effectuées entre les différentes sources de mesures.

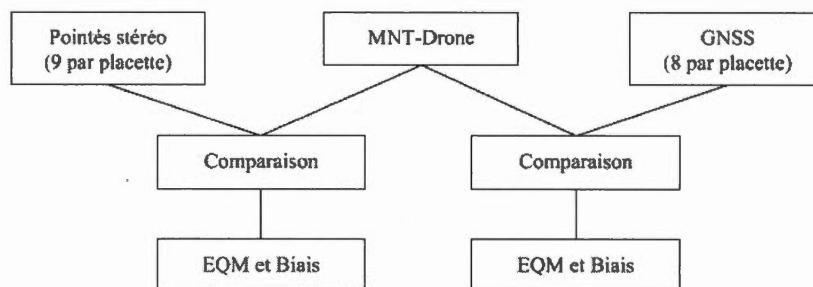


Figure 3.4: Étapes de la comparaison des mesures de topographie à des données de référence.

3.8 Mesure de la hauteur des arbres

La hauteur des arbres est un paramètre biophysique important dans l'étude de la canopée forestière. Elle est utilisée comme paramètre clé pour plusieurs variables forestières, dont l'estimation de la biomasse (Larjavaara et Muller-Landau, 2013). Il est donc important d'obtenir une mesure aussi précise que possible. Pour démontrer la précision des mesures de hauteurs effectuées par intersection spatiale, ces dernières ont été comparées à deux autres niveaux d'échelle (terrain et drone). Tout d'abord, les comparaisons entre les mesures terrain et les mesures drone ont permis de valider si les NPP permettaient de reconstituer de manière précise la structure forestière subarctique. Par la suite, les comparaisons entre les mesures effectuées par

intersection spatiale et les mesures terrain positionnées par trilatération (section 3.2) ont permis d'évaluer l'erreur de mesure d'arbres individuels. Pour compenser le nombre d'échantillons terrain limité, la mise en relation entre les mesures drone et d'intersection spatiale a permis d'augmenter considérablement la quantité de données permettant d'évaluer les mesures réalisées à partir des images satellitaires. De plus, la comparaison des mesures d'intersection satellitaires avec les NPP non normalisée a permis d'isoler l'erreur de la sous-estimation associée à l'apex des arbres. La figure 3.5 illustre l'ensemble des comparaisons de mesures de hauteurs d'arbres effectuées ainsi que les corrections des biais pour certaines mesures.

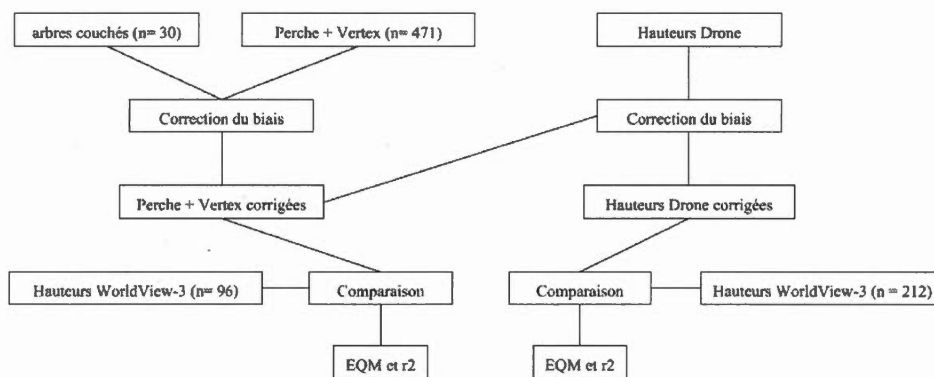


Figure 3.5: Étapes de la comparaison des hauteurs arbres mesurées à partir de WorldView-3 à des données de références.

3.8.1 Comparaison des hauteurs d'arbres terrain et drone

La première comparaison qui a été effectuée était entre les mesures terrain et les hauteurs drones. Des 501 arbres mesurés sur le terrain, 308 arbres ont été associés avec leur homologue sur les NPP, par correspondance visuelle (un à un). La hauteur d'arbre drone retenue correspondait au point le plus haut du NPP pour chaque arbre. Pour faciliter la mise en correspondance des mesures entre les deux échelles, des orthoimages ont été générées (une par placette) à partir des nuages de point drone avec le logiciel Pix4D Mapper v.4.1.24. Les positions des arbres terrain mesurées par trilatération ont été superposées à l'orthoimage pour faciliter la mise en correspondance des mesures. La figure 3.6 illustre la méthode employée pour la mise en correspondance des mesures drone et terrain. Les hauteurs terrain et drones ont été comparées par régression linéaire. Pour évaluer la qualité de la régression, l'erreur relative standard, le biais et le coefficient de détermination (r^2) ont été calculés.

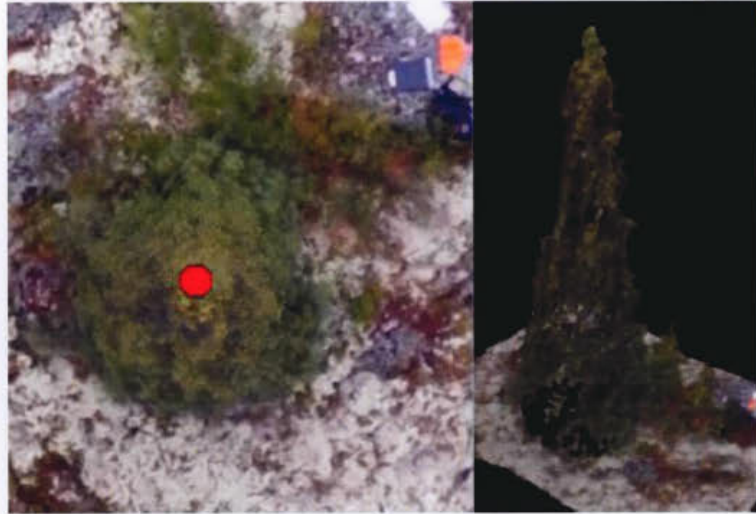


Figure 3.6: Mise en correspondance des hauteurs drone et terrain. À gauche : superposition de l'orthomosaïque drone et de la mesure terrain positionnée par trilatération. À droite : représentation 3D d'une épinette noire extraite d'un nuage de points photogrammétrique.

Pour que les mesures de hauteurs d'arbres drone représentent le plus fidèlement les mesures terrain, une correction du biais a été appliquée aux hauteurs calculées par drone. Le biais représentait la moyenne des écarts entre les mesures drone et terrain. Plusieurs auteurs ont déjà démontré que des hauteurs d'arbres photogrammétriques sous-estimaient des mesures de références (terrain ou lidar) (Baltsavias et al., 2008; St-Onge et al., 2015; Panagiotidis et al., 2017) . L'appariement d'image peut en effet causer un lissage des surfaces.

3.8.2 Comparaison des hauteurs d'arbres terrain et WorldView-3

La deuxième comparaison a été effectuée entre les mesures terrain et les mesures par intersection spatiale sur les images satellitaires. Tout d'abord, pour effectuer les mesures sur la stéréo paire d'images satellites, tous les arbres de chacune des placettes qui étaient visibles sur les deux images ont été mesurés. Les mesures ont été effectuées à l'aide d'une station photogrammétrique numérique (Summit Evolution, v. 7.4, Anchorage, USA) en visualisation 3D. Pour extraire une coordonnée 3D de chaque arbre, son apex était identifié sur chacune des images ce qui permettait d'extraire la coordonnée (XYZ) correspondante par intersection spatiale. Le même procédé a été effectué au pied de l'arbre, légèrement en retrait de la couronne, pour calculer l'altitude du sol. Dans certains cas (placette plus dense), l'altitude du sol a été mesurée un peu à l'écart de l'arbre (3-4 mètres au plus). La hauteur de l'arbre a été calculée en soustrayant l'altitude de l'apex à celle du sol. L'ensemble des mesures ont été effectuées sur la paire d'images stéréo en visualisation composée colorée pour augmenter le contraste entre l'apex et le sol. Pour tous les arbres qui n'étaient pas visibles sur les deux images de la stéréo paire, les hauteurs n'ont pu être mesurées par intersection spatiale.

La mise en correspondance entre les mesures par intersection spatiale et terrain a été effectuée de manière visuelle. Les coordonnées des apex d'arbres ont été superposées aux orthoimages drone pour faciliter la mise correspondance. Pour évaluer le niveau d'erreur des mesures de hauteur d'arbre par intersection spatiale, celles-ci ont été comparées par régression linéaire aux mesures terrain. Le biais, l'erreur relative

standard et le coefficient de détermination (r^2) ont été calculés pour évaluer la qualité de la régression linéaire.

3.8.3 Comparaison des hauteurs d'arbres WolrdView-3 et drone

La troisième comparaison a été effectuée entre les mesures drone et les mesures par intersection spatiale. Le nombre restreint de hauteurs terrain mesurées in situ a limité les possibilités de comparaisons avec les mesures satellites. Pour augmenter le nombre d'échantillons, nous avons remplacé les hauteurs d'arbres terrain par les hauteurs d'arbres drones. La méthode employée pour la prise de mesure par intersection spatiale a été la même que celle présentée dans la section 3.8.2. Quant aux mesures drone, elles ont été effectuées sur le nuage de points drones en visualisation 3D. Une régression a été effectuée entre les deux échelles de mesure. Pour valider la qualité et la précision de la régression, le r^2 , l'erreur relative standard relative, absolue et le biais ont été calculés.

3.9 Calcul de surfaces terrières

Le dernier sous-objectif de cette étude était de comparer les surfaces terrières estimées à partir des hauteurs obtenues par intersection spatiale à celles mesurées sur le terrain. La surface terrière est : « [...] la surface totale de la découpe des arbres, à 1.3 m de hauteur, sur un hectare » (Ministère des Ressources naturelles, 2014, p.131).

C'est un attribut fortement relié à la biomasse, mais dont la mesure est plus simple. L'équation 3.1 illustre le calcul de surface terrière pour un arbre.

$$ST = DHP^2 * 0.00007854^4 \quad [Eq. 3.1]$$

Où :

DHP : Diamètre de hauteur de poitrine en cm

ST : Surface terrière en m²

En effectuant la somme des surfaces terrières de tous les arbres, divisées par la superficie de la placette en hectare, on obtient la surface terrière d'une placette. Les surfaces terrières s'expriment en en m² · ha⁻¹. Avec les DHP de tous les arbres mesurés lors de la campagne terrain, les surfaces terrières terrain ont été calculées pour chacune des placettes. En appliquant l'équation du modèle DHP-hauteur (section 3.5) aux mesures de hauteurs par intersection spatiale, il a été possible de

⁴ La constante utilisée est la réduction de la formule suivante utilisé dans le calcul de surface terrière : $\pi / (4 * 10000)$

prédire le DHP de chaque arbre mesuré. Par la suite, la surface terrière de chaque arbre mesuré par intersection spatiale a été calculée à l'aide de l'équation 3.1. Finalement, la surface terrière de chaque placette a été calculée en additionnant les surfaces terrières de tous les arbres d'une placette et en divisant par la superficie de la placette en hectare.

3.9.1 Comparaison des surfaces terrières

Jusqu'ici, nous avons présenté une méthodologie pour estimer le nombre d'arbres et leurs hauteurs respectives à l'aide d'une technique d'intersection spatiale sur des images satellites à très haute résolution. Pour calculer des surfaces terrières, il est important que les décomptes et les mesures de hauteurs d'arbres soient faits de manière précise. Ceci est primordial, car la surface terrière représente la somme de la surface de découpes à 1.3 m du sol de tous les arbres visés. Quant à la hauteur, elle est importante, car les DHP sont estimés à partir de celle-ci avec le modèle diamètre-hauteur (section 3.5). Pour documenter l'effet de chacun des deux paramètres (décompte et hauteur), des comparaisons par régression entre les surfaces terrières terrain et celles mesurées par intersection ont été effectuées. La première comparaison a été effectuée entre les surfaces terrières calculées sur le terrain et les surfaces terrières brutes WorldView-3. La deuxième comparaison a été effectuée entre les surfaces terrières terrain et les surfaces terrières WorldView-3 en incluant une correction de la hauteur des arbres (pour les hauteurs WorldView-3). Finalement, la dernière comparaison a été faite entre les surfaces terrières terrain des arbres de quatre mètres et plus et les surfaces terrières WorldView-3 des arbres de quatre mètres et plus avec correction de la hauteur. De plus, tout au long du processus, le

substrat des placettes a été considéré pour comprendre son effet sur les résultats. L'ensemble de ces comparaisons a permis d'atteindre le troisième sous-objectif qui était de comparer les surfaces terrières de référence (terrain) à celles mesurées par intersection spatiale.

