



Gembloux Agro-Bio Tech
Université de Liège

UNIVERSITÉ —
— PARIS-EST

COMMUNAUTE FRANCAISE DE BELGIQUE
ACADEMIE UNIVERSITAIRE WALLONIE-EUROPE
UNIVERSITE DE LIEGE - GEMBLoux AGRO-BIO TECH

UNIVERSITÉ PARIS-EST
ÉCOLE DOCTORALE MSTIC

Thèse de doctorat

Application des techniques de photogrammétrie par drone à la caractérisation des ressources forestières

LISEIN Jonathan

*Essai présenté en vue de l'obtention du grade
de docteur en sciences agronomiques et ingénierie biologique*

Soutenue publiquement le 15 décembre 2016 devant le jury composé de :

M. Laurent POLIDORI
M. Cédric VEGA
M. Philippe LEJEUNE
M. Marc PIERROT-DESEILLIGNY
M. Hugues Claessens
Mm. Aurore Degré
M. Yves Cornet

CESBIO
IGN
Ulg-Gembloux ABT
ENSG – Paris-Est
Ulg-Gembloux ABT
Ulg-Gembloux ABT
Ulg

Rapporteur
Rapporteur
Directeur de thèse
Directeur de thèse
Examineur
Examineur
Examineur



Gembloux Agro-Bio Tech
Université de Liège

UNIVERSITÉ —
— PARIS-EST

COMMUNAUTE FRANCAISE DE BELGIQUE
ACADEMIE UNIVERSITAIRE WALLONIE-EUROPE
UNIVERSITE DE LIEGE - GEMBLoux AGRO-BIO TECH

UNIVERSITÉ PARIS-EST
ÉCOLE DOCTORALE MSTIC

Thèse de doctorat

Application des techniques de photogrammétrie par drone à la caractérisation des ressources forestières

LISEIN Jonathan

*Essai présenté en vue de l'obtention du grade
de docteur en sciences agronomiques et ingénierie biologique*

Soutenue publiquement le 15 décembre 2016 devant le jury composé de :

M. Laurent POLIDORI
M. Cédric VEGA
M. Philippe LEJEUNE
M. Marc PIERROT-DESEILLIGNY
M. Hugues Claessens
Mm. Aurore Degré
M. Yves Cornet

CESBIO
IGN
Ulg-Gembloux ABT
ENSG – Paris-Est
Ulg-Gembloux ABT
Ulg-Gembloux ABT
Ulg

Rapporteur
Rapporteur
Directeur de thèse
Directeur de thèse
Examineur
Examineur
Examineur

Jonathan LISEIN (2016) Application des techniques de photogrammétrie par drone à la caractérisation des ressources forestières (Thèse de doctorat). cotutelle Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech et Université Paris-Est, 96 p., 11 tabl. 23 fig.

RÉSUMÉ

Une gestion raisonnée et multifonctionnelle des forêts n'est possible qu'avec une description à jour de l'état de la ressource naturelle. Les inventaires forestiers traditionnels, réalisés sur le terrain, sont coûteux et ne couvrent qu'un échantillonnage de la surface boisée. L'essor des drones civils pour la cartographie a initié une révolution dans le domaine de la télédétection environnementale. La polyvalence et la diversité des systèmes drones sont une aubaine pour la *foresterie de précision*. Ceux-ci sont utilisés pour la réalisation de cartographie très fine des habitats naturels avec une résolution temporelle et spatiale sans précédent.

Nous explorons les possibilités d'utilisation de mini-drones pour la caractérisation quantitative et qualitative de la ressource forestière. Nous nous intéressons en particulier à l'estimation de la hauteur des arbres et à la caractérisation de la composition spécifique au sein de peuplements forestiers. La hauteur de la canopée est une variable dendrométrique de première importance : elle est un bon indicateur du stade de développement des peuplements et intervient notamment dans les estimations de biomasse ou de niveau de productivité. La composition spécifique est une information essentielle en regard des principales fonctions que remplit la forêt (conservation, production, récréation, etc). Nous avons comparé l'estimation de la hauteur des peuplements à partir de mesures LiDAR et celle obtenue par photogrammétrie. Bien que permettant une mesure de hauteur individuelle avec une incertitude de l'ordre de 1.04 m (RMSE) en feuillus, la photogrammétrie par drone sur des zones forestières est systématiquement moins précise que les mesures par LiDAR (RMSE de 0.83 m). Ces résultats sont cependant prometteurs, étant donné que la mesure sur terrain de la hauteur totale des arbres est également sujette à une importante imprécision. De plus, la grande flexibilité que confère les petits drones permet d'acquérir, au moment propice du stade de végétation, et l'information de relief de la canopée, et l'information spectrale. La période de fin de feuillaison, au début du mois de juin, s'est avérée le moment le plus propice à une discrimination automatique de cinq groupes d'essences feuillues (le chênes pédonculé, les bouleaux, l'érable sycomore, le frêne commun et les peupliers). Une erreur globale de classification des houpes de 16% est obtenue avec des acquisitions monotemporelles, alors que l'utilisation d'images acquises à différentes dates permet encore d'améliorer cette classification (erreur globale de classification de 9% pour la meilleure combinaison de 3 dates).

Les contraintes de la législation régissant l'utilisation des aéronefs sans pilote à bord restreignent le champs d'action des drones civils. Ainsi, afin

d'assurer une sécurité pour tous les usagers de l'espace aérien, les opérations avec un drone sont limitées sous un seuil d'altitude et à une distance maximale du télépilote, ce qui ne permet pas une utilisation optimale de cette technologie pour la couverture de grands domaines forestiers (plusieurs milliers d'hectares). De plus, d'autres outils de télédétection utilisés en foresterie, tels que le LiDAR et l'imagerie satellite et aéroportée, sont plus compétitifs que les drones dès qu'il s'agit de couvrir de grandes surfaces (plusieurs milliers d'hectare). C'est pourquoi nous pensons que les drones resteront un outils d'analyse de petites surfaces (dizaines voire centaines d'hectares), plus utiles à des fins de recherches scientifiques qu'à une utilisation en gestion forestière.

Jonathan LISEIN (2016) UAV Photogrammetry applied to the characterization of forest ecosystem resources (PhD thesis in french). cotutelle Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech et Université Paris-Est, 96 p., 11 tabl. 23 fig.

SUMMARY

The recent development of operational small unmanned aerial systems (UASs) opens the door for their extensive use in forest mapping, as both the spatial and temporal resolution of UAS imagery better suit local-scale investigation than traditional remote sensing tools. Along with this rising use of drones, dense three-dimensional reconstruction through the combined use of photogrammetry and *Structure from Motion* techniques enables now the fine modelization of the canopy surface relief from a set of overlapping images. Forest management is evolving and has to cope with numerous new demands. A sustainable management practice requires beforehand up-to-date and comprehensive forest inventory. Traditional forest resources inventories are carried out on the field. They are expensive and focus only on a sample of the forest. Information is delivered at the stand level, and specific measurements for individual tree is missing. The use of mapping drones can potentially change the story by describing forest ecosystems on a tree-level. This thesis aims at investigating the use of unmanned aerial systems for the characterization of temperate forests (in Wallonia, Belgium). Firstly, modelization of the vegetation height also is investigated by the combination of photogrammetric canopy surface measurements with digital terrain elevation acquired by LiDAR. Secondly, the study of a time series of 20 drone flights through the growing season enables to determine when is the optimal period for automatic classification of deciduous species.

Photogrammetric measurements of individual deciduous tree height are always less precise than high density LiDAR measurements (RMSE of 1.04 m versus 0.83 m for the latter). Nevertheless, this precision is considered as good, regarding that the measurement of tree height on the field is even more imprecise. Moreover, the versatility of drones is far higher than LiDAR data, with the possibility of flying at the appropriate time and delivering both spectral and 3D information with a very high resolution. Spectral information is relevant among other for tree species identification. The optimal phenology state for the discrimination of deciduous species was demonstrated to be the end of leaf flush. The intra-species phenology is indeed well synchronized during this time windows ranging from late spring to early summer. A global classification error of 16% is reached by using single date UAS imagery, and multitemporal UAS acquisitions still improve the process of species discrimination (up to 9% of global error for 3 dates combination).

Although *precision forestry* can largely benefit from UAS technology, legislation constraints limit the operational use of drones. Thus, UAS flights are most of the time restricted under a specific altitude and within a certain distance from the remote pilot. These constraints are sub-optimal for the mapping of forest, which requires beyond line of sight flight at relatively high altitude. Moreover, other remote sensing technologies as airborne laser

scanning, digital aerial photogrammetry and high spatial resolution airborne imagery are financially more interesting than UAS technology as soon as the surface to cover exceeds a few thousands of hectares. We thus believe that the drone technology will be more developed for scientific investigations at a local scale (dozens or hundreds of hectares) than for forest inventory of large forest estate.

Copyright. Aux termes de la loi belge du 30 juin 1994, sur le droit d'auteur et les droits voisins seul l'auteur a le droit de reproduire partiellement ou complètement cet ouvrage de quelque façon et forme que ce soit ou d'en autoriser la reproduction partielle ou complète de quelque manière et sous quelque forme que ce soit. Toute photocopie ou reproduction sous autre forme est donc faite en violation de la dite loi et des modifications ultérieures.

REMERCIEMENTS



Gembloux, le 7/05/15

J'aimerais profiter de ce paragraphe dédié aux remerciements pour mettre en contexte la réalisation de ce présent doctorat. Cette thèse ayant été réalisée en cotutelle entre une institution belge, l'Université de Liège, et une institution française, l'Ecole Nationale des Sciences Géographiques, j'ai eu la chance de bénéficier de l'encadrement de deux équipes distinctes.

Du côté Belge, mon promoteur le Professeur Philippe Lejeune est la personne qui m'a introduit dans le monde de la télédétection, et du même coup dans le monde de la recherche scientifique. Son enthousiasme débordant fut une source d'inspiration inépuisable, et le mot est faible. La confiance fut réciproque tout au long de la thèse, et l'esprit d'initiative toujours mis à l'honneur dans nos échanges. La liberté dont j'ai bénéficié fut parfois déstabilisante, mais très formatrice. Mon encadrement par le professeur Cédric Vermeulen pour l'ingénierie de publication fut également des plus utiles, en particulier en début de thèse, et je l'en remercie tout spécialement. L'aide au niveau statistique apportée par Yves Brostaux et l'expertise forestière de Hugues Claessens m'ont permis de lier mes recherches consacrées à l'outil "drone" avec celles touchant à une thématique plus forestière (ex : autécologie, sylviculture, etc.). Je les en remercie également tout spécialement. Les nombreuses aides spécifiques et les divers échanges avec les membres du groupe de travail 'télédétection' de l'unité de Gestion des Ressources forestières et des Milieux naturels (renommé récemment "Axe Gestion des Ressources forestières") m'ont permis d'aboutir à la maîtrise d'outils et de techniques très diversifiés, sans lesquels le déroulement de cette thèse aurait été tout autre. Les pilotes de drone de l'unité eurent quant à eux un effet de ciment qui m'a permis de ne jamais succomber à la fatigue durant toutes ces heures passées derrière un ordinateur. Nos sorties sur le terrain ont souvent été vécues avec l'excitation des vols réussis ou échoués, mais aussi avec une agréable détente, en

attendant que nos avions téléguidés reviennent de leur mission automatique. Concernant le "terrain" plus traditionnel, c'est-à-dire celui impliquant des mesures forestières, l'aide et la compagnie des techniciens forestiers furent remarquables. Je remercie ainsi vivement toutes les personnes mentionnées ci-dessus de l'équipe gembloutoise de télédétection (Stéphanie Bonnet, Adrien Michez, Sébastien Bauwens, François Toromanoff dit Toto, et Laurent Dedry), les droneurs (Cédric Geerts, Alain Monseur, Philippe Bouché, Julie Linchant, Power Cycle !), l'équipe de geek (Gauthier Ligot et Samuel Quevauvillers) et les forestiers (Coralie Mengal et Frédéric Henrotay). Enfin, je remercie le ciment de l'unité, nos secrétaires Marie Fombona et Marie-Ange Golard, pour tout leur travail laborieux et silencieux. Pour finir, je remercie Philippe Lejeune pour avoir obtenu l'appui financier de l'Accord-Cadre de recherches et de vulgarisation forestière qui a permis le financement des 6 derniers mois de cette thèse.

Du côté français, je tiens à remercier tout particulièrement mon co-promoteur, le Professeur Marc Pierrot-Deseilligny, qui a été un guide incroyable pour tout ce qui relève de la photogrammétrie, de l'utilisation, conception et promotion de logiciels libres. J'ai même fini par adopté ce système d'exploitation dont le logo est un pingouin. Sa manière de travailler est plus qu'une attitude professionnelle, c'est avant tout une philosophie. Une philosophie que je partage et qui me donne foi en la science. L'accueil qui m'a été fait lors de mes nombreux courts séjours à Marne-la-Vallée fut toujours chaleureux et très enrichissant. L'équipe de l'Ecole Nationale des Sciences Géographiques m'a permis de mettre en perspective mon travail, et les avancées de tout un chacun sur certains protocoles photogrammétriques et/ou outils de la suite MiCMAC m'ont été très bénéfiques. Je remercie ainsi vivement Vincent Tournadre et Charline, Mehdi Daakir, Ana-Maria Rosu et Sylvie Cach.

Je remercie également l'ensemble des membres de mon comité de thèse pour leur accompagnement. Merci à M. Laurent Polidori et M. Cédric Véga d'avoir joué le rôle de rapporteurs. Je remercie également Hugues Dorchy pour ses conseils avisés, les membres de l'entreprise Gatewing pour leur formation et leur aide et Alexey Pasumansky d'Agisoft Photoscan pour avoir répondu à mes demandes.

Pour terminer, je remercie tous mes proches pour avoir supporté mes sautes d'humeur durant ce long travail et, en particulier, ma compagne Géraldine Le Mire pour son aide concernant l'utilisation de l'anglais, ainsi que mes colocataires pour tous ces bons moments partagés ensemble.

TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION	1
1.1	Contexte	1
1.2	Objectif et structure de la thèse	4
1.3	Travaux connexes à la thèse	6
1.4	Les drones pour la cartographie	7
1.4.1	Les types de châssis et leurs usages en foresterie	8
1.4.2	Les images aériennes acquises par drone	10
1.4.3	La photogrammétrie au départ d'imagerie drone	12
1.4.4	Les capteurs utilisés pour nos travaux	12
1.5	Le LiDAR aérien	14
2	A PHOTOGRAMMETRIC WORKFLOW FOR THE CREATION OF A FOREST CANOPY HEIGHT MODEL FROM SMALL UNMANNED AE- RIAL SYSTEM IMAGERY	17
2.1	Introduction	17
2.2	Material and Methods	20
2.2.1	Study Site and Field Measurements	20
2.2.2	Unmanned Aerial System Survey	21
2.2.3	LiDAR Data	22
2.2.4	Photogrammetric Workflow	23
2.2.5	Investigation of Photo-CHM Quality	26
2.3	Results	28
2.3.1	Photo-DSM Generation	28
2.3.2	Investigation of Photo-CHM Quality	30
2.4	Conclusions and Perspectives	35
2.5	Supplementary material	38
3	MODÉLISATION DE LA CANOPÉE FORESTIÈRE PAR PHOTOGRAM- MÉTRIE DEPUIS DES IMAGES ACQUISES PAR DRONE	39
3.1	Introduction	40
3.2	Objectifs	42
3.3	Matériel et Méthode	42
3.3.1	La zone d'étude, le vecteur et le capteur d'acquisition	42
3.3.2	Le calcul des éléments d'orientation du bloc d'images	44
3.3.3	Les stratégies de corrélation dense	48
3.3.4	Utilisation du modèle numérique de canopée pour la pré- diction de la hauteur dominante	50
3.4	Résultats et Conclusion	51
3.4.1	Acquisitions par drone	51
3.4.2	Modélisation de la canopée par photogrammétrie	53
3.4.3	Inventaire à deux phases de la hauteur dominante	55
4	DISCRIMINATION OF DECIDUOUS TREE SPECIES FROM TIME SERIES OF UNMANNED AERIAL SYSTEM IMAGERY	57

4.1	Abstract	57
4.2	Introduction	57
4.2.1	Context	57
4.2.2	Discrimination of forest species by remote sensing	58
4.2.3	Objectives	60
4.3	Material and Methods	61
4.3.1	The study site	61
4.3.2	Unmanned Aerial System survey	61
4.3.3	Field inventory and species phenology	66
4.3.4	Classification of tree species using Random Forest	67
4.4	Results and discussion	69
4.4.1	The time series of orthophotomosaics	69
4.4.2	Classification of tree species	69
4.5	Conclusions and Perspectives	74
4.5.1	UAS operations and orthophotomosaic generation	74
4.5.2	Classification of species groups	75
4.5.3	Perspectives	76
4.6	Supporting Information Legends	77
5	CONCLUSION ET PERSPECTIVES	79
5.1	Conclusion	79
5.1.1	Comment et avec quelle précision peut-on mesurer la hauteur des arbres à partir d'imagerie aérienne à très haute résolution?	81
5.1.2	Comment et avec quelle précision discriminer les essences forestières via l'information spectrale de mosaïques d'ortho-images?	82
5.1.3	Comment utiliser les techniques de photogrammétrie avec un drone pour la caractérisation de la ressource forestière	83
5.2	Perspectives	84
	BIBLIOGRAPHIE	87

TABLE DES FIGURES

FIGURE 1	Exemple d'utilisation d'imagerie drone en foresterie : suivi de la défoliation du frêne atteint de Chalarose (<i>Chalara fraxinea</i>). La très haute résolution des images permet d'apprécier le degré de défoliation (chiffre indiqué en rouge).	4
FIGURE 2	Les deux catégories les plus courantes de châssis drones sont les drones à voilure tournante (drone à rotors de type hélicoptère) et les drones à voilure fixe (type aile volante ou planeur). Sur l'image à droite, le modèle Gatedwing X100 et à gauche, le modèle GX8.	8
FIGURE 3	Géométrie d'une image isolée, d'après Pinte (2014) . Les drones volent à basse altitude, la résolution des images est donc très fine mais la fauchée (emprise) des images est réduite. S : Sommet de prise de vue, Tp : Taille du photosite, R : La résolution de l'image, mesurée par la distance d'échantillonnage au sol, H : Hauteur de vol, p : distance focale. La résolution R est fonction de la hauteur de vol et de la focale, suivant la relation $R = \frac{H}{p[\text{pixels}]}$. La fauchée de l'image, représentée par le rectangle en pointillé projeté au sol, est fonction de l'altitude de vol, de la taille du capteur et de la distance focale.	11
FIGURE 4	Représentation schématique des filtres (lignes) et de la sensibilité spectrale des canaux (surfaces) pour l'appareil photographique RGB (au-dessus) et l'appareil photographique adapté pour le proche infra-rouge (en dessous). L'utilisation à tour de rôle (deux vols séparés) des deux appareils photographiques permet théoriquement le calcul d'indice de végétation basé sur le rouge (au-dessus) et le proche infra-rouge (en-dessous, surface bleue), comme illustré sur le graphique de droite. Schéma adapté de Nijland et al. (2014)	13

FIGURE 5	Illustration de la résolution et de la largeur de la fauchée pour deux images capturées avec le Ricoh GRIII. A des fins de cartographie forestière, il est préférable d'acquérir des images à moins bonne résolution mais avec une plus grande fauchée, avec donc plus d'objets présents sur l'image. La première image en haut est une prise de vue à 100 mètres d'altitude : la résolution y est de 3.4 cm/pixel et la largeur de la fauchée est de 125 mètres. La deuxième image en bas et une prise de vue à 225 mètres, de 6.8 cm/pixel et d'une emprise de 275 mètres de large. En rouge sur l'image du bas, les limites de la fauchée de l'image du haut.	14
FIGURE 6	The small unmanned aerial system (UAS) Gatewing X100 on its launcher, ready for take-off.	21
FIGURE 7	Elements of the orientation of individual aerial images were computed by automatic aerotriangulation. (Left) One of the 439 images; (Right) the aerotriangulated model. Camera poses are displayed with green dots.	28
FIGURE 8	Comparison of two matching strategies : Malt (Left) and MICMAC (Right) . Red circles highlight the positions of trees that have not been reconstructed with Malt. The optimal photo-DSM used, further, is the DSM produced with MICMAC. The grey scale is related to the height of the vegetation.	29
FIGURE 9	Close-up of the canopy surface model. (Left) The canopy surface model (the grey scale is related to the height of the vegetation); (Center) map of the normalized cross-correlation score, expressing the similarity of the images (the normalized cross-correlation score ranges from zero (dark area, low similarity) to one (white area, high similarity)); (Right) false color ortho-photo mosaic.	29
FIGURE 10	Comparison between photogrammetric and LiDAR point clouds along a transect of 80 meters. LiDAR pulses penetrate the forest canopy and better account for small gaps and peaks, than the photogrammetric point cloud.	30
FIGURE 11	Evaluation of the differences between LiDAR and photo canopy height models : enlargement of a small part of the Fellenne forest for visual comparison (units are in meters). (Top Left) photo-canopy height model (CHM); (Top Right) LiDAR-CHM; (Bottom Left) difference in elevation between photo-CHM and LiDAR-CHM; (Bottom Right) false color ortho-photo mosaic. The units of height and height differences are meters and the grey scale is related to the height of the vegetation (Top) or to the importance of the height difference (bottom left).	31

FIGURE 12	Les deux pilotes à distance récupèrent le drone Gatewing X100 après un atterrissage. Le pilote de gauche tient la liste de vérification des opérations et le pilote de droite effectue les opérations, tantôt sur le drone, tantôt sur la station de contrôle au sol qu'il tient à la main.	43
FIGURE 13	Une des 441 images dans le proche infra-rouge acquises sur le massif forestier de Felenne.	45
FIGURE 15	Corrélation multi-stéréo en géométrie terrain : pour chaque position (X,Y) dans la géométrie terrain, l'altitude Z est recherchée le long d'un intervalle d'incertitude par la mise en correspondance des vignettes des n -images.	49
FIGURE 16	Corrélation stéréo en géométrie image avec MMBYP : pour chaque position (u,v) dans la géométrie de l'image maîtresse, la profondeur (z) est recherchée le long d'un intervalle d'incertitude par la mise en correspondance des 2 images.	50
FIGURE 17	Surface de la canopée forestière reconstruite au moyen de différentes stratégies de corrélation (de haut en bas) : <code>Mal t</code> , <code>MMByP</code> et <code>Mi cmaC</code> . Les niveaux de gris représentent l'altitude [m] de la canopée et du sol. En bas : une orthophotomosaïque fausse couleur.	52
FIGURE 18	Comparaison visuelle par transect du modèle de surface de canopée photogrammétrique (points bleus) et du nuage de point LiDAR haute densité (points jaunes). Une image aérienne en couleur issue d'un autre vol drone est ajoutée en haut pour faciliter l'interprétation du transect (80 mètres de long) dans les deux nuages de points.	54
FIGURE 19	MNC photogrammétrique généré avec l'outil <code>MICMAC</code> (figure au centre) centré sur une placette d'inventaire (cercle rouge). À gauche : une orthophotomosaïque en fausse couleur. À droite : le MNC LiDAR. Les niveaux de gris représentent la hauteur de la canopée [m].	56
FIGURE 20	Differences in spectral response captured with a compact camera mounted on an UAS for two tree crowns (birch and poplar species). Density curves for the red, green and blue band are depicted on the right.	59
FIGURE 21	Individual aerial RGB images of a forest opening from survey 1 (spring), 5 (summer) and 10 (autumn).	64
FIGURE 22	Summary of the photogrammetric workflow. Recent development in software facilitates the automatic processing of hundred of images in order to produce a 3D model (Digital Surface Model) and an orthophotomosaic (see Lisein et al. (2013b) for additional detail).	65

FIGURE 23	Part 1 of 2. Zoom-in overview of the time series of high resolution forested orthophotomosaics (20cm GSD). The 10 RGB orthophotomosaics are illustrated. Delineated trees are colored by species ; English oak : green - poplars : orange - sycamore maple : blue - common ash : white - birches : purple.	70
FIGURE 23	Part 2 of 2. Zoom-in overview of the time series of high resolution forested orthophotomosaics (20cm GSD). The 10 RGB orthophotomosaics are illustrated. Delineated trees are colored by species ; English oak : green - poplars : orange - sycamore maple : blue - common ash : white - birches : purple.	71

LISTE DES TABLEAUX

TABLE 1	Synthèse de la comparaison des drones à voilure fixe et à voilure tournante pour leur usage en foresterie.	10
TABLE 2	Résolution et largeur de fauchée d'image du Ricoh GRIII pour différentes hauteurs de vol, en supposant une prise de vue nadir.	12
TABLE 3	Parameters applied for multi-image, multi-resolution digital surface model (DSM) generation. The simplified tool, Malt, was not further used, since it did not offer the opportunity to finely adapt the altimetric dilatation. * Two consecutive dense matching processes at the same resolution can potentially refine the result, as hidden parts are detected and used in the following step	26
TABLE 4	Correlation between photo-CHM and LiDAR-CHM window metrics. Bold figures represent the highest correlation scores.	32
TABLE 5	Characteristics of deciduous stands. Statistics were obtained from the 36 measured field plots (mean, minimum, maximum and standard deviation values).	33
TABLE 6	Comparison of dominant height (<i>Hdom</i>) models for deciduous irregular stands ($n = 36$) based on photo-CHM and LiDAR-CHM metrics. Model performance is described in terms of adjusted r^2 , root-mean-square error (RMSE) (m) and relative RMSE (%). ID stands for model identification number.	33
TABLE 7	Comparison of individual tree height models ($n = 86$) based on photo-CHM and LiDAR-CHM metrics. Model performance is described in terms of adjusted r^2 , RMSE (m), relative RMSE (%) and average deviation at the 90th percentile ($ \epsilon _{90}$).	34
TABLE 8	Modèles de régression à une et deux variables explicatives pour prédire la hauteur dominante (<i>Hdom</i>) en peuplements feuillus irréguliers ($n=36$). Les variables explicatives sont des statistiques synthétisant le modèle numérique de canopée photogrammétrique ($p99$: 99 ^{ième} percentile ; <i>mean</i> : moyenne ; <i>std</i> : écart-type). Les performances des modèles sont exprimées en terme de coefficient de détermination ajusté (r^2 aj.), d'erreur moyenne quadratique (RMSE) et d'erreur moyenne quadratique relative (RMSE %).	53

TABLE 9	Characteristics of the 20 image blocks composing the time series of UAS imagery. 2 successive flights were performed for all 10 acquisition dates ; one flight was performed with a visible camera, and one flight was performed with a modified camera for near infra-red acquisition (respectively denoted as RGB and CIR camera). The minimum and maximum altitude, GSD, and the number of images, are emphasized in bold writing. * Growing Degree Days. ** Ground Sample Distance [<i>cm/pixel</i>].	63
TABLE 10	Classification error for each flight and for each survey (combination of CIR and RGB flights). Surveys in spring and early summer gave the best results and the RGB camera clearly outperforms the color infra-red camera.	72
TABLE 11	Added value of multitemporal datasets for species discrimination. The 5 best two-date combinations and the 5 best three-date combinations. Survey 3 (2013-05-28 , highlighted in bold) was present in all the combinations, and survey 4 (<i>2012-06-05</i> , in italic writing) was involved in all the three-date combinations.	73

ABBREVIATIONS

ABL	Above Ground Level
AHRS	Attitude and Heading Reference System
ALS	Airborne Laser Scanning
APER0	Aérotriangulation Photogrammétrique Expérimentale Relativement Opérationnelle
BBA	Bundle Block Adjustment
BLOS	Beyond Line Of Sight
CCD	Charge-Coupled Device
CHM	Canopy Height Model
CIR	Color Infra-Red
CBH	Circumference at breast height
DEM	Digital Elevation Model
DG	Direct Georeferencing
DGAC	Direction Générale de l'Aviation Civile (France)
DGTA	Direction Générale des Transports Aériens (Belgique)
DSM	Digital Surface Model
DTM	Digital Terrain Model
ENSG	Ecole Nationale des Sciences Géographiques
FPV	First Person View
GCP	Ground Control Point
GCS	Ground Control Station
GDD	Growing Degree Day
GPS	Global Positioning System
GSD	Ground Sample Distance
Hdom	Hauteur Dominante
IGN	Institut National de l'information Géographique et forestière
IMU	Inertial Measurement Unit

LiDAR	Light Detection and ranging
MALT	MATching Light Tool
MICMAC	Multi-Images Correspondances, Methods for Automatic Correlation
MAP	Manuel d'Activité Particulière
MNC	Modèle Numérique de Canopée
MNE	Modèle Numérique d'Élévation
MNH	Modèle Numérique de Hauteur
MNS	Modèle Numérique de Surface
MNT	Modèle Numérique de Terrain
OOB	Out Of Bag error
RF	Random Forest
RGB	Red Green Blue
RMSE	Root-Mean-Square Error
RTK	Real Time Kinematic
SIFT	Scale-Invariant Feature Transform
SfM	Structure from Motion
UAS	Unmanned Aerial System
UAV	Unmanned Aerial Vehicle
ULG	Université de Liège
VTOL	Vertical Take-Off and Landing
VLOS	Visual Line Of Sight
XML	Extensible Markup Language

INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

Depuis toujours, l'Homme a interagi avec son environnement, en façonnant les écosystèmes afin de répondre à ses besoins. Ainsi, la forêt endosse diverses fonctions dont la production de bois, l'accueil du public, la protection de la biodiversité et la séquestration du carbone. La demande en matière première pour l'industrie est régie par une compétition intense et de plus en plus globale, due à la libéralisation des marchés. Parallèlement, la nécessité de protéger des écosystèmes forestiers est mise en exergue par les changements globaux dont l'espèce humaine est responsable (réchauffement planétaire, perte de biodiversité, etc.) (Chapin et al., 2009). Les informations requises aux gestionnaires forestiers pour faire face à ces attentes antagonistes sont de plus en plus complexes, ce qui pose de nouveaux défis méthodologiques pour les programmes d'inventaires forestiers (White et al., 2016). Ces informations doivent être précises, peu coûteuses, géolocalisées et à jour. Elles doivent renseigner la composition de la forêt, son potentiel récréatif et enfin, son potentiel de production en bois. Le défi rencontré par le gestionnaire est d'assurer une gestion intégrée et durable de ces écosystèmes. Relever ce défi nécessite la maîtrise de nombreuses disciplines, ainsi qu'une bonne connaissance de la ressource. La complexité de la planification forestière découle de la difficulté d'appréhender la dynamique forestière sur de grandes surfaces et pendant un laps de temps suffisant (Lejeune, 1994). Les forestiers ont été parmi les premiers, après les militaires, les géographes et les géologues, à utiliser de manière importante et récurrente les techniques de télédétection¹ dans leurs démarches d'inventaire et de cartographie de la ressource (Koch et al., 2008). Ces techniques de télédétection sont aussi bien terrestres que satellitaires et aéroportées. Elles offrent la possibilité au gestionnaire d'appréhender de larges surfaces et d'y mener à bien un aménagement sur le long terme.

Le développement fulgurant des drones civils a introduit cette technologie de pointe dans de nombreux secteurs. Un drone est un aéronef télécommandé sans pilote à bord, disposant d'une certaine autonomie de vol (Eisenbeiss, 2009). Cette autonomie est conférée à ces robots volants par les instruments de navigation embarqués dans le drone : GPS, station inertielle (mesure de l'orientation), boussole, baromètre (mesure de la hauteur de vol), etc. Les drones peuvent jouer un rôle d'acteur, lorsque ceux-ci sont munis d'une charge utile permettant d'interagir avec leur environnement (prélèvement de matériel génétique sur de grands mammifères, destruction de nids de frelons, livraison de colis, etc.). Cependant, la grande majorité des drones joue un rôle d'observateur, et ont pour charge utile un capteur tel qu'un simple appareil

1 Remote Sensing

photographique. Bien qu'un aéronef puisse être considéré comme un drone², les systèmes entièrement autonomes, navigant sur base d'un plan de vol composé d'un ensemble de points de navigation, ont, grâce à leur précision de navigation et leur fiabilité, la préférence des professionnels du secteur de la cartographie. La miniaturisation des capteurs, l'ère de l'imagerie numérique et les avancées en traitement d'images, portées par la grande puissance de calcul disponible aujourd'hui, promettent au secteur de la cartographie par drone de nombreuses perspectives (Remondino et al., 2011). Ainsi, de récentes études tentent de mettre au point des protocoles d'utilisation des drones pour des domaines aussi divers que l'archéologie (Verhoeven et al., 2012), l'agriculture de précision (Torres-Sánchez et al., 2014), la topographie (Fonstad et al., 2013) et le recensement de la grande faune (Linchant et al., 2015). Les défis rencontrés pour une utilisation opérationnelle des drones sont pluridisciplinaires. Ainsi, le système drone doit être lui-même fiable³, doté d'une endurance de vol suffisante et d'un mode de pilotage en adéquation avec la réalisation de la prise de vue. La prise de vue doit être planifiée avec un recouvrement important entre images, sans omission de la scène survolée (telles que des zones non visibles sur les photographies). De nombreux paramètres de vol vont influencer la qualité du résultat, à commencer par l'altitude et la distance entre deux lignes de vol, qui vont conditionner le recouvrement latéral des images. Les traitements d'images, qui aboutiront à la création de modèles tridimensionnels et de mosaïques d'ortho-images, doivent satisfaire les exigences en terme de précision et de qualité spectrale requises pour l'usage défini *a priori*. La photogrammétrie moderne est en constante évolution, et de nombreuses questions subsistent à propos du paramétrage de ces chaînes de traitement, en fonction des objectifs poursuivis. Enfin, le respect de la législation en vigueur, nécessitant typiquement l'agrément de la plateforme drone, la formation adéquate du télépilote et l'autorisation de vol pour chaque travail aérien, sont des contraintes majeures sur la facilité et la flexibilité de déploiement des drones civils. En fonction des objectifs recherchés, différents systèmes de drones ont été développés, variant en taille et à même d'embarquer une large diversité de capteurs. L'utilisation de cette technologie a dès lors abouti à un succès plus ou moins prononcé. En archéologie par exemple, l'utilisation de drones pour l'auscultation tridimensionnelle d'ouvrages est quasiment devenue une routine dans les pays où la législation ne présente pas de contrainte majeure à leur utilisation (Verhoeven et al., 2012; López et al., 2016). En foresterie, les caractéristiques de la canopée forestière, discontinue et répétitive par nature, rendent l'utilisation de la photogrammétrie par drone plus complexe (Véga and St-Onge, 2008). En effet, la canopée forestière est un milieu poreux, en perpétuel mouvement, et présentant un micro-relief important. La discontinuité de la canopée va à l'encontre de l'hypothèse sous-jacente à la modélisation d'une surface par photogrammétrie, car, simplement, la canopée forestière n'est pas une surface. Un nombre important d'études se sont penchées sur cette problématique,

2 le terme drone renseigne le caractère non-récréatif de l'usage d'avion sans pilote à bord. Les aéronefs sont quant à eux réservés à un usage purement récréatif.

3 Les systèmes drones sont rendus fiables entre autres par des procédures de sécurité automatiques et par la redondance de matériel (capteurs et moteurs)

en particulier sur l'étape d'appariement dense⁴ d'images en milieu forestier (Järnstedt et al., 2012; Baltsavias et al., 2008; White et al., 2013). Les limitations rencontrées en appliquant les processus de photogrammétrie à des images de la canopée sont bien connues : occlusions multiples, objets de géométrie répétitive, objets transparents, objets en mouvement, jeux d'ombres, etc. L'établissement de protocoles de prise de vue et de traitements adaptés aux scènes forestières pourrait néanmoins permettre la bonne réalisation de cartes du relief (2.5D) de la canopée à partir d'imagerie drone (Dandois et al., 2015).

Le développement de drones civils utilisés pour de la prise de vue aérienne offre de nouvelles opportunités en termes de caractérisation de la forêt. L'avènement de cette source d'information de très haute résolution sous-tend activement le développement du concept de foresterie de précision, avec une caractérisation et une action sylvicole se focalisant sur les arbres individuels, et non plus seulement au niveau du peuplement (Drauschke et al., 2014). La sylviculture d'arbres objectifs, nécessitant le détournement⁵ des arbres d'avenir sur lesquels est concentrée la production de qualité (Bastien and Wilhelm, 2000; De Saint-Vaulry, 1969), est un exemple typique de foresterie de précision. Pour mener à bien ce type de sylviculture, il est important d'effectuer le suivi du degré de fermeture de la canopée autour des houppiers des arbres objectifs, afin d'ajuster la fréquence et l'intensité des éclaircies. Ces informations peuvent typiquement être obtenues depuis des images acquises par drone, et ce de manière plus aisée que par un inventaire sur le terrain. Une sylviculture de peuplements forestiers mélangés et irréguliers⁶ profiterait également d'une cartographie de l'ensemble des arbres observés depuis le ciel. En outre, une caractérisation de l'essence⁷ des arbres est possible par utilisation de l'information spectrale obtenue par photographie aérienne. La discrimination de l'essence des arbres est une étape préalable à la détermination de l'adéquation des essences avec la station forestière. De même, l'étude de l'autécologie des espèces, visant à la description des exigences des essences vis-à-vis des facteurs du milieu, nécessite *de facto* la connaissance des essences. A noter que l'individualisation des couronnes d'arbres et la détermination de l'essence depuis de l'imagerie drone - par photointerprétation par exemple - n'est pas une étape aisée, et ne fournit pas un résultat intrinsèquement plus précis que des mesures d'inventaire sur le terrain. La différence réside dans la capacité de couvrir rapidement, avec un drone, une surface en plein qui permet l'étude de phénomènes à une échelle relativement étendue. De plus, la géolocalisation précise des couronnes d'arbre depuis l'imagerie drone permet le croisement des informations relatives à ces arbres (essences, hauteur, état sanitaire) avec les données de description des conditions du milieu (topographie, pédologie, climat) disponibles dans des systèmes d'information géographique. La technologie drone

4 corrélation dense, ou mise en correspondance

5 Le détournement est une opération vigoureuse d'enlèvement de tous les arbres (ou tiges) qui sont en contact avec des arbres d'avenir et qui gênent leur développement optimal. Il est effectué localement autour d'un petit nombre de tiges de qualité

6 composé d'arbres d'essence et d'âge divers

7 espèce de l'arbre



FIGURE 1: Exemple d'utilisation d'imagerie drone en foresterie : suivi de la défoliation du frêne atteint de Chalarose (*Chalara fraxinea*). La très haute résolution des images permet d'apprécier le degré de défoliation (chiffre indiqué en rouge).

est avantageusement utilisée par les scientifiques et par les acteurs d'une sylviculture de précision pour pousser leurs investigations à une échelle qui n'est pas couverte par les autres technologies de télédétection (Anderson and Gaston, 2013). Parmi les applications les plus prometteuses, citons le suivi de l'état sanitaire des arbres (Michez et al., 2016b; Lehmann et al., 2015) (voir figure 1), l'inventaire de dégâts causés par des épisodes de tempête, de feu de forêt ou de quelconque événement climatique extrême (Torresan et al., 2015), la détection des trouées (Getzin et al., 2014), le suivi du degré de détournement d'arbres objectifs et le suivi de l'irrégularisation de peuplement résineux.

Enfin, les techniques de reconstruction tridimensionnelle à partir d'images rendent envisageable la mesure de la géométrie des houppiers, ainsi que celle de la hauteur de la canopée (Dandois and Ellis, 2010; Puliti et al., 2015).

1.2 OBJECTIF ET STRUCTURE DE LA THÈSE

C'est dans ce contexte de foresterie de précision et du développement fulgurant des applications civiles de la technologie drone que s'inscrit cette thèse. Elle vise à explorer les possibilités d'utilisation de mini-drones pour la caractérisation quantitative et qualitative de la ressource forestière. Pour évaluer ces possibilités, nous avons choisi de nous intéresser respectivement à l'estimation de la hauteur des arbres et à la caractérisation de la composition spécifique au sein de peuplements forestiers. La hauteur de la canopée est une variable dendrométrique de première importance : elle est un bon indicateur du stade de développement des peuplements et intervient notamment dans les estimations de biomasse ou de niveau de productivité. La composition

spécifique est une information essentielle en regard des principales fonctions que remplit la forêt (conservation, production, récréation, etc.).

Ce travail est une thèse dite *à articles*, à savoir que le présent manuscrit s'articule autour d'une compilation de trois articles indépendants. Chacun de ces articles adopte la structure conventionnelle d'une publication scientifique et comporte ainsi une introduction, une description du matériel et de la méthode, les résultats obtenus et une conclusion. Ces articles couvrent les deux questions principales de cette recherche, que nous formulons de la manière suivante :

- A. Comment et avec quelle précision peut-on mesurer la hauteur des arbres à partir d'imagerie aérienne à très haute résolution ?
- B. Comment et avec quelle précision discriminer les essences forestières via l'information spectrale de mosaïques d'ortho-images ?