3.9.2 Comparaison des surfaces terrières brutes

Comme mentionnée précédemment, la première comparaison a été effectuée entre les surfaces terrières terrain et les surfaces terrières WorldView-3 brutes. Pour les deux types de mesures, la somme des surfaces terrières par placette a été calculée. Il était attendu que lors de cette comparaison, les surfaces terrières WorldView-3 soient inférieures, car la hauteur des arbres est sous-estimée (donc les DHP) et qu'il est difficile de détecter les petits arbres (quatre mètres et moins) en mode stéréo. La comparaison entre les deux types de mesures a été effectuée à l'aide d'une régression linéaire. Pour évaluer la précision de la comparaison, le r^2 et l'erreur relative standard relative et absolue ont été calculés.

3.9.3 Comparaison des surfaces terrières avec correction de la hauteur

La deuxième comparaison a été effectuée entre les surfaces terrières terrain et les surfaces terrières WorldView-3 avec correction de la hauteur. La méthode d'intersection spatiale utilisée pour mesures de la hauteur d'arbres comporte certaines limites. L'une d'entre elles est que la hauteur des arbres est généralement sous-estimée par rapport à la mesure réelle. Puisque les DHP WordView-3 sont estimés à partir de la hauteur de l'arbre, il est important d'obtenir une mesure de hauteur précise. Pour pallier à la sous-estimation de la hauteur des arbres, nous avons corrigé

les hauteurs mesurées par intersection spatiale du biais entre les mesures de hauteur terrain et WorldView (section 3.8.2). Suite à cette correction, le DHP des arbres mesurés par intersection spatiale a été estimé et les surfaces terrières ont été calculées. Pour comprendre l'effet de cette correction sur le calcul de la surface terrière, une comparaison entre les surfaces terrières terrain et les surfaces terrières WorldView-3 (avec correction de la hauteur) a été réalisée par régression. Pour évaluer la régression linéaire entre les deux types de mesures, le r^2 , l'erreur relative standard relative et absolue ont été calculés.

3.9.4 Comparaison des surfaces terrières avec correction de la hauteur et du décompte

La dernière comparaison a été effectuée entre les surfaces terrières terrain des arbres de quatre mètres et plus et les surfaces terrières WorldView-3 des arbres de quatre mètres et plus avec correction de la hauteur. La correction des surfaces terrières avec les arbres de quatre mètres et plus a permis de réduire l'effet de la non-détection des très petits arbres. Dans la majorité des cas, la technique d'intersection spatiale ne permettait pas de mesurer des arbres de petite taille (2-4 m), car ils étaient souvent cachés par des arbres plus grands. Pour documenter cet effet de non-détection, les surfaces terrières de référence des arbres de quatre mètres et plus et celles obtenues à partir de WorldView-3 ont été comparées par régression. Le r^2 , l'erreur relative standard absolue et relative ont été rapportés.

CHAPITRE IV

RÉSULTATS

4.1 Ajustement du modèle WorldView-3

Suite à l'ajustement des RPC avec les points de calage, l'EQM planimétrique et altimétrique du modèle stéréo a été calculée (tableau 4.1). Elle se situe en deçà de 1 m dans tous les cas, mais l'erreur altimétrique est légèrement supérieure à l'erreur planimétrique.

Tableau 4.1: Précision du modèle stéréo WorldView-3

EQM X (m)	EQM Y (m)	EQM Z (m)
0.71	0.67	0.92

4.2 Précision des modèles photogrammétriques réalisés à partir du drone

Une fois la création des NPP effectuée à partir des images captées par drone, l'EQM a été calculée en rapport avec les quatre cibles placées au sol dans chaque placette. L'erreur planimétrique variait de 0.07 m à 1.30 m alors que l'erreur altimétrique variait de 0.008 m à 0.67 m (tableau 4.2). Elle se situait dans 74% des cas à 30 cm ou moins.

Tableau 4.2: Précision des NPP par rapport aux cibles pour chaque placette

Placette	EQM X (m)	EQM Y (m)	EQM Z (m)
1	0.11	0.12	0.008
2	0.20	0.12	0.16
3	0.10	0.15	0.62
4	0.95	1.15	0.21
5	0.12	0.10	0.03
6	0.07	0.18	0.37
7	0.83	0.65	0.46
8	0.18	0.22	0.09
9	0.25	0.35	0.09
10	0.12	0.07	0.24
11	0.13	0.08	0.19
12	0.28	0.42	0.07
13	0.10	0.17	0.13
14	0.26	0.28	0.67
15	0.04	0.05	0.12
16	0.86	1.30	0.08
17	0.15	0.43	0.18
18	0.19	0.30	0.53
Moyenne	0.27	0.34	0.24

4.3 Modèles hauteur-diamètre

La figure 4.1 représente les deux modèles hauteur-diamètre créés pour estimer la hauteur d'un arbre en fonction de son DHP. La droite de régression, l'erreur résiduelle standard (ERS) relative et absolue renseignent sur les caractéristiques de chacun des modèles. La différence dans le nombre d'échantillons de chaque modèle est très faible (19 arbres). Les r^2 obtenus pour les deux modèles sont identiques avec une valeur de 0.90 et la différence de l'ERS absolue entre les deux modèles est de deux centimètres. Il est à noter que les deux groupes de points formant des lignes verticales dans les graphes sont attribuables à la mesure des petits DHP avec le vernier à mesures prédéterminées (20 et 40 mm). Finalement, les points aberrants (*outliers*) du jeu de données contenant toutes les espèces correspondent principalement à des épinettes noires.

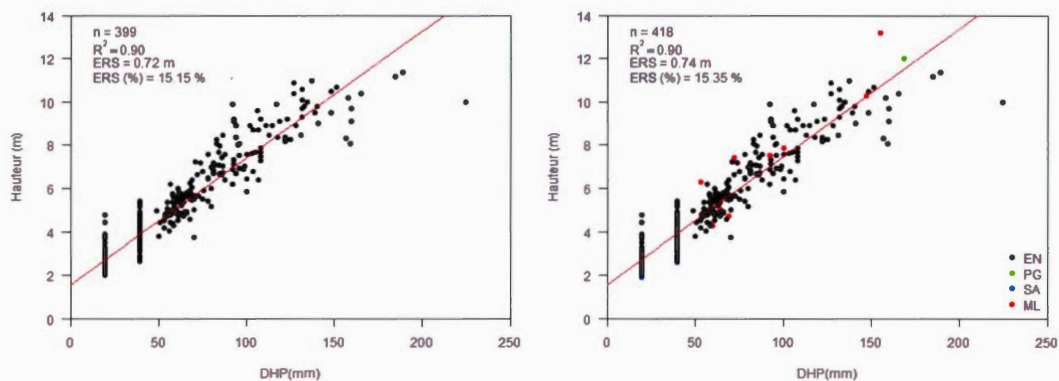


Figure 4.1: Modèle hauteur-diamètre (gauche: épinette noire seulement; droite: toutes espèces confondues)

À première vue, en regardant la relation entre le DHP et la hauteur, une forte tendance linéaire était observable pour les deux modèles. Nous avons donc opté pour un modèle de régression linéaire. Les hauteurs d'arbres ont été prédites avec l'équation 4.1.

$$H = 0.059180 \cdot \text{DHP} + 1.555 \quad [\text{Eq. 4.1}]$$

Où :

H = Hauteur de l'arbre en m

DHP = Diamètre de hauteur de poitrine en mm

Nous avons choisi le modèle hauteur-diamètre basé sur l'ensemble des espèces dans les analyses subséquentes, car il permettait d'avoir un plus grand nombre d'échantillons et d'espèces en altérant très faiblement la prédiction de la hauteur en fonction du DHP.

La figure 4.2 illustre le modèle créé pour prédire le DHP d'un arbre en fonction de sa hauteur (l'inverse du modèle précédent). L'ERS du modèle est de 11.87 mm, ce qui correspond à environ 22 % du DHP moyen.

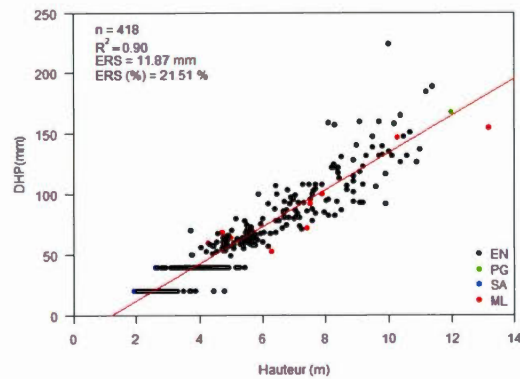


Figure 4.2: Modèle pour estimer le DHP à partir de la hauteur d'un arbre

L'équation 4.2 a permis de prédire le DHP d'un arbre en fonction de sa hauteur.

$$DHP = 15.250644 * H - 18.338 \quad [\text{Eq. 4.2}]$$

Où :

H = Hauteur de l'arbre en m

DHP = Diamètre de hauteur de poitrine en mm

4.4 Décompte des arbres en stéréo

La figure 4.3 illustre la relation entre les décomptes d'arbres terrain et les décomptes effectués sur le modèle stéréo WorldView-3. Elle permet également de montrer l'effet de la taille des arbres et du substrat sur les décomptes d'arbres. À première vue, il n'existe pas de relation entre les décomptes terrain et les décomptes stéréo pour tous les arbres inventoriés (2 m et plus). Les r^2 inférieurs à 0.1 et le fort décalage de la droite de régression par rapport à la droite 1:1 illustrent la faiblesse de la relation. Quant à l'effet du substrat, il est notable sur les décomptes des arbres de 2 m et plus alors que les milieux tourbeux semblent occasionner de plus grandes erreurs. L'ERS diminue d'environ 4 % lorsque ces milieux sont retirés de la comparaison. L'effet de la taille des arbres est révélé de par les ERS absolues plus faibles pour les décomptes des arbres de 4 m et plus comparés aux décomptes d'arbres de 2 m et plus. De plus, les r^2 obtenus pour les décomptes de 4 m et plus sont plus élevés que ceux obtenus pour les décomptes de 2 m et plus dans le cas des placettes sur cladonie. Ils varient entre -0.037 et 0.41 selon le substrat. Encore une fois, pour les décomptes des arbres de 4 m et plus, il est possible de noter l'effet du substrat par l'amélioration des r^2 de l'ERS sans les milieux tourbeux et rocheux.