Les deux articles des chapitres 2 et 3 portent sur la mesure de la hauteur des peuplements (question A). La dimension "*mesure 3D*" par photogrammétrie est l'élément central de cet axe de recherche. Ces deux chapitres sont basés sur le même jeu de données (images drone et inventaire forestier) et sont donc très similaires. Néanmoins, le chapitre 2 cible de manière plus spécifique un public "forestier". Le chapitre 3, quant à lui publié dans une revue de photogrammétrie et de télédétection, met l'accent sur les techniques de traitements d'images. Pour remettre dans le contexte cette investigation sur les chaînes de traitements permettant de modéliser finement le relief de la canopée, il faut préciser qu'elle coïncide avec l'apparition des techniques de photogrammétrie moderne. Auparavant, l'appréhension de bloc d'images via les techniques de photogrammétrie traditionnelle nécessitait de nombreuses étapes manuelles, rendant la technique totalement prohibitive sur des données drones de plusieurs centaines d'images. Dans ces deux chapitres, les algorithmes de traitements d'images sont renseignés avec de nombreux détails. Mais nous tenons à préciser qu'il est actuellement possible d'effectuer de manière opérationnelle des mesures de hauteurs d'arbres par photogrammétrie, sans pour autant disposer du bagage d'un expert en traitement d'images. De nombreuses suites logicielles offrent actuellement des solutions automatiques et efficaces. Les références bibliographiques de ces deux articles sont les suivantes :

- Lisein, J., Pierrot-Deseilligny, M., Bonnet, S., Lejeune, P., 2013. A photogrammetric workflow for the creation of a forest canopy height model from small unmanned aerial system imagery. *Forests* 4 (4), 922-944.
- Lisein, J., Bonnet, S., Lejeune, P., Pierrot-Deseilligny, M., 2014. Modélisation de la canopée forestière par photogrammétrie depuis des images acquises par drone. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection* 1-10.

La question relative à la détermination de la composition spécifique (question B) est abordée au chapitre 4, où la discrimination automatique d'essences forestières au niveau de l'arbre est testée non seulement sur des mosaïques

d'ortho-images individuelles, mais également sur des combinaisons de mosaïques d'ortho-images acquises tout au long de la saison de végétation. Alors que le premier axe de travail est centré sur l'aspect tridimensionnel, ce travail sur la "*discrimination des essences forestières*" au départ de l'information spectrale est davantage interdisciplinaire. Outre les disciplines d'utilisation d'un drone et de la photogrammétrie, la phénologie des essences y est investiguée. De plus, des algorithmes de classification supervisée (les forêts aléatoires⁸) sont utilisés dans une approche d'analyse d'images basée sur des objets, c'est-à-dire des groupes de pixels spatialement connectés. En outre, l'article du chapitre 4 est publié dans une revue généraliste pour un public plus large, allant de l'écologue à l'expert en télédétection :

- Lisein, J., Michez, A., Claessens, H., Lejeune, P., 2015. Discrimination of deciduous tree species from time series of unmanned aerial system imagery. *Plos ONE* 10 (11).

Enfin, ce document de thèse se clôture par le chapitre 5 présentant les conclusions ainsi que les perspectives qu'apportent l'utilisation des drones à l'inventaire des ressources forestières.

1.3 TRAVAUX CONNEXES À LA THÈSE

Nos travaux, initiés en septembre 2012, ont marqué le début des recherches menées à Gembloux Agro-Bio Tech sur l'application des drones dans les problématiques environnementales. Notre rôle de « poisson pilote » dans cette matière au sein du Département BIOSE nous a amené à participer à de nombreuses réflexions et à plusieurs projets pilotes visant à démontrer l'utilité des drones dans d'autres domaines que la foresterie : agriculture de précision, gestion de la grande faune, hydrologie, etc. Ces nombreux échanges avec des chercheurs œuvrant dans différentes disciplines, nous ont permis de faire partager notre expérience naissante dans les domaines du fonctionnement des drones et de la photogrammétrie. Si ces travaux connexes ont pu, à certains moments, ralentir la bonne progression de notre recherche principale, ils ont eu le mérite de nous offrir une bonne vue d'ensemble des possibilités offertes par les drones dans le domaine environnemental, en débordant largement de la seule sphère forestière. Ils se sont traduits par une participation en tant qu'auteur principal ou que co-auteur à 7 autres publications scientifiques :

- VERMEULEN C., LEJEUNE P., LISEIN J., SAWADOGO P., BOUCHÉ P. [2013]. Unmanned Aerial Survey of Elephants. *PLOS ONE* 8 (2), e54700.
- LISEIN J., LINCHANT J., LEJEUNE P., BOUCHÉ P., VERMEULEN C. [2013]. Aerial survey of large ungulates using an Unmanned Aerial System (UAS) : comparison of different methods for estimating the surface area of sampling strips. *Tropical Conservation Science* 6 (4), 506–520.
- LINCHANT J., LISEIN J., SEMEKI J., LEJEUNE P., VERMEULEN C. [2015]. Are unmanned aircraft systems (UASs) the future of wildlife monitoring? A review of accomplishments and challenges. *Mammal Review*.

⁸ Random Forest

- OUÉDRAOGO M.M., DEGRÉ A., DEBOUCHE C., LISEIN J. [2014]. The evaluation of unmanned aerial system-based photogrammetry and terrestrial laser scanning to generate DEMs of agricultural watersheds. *Geomorphology* **214**, 339–355.
- LISEIN J., PINEUX N., PIERROT-DESEILLIGNY M., DEGRÉ A., LEJEUNE P. [2014]. Détection de l'érosion dans un bassin versant agricole par comparaison d'images multidates acquises par drone. *Colloque scientifique francophone : Drones et moyens légers aéroportés d'observation*. Montpellier - France, 1–9.
- MICHEZ A., PIÉGAY H., LISEIN J., CLAESSENS H., LEJEUNE P. [2016]. Mapping of riparian invasive species with supervised classification of Unmanned Aerial System (UAS) imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **44**, 88–94.
- MICHEZ A., PIÉGAY H., LISEIN J., CLAESSENS H., LEJEUNE P. [2016]. Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from unmanned aerial system. *Environmental monitoring and assessment* **188** (3), 146.

Ces publications ne font pas partie du présent document mais sont accessibles sur le répertoire institutionnel de dépôt des publications de l'ULG ([ORBI : Open Repository and Bibliography](#)).

1.4 LES DRONES POUR LA CARTOGRAPHIE



Drones... represent the cold, technological embodiment of observation.

Ryan Calo

Drones... they extend our senses. They extend our vision, giving us "eye in the sky", overhead or across the globe.

Chris Anderson

La technologie des drones présente une importante diversité de plateformes et d'utilisations. La polyvalence des drones est la clé de leur succès : l'identification d'une nouvelle utilisation potentielle mène directement à l'adaptation des systèmes drones en conséquence (Finn and Wright, 2012). L'imaginaire collectif prête aux drones un caractère de surveillance, voire



FIGURE 2: Les deux catégories les plus courantes de châssis drones sont les drones à voilure tournante (drone à rotors de type hélicoptère) et les drones à voilure fixe (type aile volante ou planeur). Sur l'image à droite, le modèle Gatewing X100 et à gauche, le modèle GX8.

d'espionnage. La genèse de cette technologie, issue du domaine militaire, en est une cause certaine. Pourtant, cette vision est fortement réductrice. Afin d'éviter tout amalgame, nous précisons ici que notre utilisation des drones se limite à la télédétection environnementale, c'est-à-dire l'acquisition d'images d'espaces naturels pour la génération d'information spatiale à très haute résolution. Par souci de clarté et de concision, nous décrirons brièvement dans cette section une catégorie très spécifique de drones ; ceux utilisés pour la télédétection relative à l'observation de l'environnement naturel. Nous passons uniquement en revue les petits drones à voilure fixe et à voilure tournante, avec un descriptif succinct de leurs avantages et inconvénients respectifs. Pour une description plus exhaustive des catégories de drones et des enjeux relatifs à la cartographie des espaces naturels, nous renvoyons le lecteur vers les travaux de [Watts et al. \(2012\)](#) et de [Hardin and Jensen \(2011\)](#).

1.4.1 *Les types de châssis et leurs usages en foresterie*

De par la multifonctionnalité des forêts, le scientifique ou le gestionnaire éprouve des besoins divers en termes de nature de l'information requise et de surface à couvrir. C'est pourquoi il est bon d'évoquer les forces et faiblesses des drones à aile fixe et des drones à voilure tournante (voir figure 2). Bien qu'en majorité, les surfaces forestières à couvrir excèdent facilement le km^2 (soit 100 ha), il faut préciser que la capacité de vol d'un drone à motorisation électrique dépasse rarement une à deux heures de vol. Cette endurance de vol étant le facteur le plus limitant pour un usage forestier, il faut convenir

que l'utilisation d'un drone restera un outil d'analyse à l'échelle locale (Puliti et al., 2015). La catégorie de drones à aile fixe est naturellement plus adaptée aux besoins forestiers, ceux-ci ayant une meilleure autonomie de vol. En effet, ceux-ci utilisent, pour se maintenir en vol, la portance que leur procure le déplacement d'air sous leurs ailes. Leur vitesse en vol est également plus élevée que celle des drones à voilure tournante, entraînant une plus grande surface couverte pour une endurance de vol équivalente à un drone de type hélicoptère (Linchant et al., 2015). En outre, les drones à aile fixe sont plus simples de conception que les drones à voilure tournante : un seul et unique moteur fournit la propulsion nécessaire. Cependant, les drones à aile fixe présentent moins de manœuvrabilité et sont moins polyvalents que les drones à voilure tournante. Ces derniers sont capables d'effectuer des vols stationnaires, d'embarquer de plus grosses charges utiles et sont moins sensibles aux changements de centre de gravité de la plateforme (résultant par exemple de l'ajout d'un capteur sur le châssis). De plus, ceux-ci permettent un décollage et un atterrissage à la verticale⁹. Le décollage et l'atterrissage à la verticale sont les avantages les plus notables des drones de cette catégorie, la nécessité de disposer d'une aire d'atterrissage exempte d'obstacles étant un facteur limitant du déploiement des drones en milieu forestier. En effet, si en Belgique les voiries et la proximité de champs cultivés permettent systématiquement de disposer d'une aire d'atterrissage pour un avion à aile fixe, il en est différemment dans d'autres types d'habitat. En forêt tropicale, en dehors des voiries et des aires d'aéroport, il est rare de disposer d'une aire libre de tout obstacle. A titre indicatif, 150x30 mètres est l'aire d'atterrissage que nécessite le Gatewing X100 (figure 2).

Si les drones peuvent soit être pilotés à distance, soit naviguer automatiquement sur la base d'un plan de vol conçu préalablement au vol, ou encore avoir une combinaison du vol manuel et automatique, la nécessité de couvrir de grandes surfaces requiert d'effectuer des vols hors vue¹⁰, et ce de manière automatique. La législation qui régit les vols hors vue, quand celle-ci existe, est plus contraignante que la législation relative aux vols à vue. En parallèle à une filière industrielle portant sur l'utilisation des drones pour la gestion forestière, l'utilisation de drones à des fins de recherches expérimentales est une activité très prometteuse. Les études en sciences forestières ou environnementales nécessitent une récolte de données importante, qui s'avère souvent très coûteuse, sur des parcelles ou peuplements de taille limitée. Les drones à voilure tournante sont dès lors plus indiqués pour un usage sur une surface limitée. De plus, l'utilisation de divers capteurs dans le cadre de recherches expérimentales (caméra infra-rouge, multispectrale, thermique, laser, etc.) est largement plus aisée avec des drones à voilure tournante. Ceux-ci sont généralement dotés d'une nacelle, ou d'un espace sous leur châssis, permettant la mise en place d'un ou plusieurs capteurs de poids plus importants. Bien entendu, une charge utile importante va d'autant plus grever l'autonomie de vol.

9 Vertical Take-Off and Landing

10 Beyond Line of Sight

TABLE 1: Synthèse de la comparaison des drones à voilure fixe et à voilure tournante pour leur usage en foresterie.

Drone à aile fixe	Drone à rotors
⊕⊕ Endurance de vol	⊕⊕ Décollage et Atterrissage à la verticale
⊕ Peu sensible au vent	⊕ Vol Stationnaire
⊖⊖ Aire de décollage et d'atterrissage	⊕ Charge utile
	⊖⊖ Endurance de vol
	⊖ Conception et Entretien plus complexe
Type d'usage en foresterie	
Gestion forestière	Recherche scientifique

Une synthèse des avantages et inconvénients des drones à aile fixe et des drones à voilure tournante est présentée tableau 1. Pour résumer, les ailes fixes ont la préférence du gestionnaire forestier grâce à leur capacité à couvrir de grandes surfaces (>100 ha), alors que les drones de type hélicoptère sont plus appropriés aux vols à caractère expérimental. Le vol stationnaire offre une liberté totale concernant la configuration de la prise de vue aérienne. Les images sont acquises avec un très haut recouvrement, à grande proximité des objets étudiés et avec une orientation de la caméra réglable à souhait (du nadir à fortement oblique). Pour les très nombreuses utilisations des drones se cantonnant à de petites surfaces (inspection d'ouvrage, relevés topographiques, archéologie, prise de vidéo aérienne, etc.), les drones à voilure tournante surpassent les drones à aile fixe. Pour balayer de grandes surfaces ou pour atteindre des zones hors de portée, les drones à aile fixe offrent une meilleure alternative à la prise de vue traditionnelle (par avion ou ULM).

1.4.2 Les images aériennes acquises par drone

L'imagerie drone est de nature bien différente de celle de l'imagerie aéroportée par avion. Les drones volant lentement et à basse altitude, l'emprise au sol d'une image brute est restreinte (entre 50 et 300 mètres en largeur) et la résolution est très fine (de subcentimétrique à décimétrique) (voir figure 3). Les appareils photographiques embarqués sur drone sont souvent d'une qualité géométrique médiocre : les distorsions dues à la déformation de la lentille sont conséquentes (Aber et al., 2010). Afin de garder une emprise de l'image au sol relativement grande, les utilisateurs optent souvent pour des grands angles d'ouverture, ce qui augmente le phénomène de distorsion perspective. La qualité des images peut également souffrir d'un effet de flé, du au déplacement du drone au moment de la prise de vue, ou encore à un flou causé par les fortes vibrations des hélices. Enfin, les changements de reliefs de la scène survolée entraînent de nombreuses omissions (parties cachées). Il en résulte que pour couvrir une zone d'intérêt, il est nécessaire d'acquérir un nombre considérable d'images présentant un fort recouvrement entres-elles (Eisenbeiss, 2009). Ce recouvrement entre images permet, au moyen de points

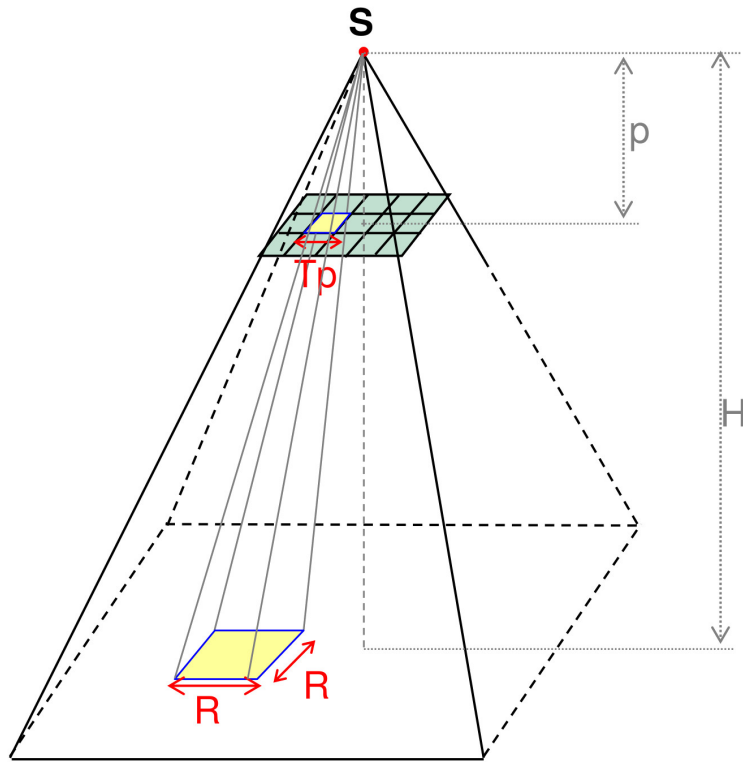


FIGURE 3: Géométrie d'une image isolée, d'après Pinte (2014). Les drones volent à basse altitude, la résolution des images en est donc très fine mais la fauchée (emprise) des images est réduite. S : Sommet de prise de vue, Tp : Taille du photosite, R : La résolution de l'image, mesurée par la distance d'échantillonnage au sol, H : Hauteur de vol, p : distance focale. La résolution R est fonction de la hauteur de vol et de la focale, suivant la relation $R = \frac{H}{p[\text{pixels}]}$. La fauchée de l'image, représentée par le rectangle en pointillé projeté au sol, est fonction de l'altitude de vol, de la taille du capteur et de la distance focale.

homologues, de les orienter les unes par rapport aux autres et de corriger les distorsions du capteur.

Les acquisitions par drone génèrent donc un volume de données important, qu'il est nécessaire d'appréhender correctement afin de délivrer une carte synthétique de la zone d'intérêt et *in fine* des informations à l'échelle de l'arbre. Les capteurs embarqués par le drone ne sont pas calibrés et sont généralement de piètre qualité, alors que les caméras métriques utilisées en photogrammétrie aéroportée sont de grands capteurs dont les distorsions sont faibles et connues. De plus, l'orientation de l'appareil photographique au moment de la prise de vue par drone est légèrement oblique, et très variable entre deux prises de vue successives. La centrale inertielle ne fournit pas de données précises d'orientation externe des images (position et orientation de l'appareil photographique au moment de la prise de vue). Lorsque l'altitude de vol est réduite à quelques dizaines de mètres, les caractéristiques des images aériennes sont plus proches de celles d'images terrestres que de celles d'images aéroportées classiques.

TABLE 2: Résolution et largeur de fauchée d'image du Ricoh GRIII pour différentes hauteurs de vol, en supposant une prise de vue nadir.

Hauteur de vol [m]	100	125	150	175	200	225	250	275	300
Largeur de la fauchée [m]	123	154	185	216	247	277	308	339	370
Résolution [$cm/pixel$]	3.4	4.2	5.1	5.9	6.8	7.6	8.4	9.3	10.1

1.4.3 La photogrammétrie au départ d'imagerie drone

La complémentarité des techniques de photogrammétrie¹¹ (recherche de la plus grande précision) et de vision par ordinateur (automatisation) a initié un regain d'intérêt pour la photogrammétrie. En particulier, les développements récents des algorithmes d'*orientation externe* qui permettent la détermination automatique de la position et de l'orientation relative des prises de vues d'une collection d'images se recouvrant¹² ont révolutionné les protocoles d'orientation de bloc d'images. Cette photogrammétrie "moderne" prend en considération les caractéristiques de l'imagerie drone et délivre des résultats adaptés. L'omniprésence de la photographie numérique et l'amélioration continue de la puissance de calcul des ordinateurs rendent aujourd'hui les techniques de photogrammétrie attrayantes et concurrentielles (Pierrot-Deseilligny and Clery, 2011b). Les chaînes de traitements photogrammétriques présentent un degré d'automatisation de plus en plus élevé, permettant la reconstruction tridimensionnelle depuis une masse d'images issues d'appareils photographiques compacts non calibrés.

1.4.4 Les capteurs utilisés pour nos travaux

Nos travaux sont effectués avec la plateforme clé en main commercialisée en 2010 par la firme Gatewing, le *Gatewing X100*. Les capteurs embarqués dans ce drone sont des appareils photographiques compacts de modèle Ricoh GR3 ou GR4 (capteur photographique CCD de 10 mégapixels de 7.6 x 5.7 mm de dimension). Ces appareils sont dotés d'un objectif rétractable de focale fixe (distance focale équivalente en 35 mm de 28 mm). Le tableau 2 renseigne la dimension de la fauchée des images et leur résolution pour diverses hauteurs de vol.

Une illustration de deux images acquises à différentes altitudes de vols est présentée en figure 5. Nous disposons en permanence de deux appareils photographiques, qui sont renouvelés quand l'usure de ceux-ci les rend hors d'usage. Le premier est en tout point similaire à ceux que l'on peut acheter dans le commerce (dénommé par après *appareil photographique RGB*). Le deuxième est modifié par la firme Gatewing pour des acquisitions dans le proche infra-rouge. Les modifications apportées sont 1) la suppression du

¹¹ L'*American society for photogrammetry and remote sensing et al.* définissent en 1980 la photogrammétrie comme étant "*l'art, la science et la technologie permettant d'obtenir des informations fiables sur l'espace naturel ou sur les objets physiques par l'enregistrement, la mesure et l'interprétation d'images photographiques ou produites par rayonnements électromagnétiques ou autres phénomènes*"

¹² "*structure from motion*" en anglais, voir Snavely et al. (2008).