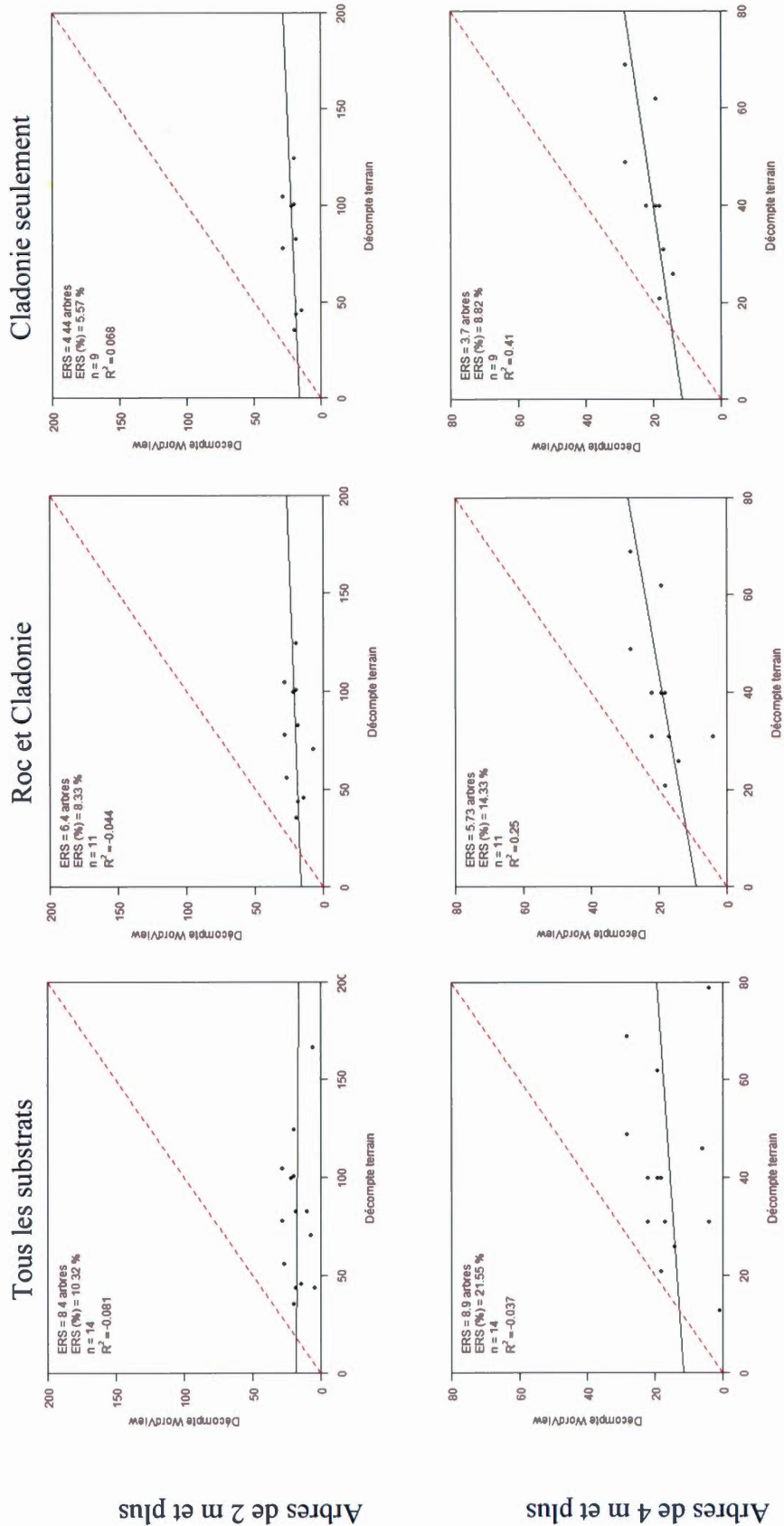


Figure 4.3: Décompte des arbres par placette en fonction du substrat et de la taille des arbres

Si l'on calcule la densité forestière à partir des décomptes stéréo, on observe une sous-estimation importante de ce paramètre biophysique par rapport à la densité forestière réelle. Le tableau 4.3 présente la densité forestière de chacune des placettes (WorldView-3 et terrain) ainsi que la différence relative entre les deux échelles de mesure. Les densités forestières estimées à partir de la paire d'images stéréo WorldView-3 varient entre 120 et 734 tiges par hectare. Cela se traduit par des différences relatives variant de 44 à 96 % avec les densités forestières terrain. Par ailleurs, les milieux tourbeux affichent les différences relatives les plus élevées, soient supérieures à 90 %.

Tableau 4.3: Comparaison des densités d'arbre de deux mètres et plus (tige/ha)

Placette	Densité WorldView-3 (tige/ha)	Densité terrain (tige/ha) ⁵	Différence relative (%)	substrat
1	637	1320	52	Roche
2	140	1419	90	Roche
3	700	2627	73	Cladonie
4	600	1467	59	Cladonie
5	133	1467	90	Tourbe
6	400	720	44	Cladonie
8	350	1151	69	Cladonie
9	734	3334	78	Cladonie
10	560	1559	64	Cladonie
11	667	3368	80	Cladonie
12	120	3338	96	Tourbe
13	667	4168	84	Cladonie
15	360	1659	78	Cladonie
17	333	2768	88	Tourbe
Moyenne	457	2169	75	-----
Écart-type	223	1066	15	-----

Le tableau 4.4 illustre les taux de détection des arbres de 2 et 4 m et plus, le substrat et la densité forestière (calculée sur le terrain) par placette. À première vue, on observe que les taux de détection en milieux tourbeux (2 et 4 m) sont les plus faibles (inférieurs à 15 %). La figure 4.3 indique la même tendance, alors que les r^2 augmentent lorsque les milieux tourbeux sont retirés des comparaisons. Les tourbières ont des densités relativement différentes, mais les taux de détection sont similaires (tableau 4.4).

⁵ Densité forestière pour les arbres de deux mètres et plus (WorldView-3 et terrain)

Dans les milieux de cladonie, la densité semble jouer un rôle sur les taux de détection. Plus la densité forestière est faible, plus le taux de détection est élevé. La placette 6 illustre bien ce phénomène, avec une densité forestière d'environ 720 arbres par hectare et un taux de détection de 86 % pour les arbres de 4 m et plus. À l'inverse, les placettes sur cladonie avec les densités les plus élevées ont les taux de détection (4 m et plus) parmi les plus faibles (par ex. placette 13). Finalement, le tableau 4.4 illustre bien également l'effet des petits arbres sur les taux de détection. Les taux obtenus pour les arbres de 4 m augmentent considérablement par rapport au taux des 2 m et plus, dans la majorité des cas.

Quant aux milieux sur socle rocheux, ils présentent des taux de détection très différents malgré des densités forestières similaires. Cependant, l'échantillon pour ce type de milieux est très restreint.

Tableau 4.4: Taux de détection, densité forestière et substrat par placette

Placette	Taux de détection (2 m et plus) (%)	Taux de détection (4 m et plus) (%)	Densité terrain (tige/ha) ⁶	Substrat
1	48	71	1320	Roche
2	10	13	1419	Roche
3	27	41	2627	Cladonie
4	41	45	1467	Cladonie
5	9	8	1467	Tourbe
6	56	86	720	Cladonie
8	30	54	1151	Cladonie
9	22	55	3334	Cladonie
10	36	57	1559	Cladonie
11	20	48	3368	Cladonie
12	4	5	3338	Tourbe
13	16	31	4168	Cladonie
15	22	55	1659	Cladonie
17	12	13	2768	Tourbe
Moyenne	25	42	2169	-----

Pour étudier l'effet du substrat sur le taux de détection, un test de Kruskal-Wallis a été effectué. Le tableau 4.5 illustre les valeurs p obtenues lors de ce test. Nous pouvons observer que la seule différence statistique notable (à $p \leq 0.05$) est entre les placettes sur cladonie et sur tourbe. Les deux autres comparaisons empêchent de rejeter l'hypothèse nulle en raison de leur valeur p supérieure à 0.05. Il est à noter que les valeurs p obtenues sont les mêmes pour les deux types de décomptes (2 m et 4 m et plus).

⁶ Densité forestière pour les arbres de deux mètres et plus

Tableau 4.5: Valeurs p obtenues pour le test de Kruskal-Wallis sur les taux de détection en fonction du substrat

substrat	Cladonie	Roche
Roche	0.909	
Tourbe	0.027	0.600

4.5 Mesures topographiques

Le tableau 4.6 illustre les erreurs quadratiques moyennes et les biais entre les différents moyens de mesure en ce qui a trait à la topographie du sol. À première vue, les MNT générés à partir des NPP surestiment la topographie de 15 cm en moyenne par rapport aux mesures GNSS sur le terrain. Cependant, l'EQM de 1.44 m indique une certaine variation entre les MNT-drone et les mesures terrain, malgré la précision des NPP (tableau 4.2). Quant aux pointés stéréo réalisés sur la stéréo-paire WorldView-3, ils sous-estiment la topographie de 44 cm en moyenne par rapport aux MNT-drone. L'EQM rapportée entre ces deux moyens de mesure est quelque peu supérieure à un mètre (1.08 m).

Tableau 4.6: Erreur quadratique moyenne et biais (en mètres) pour les mesures topographiques entre les différents niveaux d'échelles

Comparaison	Erreur quadratique moyenne	Biais
MNT-drone - GNSS	1.40	0.15
WorldView-3 – MNT-drone	1.08	-0.44

4.6 Mesures de la hauteur des arbres

4.6.1 Comparaison des hauteurs d'arbres terrain et drone

La figure 4.4 illustre la comparaison des hauteurs d'arbres drone avec les hauteurs terrain correspondantes. La comparaison statistique entre les deux moyens de mesure permet d'observer un r^2 très fort (0.97), malgré quelques données aberrantes. La droite de régression indique une sous-estimation des hauteurs drone par rapport aux hauteurs terrain. Le biais statistique permet également d'appuyer cette affirmation alors que les hauteurs drone sous-estiment, en moyenne, de 37 cm les hauteurs réelles. Une fois la correction du biais effectuée, la faible erreur résiduelle standard (ERS) et le r^2 élevé (0.4 m et 0.97) démontrent que les hauteurs photogrammétriques peuvent remplacer les hauteurs terrain pour augmenter le nombre d'échantillons à comparer avec les mesures par intersection spatiale réalisées à partir des images WorldView-3. Il est à noter que parmi les 501 arbres mesurés sur le terrain, 150 n'ont pu être associés à leur homologue sur les NPP.

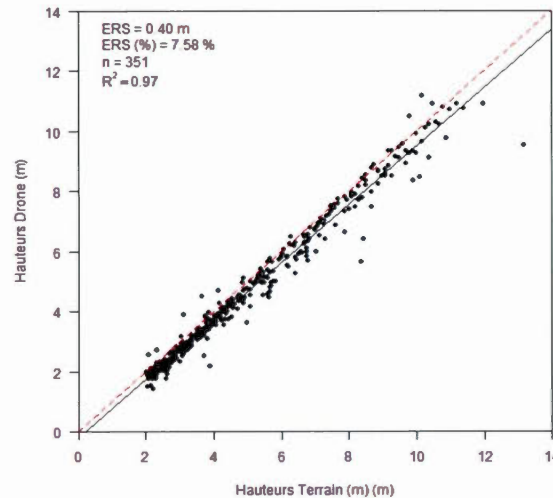


Figure 4.4: Comparaison des hauteurs d'arbres drone et hauteurs d'arbres terrain

Le tableau 4.7 permet de distinguer l'effet du substrat sur la comparaison des mesures de hauteur drone aux mesures terrain. Les mesures d'arbres sur socle rocheux comportent le plus grand niveau d'erreur avec un EQM de 0.76 m avant correction du biais et de 0.59 m après correction du biais. Cependant, le nombre d'échantillons est très restreint. La comparaison statistique des mesures d'arbres en milieu tourbeux produit un coefficient de détermination très élevé avec une valeur de 0.95. Les EQM sont légèrement inférieures à celles calculées pour les mesures sur socle rocheux (0.68 et 0.45). Finalement, la comparaison des mesures d'arbres sur cladonie produit les meilleurs résultats avec un r^2 de 0.98 et des EQM inférieures à 50 cm.

Tableau 4.7: Comparaison statistique entre les mesures de hauteur d'arbres drone et terrain en fonction du substrat

substrat	n	R ²	EQM (m) (avant correction du biais)	EQM (m) (après correction du biais)
Roche	9	0.83	0.76	0.59
Tourbière	101	0.95	0.68	0.45
Cladonie	241	0.98	0.47	0.37

4.6.2 Comparaison des hauteurs d'arbres terrain et WorldView-3

La figure 4.5 illustre la comparaison entre les mesures de hauteur d'arbre terrain et les mesures manuelles effectuées par intersection spatiale à partir des images WordView-3. La comparaison statistique entre ces deux modes de mesure permet d'observer une forte relation avec une valeur de r^2 de 0.84. De plus l'erreur résiduelle standard de la régression linéaire (0.91m) indique la possibilité de prédire la hauteur d'un arbre avec une grande précision. Le biais (-0.83 m) consiste en une sous-estimation de la hauteur des arbres mesurés par intersection spatiale par rapport aux mesures sur le terrain. De plus, le décalage de la droite de régression par rapport à la droite 1:1 indique une sous-estimation de la hauteur d'autant plus grande que l'arbre est grand. Finalement, il est possible d'observer que des mesures par intersection spatiale ont surestimé la hauteur de certains arbres.