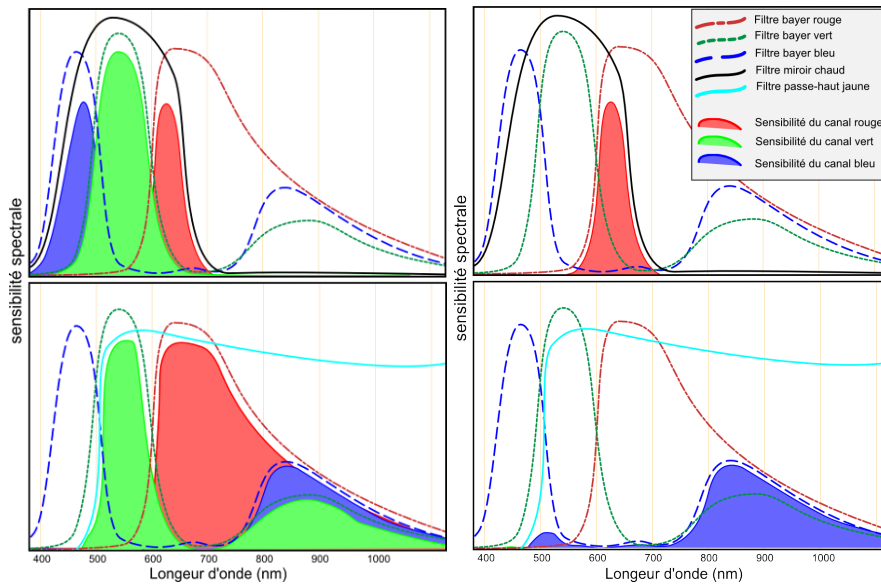


FIGURE 4: Représentation schématique des filtres (lignes) et de la sensibilité spectrale des canaux (surfaces) pour l'appareil photographique RGB (au-dessus) et l'appareil photographique adapté pour le proche infra-rouge (en dessous). L'utilisation à tour de rôle (deux vols séparés) de deux appareils photographiques permet théoriquement le calcul d'indice de végétation basé sur le rouge (au-dessus) et le proche infra-rouge (en-dessous, surface bleue), comme illustré sur le graphique de droite. Schéma adapté de [Nijland et al. \(2014\)](#).

filtre miroir chaud et 2) l'ajout d'un filtre passe-haut jaune (voir figure 4). Ces appareils sont utilisés en mode manuel, afin de garder la même orientation interne durant toute l'acquisition. Une mise au point à l'infini est effectuée, la hauteur de vol étant supérieure à la distance hyperfocale. L'ouverture du diaphragme s'effectue au moyen d'un obturateur central et le nombre d'ouverture est fixée à 4. La sensibilité ISO (maximum de 400 pour limiter le bruit numérique) ainsi que le temps de pose (minimum 1/800 pour limiter l'effet de flou) sont définis préalablement au décollage en fonction des conditions de luminosité.

Aucune calibration spectrale n'a été effectuée : les courbes de sensibilité spectrale présentée figure 4 sont purement théoriques. Au vu de la figure 4, notons que la sensibilité spectrale de la bande rouge (surface en rouge) de l'appareil photographique modifié est plus importante que celle des autres bandes. En effet, cette bande est très peu résolue, et est sensible aux longueurs d'onde dans le rouge et dans le proche infra-rouge. En pratique, il résulte souvent que cette bande est surexposée, générant malheureusement une perte d'information. La stratégie d'acquisition mise en place et présentée au chapitre 4 est la suivante : deux vols consécutifs de la même zone d'intérêt permet d'acquérir des images en RGB et des images dans le proche infra-rouge. L'enregistrement conjoint des deux blocs d'images est assuré en effectuant conjointement l'orientation des images. Les traitements photogrammétriques permettent la génération de deux mosaïques d'ortho-images, une pour chacun des appareils photographiques. La combinaison de la bande rouge de la



FIGURE 5: Illustration de la résolution et de la largeur de la fauchée pour deux images capturées avec le Ricoh GRIII. A des fins de cartographie forestière, il est préférable d'acquérir des images à moins bonne résolution mais avec une plus grande fauchée, avec donc plus d'objets présents sur l'image. La première image en haut est une prise de vue à 100 mètres d'altitude : la résolution y est de 3.4 cm/pixel et la largeur de la fauchée est de 125 mètres. La deuxième image en bas est une prise de vue à 225 mètres, de 6.8 cm/pixel et d'une emprise de 275 mètres de large. En rouge sur l'image du bas, les limites de la fauchée de l'image du haut.

mosaïque RGB avec la bande infra-rouge de la mosaïque dans le proche infra-rouge nous permet ainsi le calcul d'indices de végétation tel que l'indice de végétation par différence normalisé. Bien qu'il nous soit rapidement apparu que les variations de condition de luminosité au sein d'un même vol et, de manière encore plus marquée, entre deux vols consécutifs, rendent tout à fait illusoire la détermination d'indice de végétation de manière aussi robuste qu'avec l'emploi de capteur spécifique à cet usage (capteur multispectral), l'intérêt dans l'utilisation de ces deux appareils réside dans la possibilité d'en comparer les performances.

1.5 LE LIDAR AÉRIEN

Les technologies de télédétection sont utilisées de manière de plus en plus récurrente comme information auxiliaire aux mesures d'inventaire sur le terrain (Koch et al., 2008). Ainsi, les technologies de LiDAR aérien, de photo-

grammétrie aéroportée, de LiDAR terrestre et d'imagerie à haute résolution offrent un complément précieux à la réalisation d'inventaire et de cartes thématiques (discrimination des essences par photointerprétation, délimitation des îlots de peuplements, mesure de la hauteur de la canopée). En particulier, le LiDAR aérien révolutionne les techniques d'inventaires forestiers (White et al., 2016). De part sa capacité à pénétrer le couvert forestier, la technologie LiDAR délivre une information précise et localisée sur la géométrie des houppiers et la hauteur des arbres (Dubayah and Drake, 2000).

Dans ce travail, la technologie LiDAR occupe une place omniprésente. En Belgique, une campagne d'acquisition LiDAR basse densité a été effectuée sur l'ensemble du territoire (2014-2015), permettant une connaissance fine du relief du sol sur l'ensemble du territoire. Le modèle numérique de terrain LiDAR est systématiquement utilisé conjointement aux modèles numériques de surfaces photogrammétriques pour le calcul de la hauteur de la végétation. De plus, sur la zone d'étude de Felenne, présentée aux chapitres 2 et 3, une acquisition LiDAR haute densité nous permet une comparaison des mesures photogrammétriques par drone avec les mesures de hauteurs par LiDAR. En effet, malgré le fait que les rayons du LiDAR à petite empreinte ratent fréquemment le sommet des arbres, la mesure LiDAR est considérée comme l'information la plus précise et la plus complète dont nous disposons sur la structure forestière. Enfin, la technologie LiDAR mérite toute notre attention, car l'utilisation des drones en foresterie ne s'avère intéressante que dans la mesure où elle permet d'acquérir soit une information complémentaire à celle du LiDAR, soit concurrentiel sur l'aspect financier.

La miniaturisation des scanners laser fait l'objet d'attentions toutes particulières, en vue d'une utilisation sur des plateformes drones pour le suivi de la hauteur de la végétation (Wallace et al., 2012). On peut s'attendre d'ici quelques années à la mise sur le marché de drones embarquant du LiDAR comme capteur, ce qui lèvera certains verrous pour leur utilisation en foresterie.

A PHOTOGRAMMETRIC WORKFLOW FOR THE CREATION OF A FOREST CANOPY HEIGHT MODEL FROM SMALL UNMANNED AERIAL SYSTEM IMAGERY

Lisein J., Pierrot-Deseilligny M., Bonnet S. and Lejeune P.

ABSTRACT

The recent development of operational small unmanned aerial systems (UASs) opens the door for their extensive use in forest mapping, as both the spatial and temporal resolution of UAS imagery better suit local-scale investigation than traditional remote sensing tools. This article focuses on the use of combined photogrammetry and “Structure from Motion” approaches in order to model the forest canopy surface from low-altitude aerial images. An original workflow, using the open source and free photogrammetric toolbox, MICMAC (acronym for Multi Image Matches for Auto Correlation Methods), was set up to create a digital canopy surface model of deciduous stands. In combination with a co-registered light detection and ranging (LiDAR) digital terrain model, the elevation of vegetation was determined, and the resulting hybrid photo/LiDAR canopy height model was compared to data from a LiDAR canopy height model and from forest inventory data. Linear regressions predicting dominant height and individual height from plot metrics and crown metrics showed that the photogrammetric canopy height model was of good quality for deciduous stands. Although photogrammetric reconstruction significantly smooths the canopy surface, the use of this workflow has the potential to take full advantage of the flexible revisit period of drones in order to refresh the LiDAR canopy height model and to collect dense multitemporal canopy height series.

Keywords – canopy height ; forestry ; photogrammetry ; MICMAC ; Unmanned Aerial Systems ; UAS ; UAV ; forest inventory ; uneven-aged broadleaf stands

2.1 INTRODUCTION

Unmanned Aerial Systems (UASs) are pre-programmed flying robots made up of an unmanned aerial vehicle (UAV) and a ground control system. UASs are now being designed for geomatic use and offer plenty of opportunities in the area of environmental sciences (Watts et al., 2012). The spatial resolution of UAS imagery can reach a sub-decimeter ground sample distance (GSD), and the revisit period between two acquisitions can be selected in order to fit diverse scales of ecological phenomena. Small and lightweight

UASs, in particular, are likely to become a versatile tool for scientists and environmentalists (Anderson and Gaston, 2013; Turner et al., 2012; Koh and Wich, 2012). Along with this rising use of drones, dense three-dimensional reconstruction through the combined use of photogrammetry and “Structure from Motion” (SfM) state-of-the-art techniques has triggered the “come back of photogrammetry” (Haala, 2009). Indeed, the ubiquitous use of numerical photography instead of analogical photography and the continuous improvements in computer computation power have turned digital photogrammetry into a viable surrogate for laser scanning (Pierrot-Deseilligny and Clery, 2011b). The SfM algorithms originate from the field of computer vision and aim to automatically determine scene geometry, camera calibration, position and orientation from an unordered overlapping collection of images (Snavely et al., 2008). This results in a sparse 3D point cloud and camera orientations that are subsequently used for multi-view dense image-matching.

Low altitude UAS imagery may be used to observe forest canopy height (Baltsavias et al., 2008; Dandois and Ellis, 2010). Canopy height measurements are of great interest for the estimation of forest biomass and carbon stock (Corona and Fattorini, 2008; Steinmann et al., 2013), the monitoring of harvests and recruitment (Næsset, 2002) and, more generally, in ecosystem process modeling. In the field of multi-source forest inventory, structural forest attributes are commonly extracted from the canopy height model by means of regression models predicting forest variables with metrics (*i.e.*, descriptive statistic of the canopy height model on a particular area) (Næsset et al., 2004; Næsset, 2002). The practical outcomes of canopy height models, in combination with field measurements, are the prediction of forest attributes of interest, such as stand density and maturity indicators. Light detection and ranging (LiDAR), also called airborne laser scanning (ALS) (Wehr and Lohr, 1999), is an active sensor that has been widely used in order to collect high resolution information on forest structure (Zimble et al., 2003; Maltamo et al., 2006; Miura and Jones, 2010; Jaskierniak et al., 2011; Zhao et al., 2011; Lindberg and Hollaus, 2012). ALS data is acquired via the emission of laser pulses from an aerial platform (plane or helicopter) (Baltsavias, 1999). The emitted pulses can penetrate below the canopy and, thus, allow the recording of multiple returns, depending on the system. The result is a three-dimensional georeferenced point cloud, which can be very dense, depending on the flight characteristics. The ability of LiDAR to capture multiple returns and to reach the ground, even in forested areas, allows for the generation of a digital terrain model (DTM) and the estimation of forest variables (Lim et al., 2003; Hyypä et al., 2008). Multi-source forest inventories on a national or regional scale can thus take full advantage of LiDAR data (Næsset et al., 2004). Only a small number of studies have shown that digital photogrammetry using spaceborne imagery or airborne imagery (acquired with manned airplanes) is also appropriate for the determination of forest canopy heights (Véga and St-Onge, 2009, 2008; Huang et al., 2009; Bohlin et al., 2012; Mora et al., 2013; Nurminen et al., 2013). Compared to LiDAR, the main limitation of these methods is the impossibility of acquiring under-canopy information as a DTM (White et al., 2013). Moreover, image matching in an area of vegetation is well known to be quite challenging, due to the numerous vegetation

characteristics that hinder image matching : omissions, repetitive texture, multi-layered or moving objects (Baltsavias et al., 2008; Eisenbeiss, 2009; White et al., 2013). The abrupt vertical changes occurring between the trees crowns and the microtopography of the canopy (characterized by high variations of the relief) cause multiple omissions that mar the dense-matching process. Nevertheless, these issues can be partly overcome, and previous investigations have shown that a photogrammetric digital canopy surface model may be generated by automatic image matching with an acceptable level of accuracy and resolution (St-Onge et al., 2008). These photogrammetric digital surface models (photo-DSMs) can be advantageously combined with a DTM generated from topographic or LiDAR data in order to produce a hybrid photo-topo or photo-LiDAR canopy height model (this last model being designated in this paper under the acronym, photo-CHM). National level acquisitions of LiDAR scans have been completed in several European countries (Bohlin et al., 2012), thus providing accurate DTMs on large surfaces. Photogrammetry could be advantageously used to update LiDAR canopy height models and to constitute multi-temporal canopy height series. On a local scale, UAS imagery is characterized by a high image overlap and, thus, a high level of information redundancy. It therefore has the potential to accurately model the canopy surface at a very high spatial and temporal resolution. A similar approach has previously been investigated by Dandois and Ellis (Dandois and Ellis, 2010, 2013), by using kite and hobbyist-grade UAS imagery for the modeling of outer canopy height in a limited area, due to low altitude acquisitions (UAS at 40 m above the canopy cover). The authors of Tao et al. (Tao et al., 2011) used UAS imagery for dense point-cloud generation on a forested area in order to provide a cost-effective alternative to LiDAR acquisition. On the other hand, Wallace et al. (Wallace et al., 2012) and Jaakkola et al. (Jaakkola et al., 2010) worked with multi-sensor UAS platforms, consisting of a small UAS carrying both a camera and a lightweight LiDAR. These authors highlighted the potential of such platforms for inventories realized at the level of individual trees.

In this article, a small fixed-wing UAS was used to obtain forest low-altitude and low-oblique vantage images. The aircraft had a coverage area of approximately 200 ha with a ground sample distance (GSD) of 8 cm in a single flight. An open source piece of software, MICMAC, was used to process the image block in order to produce a high resolution photo-DSM. This photo-DSM was subsequently co-registered with a LiDAR-DTM. Finally, the photo-CHM was compared to a reference LiDAR-CHM. This study mainly aimed to develop a photogrammetric workflow suited to forest UAS imagery. In addition, recurring issues and major opportunities concerning the use of UAS photogrammetry in forested areas are identified and discussed. The assessment of forest density indicators from the UAS canopy height model, such as the volume per hectare, was not investigated further in this research. However, tests were carried out in order to determine how satisfactorily dominant height and individual height might be derived from photo-CHM. Models for estimating the dominant height of irregular deciduous stands from area-based metrics, extracted from the photo-CHM, were evaluated. Their performance was then compared to LiDAR-CHM regression models.

2.2 MATERIAL AND METHODS

2.2.1 Study Site and Field Measurements

The study area is located near the village of Felenne, in Belgium. The forest is made up of a mix of uneven-aged broadleaved stands with a predominance of oaks (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (MATT) Liebl.) and some even-aged coniferous stands. The coniferous stands are mainly pure spruce stands (*Picea abies* (L.) Karst.), including, however, some mixed plantations of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) and spruce. Hornbeam (*Carpinus betulus* L.) and birch (*Betula pendula* Roth. and *Betula pubescens* Ehrh.) are either scattered in bunches or stand alone in deciduous stands. The maturity and dominant height of the stands can vary considerably. As a consequence, the vertical structure and deep relief variability, as well as the canopy surface elevation show both local and large variations.

A forest inventory was carried out in autumn, 2012, in order to compare digital canopy height models with field measurements. The forest inventory used variable-area circular plots installed on a systematic 150 × 150 m grid and focused exclusively on deciduous stands. The plot radius was adapted to keep to a minimum number of 20 trees. A maximum plot radius was fixed at 18 m (10 ares) in the case of low tree density. The following observations were recorded for each tree : circumference at breast height (CBH ; measured at 130 cm), species, distance and azimuth from the plot center. Plot position was established using an SXBlue II differential GPS with an accuracy of a few meters under the canopy. For each plot, dominant height was calculated as the average of dominant tree heights, which have to be representative of the 100 tallest trees per hectare. The number of dominant trees measured varied for each plot and corresponded to the number of the plot area plus 1 (e.g., 11 dominant trees were measured on a plot of 10 ares). Dominant trees were determined according to their largest CBH, and their height was measured using a Haglöf Vertex laser hypsometer (Vertex IV). This methodology for forest inventory enables the estimation of stand dominant height and other dendrometric indicators with high density variations, while keeping an almost constant inventory effort for each plot (Rondeux, 1999). In total, 36 plots located in irregular deciduous stands were inventoried.

In addition to plot inventory, complementary measurements of individual tree height were made for dominant deciduous trees spread around the study site. Attention was paid to measuring a wide range of tree heights. Four height measurements were made for each tree from different vantages in order to improve the level of measurement accuracy, which is approximately 0.5 m, according to Kitahara et al. (2010). Tree heights were computed as the average of these measurements. Tree crowns associated with field measurements were identified on CHMs and were manually delineated.



FIGURE 6: The small unmanned aerial system (UAS) Gatewing X100 on its launcher, ready for take-off.

2.2.2 Unmanned Aerial System Survey

2.2.2.1 Small UAS Platform and the Sensor Used in the Present Study

The Gatewing X100 small UAS¹ (wingspan : 100 cm ; weight : 2 kg ; cruise speed : 80 km/h ; flight height : from 100 m to 750 m ; maximum flight duration : 40 min) was chosen for its ability to cover a relatively large area in a single flight. This UAS is equipped with an inertial measurement unit (IMU) and a GPS. These sensors determine the position, as well as the altitude of the X100 during the flight. It should, however be pointed out that the GPS accuracy is approximately a few meters, and the orientation angle (yaw, pitch, roll) accuracy is about 2 degrees. The UAS flight plan is prepared using a specific software designed for the X100 (Quickfield[®]). A ground control station (GCS) records the flight characteristics (working area size and location, image overlap, flight altitude, location of take-off and landing points, wind and landing directions) using a Yuma Trimble[®] rugged tablet computer. The ground control software (Micropilot Horizon[®]) is used to control the artificial altitude and heading reference system (AHRS) integrated into the electronic box (ebox) of the X100.

The small UAS Gatewing X100 is catapulted with an elastic launcher system (Figure 6). The flight is fully automatic from takeoff to landing and complete stop, although the remote pilot has the possibility to intervene on the flight path whenever there is a serious risk of accident.

The small UAS is equipped with a Ricoh GR3 still camera (10 megapixel charged coupled device, 6 mm focal length or 28 mm in a 35 mm equivalent focal length) adapted for near-infrared acquisition. Shutter speed and camera sensor sensitivity (ISO) are manually selected according to luminosity. Images are taken automatically once the aircraft reaches its scanning area. The

¹ Description of the Gatewing X100. Available online : <http://uas.trimble.com/X100> (accessed on 4 September 2013)

embedded autopilot system triggers the camera in order to cover the scanning zone with the specified overlap.

2.2.2.2 UAS Survey

In the context of a related research, multitemporal UAS image datasets were acquired for the study area. Full benefit was taken of the temporal resolution of UAS acquisition, one of the most promising features of small UASs (Turner et al., 2012; Laliberte et al., 2011; Dunford et al., 2009). UAS flights over Felenne were authorized by the Belgian Civil Aviation Authority. A total of 9 successful flights were carried out in 2012 at different periods, corresponding to various stages of tree growth. Time series are beyond the scope of this paper, which explains why only one single flight, used for the generation of the photo-CHM, is described. This flight was selected on the basis of the quality of the collected images (visual estimation), vegetation stage (all leaves present) and the limited presence of shadows.

A total of 441 near-infrared images were acquired during a summertime flight on 1 August 2012, between 16 :00 and 16 :40 h. Altitude above ground level was set to 225 m ; side and forward overlap (both are equal with the flight planning software) were set to 75%. The spatial resolution (GSD) of the images at this altitude is approximately 7.6 cm. The base-to-height ratio is approximately 0.3, with the base corresponding to the distance between two consecutive photo centers (Wolf and Dewitt, 2000).

Due to the high speed of the Gatewing X100 (wind cruise speed of 80 km/h), a slight smearing effect (motion blur) was noticeable on nearly all the images. Moreover, the Gatewing X100 flies with a small positive pitch angle, which causes a low-oblique vantage acquisition (Aber et al., 2010). Distortion due to perspective was greater on the upper side of the images, noticeable by the leaning away of the trees from the center of the image.

2.2.3 LiDAR Data

An aerial small footprint LiDAR dataset, covering the study area, was captured during leaf-on conditions in July 2011. A “Riegl LMSQ680” sensor was used, with an average point density of 13 points/m². The first and last returns were recorded and classified by the service provider as “ground”, “vegetation”, “building”, “water” or “unclassified”. The dataset (LASer file format, *i.e.*, LAS) was stored in tiled files (500 m × 500 m).

The chosen digital terrain model (DTM) had a 50-cm resolution and was made from the original point cloud by the service provider. The digital surface model (DSM) was generated from the most elevated returns, with a resolution of 50 cm. The LiDAR canopy height model (CHM) raster was realized with a pixel size of 50 cm by subtracting the DTM from the DSM.

The LiDAR DTM accuracy was assessed with altimetric measurements in open-terrain (RTK GPS measurements and reference points from the Belgian Geographic National Institute and from the Walloon public data repository). The altimetric root-mean-square error (RMSE) of the LiDAR DTM is 0.14 m, and the mean DTM error is 0.11 ± 0.08 m (mean error \pm standard deviation). The overall planimetric accuracy of the LiDAR dataset, according to the

provider, is 25 cm. These values sound coherent compared to previous studies (Hodgson et al., 2005; Suarez et al., 2005; Reutebuch et al., 2003). Regarding the altimetric accuracy of the LiDAR DTM that reaches the traditional nominal accuracy of high density aerial LiDAR measurements (Aguilar et al., 2010), this LiDAR dataset (LiDAR DTM, DSM and CHM) is considered as having a very good quality.

2.2.4 Photogrammetric Workflow

Images acquired by UAS are fundamentally different from those collected by traditional aerial platforms (Turner et al., 2012). Firstly, UAS imagery is characterized by low-oblique vantage points and high rotational and angular variations between successive images (Zhang et al., 2011). Secondly, the low altitude of the platform causes important perspective distortions (Turner et al., 2012). In addition, the sensors are consumer-grade cameras, which were not initially designed for metric purposes. The compact camera has a high (and unknown) level of distortion and low geometric stability (Läbe and Förstner, 2004). Finally, the number of images is appreciably greater when using UAS imagery systems, contrary to traditional aerial platforms. UAS images can therefore be considered as the intermediate result between aerial and terrestrial photography (Eisenbeiss, 2009). Semi-automatic generation of 3D geometry from an unordered collection of UAS images requires newly-developed computer vision algorithms, referred to as Structure from Motion (SfM) (Snavely et al., 2008).

The software used in this study was the open source and free-of-charge photogrammetric toolbox, MICMAC, developed by the french mapping agency (the National Institute of Geographic and Forestry Information)². MICMAC includes a set of photogrammetric tools and offers the possibility of fine-tuning each process (Pierrot-Deseilligny and Clery, 2011b). The three main steps of the workflow are described succinctly below :

1. Generation of tie points based on the scale-invariant feature transform (SIFT) feature extractor (Lowe, 2004).
2. Camera calibration and image triangulation : the Apero tool (Pierrot-Deseilligny and Clery, 2011a) uses both a computer vision approach for the estimation of the initial solution and photogrammetry for a rigorous bundle block adjustment (Triggs et al., 2000) (automatic aerial triangulation). Internal orientation (camera calibration) may be modeled by various polynomials.
3. Dense matching : MICMAC (Pierrot-Deseilligny and Paparoditis, 2006) is a multi-image, multi-resolution, matching approach : it is an implementation of a Cox and Roy optimal flow (Roy and Cox, 1998) image matching algorithm working on different pyramid scale levels in order to accelerate the computational processing.

² Presentation of the Photogrammetric Suite MICMAC. Available online : <http://www.micmac.ign.fr/> (accessed on 4 September 2013)

These tools are command-line tools. In the MICMAC toolbox, both simple and complex tools can be distinguished. For instance, Tapas is the simplified tool for camera calibration and image orientation, whereas Apero is the complex tool used for the same purpose. In order to illustrate and to make the processing described here reproducible, a small dataset of forest UAS imagery was integrated into the example dataset of MICMAC. A processing chain based exclusively on simplified tools is provided. We refer readers to the MICMAC documentation for more information on this workflow.

2.2.4.1 *Tie Point, Camera Calibration and Relative Orientation*

Within this workflow, potential image pairs were determined based on the GPS data by Delaunay triangulation. Telemetry data are useful only at this stage, because their accuracy was judged insufficient for direct georeferencing. Keypoint extraction was then performed on images resampled at the resolution of an image of a width of 2,000 pixels. Camera calibration was carried out in the lab by Gatewing[®] with a calibration board and the CalCam software (MosaicMill Ltd., Vantaa, Finland). This internal calibration was primarily converted to suit the MICMAC format. Radial distortions were corrected by a polynomial of 3 coefficients, referred to as Fraser in MICMAC. Orientation was firstly computed by Apero in a relative reference system, with a fixed interior orientation. The sparse 3D point cloud model was manually inspected, and a second bundle adjustment was then performed in order to improve the camera calibration (self-calibrating bundle block adjustment).

2.2.4.2 *Photo-DSM Georeferencing by Co-Registration with LiDAR-DSM*

Co-registration of the DSM with the DTM is a crucial step in CHM computation, since a badly aligned DSM and DTM may introduce local and overall shifts in the canopy elevation model (Huang et al., 2009). A purely relative orientation was first of all transformed into georeferenced orientation (coordinate system : Belgian Lambert 72) using ground control points (GCPs). Six GCPs (road crossing, curb, road markings) were marked on the images ; their planimetric coordinates were determined on a 2009 aerial orthophotograph (0.25 m GSD), and altimetric positions were extracted from the LiDAR-DSM. This geocorrection was intended solely to fix the scale of the model and to provide an initial georeferencing before using a registration algorithm. The iterative closest point matching algorithm of CloudCompare (EDF R&D, 2014; Besl and McKay, 1992) was utilized for a fine alignment of the photo-DSM with the LiDAR-DSM. First, scene geometry was reconstructed by dense matching operated on low image resolution within the GCP geometry. This intermediate photo-DSM point cloud was then registered with the LiDAR-DSM. The process of surface matching determined the translations and the rotations (6 parameters in total) that best register the photo-DSM with the LiDAR-DSM. This rigid transformation was utilized for transforming the image orientation from GCP geometry to a LiDAR-registered geometry before carrying out dense matching from low to high resolution. Assessment of the level of accuracy of the georeferencing process was given by the regis-

tration success in terms of mean planimetric and altimetric distance between the LiDAR-DSM and the photo-DSM.

2.2.4.3 Dense Matching Strategy

Automated dense matching algorithms use image consistency/similarity measures (e.g., the normalized cross-correlation score) to establish a correspondence between homologous windows (matching windows) through image collection. The hierarchical matching approach of MICMAC starts with a first matching at a low resolution pyramid level. At each pyramid level, an intermediate canopy surface model is reconstructed and used in the subsequent level to provide the elevation approximations. The surface model computed from the higher level of the image pyramid is thus successively refined at each matching level, eventually resulting in a dense surface model. In order to refine the dense-matching result at a specific level of resolution, multiple matching processes may also occur successively at the same resolution. The matching strategy is defined as the sequence of coarse-to-fine hierarchical matching processes plus the value attributed to matching parameters at each matching level. The simplified tool, Malt, offers three predefined correlation strategies (GeomIm, urbanMNE and Ortho). Each correlation strategy is suited to a different type of scene geometry. In addition, the users have the opportunity to define their own matching strategy.

In the present study, the establishment of an optimal dense matching strategy for the deciduous canopy followed an iterative and trial-and-error procedure. It is often a complex process to set matching parameters to their appropriate value, as the meaning and exact effect of the matching parameters on the generated DSM are often not very clear (Baltsavias et al., 2008). Here, the key parameters determining the behavior of the matching algorithm that might impact forest canopy reconstruction were first identified. Secondly, the simplified tool, Malt, was utilized together with the predefined strategy, Ortho, for dense matching with the appropriate matching parameter values. After thorough inspection of the, Malt, results, it was concluded that this simplified tool did not offer the fine control required for forest photogrammetry. Thirdly, the complex tool, MICMAC, was utilized with a parametrization that was judged to be optimal for this purpose and for this type of imagery. Only this photo-DSM was subsequently compared with the LiDAR-CHM and forest inventory data. The outer canopy surface of irregular deciduous stands appears as a collection of rounded tree crowns of various sizes. Abrupt vertical changes occurring between trees (gaps) or between two stands are of primary importance to define the matching strategy (Næsset, 2002). In MICMAC, at least two parameters are related to the importance of vertical change : altimetric dilatation and the regularization factor. Dense matching occurs in terrain geometry, and the search space for matching homologous points in the image collection is thus defined within terrain geometry (coordinate system : Belgian Lambert 72). The search space is centered on the initial pixel position within the terrain geometry (X, Y, Z) (from the previous correlation level), which is bounded by a certain amount of dilatation in altimetry and planimetry. The level of altimetric dilatation needs to be high in order to fit any abrupt vertical changes. The regularization term expresses the *a priori*

TABLE 3: Parameters applied for multi-image, multi-resolution digital surface model (DSM) generation. The simplified tool, Malt, was not further used, since it did not offer the opportunity to finely adapt the altimetric dilatation.
* Two consecutive dense matching processes at the same resolution can potentially refine the result, as hidden parts are detected and used in the following step

Parameters	Value for Matching Strategy with Malt
Image pyramids	1 :64-1 :64*-1 :32-1 :16-1 :8-1 :4-1 :2-1 :2
Regularization factor	0.005
Correlation window size	3 × 3
Minimum correlation coefficient	0
Minimal number of images visible in each ground point	3
Parameters	Value for Matching Strategy with MICMAC
Image pyramids	1 :32-1 :16-1 :16-1 :16-1 :8-1 :4
Altimetric dilatation	15-15-8-8-8-8
Regularization factor	0.05-0.05-0.001-0.001-0.001-0.003
Correlation window size	3 × 3
Minimum correlation coefficient	0
Minimal number of image visible in each ground point	3

knowledge of the surface regularity (Pierrot-Deseilligny and Paparoditis, 2006). Regularization represents the degree of smoothing and varies between 0 and 1 : a high value means a high degree of smoothing. A low smoothing effect is assumed to be favorable to model the canopy structure (Næsset, 2002). Our preliminary investigations showed that a small matching window was suitable for a forest canopy scene. Moreover, a low correlation threshold was employed in order to force the matching over the complete scene.

The matching parameters, both used with, Malt and MICMAC, are summarized in Table 3. The optimal matching strategy (MICMAC) was found to be composed of six matching levels, proceeding from coarse resolution (1 :32) to fine resolution (1 :4). Regarding the expectation in terms of resolution and taking into account the fact that raw images were marred by blurring, it seemed more appropriate to use the final dense matching at a 1 :4 resolution (GSD of 30 cm) than the original resolution (1 :1).

2.2.5 Investigation of Photo-CHM Quality

The accuracy of photogrammetric DSMs relies on many interacting factors (e.g., the complexity of the visible surface, camera type, photographic quality, sun-object-sensor geometry, etc. (Kasser and Egels, 2002)). The forest canopy surface is very complex (high variation in micro-relief, reflectance anisotropy), and the matching accuracy for such a surface may be marred by : (1) little or no texture (pattern created by adjacent leaves and crowns) ; (2) object discontinuities ; (3) repetitive objects ; (4) moving objects (such as leaves, tree apex and shadows) ; (5) occlusions ; (6) multi-layered or transparent objects ; and (7) radiometric artifacts (Järnstedt et al., 2012; Baltsavias et al., 2008; White et al., 2013). Besides, UAS imagery is characterized by low-oblique

vantage : the sun-object-sensor geometry is highly variable between different images. The sun-canopy-sensor geometry impacts the brightness pattern of a crown, e.g., the location of the hot spot (*i.e.*, the spot in direct alignment with the sun and camera, which is brighter than its surroundings (Aber et al., 2010)). The accuracy of DSMs reconstructed by image matching techniques has been investigated by Kraus et al. (Kraus et al., 2006) using an error propagation approach. Hybrid photo-LiDAR CHMs (referred to as photo-CHMs) are also sensitive to the co-registration procedure. Assessment of surface matching for co-registration was investigated and well detailed by Lin et al. (Lin et al., 2010). In this research, the quality of the photo-CHM was investigated using different approaches. The photo-CHM was not sufficiently accurate to be the subject of a rigorous validation, due to the time discrepancy between photo and LiDAR acquisition. Instead, investigations were carried out in order to compare the use of photo-CHM with LiDAR-CHM in the field of forest sciences. First of all, the photo-CHM was cropped by 100 m around its edges in order to avoid a gross variation in image overlap. Overall accuracy was then estimated by a cloud to cloud comparison using CloudCompare. Cloud to cloud distance was computed using a “least squares plane” local surface model for the master point cloud. Moreover, subtraction of the LiDAR-CHM from the photo-CHM grids brought insight into their altimetric differences. As the LiDAR survey has been carried out 1 year before the UAS flight, this comparison highlighted the trees that had been harvested during the interval between the two surveys.

Tests were also carried out to determine how satisfactorily forest variables might be derived from photo-CHM. Single tree and structural forest attributes are commonly extracted from CHMs by means of a regression model predicting forest variables (exploratory variables) with metrics (explanatory variables) (Næsset et al., 2004; Næsset, 2002). These metrics are used to synthesize the CHM in a particular area (stand, plot or window, crown), such as the mean height, the standard height deviation or the height at a certain percentile. Three area-based methods were tested, corresponding to different object levels :

- Window level : metrics using $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ windows were computed for both CHMs and correlation coefficients between photo-CHM and LiDAR-CHM metrics were calculated. This comparison technique was first introduced by St-Onge et al. (St-Onge et al., 2008). The technique gives an overall idea of the photo-CHM and LiDAR-CHM correlation stand metrics, but has only a poor ecological meaning. Metrics were correlated only for forested windows : crop fields and meadow areas were therefore discarded. Forested areas were identified by means of the forest stand localization map and a mean height threshold of 3 m.
- Stand level : stand models were constructed based on inventory data (plot inventory) for predicting dominant height. The model residual (residual mean square error) and the model fit coefficient (r^2) served as indicators of CHMs quality. For each CHM, two regression models were adjusted, the first with one single explanatory variable and the

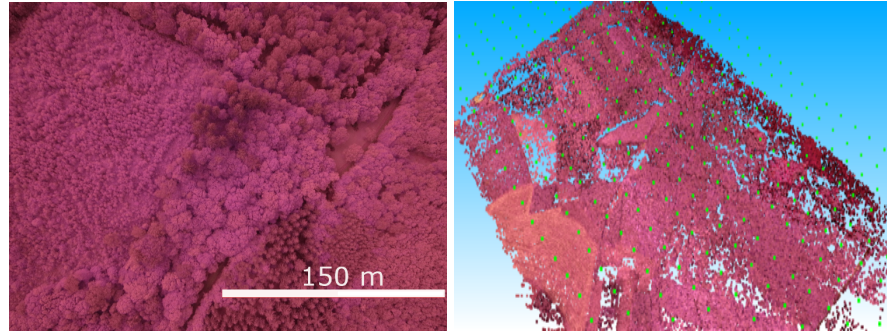


FIGURE 7: Elements of the orientation of individual aerial images were computed by automatic aerotriangulation. **(Left)** One of the 439 images ; **(Right)** the aerotriangulated model. Camera poses are displayed with green dots.

second with two explanatory variables. The selection of these variables was performed with the best subset regression analysis.

- Tree level : the model for individual tree heights was established. Tree crowns were delineated by hand by a photo interpreter, and metrics were computed on this crown area. The best model, using only one metric, was selected using the best subset regression procedure. Its performance was presented in terms of RMSE (residual mean square error) and model fit coefficient (r^2).

Before the extraction of height metrics, the height values below 2 m were preliminarily discarded from the CHMs in order to mitigate the effect of bare soil, grass and small shrubs, which might impact the forest canopy height (Næsset, 2002; Dandois and Ellis, 2013). The metrics extracted for windows, stand and tree level were : the mean, max ($p100$), min ($p0$), the first, second and third quartile ($p25$, $p50$ and $p75$) and the 90th, 92.5th, 95th, 97.5th and 99th percentiles ($p90$, $p925$, $p95$, $p975$ and $p99$). In addition, the standard deviation was extracted for dominant height regression analysis (sd). Linear regression analyses (tree-wise and stand-wise models) were similarly carried out on LiDAR-CHM metrics in order to compare the model accuracy of photo-CHM and LiDAR-CHM. All the regression analyses were performed using the [R] statistical software (Team, 2011).

2.3 RESULTS

2.3.1 Photo-DSM Generation

Absolute orientation was successful for 439 out of 441 images. Two images on the image block border were discarded, because their orientation appeared to be wrong. A total of 91 kilo tie point positions were adjusted, with a mean residual of 0.87 pixels (reprojection error). Figure 7 presents one of the individual aerial images and the results of the automatic aerotriangulation.

Registration of the approximated georeferenced model with the LiDAR-DSM was seen as satisfactory, as the mean distance between the two point clouds was 0.48 m with a standard deviation of 0.44 m.

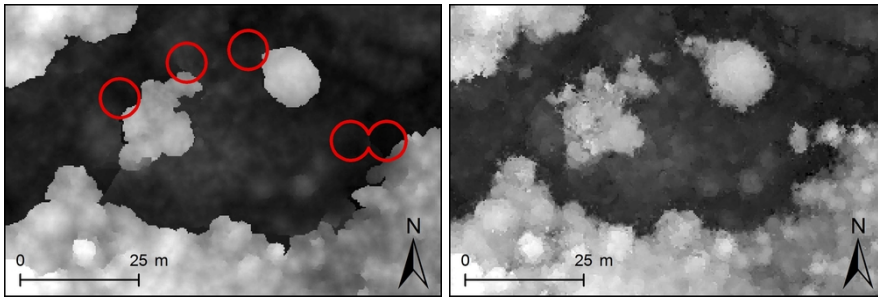


FIGURE 8: Comparison of two matching strategies : Malt (**Left**) and MICMAC (**Right**). Red circles highlight the positions of trees that have not been reconstructed with Malt. The optimal photo-DSM used, further, is the DSM produced with MICMAC. The grey scale is related to the height of the vegetation.

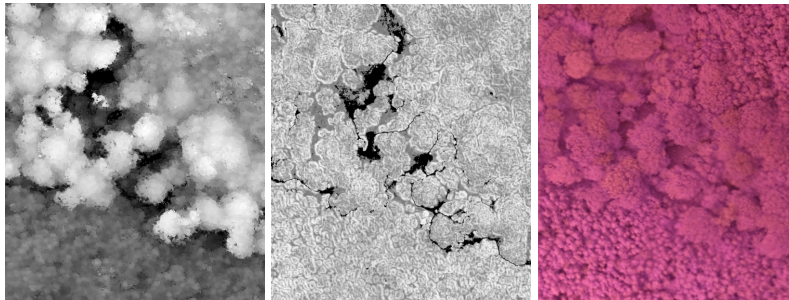


FIGURE 9: Close-up of the canopy surface model. (**Left**) The canopy surface model (the grey scale is related to the height of the vegetation); (**Center**) map of the normalized cross-correlation score, expressing the similarity of the images (the normalized cross-correlation score ranges from zero (dark area, low similarity) to one (white area, high similarity)); (**Right**) false color ortho-photo mosaic.

A visual inspection and comparison of both surface models resulting from the two matching strategies (implemented in the simple and the complex tools for dense-matching, Malt and MICMAC) suggested that the overall quality of the reconstruction is good. The matching strategies were optimized for deciduous canopy reconstruction; it was thus not surprising that conifers were not adequately reconstructed. Indeed, coniferous crowns are often partially reconstructed. In addition, an in-depth visual comparison highlighted the fact that some isolated deciduous trees were absent from the canopy surface model that was generated with Malt, although they were well represented in the aerial images. Figure 8 illustrates these omissions, which were resolved by raising the altimetric dilatation and decreasing the degree of regularization. Striking differences found between the two surface models were mainly due to the difference in the degree of smoothing, also controlled by the regularization term.

Figure 9 shows a close-up of the photo-DSM on a shaded view and the corresponding correlation map. Mature deciduous tree crowns are easily identifiable on the upper forest stand, but, by contrast, tree crowns in the young plantation (bottom of the figure) are not easily visually distinguished.

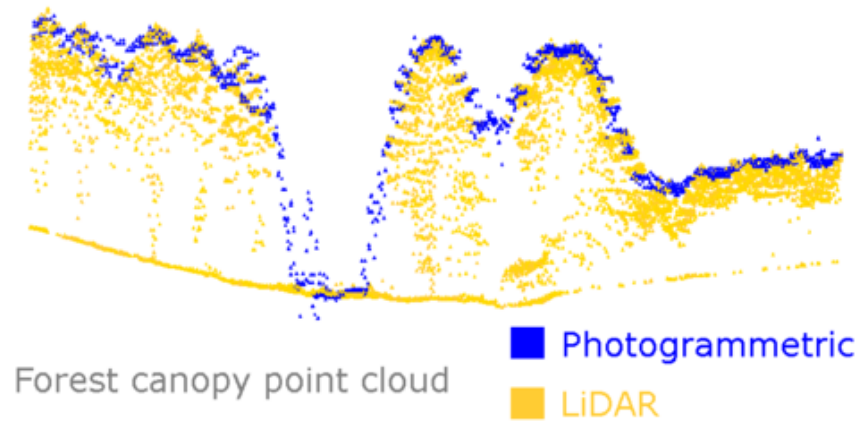


FIGURE 10: Comparison between photogrammetric and LiDAR point clouds along a transect of 80 meters. LiDAR pulses penetrate the forest canopy and better account for small gaps and peaks, than the photogrammetric point cloud.