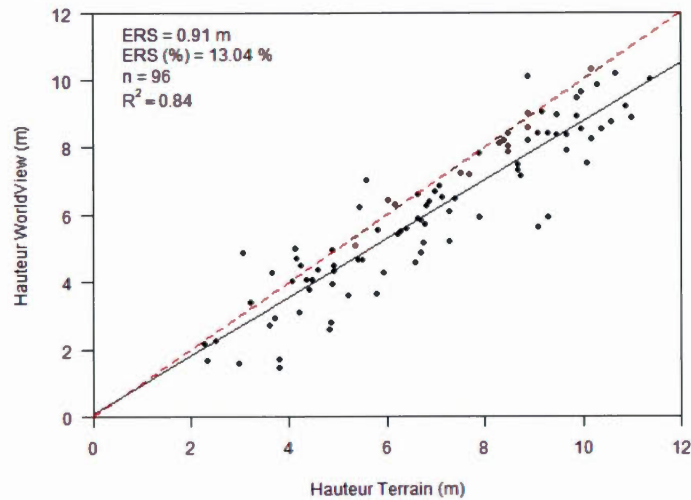


Figure 4.5: Comparaison des hauteurs terrain et des hauteurs WorldView-3

4.6.3 Comparaison des hauteurs d'arbres WorldView-3 et drone

La figure 4.6 compare les mesures de hauteur d'arbres drone aux mesures d'arbres WorldView-3. Le r^2 de 0.88 indique une relation statistique forte entre les mesures des hauteurs provenant de ces deux modes de mesure. Il existe également un biais négatif dans les hauteurs WorldView-3 par rapport à celles du drone (1.09 m). L'ERS de 0.80 m montre qu'il est possible de mesurer de manière précise des arbres, même petits, avec une méthode d'intersection spatiale sur des images satellitaires à très haute résolution.

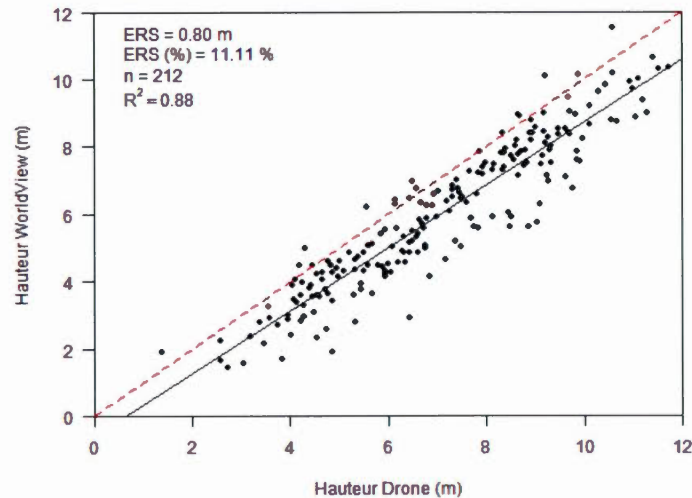


Figure 4.6: Comparaison des hauteurs d'arbres drone et des hauteurs WorldView-3

Au tableau 4.8, nous pouvons observer l'effet du substrat sur les mesures de hauteur d'arbres. À première vue, les r^2 variant entre 0.53 et 0.87 indiquent une bonne relation statistique entre les deux modes de mesure, dans la majorité des cas. Les EQM obtenues pour les milieux sur roche et sur cladonie ont une bonne précision. Par contre, les résultats obtenus dans les milieux tourbeux (r^2 de 0.53 et EQM de 1.84 m) révèlent la plus grande difficulté de mesure pour ce type de milieux. De plus, le faible nombre d'échantillons mesurés dans les milieux tourbeux coïncide avec la difficulté à détecter des arbres dans ce même milieu (tableau 4.4). La difficulté de détecter visuellement les arbres en milieux tourbeux fait en sorte qu'il est pratiquement quasi impossible d'effectuer des mesures de hauteur précises.

Tableau 4.8: Comparaison statistique entre les mesures de hauteur d'arbres
WorldView-3 et drone en fonction du substrat

Substrat	n	R ²	Biais (m)	EQM (m)
Roche	27	0.80	0.95	1.16
Tourbière	15	0.53	1.62	1.84
Cladonie	170	0.87	1.06	1.33

Lors de la prise de mesure de la cime des arbres, il a été possible d'isoler la part d'erreur attribuable à la mesure de la cime des arbres (excluant l'erreur topographique). Nous avons comparé les mesures de l'altitude des apex (sans soustraire la topographie) effectuées par intersection spatiale et les avons comparées aux altitudes correspondantes produites par drone. L'EQM ainsi calculée est de 1.64 m alors que le biais de mesure est de 1.27 m.

Il est à noter que la valeur des biais entre les deux comparaisons (WorldView-3-terrain et Drone-WorldView-3) est légèrement différente (1.09 et 0.8 m). Pour les arbres dont nous disposons de mesure terrain, drone et WorldView-3 (90 arbres), les biais des comparaisons drone-WorldView-3 et terrain-WorldView-3 étaient similaires (0.89 et 93 cm). Cependant, si l'on calcule le biais drone-WorldView-3 pour les arbres où l'on disposait seulement de mesures drone (122 arbres), celui-ci était de 1.2 m.

4.7 Comparaison des surfaces terrières

Le tableau 4.9 illustre la comparaison des surfaces terrières terrain et WorldView-3 en fonction du substrat et des corrections de la hauteur et du décompte. Les r^2 varient entre 0.61 et 0.79 pour l'ensemble des comparaisons de surface terrière. Les ESR s'échelonnent, quant à elles, de 0.94 à $1.57 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. Pour toutes les catégories de substrat, certaines ESR diminuent avec les différents types de correction. La première correction consistait à ajuster la hauteur des arbres par intersection spatiale selon le biais de mesure (figure 4.5) pour ensuite estimer les DHP et ainsi la surface terrière. La deuxième correction consistait à calculer les surfaces terrières des arbres de 4 mètres et plus (terrain et WorldView-3) tout en appliquant la correction de la hauteur aux mesures WorldView-3. L'effet du substrat est également notable sur la comparaison des surfaces terrières. Les surfaces terrières des placettes en milieux tourbeux présentent encore une fois les r^2 les plus faibles. Les surfaces terrières des placettes sur cladonie ont, quant à elles, les ESR relatives les plus faibles une fois les corrections effectuées.

Tableau 4.9: Comparaison statistique entre les surfaces terrières WorldView-3 et terrain en fonction du type de substrat et du type de correction.

Substrat	n	ST Brute		ST avec correction de la hauteur		ST avec correction de la hauteur et du décompte				
		R ²	ERS (m ² · ha ⁻¹)	ERS (m ² · ha ⁻¹)	EQM (%)	R ²	ERS (m ² · ha ⁻¹)	ERS (%)		
Tourbière, cladonie et roc	14	0.61	1.28	16.4	0.62	1.57	20.2	0.67	1.47	21.3
Cladonie et roc	11	0.75	0.94	11.4	0.77	1.11	13.5	0.79	1.06	14.3
Cladonie	9	0.62	1.03	28.5	0.66	1.19	12.8	0.70	1.11	13.3

CHAPITRE V

DISCUSSION

Nous avons étudié dans ce travail de recherche la possibilité de mesurer trois paramètres clés (densité, hauteur, surface terrière) de la structure des pessières à lichen du Nord-du-Québec à partir d'images stéréo WorldView-3. Nous avons prouvé qu'il était possible de mesurer des hauteurs d'arbres individuels dans ces forêts subarctiques avec une exactitude relativement haute. Les résultats ont cependant démontré qu'il était plus difficile d'estimer la densité forestière de manière précise. Finalement, en combinant la densité et la hauteur des arbres, il a été possible de caractériser l'exactitude de l'estimation de la surface terrière à l'échelle de la placette. Dans la présente section, différents éléments de discussion seront soulevés pour expliquer les résultats ainsi que pour souligner certaines limites de la recherche.

5.1 Analyse des modèles DHP-Hauteur

Le modèle d'estimation de la hauteur de l'arbre par son DHP (figure 4.1) montre une très forte relation, comme en témoigne la valeur du r^2 (0.9). Cependant, le modèle comporte un certain niveau d'erreur comme le démontre l'ERS relative (15.3 %). Certains facteurs y ont en particulier contribué. D'une part, l'utilisation d'un vernier à mesures déterminées (2 et 4 cm) introduit une certaine invariabilité dans la mesure

des petits DHP alors que les hauteurs ont été mesurées en continu. L'utilisation d'un ruban à DHP pour la mesure des petits arbres aurait été souhaitable, mais aurait augmenté grandement le temps de collecte de données. Par ailleurs, la majorité des valeurs aberrantes dans la relation hauteur-DHP correspondent à des arbres vivants dont la partie supérieure a été cassée en raison d'événements météorologiques (forts vents). La hauteur mesurée sur le terrain ne correspond donc pas à la hauteur qu'aurait atteint l'arbre s'il avait conservé sa cime. Celle-ci aurait eu un rapport plus étroit avec le DHP. L'inclusion d'espèces autres que l'épinette noire ne semble pas avoir affecté la relation DHP-hauteur, car la majorité des points correspondant aux arbres concernés (19) s'alignaient bien avec le reste. L'EQM relative du modèle utilisé pour l'étude (15,3%) est similaire à celle rapportée par Persson et Perko (2016). Leur modèle linéaire de prédiction avait une EQM relative 11.5% pour prédire la hauteur d'épinette de Norvège en forêt boréale. Il faut rappeler que les arbres que nous avons mesurés sont de très petite taille, taille qui se retrouve au dénominateur du calcul d'erreur relative, ce qui peut contribuer à augmenter cette dernière. Le modèle d'estimation du DHP en fonction de la hauteur (figure 4.2) comportait quant à lui une ERS relative légèrement supérieure à 21 %, ce qui a eu un certain impact sur l'estimation des surfaces terrières WorldView-3.

5.2 Analyse des taux de détection

Comme nous l'avons précédemment démontré, il est difficile d'obtenir un décompte précis du nombre d'arbres en forêts subarctique à partir de l'espace (figure 4.3), et donc de mesurer précisément les densités forestières (tableau 4.3). Le premier facteur

qui explique la faiblesse des décomptes est la taille des arbres combinée aux angles de visée. Pour qu'un arbre soit comptabilisé, il devait être visible sur les deux images de la stéréo paire. Or, les petits arbres ont une probabilité plus élevée d'être cachés par des arbres plus grands lorsque la visée est légèrement oblique, ce qui empêche leur observation depuis l'espace. En retirant les arbres de moins de 4 m des décomptes, nous avons constaté que leur niveau d'erreur diminuait considérablement (figure 4.3), particulièrement sur cladonie. Les arbres de plus grande taille se détachent mieux de leurs voisins et sont moins souvent occlus. Ces problèmes d'occlusion dans les mesures stéréo sont connus. Baltsavias et ses collaborateurs (2008) ont par exemple affirmé que l'occlusion d'un objet correspondait à une contrainte majeure dans l'appariement d'image automatique ou manuelle. C'est également un phénomène rapporté par plusieurs auteurs lors d'étude de scènes forestières par appariement d'images (Hirschmüller, 2008 ; Perko et al., 2014 ; St-Onge et al., 2008). Rappelons que les deux images de la stéréo paire utilisée ont un angle de visée de 17° par rapport au nadir. Pour réduire le risque d'occlusion, l'utilisation d'une troisième image en visée nadir pourrait améliorer les résultats. À ce jour, seule la constellation satellite pléiades (1A et 1B) offre la possibilité d'acquérir des triplets stéréo avec une résolution spatiale submétrique (50 cm) (Anonyme, 2015). Entre 2020 et 2022, Airbus devrait mettre en orbite quatre satellites ayant une résolution spatiale de 30 cm et qui devrait permettre des acquisitions d'images en mode tri-stéréo (AIRBUS, 2017).

Une densité forestière élevée augmente évidemment l'occurrence d'occlusions sur les petits arbres en milieu de cladonie. Comme l'ont démontré les résultats présentés au tableau 4.4, plus la densité forestière est élevée, plus les taux de détection des arbres de deux mètres et plus sont bas (en milieux de cladonie). C'est donc dire que plus il y

a d'arbres, plus les petits arbres risquent d'être cachés par un autre. En éliminant les arbres de quatre mètres et moins des décomptes, nous démontrons que l'effet de la densité est grandement réduit. Le retrait des arbres de 4 m et moins diminue la densité forestière des placettes et améliore les taux de détection. Les taux de détection des arbres de 4 m et plus sont généralement au-dessus de 50 % (tableau 4.4).

Un autre élément qui peut expliquer les résultats des décomptes d'arbres est la différence de radiométrie entre la cime des arbres et le sol. En effet, la résolution véritable d'une image numérique dépend non seulement de la taille des pixels, mais également des contrastes entre les divers objets à y distinguer (Campbell, 2007). Comme illustré à la figure 3.2, les milieux sur cladonie offrent la meilleure différenciation entre les arbres et le sol. La cladonie, de couleur blanche, et le feuillage des arbres de couleur verte offrent un contraste très élevé. La probabilité de détecter de petits arbres est donc plus importante. Les résultats présentés dans la figure 4.3 illustrent la même tendance, alors que les erreurs de décompte sont les plus faibles en placette sur cladonie comparée aux autres substrats. Quant aux résultats en milieux tourbeux, ils ont démontré qu'il est très difficile (voire impossible) d'estimer le nombre d'arbres et donc la densité forestière. La végétation au sol de ces milieux (mousse, thé du labrador, bouleau glanduleux) offre peu de contraste entre la cime des arbres et le sol, ce qui rend difficile la détection visuelle des arbres. Les résultats obtenus avec le test Kuskral-Wallis (tableau 4.5) indiquent également que le substrat a un effet statistiquement significatif sur la détection des arbres.

Les grandes erreurs de mesures observées à la figure 4.3 sont en grande partie attribuable à la présence de plus grands arbres à proximité ainsi qu'au type de substrat sur lequel ils se retrouvent. Dans le cas de cette étude, nous sommes donc en mesure

d'affirmer que les résultats obtenus lors des mesures de densité forestière ne sont pas influencés par un seuil de détectabilité des petites tiges. Les résultats sont influencés par la structure forestière des placettes (taille des arbres avoisinant et substrat) ce qui cause une erreur sur la mesure. Dans des milieux où de très petits arbres sont isolés (ex : Toundra forestière), les erreurs sur l'estimation de la densité forestière risque d'être considérablement plus petites.

Les taux de détection obtenus dans cette étude sont très différents de ceux obtenus par Thieme et ses collaborateurs (2011). En utilisant du lidar à haute densité (6.8 et 8.5 points par m²), ils ont obtenu des taux de détection supérieurs à 90 % pour des arbres de deux mètres et plus. L'avantage principal du lidar face à l'approche d'intersection spatiale sur des images satellitaires que nous avons utilisée est que la contrainte de l'occlusion des petits arbres présentée précédemment est pratiquement éliminée. Il est donc normal d'avoir des taux de détection plus élevés à partir de données lidar qu'avec notre méthode. De plus, le lidar fournit sa propre énergie et mesure directement l'altitude des retours. Il n'est donc pas sujet aux problèmes de contraste. Cependant, le coût d'acquisition est beaucoup plus important dans le cas du lidar à haute densité et les contraintes logistiques (rareté des pistes de décollage et de postes de ravitaillement en carburant) empêchent d'envisager des survols dans de nombreuses régions subarctiques. Finalement, à ce jour, aucune étude rapportant des taux de détection des très petits arbres en milieux subarctiques en stéréo mesurés sur des images satellitaires à très haute résolution n'a été trouvée.

Par ailleurs, certaines zones de pessière à lichen situées plus au sud de notre région d'étude (ex : Parc des Grands-Jardins) bénéficie d'une couverture lidar à faible densité (2-4 points par m²) acquise par le Ministère des Forêts, de la Faune et des

Parc (MFFP). Cependant, la faible densité des nuages de points lidar ne devrait pas permettre de d'estimer de manière précise le nombre d'arbres et donc ultimement la densité forestière. Le très faible diamètre des couronnes des arbres fait en sorte que les lignes de balayage du lidar peuvent facilement les manquer.

5.3 Analyse des mesures de topographie

La comparaison des mesures topographiques a démontré qu'il était possible de mesurer avec une certaine précision la topographie du sol des forêts subarctiques à partir de plusieurs moyens de mesure. Les résultats de la comparaison entre les mesures GNSS sur le terrain et les MNT réalisés à partir d'images de drone ont démontré une bonne relation. L'EQM obtenue entre les mesures par GNSS et les MNT-drone (tableau 4.6) peut être influencée par plusieurs aspects. Malgré l'utilisation de deux constellations satellites (GLONASS et GPS) ainsi que l'application de la correction fournie par le WAAS, l'instrument utilisé lors de la campagne terrain (SX Blue) fournit des coordonnées ayant un certain niveau d'erreur. Ces mesures ne doivent donc pas être considérées comme une référence absolue. Les résultats d'ajustement des modèles photogrammétriques réalisés à partir du drone (tableau 4.2) illustrent cependant que dans la majorité des cas, les mesures du GNSS sont concordantes avec les NPP drone. Un autre facteur pouvant expliquer l'écart entre les mesures GNSS sur le terrain et les MNT-drone est la classification automatisée des nuages de points photogrammétriques issus des images de drone. La qualité de l'extraction des points correspondant au sol parmi l'ensemble des points est un élément critique dans la création des MNT-drone. L'attribution de point sol dans

la catégorie non-sol ou l'inverse a un impact lors de l'interpolation des MNT et donc ultimement sur le résultat de la comparaison des mesures de topographie.

Quant à la comparaison entre les pointés stéréo réalisés sur le modèle WorldView-3 et les MNT-drone, le biais de mesure (tableau 4.6) illustre une sous-estimation des mesures de topographies effectuées sur le modèle stéréo. La difficulté à identifier le même point précisément sur les deux images de la stéréo paire en raison de la résolution spatiale explique principalement ce biais de mesure. De plus, la radiométrie d'un objet change selon son angle de vue et il est donc difficile d'identifier parfaitement le même pixel sur les deux images. Le biais et l'EQM de la comparaison sont légèrement inférieurs à celui rapporté par St-Onge et ses collaborateurs (2008) pour des régions dénudées de végétation (biais : 0.74 m; EQM : 1.23 m). La résolution des images utilisées par St-Onge et ses collaborateurs était par contre supérieure à celle utilisée dans notre étude (1 m vs 31 cm), ce qui explique la différence de l'EQM et du biais.

Un autre facteur important dans la prise de mesures par pointés stéréo est la densité forestière. Il était en effet difficile d'effectuer des pointés biens répartis sur la placette lorsque la densité forestière était élevée. Plus la densité est élevée, moins le sol est visible et donc la topographie est plus difficile à mesurer.

5.4 Analyse des mesures de la hauteur des arbres

Les résultats obtenus lors de la comparaison des hauteurs d'arbres drone et terrain (figure 4.4 et tableau 4.7) illustrent la capacité des NPP ainsi produits à reconstituer la hauteur de la canopée en milieu subarctique. Le coefficient de détermination (0.97) illustre la très forte relation entre les mesures d'arbres terrain et drone. Le biais (0.37 m) est principalement dû au très faible diamètre de l'apex des arbres. À cet effet, la figure 5.1 illustre le faible diamètre des apex des arbres sur le site d'étude. Étant incapables de reconstituer l'extrémité des arbres par appariement d'images, les hauteurs d'arbres sont donc quelque peu sous-estimées, les premiers points photogrammétriques correspondant à un niveau où le diamètre de la tête de l'arbre atteint une certaine dimension suffisante. Ce genre de biais a déjà été rapporté dans des études précédentes utilisant ce même type de technique de mesure avec des images de drones, dans divers milieux d'études (Chen et al., 2017 ; Panagiotidis et al., 2017).



Figure 5.1: Photo illustrant le faible diamètre de l'apex d'une épinette noire sur le site d'étude (placette 2)

La comparaison des mesures terrain et drone en fonction du substrat (tableau 4.7) a permis de mettre en lumière des différences notables. Tout d'abord, le nombre d'échantillons sur substrat rocheux est très limité, ce qui rend difficile la généralisation des résultats. Quant aux résultats sur tourbe, les EQM obtenues sont légèrement supérieures à celles obtenues sur cladonie. C'est en partie en raison de la microtopographie des tourbières et de la végétation très basse (thé du labrador et mousse) qui complique la classification des points sols et donc la création des MNT. La classification de la végétation basse en point sol a pour effet de surestimer l'altitude du sol des milieux tourbeux et donc diminuer la taille des arbres.

Quant aux arbres qui n'ont pu être détectés, la majorité d'entre eux était située sous des arbres de grandes tailles ce qui rendait leur modélisation impossible par photogrammétrie. De plus, dans certaines placettes, le recouvrement longitudinal et latéral des photos de drones était parfois faible en périphérie ce qui a causé des problèmes d'appariement en raison de zones d'occlusion.

La comparaison entre les mesures de hauteur réalisées par intersection spatiale et les mesures terrain a permis de démontrer qu'il est possible d'estimer la hauteur d'arbres individuels avec une exactitude relativement élevée. Cependant, un biais de mesure (0.83 m) mène en moyenne à une sous-estimation de la hauteur des arbres mesurée sur le modèle WorldView-3. La principale cause de ce biais est la résolution des images. L'apex étant indétectable sur le modèle stéréo, les mesures sont donc effectuées plus bas dans la couronne de l'arbre. Certaines études ont également illustré l'effet de la résolution des images sur la mesure d'un arbre à partir d'images satellites à très haute résolution en obtenant un biais négatif dans la mesure de la hauteur de la canopée (Montesano et al., 2014 ; St-Onge et al., 2008). Thieme et ses collaborateurs (2011) ont également noté une sous-estimation de la hauteur des arbres mesurés par lidar à haute densité en raison de la fine pointe des arbres qui n'était pas atteinte par les impulsions. Ce biais est d'ailleurs connu de longue date et dépendait de l'échelle des photos aériennes analogiques (Spurr, 1960).

En comparant les résultats de la figure 4.5 et 4.6 (comparaison hauteur WorldView-3-terrain et WorldView-3-Drone), nous pouvons remarquer une grande similitude pour les r^2 , l'ERS relative et absolue. La substitution des échantillons terrain par les mesures drones dans la comparaison à la figure 4.6 ne semble pas modifier la tendance des résultats outre mesure. La sous-estimation des hauteurs mesurées par

intersection spatiale semble toutefois un peu plus importante dans la comparaison avec les mesures drones qu'avec la comparaison des mesures terrain. L'ERS relative de chaque figure (4.5 et 4.6) est très similaire (13.04 % vs 11.11 %), ainsi que les r^2 (0.88 vs 0.84). La différence de biais entre les deux comparaisons (26 cm) est grandement influencée par le biais de mesure Drone-WorldView-3 pour les arbres dont on ne disposait que des mesures de drone.

Finalement, en analysant le biais de la comparaison WorldView-3-Drone (figure 4.6) et le biais de la cime des arbres, une différence notable (1.09 m vs 1.27 m) a été observée. La mesure d'un arbre (apex – topographie) effectuée sur la paire d'images stéréo est amplifiée par la sous-estimation de la topographie. L'ajout de l'erreur topographique dans la mesure de l'arbre réduit le biais de mesure avec les hauteurs de références, car la mesure est plus grande que si l'on comparait uniquement les mesures des cimes des arbres. Les résultats ont démontré qu'en comparant uniquement les mesures des cimes des arbres, le biais de mesure était plus grand en raison du retrait de l'erreur de topographie, ce qui réduit la mesure de l'arbre.

5.5 Analyse de la comparaison de la surface terrière

Les résultats présentés dans le tableau 4.9 illustrent certaines tendances importantes. Ils ont démontré que le calcul des surfaces terrières avec la correction de la hauteur et appliquées aux arbres de 4 m et plus améliore considérablement la précision de l'estimation. Certains éléments, comme l'estimation du DHP à partir du modèle hauteur-DHP influence la qualité de l'estimation de la surface terrière en raison de

l'erreur du modèle lui-même. En y ajoutant l'erreur de mesure d'un arbre par intersection spatiale, l'estimation de la surface terrière devient encore moins précise.