2.3.2 Investigation of Photo-CHM Quality

2.3.2.1 Overall Comparison of Photo-CHM and LiDAR-CHM

As the time interval between the LiDAR and the UAS survey was one year, the LiDAR-CHM was not a perfectly sound reference for the photo-CHM. In addition to differences due strictly to the two acquisition techniques, there was an effect of vegetation growth and of harvested trees. The author of [Gruen \(2012\)](#) has highlighted that the key problem with carrying out an accuracy test for photo-DSMs is the capacity to dispose of sufficiently good reference data. However, as the comparison here was performed on the complete CHM, average distance was not sensitive to local and extreme differences (e.g., harvested trees).

Cloud to cloud distance showed that planimetric standard deviation was about 0.46 m. Altimetric distance revealed the presence of a negative bias of 2.4 cm, attributable to the unreconstructed small gaps between tree crowns. Standard deviation in the Z distance was 0.48 cm. A visual comparison of a transect for both LiDAR and photogrammetric point clouds is illustrated in [Figure 10](#).

Subtraction of the LiDAR-CHM from the photo-CHM is illustrated in [Figure 11](#). Small gaps and tree tops are better represented in the LiDAR-CHM. Crowns are generally wider and less defined in photo-CHMs, as has already been observed in previous comparisons of photo-DSMs with LiDAR-DSMs ([St-Onge et al., 2008](#)). The visual quality of the photo-CHM varies among stand species and density. Particularly, coniferous stands with low tree density (with numerous and abrupt fine-scale peaks and gaps in the outer canopy) seem to suffer more from the smoothing effect induced by the dense-matching. What is interesting to note is that serious underestimations (black areas) of the canopy height occurred exclusively in specific cases : where there were object discontinuities (stand edge and isolated conifers presenting abrupt vertical changes) and where trees had been harvested during the

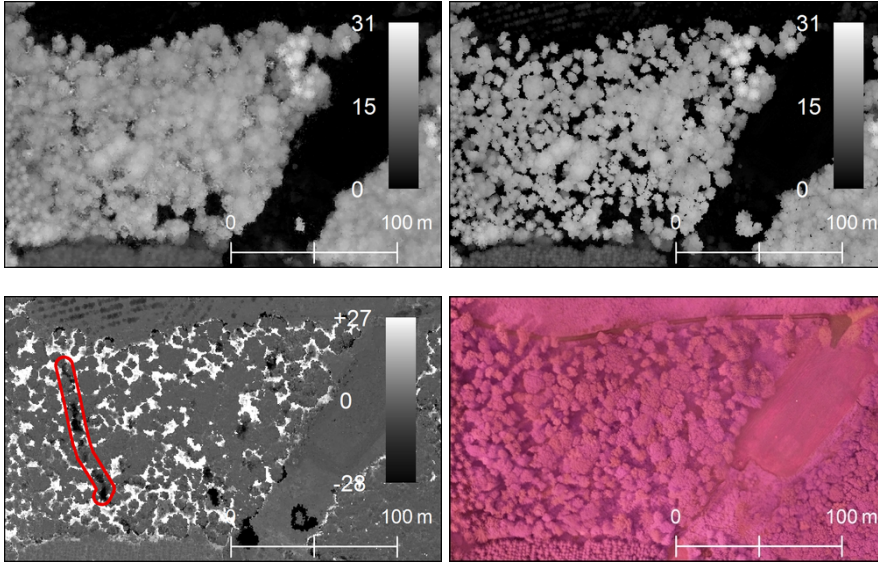


FIGURE 11: Evaluation of the differences between LiDAR and photo canopy height models : enlargement of a small part of the Felenne forest for visual comparison (units are in meters). **(Top Left)** photo-canopy height model (CHM) ; **(Top Right)** LiDAR-CHM ; **(Bottom Left)** difference in elevation between photo-CHM and LiDAR-CHM ; **(Bottom Right)** false color ortho-photo mosaic. The units of height and height differences are meters and the grey scale is related to the height of the vegetation (Top) or to the importance of the height difference (bottom left).

interval between the LiDAR and UAS surveys (e.g., north-south corridor of trees on the left-hand side, surrounded by a red line, and isolated trees near the scale bar). Overestimations (white areas) of photo-CHM occurred as a result of occlusions, shadows and smoothing. The complete photo-CHM and LiDAR-CHM maps are provided in the supplementary material.

2.3.2.2 Window Level

The correlation scores of the windows-based LiDAR-CHM/photo-CHM metrics are presented in Table 4. The highest correlation score reached 0.96 for the mean height and the 50th percentiles. The lower correlation scores for the low percentiles supports the previous finding highlighted by visual comparison : fine-scale gaps could not be correctly reconstructed by image matching. This is due to the problem of “dead-ground” (Wolf and Dewitt, 2000) : leaves and branches in the foreground of an image obscure the ground, resulting in significant omissions. It is a well-know limitation of aerial images that dense canopy cover occludes and casts shadows over understory features (Dandois and Ellis, 2013). These omissions were only partly taken into account in this comparison, as objects close to the ground (vegetation height below 2 m) were discarded from both CHMs. In addition, this table of correlation scores demonstrates that photo-CHM is equivalent to a smoothed LiDAR-CHM. The table shows that low photo-CHM percentiles tended to be well correlated with higher LiDAR-CHM percentiles and that, by contrast, high photo-CHM percentiles tended to be well correlated with lower LiDAR-CHM percentiles. Although fine-scale peaks and gaps in the outer canopy were not perfectly

		Photo-CHM Metrics										
		Mean	<i>p</i> 0	<i>p</i> 25	<i>p</i> 50	<i>p</i> 75	<i>p</i> 90	<i>p</i> 925	<i>p</i> 95	<i>p</i> 975	<i>p</i> 99	<i>p</i> 100
LiDAR-CHM Metrics	Mean	0.96	0.67	0.93	0.95	0.91	0.86	0.85	0.84	0.82	0.80	0.74
	<i>p</i> 0	0.17	0.27	0.20	0.16	0.12	0.10	0.10	0.10	0.09	0.09	0.07
	<i>p</i> 25	0.87	0.77	0.92	0.84	0.76	0.69	0.67	0.66	0.64	0.62	0.56
	<i>p</i> 50	0.96	0.62	0.93	0.96	0.90	0.84	0.82	0.81	0.78	0.76	0.72
	<i>p</i> 75	0.93	0.49	0.83	0.93	0.95	0.92	0.91	0.89	0.87	0.85	0.81
	<i>p</i> 90	0.88	0.42	0.76	0.87	0.93	0.94	0.94	0.93	0.92	0.90	0.86
	<i>p</i> 925	0.87	0.41	0.75	0.86	0.92	0.94	0.93	0.93	0.92	0.90	0.86
	<i>p</i> 95	0.86	0.39	0.73	0.84	0.91	0.93	0.93	0.93	0.92	0.91	0.87
	<i>p</i> 975	0.85	0.38	0.72	0.82	0.89	0.92	0.92	0.92	0.92	0.91	0.88
	<i>p</i> 99	0.83	0.37	0.71	0.81	0.88	0.91	0.91	0.92	0.92	0.91	0.88
	<i>p</i> 100	0.80	0.35	0.68	0.78	0.85	0.88	0.88	0.88	0.89	0.89	0.86

TABLE 4: Correlation between photo-CHM and LiDAR-CHM window metrics. Bold figures represent the highest correlation scores.

modeled by image matching, the high correlation score may reflect the fact that this type of canopy surface smoothing remains quite soft in comparison with high altitude airborne imagery in which omissions are even more omnipresent. As a comparison, the correlation of metrics reached a maximum of 0.95 in the study of [St-Onge et al. \(St-Onge et al., 2008\)](#) (using airborne images), but without discarding height values under 2 m, thus keeping the height variability higher. In the present study, performing the same analysis on CHM without discarding values under 2 m raised the correlation coefficient to 0.98 between the 99th percentile in the photo-CHM and the 99th percentile in the LiDAR-CHM.

2.3.2.3 Stand Level

A summary of field inventory measures shows the high variability between stands in terms of density (number of trees per ha, basal area and volume per ha), on the one hand, and in terms of maturity (dominant height), on the other hand. Dominant heights range from 9.6 to 27.3 m, with an average of 19.7 m (Table 5). Individual heights of dominant trees varied considerably within the same stand, with a mean standard deviation of 1.6 m across the set of field plots. This shows the degree of structure irregularity in these deciduous stands.

The selected dominant height models are presented in Table 6. Models based on LiDAR-CHM metrics performed better than models based on photo-CHM, but the difference appears to be small. Indeed, the model fit of 0.86 for LiDAR-CHM drops down to 0.82 for photo-CHM, and the RMSE increases from 7.4% to 8.4% (for Model 2). Moreover, paired *t*-tests showed that only the residuals of Model 1 and Model 3 are significantly different, but the performance of the photo-CHM model with two explanatory variables is similar to LiDAR-based models in terms of residuals. Height variability has a greater significance under the 99th percentile metric (*p*99) in Model 1 rather than under the maximum height (*p*100). This highlights the occasional presence

	Mean	Minimum	Maximum	Standard Deviation
Plot radius (m)	13.2	7.4	18	3.8
Number of trees (n/ha)	537.3	69	1,395	336.7
Basal area (m ² /ha)	21.8	3.6	46.2	9.8
Total volume (m ³ /ha)	277	25.1	570.1	147.6
Dominant height (m)	19.7	9.6	27.3	3.9

TABLE 5: Characteristics of deciduous stands. Statistics were obtained from the 36 measured field plots (mean, minimum, maximum and standard deviation values).

CHM	ID	Regression Model Form	Explanatory Variable(s)	r^2 Adjusted	RMSE (m)	RMSE (%)
Photo-CHM	1	$H_{dom} = \alpha + \beta \times p99$	$p99$	0.82	1.68	8.5
Photo-CHM	2	$H_{dom} = \alpha + \beta \times mean + \gamma \times sd$	$mean, sd$	0.82	1.65	8.4
LiDAR-CHM	3	$H_{dom} = \alpha + \beta \times p100$	$p100$	0.86	1.45	7.4
LiDAR-CHM	4	$H_{dom} = \alpha + \beta \times mean + \gamma \times sd$	$mean, sd$	0.86	1.45	7.4

TABLE 6: Comparison of dominant height (H_{dom}) models for deciduous irregular stands ($n = 36$) based on photo-CHM and LiDAR-CHM metrics. Model performance is described in terms of adjusted r^2 , root-mean-square error (RMSE) (m) and relative RMSE (%). ID stands for model identification number.

of blunders (high values). This is due to the low degree of regularization set in the dense-matching strategy. The regression models with two metrics showed that the combination of mean height and standard deviation describes more precisely the distribution of vegetation height and explains better the tree height than solely the 99th height percentile on its own, although the difference in RMSE is low.

Dominant tree height was measured from the photo-CHM with a standard error of 1.65 m. Although these RMSEs are slightly higher than in the results from comparable research, we interpret our results as being quite favorable within the context of irregular stands. As a comparison, [Dandois and Ellis \(Dandois and Ellis, 2013\)](#) predicted dominant height with a single explanatory variable extracted from a UAS photo-CHM with a model fit of 0.84 and an RMSE of 3.2 m.

2.3.2.4 Tree Level

In total, 86 trees were measured and their crowns delineated on both photo-CHM and LiDAR-CHM. Tree heights range from 10.5 to 29.4 m, with an average of 22.3 m. The regression models are summarized in Table 7. For both photo-CHM and LiDAR-CHM, root-mean-squared residuals reduced to 5%, supporting the assumption that individual tree height can be measured with an acceptable level of accuracy using a CHM. As a comparison, [St-Onge et al. \(St-Onge et al., 2004\)](#) photo-interpreted the tree height of 202 white cedars (mean height of 8 m) (*Thuja occidentalis*) in classic aerial stereo pairs (GSD of 11 cm), registered with LiDAR-DTM. This yielded an average deviation of

CHM	Explanatory Variable	r^2 Adjusted	RMSE (m)	RMSE (%)	$ \epsilon _{90}$
Photo-CHM	p_{975}	0.91	1.04	4.7	1.58
LiDAR-CHM	p_{975}	0.94	0.83	3.7	1.23

TABLE 7: Comparison of individual tree height models ($n = 86$) based on photo-CHM and LiDAR-CHM metrics. Model performance is described in terms of adjusted r^2 , RMSE (m), relative RMSE (%) and average deviation at the 90th percentile ($|\epsilon|_{90}$).

1.94 m at the 90th percentile. Studies using a lightweight LiDAR UAS platform have demonstrated that it is possible to measure individual tree heights with a standard deviation of 30 cm (Jaakkola et al., 2010) and even 15 cm when a very high pulse density is used (Wallace et al., 2012).

2.4 CONCLUSIONS AND PERSPECTIVES

This study has confirmed that UAS imagery, combined with a LiDAR-DTM that is available beforehand, is promising for forest height measurement. The open source suite, MICMAC was shown to freely provide both simple and complex photogrammetric tools. These tools suit very well the fine-tuning requirements to overcome major issues experienced when undertaking photogrammetry in forest areas. Adaptation of matching parameters, such as altimetric dilatation, the regularization term, correlation windows and the correlation threshold, was shown to be successful in the production of a photogrammetric canopy surface model visually coherent with the canopy structure. Surface matching was shown to perform a co-registration procedure of photo-DSM with LiDAR-DSM with a cloud to cloud altimetric distance of 0.48 m (standard deviation). This result is in accordance with accuracy requirements.

Comparison of photo-CHM with LiDAR-CHM, on the one hand, and field inventory measurements (individual tree height measurements and stand-wise inventory), on the other hand, brought insight regarding photo-CHM quality. Photo-CHM and LiDAR-CHM window-based metrics were found to be very well correlated (up to 0.96 (r)). Discarding low vegetation height values, in order to limit the influence of ground, rock and shrubs, considerably impacted these correlation measurements. Indeed, computed metrics taking into account low vegetation height were shown to be even more correlated (r up to 0.98). Regression models at stand level (dominant height) and at tree level (individual height) were shown to perform well. It was thus possible to predict dominant height with an RMSE of 8.4% (1.65 m, r^2 of 0.82) and individual height with an RMSE of 4.7% (1.04 m, r^2 of 0.91) based on photo-CHM. LiDAR-CHM models performed slightly better than photo-CHM models, although differences in terms of model fit and root mean square residuals were no more than a few percent. These regression models only give an overview of the possibility of extracting dendrometric data from high resolution photo-CHM. Indeed, a thorough validation of the photogrammetric forest canopy model would require further specific research. As previously stated, a key problem for the validation of photogrammetric results lies in the difficulty of obtaining sufficiently accurate and contemporary reference data.

The results gained in this study through empirical tests of the quality of photo-CHM need to be interpreted with caution, as both reference datasets (LiDAR-CHM and field inventory data) showed their limitations. The time discrepancy between the LiDAR and the UAS surveys certainly hampered the comparison of the photo-CHM with the LiDAR-CHM. Indeed, the harvesting of trees during the interval between the two surveys explains the majority of the differences found between the photo-CHM and LiDAR-CHM. Furthermore, field data, in particular, deciduous tree heights, were marred by a relatively low level of accuracy. In addition, the forest inventory sampling scheme was optimized for delivering indicators on stand density, structure and maturity, but was not ideally suited to photo-CHM validation. We recommend the use of a fixed-size field plot for the validation of photo-CHM. We also recommend, on this plot surface, the measurement of trees for which

the crown is present, even if their stems fall outside the plot area. Moreover, measuring the dominant height of irregular deciduous stands is of limited interest and is much more difficult, as dominant height is a less well-defined concept in uneven-aged stands than in regular stands. Eventually, either the generation or the validation of photo-CHM needs to be adapted to a specific structure : we observed in the present study that our optimal matching strategy was better suited to deciduous stands than to conifer stands. Photo-DSM also showed different degrees of success according to the density of the stand : stands with continuous canopy cover were much more accurately reconstructed than stands presenting local gaps between tree crowns. Finally, the abrupt vertical changes were difficult to model accurately, even with UAS imagery. Different acquisition strategies can also strongly interfere in the dense matching process, e.g., the images overlap or the flight altitude (Dandois and Ellis, 2013). Further research needs to be undertaken in order to define an appropriate template for UAS acquisition in forested areas.

The original processing workflow developed in this study has shown that photogrammetry can be used for forest mapping and forest planning, although there is still a lot of room for future improvement. As a comparison of UAS data with LiDAR data was the central focus in this paper, we would emphasize our view of photogrammetry as being more a complement rather than a surrogate for LiDAR. The use of photogrammetry within the field of precision forestry allows for the monitoring of the forest structural evolutions through multi-date image acquisition on a local scale. High resolution ortho-photo mosaics are likely to be used for forest stand delineation and mapping, and CHM-based forest regression models can be advantageously adjusted in order to carry out multi-source inventories. Finely-tuned indicators of forest structure also need to be determined in addition to classic density forest indicators, such as volume, basal area and the number of trees per hectare. Indeed, dominant height and other classic measures of stand height cannot account for irregular stand characteristics. As a complement to our approach, regression models predicting forest variables also need to take advantage of spectral information (Bohlin et al., 2012). Obviously, the generation of ortho-photo mosaics is a prerequisite for the use of spectral information. The ortho-rectification process also needs to be adapted for forest scenes and UAS imagery (e.g., radiometric equalization would be required in order to account for illumination variation occurring during UAS acquisition). In addition to quantitative regression models, forest species composition could also be determined (e.g., by means of supervised classification) based on the spectral information from time-series of ortho-photo mosaics.

The photogrammetric toolbox, MICMAC, remains under constant development. We can expect future improvements to simplify the use of the MICMAC tools. We can also anticipate an increase in the amount of related documentation, such as the present case study, with the growth of the community of users. Moreover, we can expect several improvements in the future regarding UAS photogrammetry as applied to forestry. Matching strategies need to take into account the forest type (mainly composition and structure). Visual inspection of the photo-DSM has highlighted differences in terms of quality between deciduous stands with a closed canopy and coniferous stands with

gaps between tree crowns. At least two matching strategies need to be established and performed, one for deciduous stands and another for coniferous stands. Previous information on the scene also needs to be integrated into the workflow (Gruen, 2012). For example, LiDAR-DSM could be used as an initial value for hierarchical matching, thus reducing the risk of false matching, as well as computational time. Significant savings of computational time could be achieved in the construction of photo-CHM time series : a previously obtained photo-DSM could serve as the initial value for upcoming photo-DSM generation.

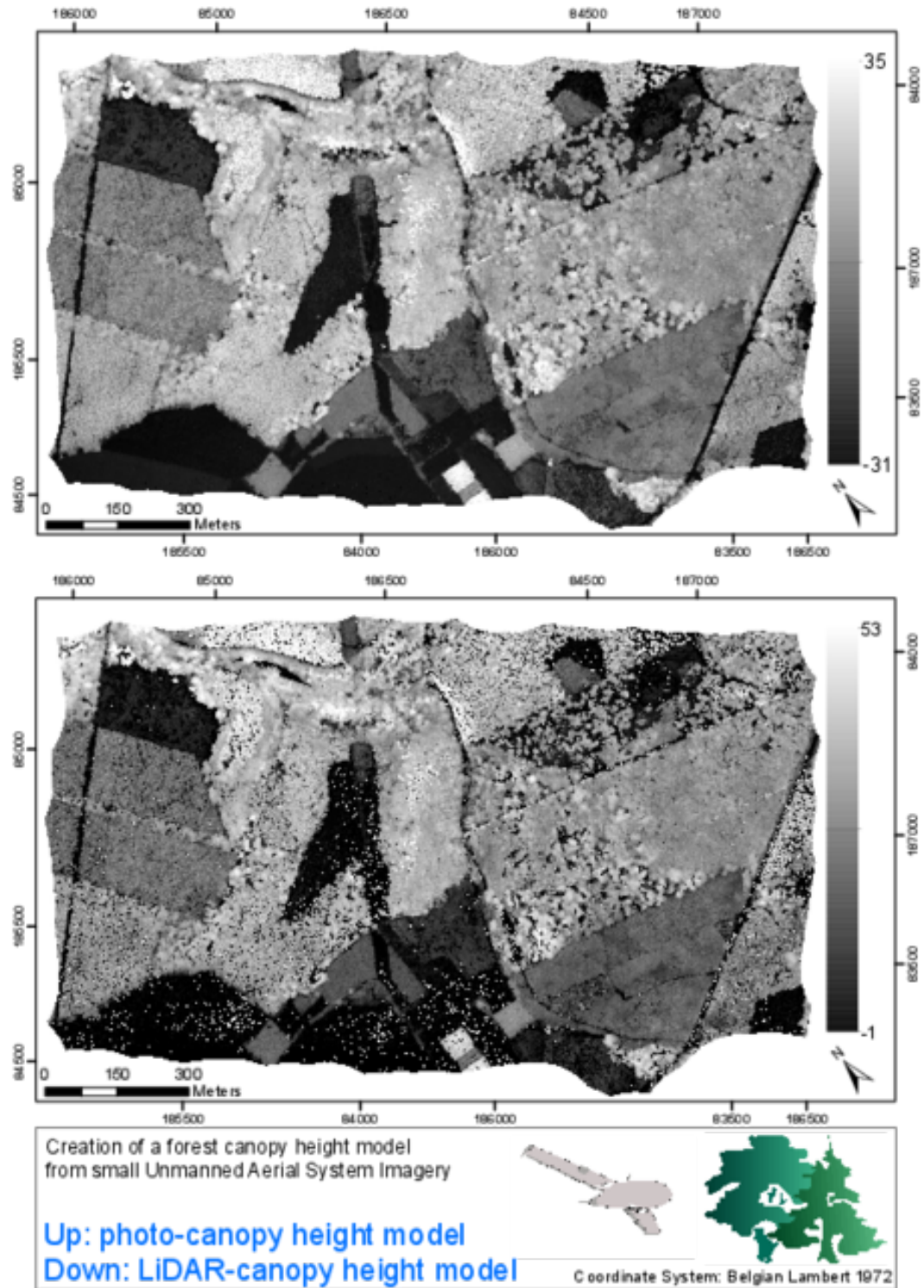
ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to acknowledge the Belgian Civil Aviation Authority, as well as the municipality of Beauraing for providing authorization for the use of a small UAS in the present study. Thanks also go to Cédric Geerts, Coralie Mengal and Frédéric Henrotay for carrying out field operations and to Géraldine Le Mire and Phillis Smith for their corrections and advice on the written English.