Un autre facteur qui peut influencer la précision de l'estimation des surfaces terrières est la qualité des décomptes. Le nombre d'arbres dans une placette est l'un des deux paramètres primordiaux pour estimer la surface terrière. Cependant, les résultats à la figure 4.3 illustrent la difficulté d'obtenir des décomptes adéquats. Les petits arbres ne sont généralement pas détectables en stéréo, ce qui influence la précision de l'estimation des surfaces terrières estimées. Cependant, l'importance des petits arbres sur le calcul des surfaces terrières est quelque peu négligeable, car ils contribuent peu à la surface terrière d'une placette comparativement aux grands arbres.

La diminution des ERS relatives (tableau 4.9) en retirant les milieux tourbeux des comparaisons était attendue. Les précédents résultats obtenus en milieux tourbeux (figure 4.3, tableau 4.3 et 4.4) montrent qu'il était difficile d'estimer la densité forestière dans ce type de milieux. En n'étant pas capable de bien estimer le nombre d'arbres en tourbière, il devient quasi impossible de calculer la surface terrière des arbres qui s'y trouvent.

Les résultats obtenus par Leboeuf et ses collaborateurs (2012) pour l'estimation de surfaces terrière à l'aide d'une technique de fractionnement d'ombre sont similaires. Ils ont obtenu un r^2 de 0.78 lors de la comparaison de surfaces terrières terrain et celles mesurées avec leur méthode (fractionnement des ombres). Les valeurs rapportées dans notre étude sont de 0.79 (pour les placettes de roc et cladonie combinée) et 0.70 (cladonie seulement) suite à la correction de la hauteur et du décompte. Il est à noter que nous avons trouvé peu d'études qui comparaient des

surfaces terrières estimées avec des moyens de mesures similaires (photogrammétrie satellite ou lidar aérien/spatial) avec des surfaces terrières calculées sur le terrain. Cependant, un bon nombre d'études mesuraient plus tôt de la biomasse forestière (Bollandsås et al., 2013 Montesano et al., 2015) ou la densité de carbone (Neigh et al., 2013) dans des milieux subarctiques.

Étant en mesure d'estimer la surface terrière des arbres de 4 mètres et plus en milieu de cladonie avec une erreur relative standard de 13.3%, il peut être envisageable d'estimer la biomasse forestière. En effet, un lien étroit existe entre la biomasse et la surface terrière. Ce sont deux paramètres biophysiques qui se base sur la densité (nombre par unité de surface) et la taille des arbres (Torres et Lovett, 2013).

5.6 Limites de la recherche

Bien que les résultats obtenus semblent majoritairement satisfaisants, il n'en demeure pas moins que cette étude comporte certaines limites. Tout d'abord, le nombre d'échantillons (placettes) pour calibrer les mesures par intersection spatiale était restreint. Il aurait entre autres été préférable d'avoir un plus grand échantillon de placettes sur tourbe et sur socle rocheux. Cela aurait permis une meilleure généralisation des résultats pour ce type de milieu. Cependant, pour augmenter le nombre de placettes, les coûts et le temps de la campagne terrain auraient grandement augmenté. Avec deux placettes sur socle rocheux, il est difficile d'avoir des résultats significatifs. De plus, les taux de détections obtenus pour ces placettes sont très différents malgré des densités forestières très similaires (tableau 4.4). En disposant de

plus d'échantillons dans les milieux tourbeux et sur roche, les résultats du test Kruskal-Wallis auraient sûrement été différents et plus concluants (tableau 4.5).

Deuxièmement, le temps d'analyse est un élément limitant dans l'utilisation de cette technique. Certaines étapes nécessaires à la réalisation de ce projet sont trop longues pour être appliquées à grande échelle (association mesures drone-terrain, mesures d'arbres WorldView-3). Lors de projets futurs, on pourrait tenter d'automatiser ces étapes. Tout d'abord, la mise-en correspondance entre les hauteurs drone et terrain (section 3.8.1) auraient pu être effectuée de manière automatique. L'utilisation d'algorithme pour délimiter des arbres individuels et ainsi mesurer leur hauteur aurait réduit le temps de la mise en correspondance, mais avec un niveau d'incertitude supérieur. Par la suite, pour faciliter la cartographie à grande échelle, la possibilité de créer un nuage de point photogrammétrique par appariement automatique d'images satellitaires aurait été souhaitable. Elle aurait permis la généralisation des mesures à l'ensemble de la zone d'étude. Cependant, une cartographie à l'échelle de l'arbre individuelle à partir d'un nuage de point photogrammétrique réalisé avec des images satellitaires est pour l'instant encore très difficile. Une cartographie à l'échelle zonale aurait été nécessaire pour couvrir de grandes surfaces (White et al., 2016), mais encore faudrait-il que l'appariement d'images satellitaires stéréo dans ce type de milieux produise des nuages de points de qualité.

5.7 Considérations futures

L'accès à des milieux éloignés, comme les forêts subarctiques, rend difficile et coûteuse la planification de campagne terrain. Cependant, les données recueillies lors de ces campagnes sont nécessaires pour calibrer des modèles développés pour estimer

des paramètres biophysiques à partir de moyen de télédétection. La technique de mesure développée dans cette étude pourrait servir d'outil d'échantillonnage rapide sur de vastes territoires. Ce mode d'échantillonnage limiterait ainsi la nécessité de campagne terrain (sans toutefois les abolir). Cependant, il reste impensable d'effectuer des couvertures à grandes échelles avec cette méthode en raison du temps de traitement.

Avec un lancement prévu avant la fin de l'année 2018, la mission ICESat-2 devrait permettre d'obtenir davantage d'information sur la structure forestière des forêts subarctiques (Montesano et al., 2014). Cependant, les données provenant de cette mission devraient avoir une incertitude non négligeable en raison de plusieurs facteurs (empreinte au sol, force du signal, etc.) La méthode de mesure présentée dans cette étude devrait permettre de calibrer les données de la mission ICESat-2 et ainsi réduire son incertitude.

La possibilité d'utiliser l'appariement automatisé d'images satellitaires permettrait en principe de produire rapidement des couvertures extensives. Un bon nombre de logiciels (Correlator 3D, Ames Stereo Pipeline, etc.) sont aujourd'hui capables d'effectuer ce genre de traitement dans des délais convenables. Cependant, la qualité des nuages de points obtenus dépend du taux de recouvrement entre les images. L'utilisation d'image acquise en mode tri-stéréo augmenterait ce recouvrement en raison d'une troisième image en visée nadir et pourrait ainsi accroître la précision des résultats.

Une autre approche pouvant s'appliquer aux images satellitaires à haute résolution consiste à mesurer les hauteurs d'arbres par déplacement radial. En connaissant

l'altitude à laquelle une image a été prise, il est possible de mesurer le déplacement radial d'un objet et ainsi connaître sa hauteur. La figure 5.2 illustre le principe de mesure de hauteur par déplacement radial. Ceci demande non seulement que l'apex de l'arbre soit visible, mais aussi sa base. Nous n'avons pas testé la précision de ce genre de mesures à partir de l'une ou l'autre des images WorldView-3. Bien que cette approche lèverait la contrainte de voir chaque arbre sur les deux images, elle apporte d'autres restrictions (base de l'arbre visible, oblicité suffisante) qui nous ont fait préférer l'approche stéréo.

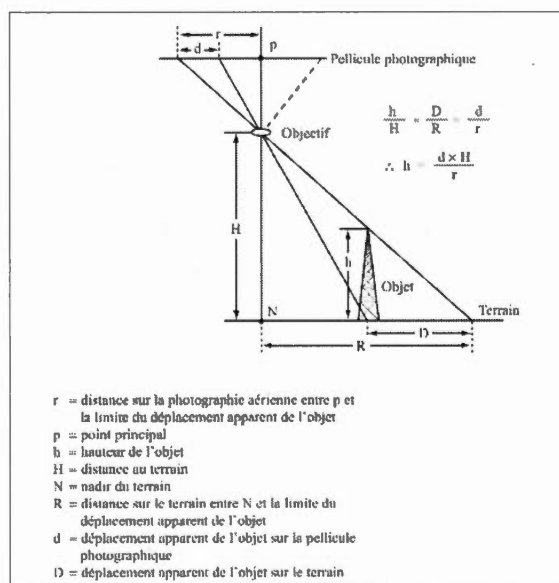


Figure 5.2: Mesure de la hauteur d'un objet, basée sur son déplacement apparent, sur une photographie aérienne verticale (adaptée de Provencher et Dubois, 2007)

Par ailleurs en disposant d'images aériennes d'archives pour le site d'étude, des études multitemporelles basées sur des mesures de hauteur d'arbres rétrospectives et plus récentes (sur des images satellitaires à haute résolution permettraient de mesurer le taux de croissance des arbres de la région.

Sans compter que le suivi futur à partir d'aujourd'hui pourrait se faire à partir d'images satellitaires à haute résolution.

L'approche proposée dans cette étude pourrait éventuellement servir à cartographier les changements dans la limite nordique des forêts avec précision. Les contraintes de visibilité en stéréo devraient s'atténuer pour la cartographie de la limite nordique sachant que la densité forestière est plus faible plus au nord. De plus, de futures recherches utilisant l'approche présentée dans cette étude permettraient d'évaluer les changements dans les stocks de carbone attribuables à la croissance des arbres ou encore suite au passage d'un feu de forêt.

CONCLUSION

L'approche de mesure par intersection spatiale utilisée dans cette étude s'est avérée un moyen efficace pour mesurer certains attributs forestiers, dont la hauteur et la surface terrière d'arbres de forêts subarctiques, mais peu précis pour mesurer la densité forestière. Au départ, nous avons émis l'hypothèse que le grand contraste entre la cladonie et le feuillage favoriserait la détection visuelle des arbres par rapport aux milieux tourbeux. Les résultats obtenus ont confirmé cette hypothèse. L'ERS relative diminue grandement lors de la comparaison des taux de détection quand les milieux tourbeux sont retirés. De plus, les résultats du test Kruskal-Wallis illustrent la même tendance avec une valeur p de 0.027. Les résultats ont également démontré que l'occlusion causée par les arbres plus grands réduit fortement la capacité à détecter les petits arbres.

Nous avons également postulé que la résolution (déterminée par la taille du pixel [31 cm] et le contraste) ferait en sorte que la pointe des arbres sera mal détectée et que les pointés stéréo se feront sur une portion plus basse de l'arbre, ce qui devrait mener à une sous-estimation des hauteurs. Les résultats obtenus lors de la comparaison des mesures WorldView-3 avec les mesures drones et terrain ont révélé une sous-estimation de la mesure de hauteur de l'arbre. Dans les deux cas, un biais négatif de mesure est observable (1.09 m et 0.83 m). De plus, en analysant isolément les données d'altitude de la cime, il a été possible de conclure que l'erreur de mesure d'un arbre provenait principalement de la sous-estimation de l'apex, tout en révélant aussi une légère sous-estimation de la topographie.

Finalement, en estimant des surfaces terrières basées sur la densité et la hauteur de l'arbre, nous avons montré une sous-estimation dans la mesure de ce paramètre biophysique. Suite aux corrections de la hauteur et du décompte, l'erreur de mesure de la surface terrière n'était plus qu'environ 15%. Bien que ceci puisse sembler élevé, rappelons que les surfaces terrières sont très petites dans ce type de forêt, ce qui peut donner lieu à des erreurs relatives plus élevées, toutes proportions gardées

La démonstration de notre capacité à mesurer des hauteurs d'arbres individuels avec une précision très respectable constitue une première dans l'étude des forêts subarctique par télédétection. Nous avons par contre mis en lumière les limites de cette approche quant à l'estimation de la densité forestière. De plus, la technique d'intersection spatiale utilisée pour ce travail de recherche semble peu efficace pour des couvertures extensives en raison du temps nécessaire aux pointés manuels. De plus, pour permettre une généralisation de cette approche de mesure pour le suivi des forêts subarctiques, des expériences futures devraient être tentées sur de nouveaux sites d'études (ex. : dans le nord de la Scandinavie ou en Russie par exemple).

Bien que l'approche de mesure présentée dans cette étude semble plus que satisfaisante, l'utilisation d'images satellites acquise en mode tri-stéréo apparaît prometteuse. Les estimations d'attributs forestiers générés à partir de ces données devraient être plus précises. Ultimement, cela permettrait de mesurer la biomasse forestière, avec une meilleure précision que celle des capteurs à faible résolution (Landsat et MODIS), sur une grande portion des forêts du nord qui sont inaccessibles pour des mesures terrain. Cela, nous l'espérons, pourra augmenter nos connaissances sur le rôle de ces écosystèmes dans le piégeage de carbone à l'échelle planétaire, et sur l'effet des changements climatiques sur ces milieux.

RÉFÉRENCES

- Abdalati, W., Zwally, H. J., Bindenschadler, R., Csatho, B., Farrell, S. L., Fricker, H. A., Harding, D., Kwok, R., Lefsky, M., Markus, T., Marshak, A., Neumann, T., Palm, S., Schutz, B., Smith, B., Spinhirne, J. et Webb, C. (2010). The ICESat-2 laser altimetry mission. *Proceedings of the IEEE*, 98(5), 735-751.
- Abshire, J. B., Sun, X., Riris, H., Sirota, J. M., McGarry, J. F., Palm, S., Yi, D. et Liiva, P. (2005). Geoscience Laser Altimeter System (GLAS) on the ICESat mission: On-orbit measurement performance. *Geophysical Research Letters*, 32(21), 1-4.
- ACIA. (2004). *Impacts of a warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- AIRBUS. (2017). *Airbus to reshape Earth observation market with its Pléiades Neo constellation – the world's first optical commercial satellites to embark SpaceDataHighway*. [Communiqué]. Récupéré de <https://www.airbus.com/content/dam/corporate-topics/publications/press-release/Press-Release-CIS-12092017-ENG.pdf>
- Albertsen, E., Harper, K. A. et De Fields, D. (2014). Structure and composition of tree islands and krummholz within the forest-tundra ecotone in central and eastern Canada. *Arctic*. 67(3), 396-406.
- ASPRS (2010). LAS Specification 1.3 Version 1.3-R1 O. *The American Society for Photogrammetry & Remote Sensing (ASPRS)*
- Aubert de La Rüé, E. (1968). Caractères et limites du domaine subarctique. *revue genevoise de géographie*, 108, 35-88.

- Baltsavias, E., Gruen, a., Eisenbeiss, H., Zhang, L. et Waser, L. T. (2008). High-quality image matching and automated generation of 3D tree models. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 1243-1259.
- Banque Mondiale. (2017). Surface forestière. Dans *fichiers électroniques et site Web de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture*. Récupéré de <https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/AG.LND.FRST.ZS>
- Beaudoin, A., Bernier, P. Y., Guindon, L., Villemaire, P., Guo, X. J., Stinson, G., Bergeron, T., Magnussen, S. et Hall, R. J. (2014). Forest composition across Canada. *Canadian Journal of Forest Research*. 44(5) 521-531.
- Belfiore, O. R., Meneghini, C., Parente, C. et Santamaria, R. (2016). Application of different pan-sharpening methods on worldview-3 images. *ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences*, 11(1), 490-496.
- Berner, L.T., Beck, P.S., Bunn, A.G. et Goetz, S.J. (2013). Plant response to climate change along the forest-tundra ecotone in northeastern Siberia, *Global Change Biology*, 19(11), 3449-3462.
- Bernier, P. Y. et Houle, D. (2005). *Impacts et adaptation : Actes du colloque Changements climatiques et foresterie*. Baie-Comeau. 20-21 avril 2005. Québec.
- Biao, C. et Huang, H. (2011). Experiment on Extracting Forest Canopy Height from. Dans IEEE (dir.), *Eight International Conference on Fuzzy Systems and Knowledge Discovery in Shanghai, China, july 26-28, 2011* (p. 2614-2617). Récupéré de <https://ieeexplore.ieee.org/document/6019949/>
- Biro, P. (1965). *Les formation végétales du globes* (1ere édit). Paris : Société d'édition d'enseignement supérieur.
- Bohlin, J., Wallerman, J. et Fransson, J. E. S. (2012). Forest variable estimation using photogrammetric matching of digital aerial images in combination with a high-resolution DEM. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27(7), 692-699.

- Bollandsås, O. M., Gregoire, T. G., Næsset, E. et Øyen, B. H. (2013). Detection of biomass change in a Norwegian mountain forest area using small footprint airborne laser scanner data. *Statistical Methods and Applications*, 22(1), 113-129.
- Boucher, E., Nicault, A., Arseneault, D., Bégin, Y. et Pasha, M. (2017). Decadal Variations in Eastern Canada ' s Taiga Wood Biomass Production Forced by Ocean- Atmosphere Interactions. *Scientific reports*, 1-13.
- 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*, 226, 207-226.
- Callaghan, T. V., Crawford, R. M. M., Eronen, M., Hofgaard, A., Payette, S., Rees, W. G., Skre, O., Sveinbjörnsson, B., Vlassova, T. K. et Werkman, B. R. (2002). The dynamics of the tundra-taiga boundary: an overview and suggested coordinated and integrated approach to research. *Ambio*, 12, 3-5.
- Callaghan, T. V., Werkman, B. R. et Crawford, R. M. M. (2002). The Tundra-Taiga Interface and Its Dynamics: Concepts and Applications. *Ambio*, 12, 6-14.
- Campbell, J.B. (2007) Introduction to remote sensing (4^e éd.). New York: The Guilford press.
- Chen, S., McDermid, G., Castilla, G. et Linke, J. (2017). Measuring Vegetation Height in Linear Disturbances in the Boreal Forest with UAV Photogrammetry. *Remote Sensing*, 9(12), 1257.
- Clements, F. E. (1936). Nature and Structure of the Climax. *Journal of ecology*, 24(1), 252-284.
- D'Orangeville, L., Duchesne, L., Houle, D., Kneeshaw, D., Cote, B. et Pederson, N. (2016). Northeastern North America as a potential refugium for boreal forests in a warming climate. *Science*, 352(6292), 1452-1455.

- Effigis. (2015). La terre sous tous ses angles: aquisition et traitement d'images satellite. [Brochure]. Montréal: «sans auteur»
- Farrar, J.L. (1996) *Les arbres du Canada*. Montréal: Fides.
- Filion, L., Payette, S. et Gauthier, L. (1985). Analyse dendroclimatique d'un krummholz à la limite des arbres, lac Bush, Québec nordique. *Géographie physique et Quaternaire*, 39(2), 221-226.
- Gajewski, K., Payette, S. et Ritchie, J. (1993). Holocene Vegetation History at the Boreal-Forest--Shrub-Tundra Transition in North- Western Quebec. *Journal of Ecology*, 81(3), 433-443.
- Gamache, I. et Payette, S. (2004). Height growth response of tree line black spruce to recent climate warming across the forest-tundra of eastern Canada. *Journal of Ecology*, 92(5), 835-845.
- GeoCue Group (2015, juillet) TerraScan Ground parameters Dans *Terrasolid tools, tips and workflows*. récupéré de <http://support.geocue.com/terrascan-ground-filter-parameters/>
- Girard, F., Payette, S. et Gagnon, R. (2008). Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada. *Journal of Biogeography*, 35(3), 529-537.
- Girardin, M., Guo, X J., De Jong, R., Kinnard, C., Bernier, P. et Raulier. (2013) Unusual forest growth decline in boreal North America covaries with the retreat of Arctic sea ice. *Global Change Biology*, 20 (3), 851-866.
- Grondin, P. (2009). Écologie forestière, in Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (dir.) *Manuel de foresterie*, Québec : Éditions Multimondes, p.167-314

- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342, 850-854.
- Hare, K. et Ritchie, J. (1972). The Boreal Bioclimates. *Geographical review*, 62(3), 333-365.
- Harper, K. A., Lavalley, A. A. et Dodonov, P. (2018). Patterns of shrub abundance and relationships with other plant types within the forest – tundra ecotone in northern Canada. *Arctic Science*, 4, 691-709.
- Harper, K. A., Danby, R. K., De Fields, D. L., Lewis, K. P., Trant, A. J., Starzomski, B. M., Savidge, R. et Hermanutz, L. (2011). Tree spatial pattern within the forest–tundra ecotone: a comparison of sites across Canada This article is a contribution to the series Tree recruitment, growth, and distribution at the circumpolar forest–tundra transition. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(3), 479-489.
- Hauglin, M. et Næsset, E. (2016). Detection and segmentation of small trees in the forest-tundra ecotone using airborne laser scanning. *Remote Sensing*, 8(5) 407-422.
- Henry, M., Réjou-Méchain, M., Jara, M. C., Wayson, C., Piotto, D., Westfall, J., ... Saint-André, L. (2015). An overview of existing and promising technologies for national forest monitoring. *Annals of Forest Science*, 72(6), 779-788.
- Hirschmüller, H. (2008). Stereo processing by semiglobal matching and mutual information. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 30(2), 328-341.
- Hofgaard, A., Harper, K. A. et Golubeva, E. (2012). The role of the circumarctic forest-tundra ecotone for Arctic biodiversity. *Biodiversity*, 13(3), 174-181.

- Holtmeier, F. K. et Broll, G. (2005). Sensitivity and response of northern hemisphere altitudinal and polar treelines to environmental change at landscape and local scales. *Global Ecology and Biogeography*, 14(5), 395-410.
- Hufty, A. (2001). *Introduction à la climatologie: Le rayonnement et la température, l'atmosphère, l'eau, le climat et l'activité humaine*. Québec: Les presses de l'université Laval.
- Hustich, I. (1979). Ecological concepts and biographical zonation in the North: the need for a generally accepted terminology. *Holarctic Ecology*, 2(4), 208-217.
- Hyde, P., Dubayah, R., Walker, W., Blair, J. B., Hofton, M. et Hunsaker, C. (2006). Mapping forest structure for wildlife habitat analysis using multi-sensor (LiDAR, SAR/InSAR, ETM+, Quickbird) synergy. *Remote Sensing of Environment*, 102(1), 63-73.
- Hyypä, J., Hyypä, H., Inkinen, M., Engdahl, M., Linko, S. et Zhu, Y. H. (2000). Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes. *Forest Ecology and Management*, 128(1), 109-120.
- IPCC. (2001). *Climate change 2001 : The scientific basis*. Récupéré de : http://pubman.mpdl.mpg.de/pubman/item/escidoc:995493/component/escidoc:995492/WG1_TAR-FRONT.pdf
- Kadmon, R. et Harari-kremer, R. (1996). Studying Long-Term Vegetation Dynamics Using Digital Processing of Historical Aerial Photographs. *Remote Sensing of Environment*, 68(2), 164-176.
- Karjalainen, M., Kankare, V., Vastaranta, M., Holopainen, M. et Hyypä, J. (2012). Prediction of plot-level forest variables using TerraSAR-X stereo SAR data. *Remote Sensing of Environment*, 117, 338-347.
- Kasser, M. et Egels, Y. (2001). *Photogrammétrie numérique*. Paris : Hermès science publication.

- Ke, Y. et Quackenbush, L. J. (2011). A review of methods for automatic individual tree-crown detection and delineation from passive remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 32(17), 4725-4747.
- Kerr, J.T. et Ostrovsky, M. (2003). From space to species: ecological application for remote sensing. *Trends in ecology and evolution*, 18(6), 299-305.
- Kirdyanov, A. V., Hagedorn, F., Knorre, A. A., Fedotova, E. V., Vaganov, E. A., Naurzbaev, M. M., Moiseev, P. A. et Rigling, A. (2012). 20th century tree-line advance and vegetation changes along an altitudinal transect in the Putorana Mountains, northern Siberia. *Boreas*, 41, 56-67.
- Kruskal, W.H. et Wallis, A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the american statistical Association*, 47(260), 583-621.
- Larjavaara, M. et Muller-Landau, H. C. (2013). Measuring tree height: A quantitative comparison of two common field methods in a moist tropical forest. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(9), 793-801.
- Larsen, J. (1989). The forest/tundra transition or ecotone. [Chapitre de livre]. Dans Larsen (dir.), *The Northern Forest Border in Canada and Alaska* (p. 22-37). New York : Springer.
- Leboeuf, A., Fournier, R. A., Luther, J. E., Beaudoin, A. et Guindon, L. (2012). Forest attribute estimation of northeastern Canadian forests using QuickBird imagery and a shadow fraction method. *Forest Ecology and Management*, 266, 66-74.
- Leboeuf, A., Beaudoin, A., Fournier, R. A., Guindon, L., Luther, J. E. et Lambert, M. C. (2007). A shadow fraction method for mapping biomass of northern boreal black spruce forests using QuickBird imagery. *Remote Sensing of Environment*, 110(4), 488-500.