CONFLICTS OF INTEREST

The authors declare no conflict of interest.

2.5 SUPPLEMENTARY MATERIAL



Digital version available at <https://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/157940>.

MODÉLISATION DE LA CANOPÉE FORESTIÈRE PAR PHOTOGRAMMÉTRIE DEPUIS DES IMAGES ACQUISES PAR DRONE

Lisein J., Bonnet S., Lejeune P. et Pierrot-Deseilligny, M.

RÉSUMÉ

Les petits drones civils développés à des fins de cartographie rapide offrent, à une échelle locale, de nombreuses opportunités pour le suivi d'écosystèmes forestiers. Nous utilisons dans cette recherche des images acquises avec un avion sans pilote à voilure fixe afin de modéliser la surface de la canopée de peuplements feuillus. Une chaîne de traitements photogrammétriques est mise en place au moyen des outils de la suite open source MICMAC. Nous comparons différentes stratégies de corrélation automatique d'images afin de déterminer le paramétrage qui permet au mieux de reconstruire les détails de la canopée. Bien que le modèle de surface photogrammétrique ne permette pas d'appréhender les petites dépressions et élévations des houppiers, nos résultats montrent que l'utilisation conjointe d'images drone et d'un modèle numérique de terrain LiDAR permet d'estimer la hauteur dominante des peuplements feuillus. Ces résultats confirment la faisabilité de modéliser l'évolution de la hauteurs des peuplements forestiers depuis une série temporelle d'images drone.

Mots Clés — Modèle numérique de canopée ; Drone ; Photogrammétrie ; Foresterie ; Corrélation dense ; logiciel MICMAC.

ABSTRACT

Recent development of small unmanned aerial systems opens the door for their use in forest mapping, as both the spatial and temporal resolution of drone imagery better suit local-scale investigation than traditional remote sensing tools. An original photogrammetric workflow, based on the open source toolbox MICMAC, was set up to model the forest canopy surface from low-altitude aerial images. In combination with a LiDAR digital terrain model, the elevation of vegetation was determined after a fine co-registration of the photogrammetric canopy surface model. The investigation of different images matching strategies is performed within MICMAC and their performance in modelling the outer canopy is compared. Although photogrammetric reconstruction do not account for small peaks and gaps in the canopy surface, our results have shown the potential of drones to accurately estimate canopy

height in broadleaf stands, confirming thus the feasibility of modeling height growth from UAV images time series.

Keywords — Canopy height model ; Unmanned Aerial Systems ; Photogrammetry ; Forestry ; Dense Matching ; MICMAC.

3.1 INTRODUCTION

L'utilisation de drones en géomatique, ces robots volants sans pilote à bord, apparaît comme une véritable révolution pour de nombreux utilisateurs des techniques de télédétection. En effet, l'utilisation de drone pour l'acquisition d'images aériennes présente comme caractéristique novatrice, outre les avantages liés à la résolution spatiale et temporelle, le fait que l'utilisateur devient lui-même commanditaire ou même fournisseur de l'imagerie. Cette chaîne d'acquisition, de traitement et d'utilisation des images est une filière intégrée et flexible qui permet de répondre à divers besoins spécifiques. Ces spécificités se traduisent en terme d'une diversité de plateformes (à voilure fixe ou voilure tournante), de capteurs (actif, passif), de plan de vol (hauteur, recouvrement), de moment d'acquisition (conditions météorologiques, luminosité) et de période de revisite (de quelques jours à plusieurs années). En particulier, les drones petits et légers vont très probablement devenir un outil de premier plan pour les scientifiques et les environnementalistes (Koh and Wich, 2012; Anderson and Gaston, 2013). En effet, ceux-ci permettent une observation détaillée de phénomènes écologiques localisés. Un frein au développement de l'utilisation civile de drones, commerciale ou non, réside cependant en l'absence d'adéquation entre la législation et cette technologie émergente (Watts et al., 2012).

En parallèle avec l'émergence de l'utilisation des drones en cartographie, la complémentarité des techniques de photogrammétrie et de vision par ordinateur, en particulier les algorithmes d'*orientation externe* qui permettent la détermination automatique de la position et de l'orientation des prises de vues d'une collection d'images se recouvrant ¹, a initié un regain d'intérêt pour la photogrammétrie. L'omniprésence de la photographie numérique et l'amélioration continue de la puissance de calcul des ordinateurs rendent aujourd'hui les techniques de photogrammétrie attrayantes et concurrentielles (Pierrot-Deseilligny and Clery, 2011b). Les chaînes de traitement photogramétrique présentent un degré d'automatisation de plus en plus élevé, permettant la reconstruction tridimensionnelle depuis une masse d'images issues d'appareils photographiques compacts non calibrés.

L'objectif de la présente recherche est d'observer la canopée au moyen d'images acquises par drones et d'en déduire des indices de structure des peuplements forestiers, en particulier la structure verticale. La mesure de la hauteur de la végétation est une information qui intéresse autant le gestionnaire forestier que le scientifique œuvrant dans ce domaine. La hauteur de la canopée est un indicateur de maturité des peuplements très usité en

¹ "*structure from motion*" en anglais, voir Snavely et al. (2008).

gestion, aussi bien pour l'estimation de la biomasse que pour la planification des interventions sylvicoles. De manière plus générale, la hauteur de la canopée est utilisée pour la modélisation de nombreux phénomènes liés aux écosystèmes forestiers. De manière usuelle, c'est le LiDAR² aérien qui est utilisé pour capturer finement l'information de la hauteur de la canopée et du sol. Les émissions de rayons lasers d'un LiDAR aéroporté percutent la canopée forestière ainsi que le sol et réfléchissent une partie de l'énergie émise vers le capteur, permettant de cette manière une mesure de la hauteur de la végétation (Bonnet et al., 2013). C'est la capacité des émissions LiDAR de pénétrer le couvert forestier qui confère à ce capteur actif la possibilité de mesurer directement la hauteur de la canopée. La cartographie de la hauteur de la végétation est simplement effectuée par la soustraction de l'altitude du sol (Modèle Numérique de Terrain, MNT) à l'altitude de la végétation (Modèle Numérique de Surface de la canopée, MNS).

Le résultat est un Modèle Numérique de Canopée (MNC), encore désigné sous l'appellation de Modèle Numérique de Hauteur (MNH). Les techniques de photogrammétrie numérique, elles, permettent la modélisation de la surface de la canopée, soit uniquement le MNS. L'utilisation conjointe d'un MNS photogramétrique avec un MNT LiDAR permet la mesure de la hauteur de la végétation en combinant les avantages des deux méthodes d'acquisition (LiDAR et photogrammétrie aérienne), notamment les avantages en terme de résolution et de temps de revisite des images aériennes (White et al., 2013). En effet, l'utilisation du LiDAR à haute densité est limitée par son prix d'acquisition qui reste substantiellement plus élevé que celui d'une prise de vue aérienne. Dès lors, une opportunité intéressante est de mettre régulièrement à jours un MNC LiDAR avec un MNS photogramétrique, afin de tirer parti et de la précision du MNT LiDAR et du temps de revisite des acquisitions par drone.

Cependant, le calcul des éléments de l'orientation des caméras ainsi que la corrélation dense en milieu forestier sont reconnus comme étant difficilement réalisables (Véga and St-Onge, 2008; Baltsavias et al., 2008). En effet, de nombreuses propriétés de la végétation entravent la bonne réalisation des traitements photogramétriques. Les changements brusques d'altitude entre une couronne d'arbre et le sol ainsi que la micro-topographie de la canopée entraînent de multiples occlusions sur les images aériennes. La texture répétitive des feuilles, des branches et des couronnes d'arbre rendent difficile aussi bien la détermination automatique de points de liaison que le processus de corrélation dense. Certaines recherches ont néanmoins démontré que ces difficultés peuvent être partiellement surmontées et que la génération par photogrammétrie de modèle de surface de la canopée aboutit à des résultats d'une résolution et d'une précision suffisante pour les applications forestières (Véga and St-Onge, 2008, 2009).

² acronyme de *Light Detection and Ranging*.

3.2 OBJECTIFS

La présente recherche vise à utiliser des images acquises par drones en combinaison avec un modèle numérique de terrain LiDAR pour modéliser la hauteur de la canopée forestière. Les traitements d'images drone sont effectués avec la chaîne photogrammétrique open source de l'IGN³, MICMAC (Pierrot-Deseilligny and anonymous, 2016). La comparaison de différentes approches de corrélation et la mise au point d'une chaîne de traitements adaptée et opérationnelle sont les motivations sous-jacentes de cette recherche.

Le choix de l'utilisation de MICMAC est justifié, outre par sa gratuité et son caractère open source, par son haut degré de paramétrisation permettant d'appréhender le matériel photographique de peuplements forestiers acquis par drone. La suite MICMAC comprend un ensemble d'outils en ligne de commande. Certains outils sont hautement paramétrables : leur utilisation se fait via l'utilisation de fichiers *XML* regroupant l'ensemble du paramétrage. D'autres outils sont dit *simplifiés*, par opposition aux outils complexes. Ce sont des outils pour lesquels la plupart des paramètres ont une valeur par défaut. L'utilisation des outils simplifiés se fait au moyen d'une ligne de commande contenant l'ensemble des paramètres. La génération et la validation du MNC sont présentées dans l'article Lisein et al. (2013b). Le présent document se focalise plus en détails sur la description des traitements photogrammétriques, notamment les différentes approches de mise en correspondance qui ont fait l'objet d'investigations. D'une part, la mise en correspondance est effectuée en *géométrie terrain* au moyen de deux outils, un outil simplifié (*Ma1t*) et un outil complexe (*Micmac*). D'autre part, la corrélation est effectuée en *géométrie image* au moyen de l'outil *MMByP*.

3.3 MATÉRIEL ET MÉTHODE

3.3.1 La zone d'étude, le vecteur et le capteur d'acquisition

La zone d'étude est un massif forestier situé dans la commune de Felenne en Belgique, à cheval sur les lieux-dits *petit Houdron* et les *Rolisses*. Les 200 ha de forêt sont composés majoritairement de peuplements feuillus mélangés à prédominance de chênes indigènes (*Quercus robur* L. et *Quercus petraea* (MATT) Liebl.). Ces peuplements sont issus de la conversion de vieux taillis et de vieux taillis sous futaie et sont caractérisés par une structure irrégulière. Les peuplements résineux, représentant 25% du massif forestier, sont pour la plupart des pessières équiennes. Une campagne de mesures d'inventaire s'est déroulée en 2012 afin d'estimer la hauteur dominante en vue de confronter le modèle numérique de canopée photogrammétrique à des données terrain (voir Lisein et al. (2013b) pour de plus amples détails concernant la validation du MNC).

³ L'Institut National de l'Information Géographique et Forestière.

Le drone utilisé est un drone à voilure fixe de type léger, le *Gatewing X100*⁴ (Figure 12). Le Gatewing X100 est vendu "prêt à voler", pèse un peu moins de 2 kg pour 1 mètre d'envergure et est doté d'une propulsion électrique. Le décollage s'effectue au moyen d'une rampe de lancement à élastiques. Sa vitesse de croisière est de 80 km/h et son autonomie de vol est de 40 minutes. Les vols sont entièrement automatisés, du décollage à l'atterrissage (atterrissage sur le ventre). La préparation de la prise de vue aérienne s'effectue avec une station de contrôle au sol en définissant les paramètres de vol suivants : délimitation de la zone rectangulaire à couvrir, hauteur de vol (entre 100 et 750 mètres au dessus du niveau du sol), recouvrement des images (le recouvrement latéral est de même valeur que le recouvrement longitudinal), ainsi que la direction et le sens du décollage et de l'atterrissage. Son système de pilote automatique est équipé d'une centrale inertielle (gyroscopes et baromètre) ainsi que d'un GPS atteignant une précision de quelques mètres.



FIGURE 12: Les deux pilotes à distance récupèrent le drone Gatewing X100 après un atterrissage. Le pilote de gauche tient la liste de vérification des opérations et le pilote de droite effectue les opérations, tantôt sur le drone, tantôt sur la station de contrôle au sol qu'il tient à la main.

Le capteur embarqué est un appareil digital compact de modèle Ricoh GR3 (capteur photographique CCD de 10 megapixels et distance focale équivalente en 35 mm de 28 mm). Cet appareil est modifié pour les acquisitions dans le proche infra-rouge. L'appareil est employé en mode manuel et la sensibilité ISO (réglé à 200) ainsi que la vitesse d'obturation (réglé à 1/2000) sont définis juste avant le décollage. Le déclenchement de l'appareil est effectué par le

⁴ <http://uas.trimble.com/X100>.

pilote automatique sur base de la position de l'avion. L'acquisition s'est déroulée en un vol unique durant la période de végétation, le 1^{er} août 2012 entre 16 et 17 heure de l'après midi. L'altitude de vol est fixée à 225 mètres au dessus du point de décollage avec un recouvrement de 75%. La résolution spatiale en résultant est de l'ordre de 7,6 cm/pixel et le rapport B/H ⁵ est de 0,3. La zone couverte en stéréoscopie représente plus de 200 ha. Le tableau d'assemblage est composé de 441 images de prises de vue légèrement oblique (figure 13). L'orientation des prises de vue successives varie fortement en fonction de l'attitude du drone dont la stabilité est mise à mal par les conditions de vent : la configuration soleil-objet-capteur est très différente entre chaque prise de vue (Aber et al., 2010). Du flou est observable sur presque 80% des images, dû à un effet de filé (flou engendré par le déplacement du drone) et aux vibrations provoquées par le moteur.

Pour modéliser la hauteur de la végétation à partir d'un MNS photogramétrique, il est nécessaire de disposer d'une information sur l'altitude du sol sous la canopée. Le MNT utilisé dans ce but provient d'un vol LiDAR effectué en juin 2011. Cette acquisition a généré un nuage de points de haute densité, de l'ordre de 13 points/m². L'extraction d'un MNT de 0,5 m de résolution depuis le nuage de points a été effectué par le prestataire de service. Sa précision est estimée à 0,14 m de RMSE en altimétrie par comparaison avec des points de contrôle au sol. Le nuage de points LiDAR a également permis d'extraire un MNS et un MNC, qui sont utilisés pour la validation de la chaîne de traitements photogrammétriques développée lors de cette recherche.

3.3.2 *Le calcul des éléments d'orientation du bloc d'images*

3.3.2.1 *La génération des points homologues*

La génération automatique des points homologues s'effectue au moyen de l'algorithme SIFT de Lowe (2004). L'outil de la suite MICMAC interfaçant SIFT est Tapioca. Avec Tapioca, différentes stratégies permettent de calculer les points de liaison. Ces stratégies permettent de déterminer les couples d'images pour lesquels s'effectue le calcul des points homologues. L'approche basique est de sélectionner tous les couples possibles au sein d'un bloc de n images (soit $n * (n - 1) / 2$ couples d'images), mais cette solution requiert un temps de calcul plus long et n'est pas adaptée à un bloc d'images volumineux. Pour une acquisition par drone avec GPS embarqué, l'approche jugée la plus adéquate consiste à sélectionner pour chaque image, toutes les associations de cette image avec ses plus proches images voisines. Pour ce faire, l'outil OriConvert, au départ des données d'orientations externes initiales, calcule par triangulation de Delaunay les voisins de chaque image. Le résultat est enregistré sous forme d'un fichier XML contenant,

⁵ B étant la base, soit la distance entre deux prises de vue successives, et H étant la hauteur de vol. le ratio B/H est un paramètre renseignant l'angle d'intersection des rayons homologues : plus l'angle d'intersection des rayons homologues est élevé, plus la corrélation est précise, mais plus l'angle d'intersection des rayons homologues est faible, plus la corrélation est robuste.

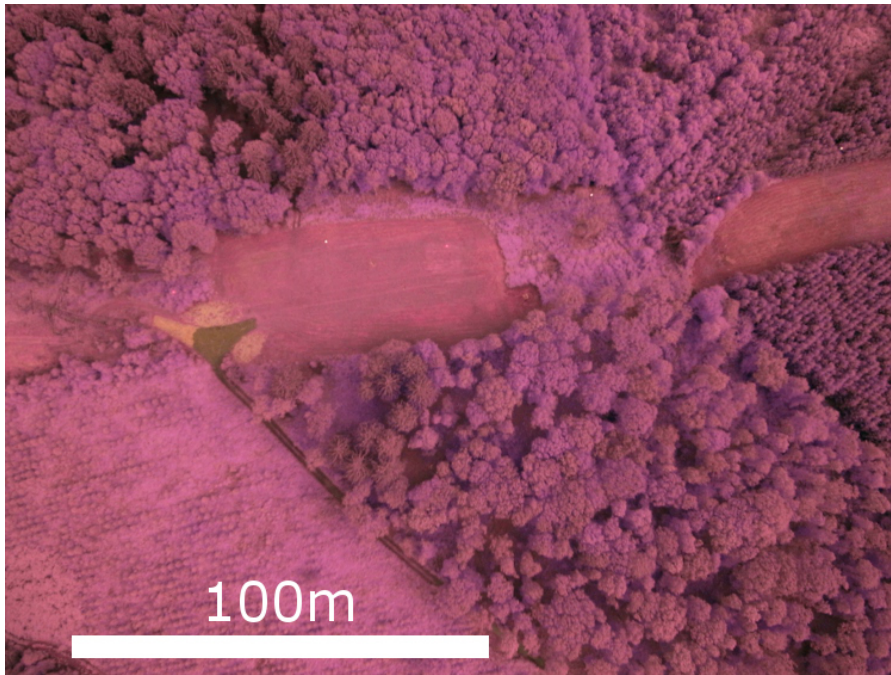


FIGURE 13: Une des 441 images dans le proche infra-rouge acquises sur le massif forestier de Felenne.

pour l'ensemble du bloc d'images, tous les couples résultant. Cette liste de couples d'images est ensuite utilisée par *TapioCa* pour le calcul des points homologues. Étant donné la faible netteté des images aériennes de Felenne et les fortes distorsions dues aux changements du micro-relief forestier et à la prise de vue, il apparaît inopportun d'effectuer le calcul des points homologues à pleine résolution : les images (de 3648×2736 pixels) sont donc ré-échantillonnées par *TapioCa* en vue d'obtenir des images d'une largeur de 2000 pixels.

3.3.2.2 Le calcul de l'orientation absolue finement recalée sur le MNT LiDAR

La détermination des éléments de l'orientation du bloc d'images, à savoir l'orientation externe (position X, Y, Z et orientation ω , ϕ , κ) et l'orientation interne (calibration de la caméra), s'effectue au moyen de la méthode de compensation par faisceaux implémentée dans l'outil simplifié *Tapas* (Pierrot-Deseilligny and Clery, 2011a). La compensation par faisceaux utilise les équations de colinéarité, qui relient les coordonnées images (u, v) des observations de points homologues aux coordonnées modèles (x, y, z), pour résoudre ce système d'équations non-linéaires surabondant. Cette méthode d'ajustement nécessite, outre les observations des points homologues, de disposer d'une valeur initiale des paramètres d'orientation interne. Une calibration initiale de l'appareil photographique est calculée préalablement à l'acquisition avec *Tapas* en utilisant une dizaine d'images convergentes d'une scène terrestre présentant de la profondeur et de la texture, comme par exemple un coin de bâtiment. Le calcul de l'orientation relative du bloc d'images, illustré à l'étape (1) de la chaîne de traitements en figure 14, s'effectue ensuite en autocalibration. Le modèle de distorsion utilisé est le modèle de

Fraser, utilisant 3 coefficients pour appréhender la distorsion radiale (Pierrot-Deseilligny and anonymous, 2016).