- Leclerc, P. (2016). *Évaluation du potentiel des isotopes stables du carbone et des largeurs de cernes de l'épinette noire en tant qu'indicateurs climatiques sur un gradient latitudinal*. (Mémoire de maîtrise). Université du Québec à Montréal. Récupéré de <https://archipel.uqam.ca/8826/>
- Lees, K. J., Quaife, T., Artz, R. R. E., Khomik, M. et Clark, J. M. (2018). Potential for using remote sensing to estimate carbon fluxes across northern peatlands – A review. *Science of the Total Environment*, 615, 857-874
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B. et Flood, M. (2003). LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography*, 27(1), 88-106.
- Love, D. (1970). Subarctic and subalpine: Where and What. *Arctic and alpine research*, 2(1), 63-73.
- Ministère de ressources naturelles. (2014). Guide d'inventaire et d'échantillonnage en milieu forestier. Récupéré de <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/Guide-Inventaire-Echantillonnage.pdf>
- Mohan, M., Silva, C., Klauberg, C., Jat, P., Catts, G., Cardil, A., Hudak, A. et Dia, M. (2017). Individual Tree Detection from Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Derived Canopy Height Model in an Open Canopy Mixed Conifer Forest. *Forests*, 8(9), 340-357.
- Montesano, P. M., Neigh, C., Sun, G., Duncanson, L., Van Den Hoek, J. et Ranson, K. J. (2017). The use of sun elevation angle for stereogrammetric boreal forest height in open canopies. *Remote Sensing of Environment*, 196, 76-88.
- Montesano, P. M., Rosette, J., Sun, G., North, P., Nelson, R. F., Dubayah, R. O., Ranson, K. J. et Kharuk, V. (2015). The uncertainty of biomass estimates from modeled ICESat-2 returns across a boreal forest gradient. *Remote Sensing of Environment*, 158, 95-109.

- Montesano, P. M., Sun, G., Dubayah, R. et Ranson, K. J. (2014). The uncertainty of plot-scale forest height estimates from complementary spaceborne observations in the taiga-tundra ecotone. *Remote Sensing*, 6(10), 10070-10088.
- Næsset, E. et Nelson, R. (2007). Using airborne laser scanning to monitor tree migration in the boreal-alpine transition zone. *Remote Sensing of Environment*, 110(3), 357-369.
- Næsset, E., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyypä, H., Hyypä, J., Maltamo, M., Nilsson, M., Olsson, H., Persson, Å. et Söderman, U. (2004). Laser scanning of forest resources: The nordic experience. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(6), 482-499.
- Næsset, E. (2002). Determination of Mean Tree Height of Forest Stands by Digital Photogrammetry. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17(5), 446-459.
- Nappi, A. (2013). Paludification. Dans *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018* (p. 193-199). Roberval : [s.n.].
- Neigh, C. S. R., Nelson, R. F., Ranson, K. J., Margolis, H. A., Montesano, P. M., Sun, G., Kharuk, V., Næsset, E., Wulder, M. A. et Andersen, H. E. (2013). Taking stock of circumboreal forest carbon with ground measurements, airborne and spaceborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, 137, 274-287.
- Nicault, A., Boucher, E., Tapsoba, D., Arseneault, D., Berninger, F., Bégin, C., Desgranges, J. L., Guiot, J., Marion, J., Wicha, S. et Bégin, Y. (2014). Spatial analysis of black spruce (*Picea mariana* (Mill .) B.S.P.) radial growth response to climate in northern Québec- Labrador Peninsula, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 352, 343-352.
- Nurminen, K., Karjalainen, M., Yu, X., Hyypä, J. et Honkavaara, E. (2013). Performance of dense digital surface models based on image matching in the estimation of plot-level forest variables. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 83, 104-115.

- Ouranos. (2015). *Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 2 : Vulnérabilités, impacts et adaptation aux changements climatiques*. Récupéré de <https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/SyntheseRapportfinal.pdf>
- Ozdarici-Ok, A. (2015). Automatic detection and delineation of citrus trees from VHR satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 36(17), 4275-4296.
- Panagiotidis, D., Abdollahnejad, A., Surový, P. et Chiteculo, V. (2017). Determining tree height and crown diameter from high-resolution UAV imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 38(8-10), 2392-2410.
- Payette, S. et Delwaide, A. (2018). The North-American lichen woodland. *Forest Ecology and Management*, 417, 167-183.
- Payette, S., Fortin, M.-J. et Gamache, I. (2001). The Subarctic Forest-Tundra: The Structure of a Biome in a Changing Climate. *BioScience*, 51(9), 709-718.
- Payette, S. et Rochefort, L. (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Québec : Presses de l'Université Laval.
- Payette, S., Bhiry, N., Delwaide, A. et Simard, M. (2000). Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(2), 288-305.
- Perko, R., Raggam, H., Gutjahr, K. et Schardt, M. (2014). Assessment of the mapping potential of Pléiades stereo and triplet data. *ISPRS Annals of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 2(3), 103-109.
- Peng, C., Zhang, L., Zhou, X., Dang, Q. et Huang, S. (2004) Developing and evaluating tree height-diameter models at three geographic scales for black spruce in Ontario. *Northern Journal of Applied Forestry*, 21(2), 83-92

- Perry, D. A., Oren, R. et Hart, S. C. (2008). *Forest Ecosystems* (2^e ed.). Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Persson, Å., Holmgren, J. et Söderman, U. (2002). Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 68(9), 925-932.
- Persson, H. J. (2016). Estimation of boreal forest attributes from very high resolution pléiades data. *Remote Sensing*, 8(9) 1-19.
- Persson, H. J. et Perko, R. (2016). Assessment of boreal forest height from WorldView-2 satellite stereo images. *Remote Sensing Letters*, 7(12), 1150-1159.
- Pouliot, D. et King, D. (2005). Approaches for optimal automated individual tree crown detection in regenerating coniferous forests. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 31(3), 255-267.
- Provancher, L. et Dubois, J-M. (2007) Précis de Télédétection: Méthode de photointerprétation et 'interprétation d'image. Québec: Presses de l'université du Québec.
- Provencher-Nolet, L., Bernier, M. et Lévesque, E. (2014). Quantification des Changements Récents à L'Écotone forêt-Toundra à Partir de l'Analyse Numérique de Photographies Aériennes. *Ecoscience*, 21(3), 419-433.
- Puliti, S., Gobakken, T., Ørka, H. O. et Næsset, E. (2017). Assessing 3D point clouds from aerial photographs for species-specific forest inventories. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32(1), 68-79.
- Québec. (2017). *Zone de végétation et domaines bioclimatiques du Québec*. Récupéré de <https://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-zones-carte.jsp>
- Québec. Bureau de forestier en chef. (2013). *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018*. Récupéré de <http://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2013/01/MotFEC.pdf>

- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Ranson, K. J., Montesano, P. M. et Nelson, R. (2011). Object-based mapping of the circumpolar taiga-tundra ecotone with MODIS tree cover. *Remote Sensing of Environment*, 115(12), 3670-3680.
- RapidLasso. (2017). *LasTools* [Logiciel]. Gilching: Martin Isenburg
- Rees, W. G. (2007). Characterisation of Arctic treelines by LiDAR and multispectral imagery. *Polar Record*, 43(4), 345-352.
- Rodrigue, P (2016, 5 février). Les changements climatiques pas si bons que ça pour la forêt boréale, *La sentinelle le jamésien*. Récupéré de <http://www.lasentinelle.ca/les-changements-climatiques-pas-si-bons-que-ca-pour-la-foret-boreale/>
- Ropars, P. et Boudreau, S. (2012). Shrub expansion at the foresttundra ecotone: Spatial heterogeneity linked to local topography. *Environmental Research Letters*, 7(1) 1-9.
- Sadeghi, Y., St-Onge, B., Leblon, B. et Simard, M. (2016). Canopy Height Model (CHM) Derived from a TanDEM-X InSAR DSM and an Airborne Lidar DTM in Boreal Forest. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 9(1), 381-397.
- Scheffer, M., Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E. H. et Chapin, F. S. (2012). Thresholds for boreal biome transitions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(52), 21384-21389.
- Schultz, J. (2005). *The Ecozones of the World: the ecological divisions of the geosphere*. (2^e éd.) Stuttgart: Springer.

- Shaver, GR., Laundre, J-A., Giblin, A-E. et Nadelhoffer K. J. (1996). Change in live plant biomass, primary production and species composition along a riverside toposequence in arctic alaska, USA. *Arctic and alpine research*, 28(3), 363-379.
- Simard, M., Pinto, N., Fisher, J. B. et Baccini, A. (2011). Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar. *Journal of Geophysical Research*, 116(4), 1-12.
- Snow, M. (2005). Taiga Climate. [Chapitre de livre] Dans *Encyclopedia of World Climatology* (p705-707) Dordrecht : Springer. Récupéré de https://link-springer-com.proxy.bibliotheques.uqam.ca:2443/content/pdf/10.1007%2F1-4020-3266-8_201.pdf
- Solberg, S., Astrup, R., Gobakken, T., Næsset, E. et Weydahl, D. J. (2010). Estimating spruce and pine biomass with interferometric X-band SAR. *Remote Sensing of Environment*, 114(10), 2353-2360.
- Spurr, S.H. (1960) *Photogrammetry and photo-interpretation: With a section on applications to forestry*. (1^{ère} éd.) New York: The Ronald press compagny.
- St-Onge, B., Audet, F.A. et Bégin, J. (2015). Characterizing the Height Structure and Composition of a Boreal Forest Using an Individual Tree Crown Approach Applied to Photogrammetric Point Clouds. *Forests*, 6(11), 3899-3922.
- St-Onge, B., Hu, Y. et Vega, C. (2008). Mapping the height and above-ground biomass of a mixed forest using lidar and stereo Ikonos images. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1277-1294.
- St-Onge, B., Vega, C., Fournier, R. a. et Hu, Y. (2008). Mapping canopy height using a combination of digital stereo-photogrammetry and lidar. *International Journal of Remote Sensing*, 29(11), 3343-3364.
- Stumberg, N. (2012). *Detection of small single trees in the forest-tundra ecotone using airborne laser scanning*. (Thèse de doctorat non publié). Norwegian University of Life Sciences.

- Tang, L. et Shao, G. (2015). Drone remote sensing for forestry research and practices. *Journal of Forestry Research*, 26(4), 791-797.
- Torres, A. B. et Lovett, J. C. (2013). Using basal area to estimate aboveground carbon stocks in forests: La Primavera Biosphere's Reserve, Mexico. *Forestry*, 86(2), 267-281.
- Thieme, N., Bollandsa, O. M., Gobakken, T. et Næsset, E. (2011). Detection of small single trees in the forest tundra ecotone using height values from airborne laser scanning. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 37(3), 264-274.
- Tremblay, B., Lévesque, E. et Boudreau, S. (2012). Recent expansion of erect shrubs in the Low Arctic: Evidence from Eastern Nunavik, *Environmental Research Letters*, 7(3), 1-11
- 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*, 39(5), 382-395.
- Véga, C. et 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*, 112(4), 1784-1794.
- White, J. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Hilker, T. et Tompalski, P. (2016). Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42(5), 619-641.
- White, J. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Coops, N. C., Pitt, D. et Woods, M. (2013). The utility of image-based point clouds for forest inventory: A comparison with airborne laser scanning. *Forests*, 4(3), 518-536.

- Wulder, M. A., Bater, C. W., Coops, N. C., Hilker, T. et White, J. C. (2008). The role of LiDAR in sustainable forest management. *Forestry Chronicle*, 84(6), 807-826.
- Wulder, M. A., Campbell, C., White, J. C., Flannigan, M. et Campbell, I. D. (2007). National circumstances in the international circumboreal community. *Forestry Chronicle*, 83(4), 539-556.
- Zhang, X., Friedl, M. A., Schaaf, C. B. et Strahler, A. H. (2004). Climate controls on vegetation phenological patterns in northern mid- and high latitudes inferred from MODIS data. *Global Change Biology*, 10(7), 1133-1145.