Le calcul de l'aérotriangulation sans autres observations ou contraintes que celles des points homologues présente un résultat caractérisé par des distorsions non-linéaires. L'inspection visuelle du modèle d'aérotriangulation du bloc d'images de Felenne nous a en effet permis de constater des distorsions paraboliques, créant un effet de bol sur le chantier. L'ajout de contraintes dans la compensation permet de corriger ces distorsions non-linéaires. Nous utilisons pour ce faire les observations du GPS embarqué (notés *Centres* figure 14) dans une nouvelle compensation par faisceaux, opérée avec *APERO* (étape (2)). Bien que ces mesures GPS soient peu précises et entachées d'un biais dans le sens du vol, biais provoqué par un décalage entre l'enregistrement de la position GPS et le moment de la prise de la photographie, la compensation par faisceaux avec les valeurs approximatives des centres optiques des prises de vue permet de supprimer ces distorsions non-linéaires. L'orientation en résultant est géoréférencée dans un système de coordonnées cohérent avec les données LiDAR (dans notre cas, le système de projection Belge Lambert 72).

Les mesures précises de hauteurs depuis un MNC photogrammétrique sont envisageables pour autant que l'enregistrement conjoint⁶ du MNS photogrammétrique avec le MNT LiDAR soit satisfaisant (Baltsavias et al., 2008). Afin d'assurer une bonne cohérence entre le géoréférencement du bloc d'images et celui du MNT LiDAR, nous utilisons un algorithme de recalage de modèles 3D de type *Iterative Closest Point*. Le calage des 2 nuages de points, d'une part le MNS LiDAR et d'autre part le MNS photogrammétrique, permet un enregistrement conjoint du MNS photogrammétrique avec le MNT LiDAR. L'algorithme de recalage utilisé détermine par itération les 3 rotations et les 3 translations (la transformation globale) qui permettent de minimiser la distance entre les deux nuages de points (EDF R&D, 2014). Les deux modèles doivent donc préalablement être à la même échelle. Hors l'analyse des résidus sur la position GPS des centres dans la compensation en étape (2) nous a permis de constater que l'échelle du modèle est sous-estimée. Afin de mettre le modèle d'aérotriangulation à l'échelle, une bascule sur des points d'appuis est effectuée. La position de six points d'appuis (correspondant à des carrefours et marquages routiers) est relevée sur les images drone (mesures notées *Mesure appuis images* sur la figure 14) et leur position sur le terrain (mesures notées *Mesure appuis terrain* sur la figure 14) est déterminée depuis les orthophotographies de 2009 de la région wallonne (0,25 m de résolution) pour la planimétrie et depuis le MNS LiDAR pour l'altimétrie. La bascule sur les points d'appuis s'effectue avec l'outil *GCPBascule*, qui détermine la transformation rigide de 7 paramètres (3 translations, 3 rotations et 1 mise à l'échelle du modèle) et permet un géoréférencement d'une précision de l'ordre de 50 cm (résidus des points d'appuis).

Ensuite, une corrélation dense avec l'outil simplifié *Ma1t* est réalisée en vue de générer un MNS photogrammétrique qui est ensuite recalé sur le MNS

⁶ *co-registration* en anglais.

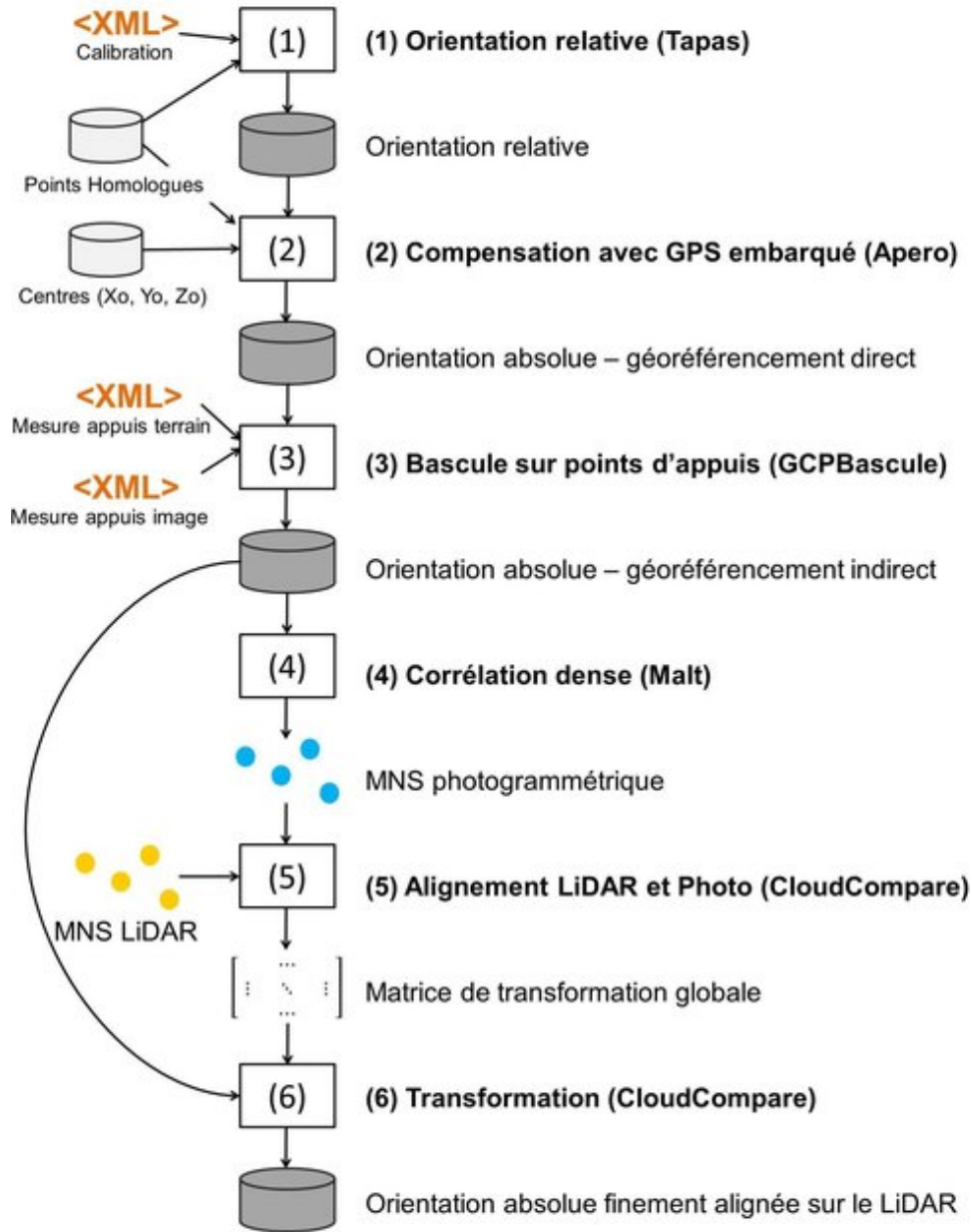


FIGURE 14: La chaîne de traitement du calcul de l'orientation absolue recalée sur le MNS LiDAR. Légende : traitement : \square - base de donnée : cylindre - fichier xml : <XML> - matrice : $\begin{bmatrix} \vdots \\ \vdots \\ \vdots \end{bmatrix}$ - nuage de point : $\bullet \bullet \bullet$.

LiDAR (étapes (4) et (5) de la figure 14). Cette transformation est appliquée à l'orientation absolue obtenue précédemment pour obtenir une orientation absolue finement alignée sur le MNS LiDAR (étape (6)).

3.3.3 Les stratégies de corrélation dense

Les techniques de mise en correspondance automatique d'images se basent sur un indice de similarité des images, par exemple l'indice de corrélation croisé normalisé, pour apparier ensemble plusieurs vignettes de corrélation aux sein d'une collection d'images.

MICMAC, acronyme de *Multi-Images Correspondances, Méthodes Automatiques de Corrélation*, se base sur une méthode de corrélation d'images en multi stéréoscopie et utilise une stratégie multi-résolution (Pierrot-Deseilligny and Paparoditis, 2006). Cette approche multi-résolution, qui est à la fois plus rapide et plus robuste, consiste à effectuer successivement l'appariement pour différents niveaux de résolution. La corrélation est effectuée de manière successive sur une pyramide d'images : à la plus basse résolution, une solution est calculée en explorant un grand intervalle d'incertitude. La géométrie calculée est ensuite utilisée comme solution initiale pour l'appariement à un niveau de résolution supérieur, et ainsi de suite jusqu'à l'obtention d'un modèle très résolu.

La stratégie de corrélation est définie comme étant la séquence hiérarchique de mise en correspondance ainsi que le paramétrage de l'algorithme de corrélation y étant associé. La détermination d'une stratégie de corrélation optimale pour la modélisation de la canopée forestière depuis des images drone a nécessité une approche itérative d'essais-erreurs. Étant donné que la stratégie de corrélation dépend des caractéristiques des images ainsi que de celle de la scène, nous commençons par rappeler brièvement les spécificités de notre chantier. Les images acquises par drone présentent de nombreuses distorsions dues à la perspective et au relief. La redondance est néanmoins élevée, avec de très hauts recouvrements entre images. La canopée forestière de peuplements feuillus apparaît, vue du ciel, comme une collection de couronnes d'arbre de forme et de taille variables. La texture répétitive de la canopée, le mouvement (entre deux prises de vue) des branches et des feuilles dû au vent, les ombres portées, les multiples occlusions et la structure étagée du feuillage et des branches vont être autant d'éléments qui rendent la corrélation automatique en milieu forestier un véritable défi (Baltsavias et al., 2008). Ces éléments sont d'autant plus délétères à la corrélation automatique que la résolution spatiale des images acquises est élevée. Les ruptures de pente entre deux couronnes d'arbre, entre deux peuplements ou entre une clairière et les arbres avoisinants vont être déterminantes pour le paramétrage de la corrélation. Ces changements verticaux abrupts vont se traduire par un haut coefficient de dilatation altimétrique pour permettre de couvrir un grand intervalle d'incertitude allant du sol au sommet de la canopée (voir figure 15). La micro-topographie de la canopée forestière présente de fines dépressions et élévations, ce qui a orienté notre choix concernant le paramètre de régularité de la surface. Le terme de régularisation de l'algorithme de corrélation, terme qui traduit la connaissance *a priori* du degré de lissage

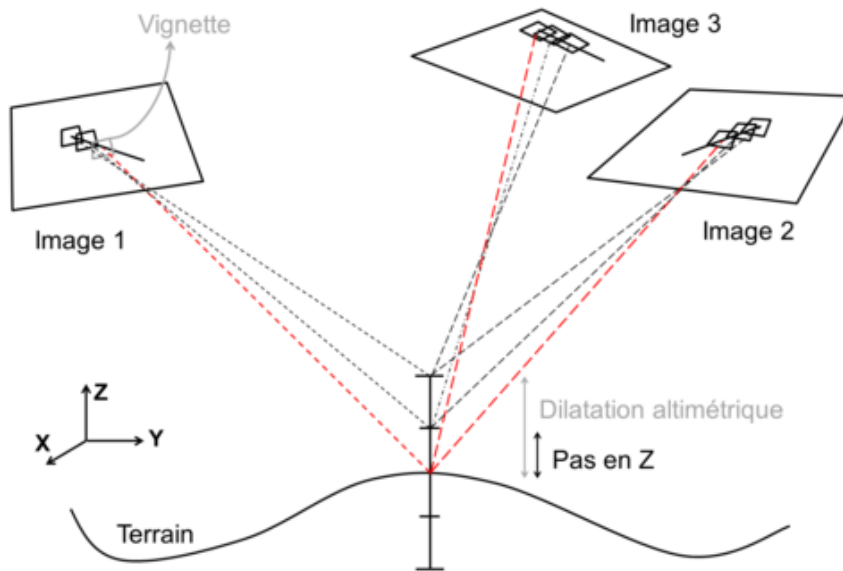


FIGURE 15: Corrélation multi-stéréo en géométrie terrain : pour chaque position (X,Y) dans la géométrie terrain, l'altitude Z est recherchée le long d'un intervalle d'incertitude par la mise en correspondance des vignettes des n -images.

de la surface à reconstruire, est ainsi réglé à une valeur très faible. Au vu de la qualité des images et des exigences du MNC en terme de résolution, la corrélation est effectuée jusqu'à une résolution de 1 : 4 de la résolution des images brutes, soit une résolution de 30 cm.

Trois outils de la suite MICMAC sont utilisés pour la corrélation et leurs résultats sont ensuite évalués. L'outil simplifié de mise en correspondance `Ma1t` avec la stratégie prédéfinie de corrélation `Ortho` permet le calcul d'un modèle numérique de surface en *géométrie terrain* (figure 15) (ou *espace object*, (Paparoditis et al., 2000)). L'outil simplifié `MMByP` effectue pour sa part la corrélation en *géométrie image* (ou *espace image*, (Pénard et al., 2006)) pour chaque paire d'images consécutives (figure 16). Les cartes de profondeurs résultant de l'appariement de chaque paire sont ensuite basculées en géométrie terrain et fusionnées pour délivrer un MNS couvrant l'entièreté du chantier. Enfin, l'outil complexe `Micmac` est utilisé en géométrie terrain avec un intervalle d'incertitude très élevé et avec un facteur de régularisation très bas (0,003).

Les approches de corrélation en géométrie terrain et en géométrie image sont illustrées en figures 15 et 16 respectivement.

De manière générale, la corrélation en géométrie terrain convient mieux que la corrélation en géométrie image pour des prises de vues aériennes traditionnelles, c'est à dire à haute altitude. En effet, la corrélation en géométrie terrain produit une carte unique du relief couvrant toute la zone du bloc d'images vu en stéréo. La corrélation en géométrie image, quant à elle, requiert une chaîne de traitement plus complexe. Elle délivre une carte de profondeur par images, ce qui nécessite une étape supplémentaire de fusion des cartes de profondeurs. Pour des prises de vues rapprochées telles que

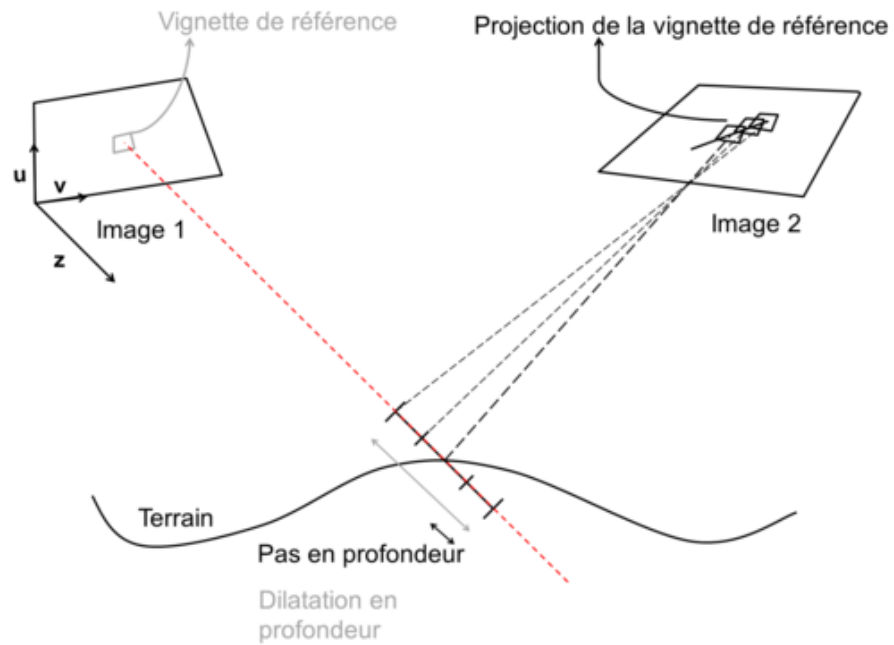


FIGURE 16: Corrélation stéréo en géométrie image avec MMBYP : pour chaque position (u,v) dans la géométrie de l'image maitresse, la profondeur (z) est recherchée le long d'un intervalle d'incertitude par la mise en correspondance des 2 images.

celles utilisées en photogrammétrie terrestre, la corrélation en géométrie images prend tout son sens, car le résultat n'est plus nécessairement une carte mais un assemblage des nuages de points. Une carte unique ne pourra en effet pas restituer la géométrie d'une statue, par exemple. Les deux géométries de corrélation, image et terrain, sont utilisées dans cette recherche, car les blocs d'images drones sont souvent à mi-chemin entre une prise de vue aérienne et une prise de vue rapprochée, et ce d'autant plus que le drone a volé à basse altitude.

3.3.4 Utilisation du modèle numérique de canopée pour la prédiction de la hauteur dominante

La prédiction de variables forestières au moyen d'inventaire multi-source s'effectue communément via l'utilisation de modèles de régression liant un attribut forestier avec les informations acquises par télédétection (Næsset, 2002). Les modèles numériques de canopée permettent une mesure de la structure spatiale des peuplements et peuvent avantageusement être utilisés dans des inventaires à deux phases. Parmi les indicateurs de structure, la hauteur dominante d'un peuplement forestier est l'indice de maturité le plus usité en gestion des forêts, surtout dans le cas des peuplements réguliers. La hauteur dominante correspond à la hauteur moyenne arithmétique des 100 plus gros bois à l'hectare (Assman (1959) selon Rondeux (1999)), et est représentative de la hauteur moyenne des arbres dominants d'un peuplement. La hauteur dominante, en combinaison avec l'âge du peuplement pour des peuplements équiens et avec une autre caractéristique dendrométrique (tel

que la circonférence) en peuplement irrégulier (Otol, 1978), est en effet utilisée pour estimer la productivité d'un peuplement. Lors d'une étude pionnière sur l'utilisation des drones en foresterie, (Dandois and Ellis, 2013) ont prédit la hauteur dominante de peuplements feuillus réguliers avec une variable explicative extraite d'un MNC *drone* avec une précision de l'ordre de 3,2 mètres (erreur moyenne quadratique). Leur modèle présente un coefficient de détermination de 84%. Le MNC photogrammétrique de Felenne a également servi à l'établissement de modèles prédictifs de la hauteur dominante. La campagne de mesures des caractéristiques des peuplements via des techniques appropriées d'inventaire par échantillonnage (voir Lejeune et al. (2008) à ce sujet) s'est déroulée en automne 2012 et a porté sur un total de 36 placettes d'inventaire en peuplement feuillus. Les unités d'échantillonnages sont des placettes dites à *nombre de bois minimum* ; leur surface varie en fonction de la densité des arbres, l'objectif étant de mesurer un minimum de 20 arbres par placettes. Cette technique permet ainsi de garder l'effort d'échantillonnage indépendant de la densité (voir Lisein et al. (2013b) pour de plus amples détails). Une série d'indices statistiques⁷ descriptifs du MNC calculés sur la zone de chaque placette d'inventaire ont servi à la modélisation de la hauteur dominante via des modèles de régression linéaire à une et à deux variables explicatives. La sélection des variables explicatives s'est effectuée par régression pas-à-pas de type *best subset* à l'aide du logiciel [R] (Team, 2011).

3.4 RÉSULTATS ET CONCLUSION

3.4.1 *Acquisitions par drone*

Les acquisitions par drone ont répondu à nos besoins en terme de flexibilité d'utilisation : outre le vol fructueux présenté dans ce document, de très nombreux vols ont été effectués sur Felenne à divers moments de la période de végétation dans le cadre de recherches connexes sur la discrimination des essences forestières. Néanmoins, bien qu'en Belgique l'octroi d'autorisations légales pour l'utilisation de drones soit facilité dans le cadre de recherche scientifique, les contraintes législatives relatives aux opérations avec un avion sans pilote restent un frein important au déploiement rapide de cette technologie. La constitution d'un dossier de demande d'autorisation de vol et le délai de l'octroi de cette autorisation peut en effet nécessiter plusieurs semaines. Outre cet aspect, force est de constater que la stratégie d'acquisition des images par drone reste trop souvent mal adaptée aux objectifs : tout est mis en œuvre pour effectuer les traitements d'images les plus appropriés à la génération d'un modèle numérique de canopée, mais trop peu d'efforts sont mis en œuvre pour mettre en place un plan de vol permettant une prise de vue optimale. À ce niveau, le logiciel de planification de vol du Gatewing X100 a montré ses limites par son incapacité à planifier des vols avec une configuration plus personnalisée en terme de points de passage (*waypoint* en anglais), d'altitude de vol et de recouvrement. La mise au point

⁷ *metric* en anglais.

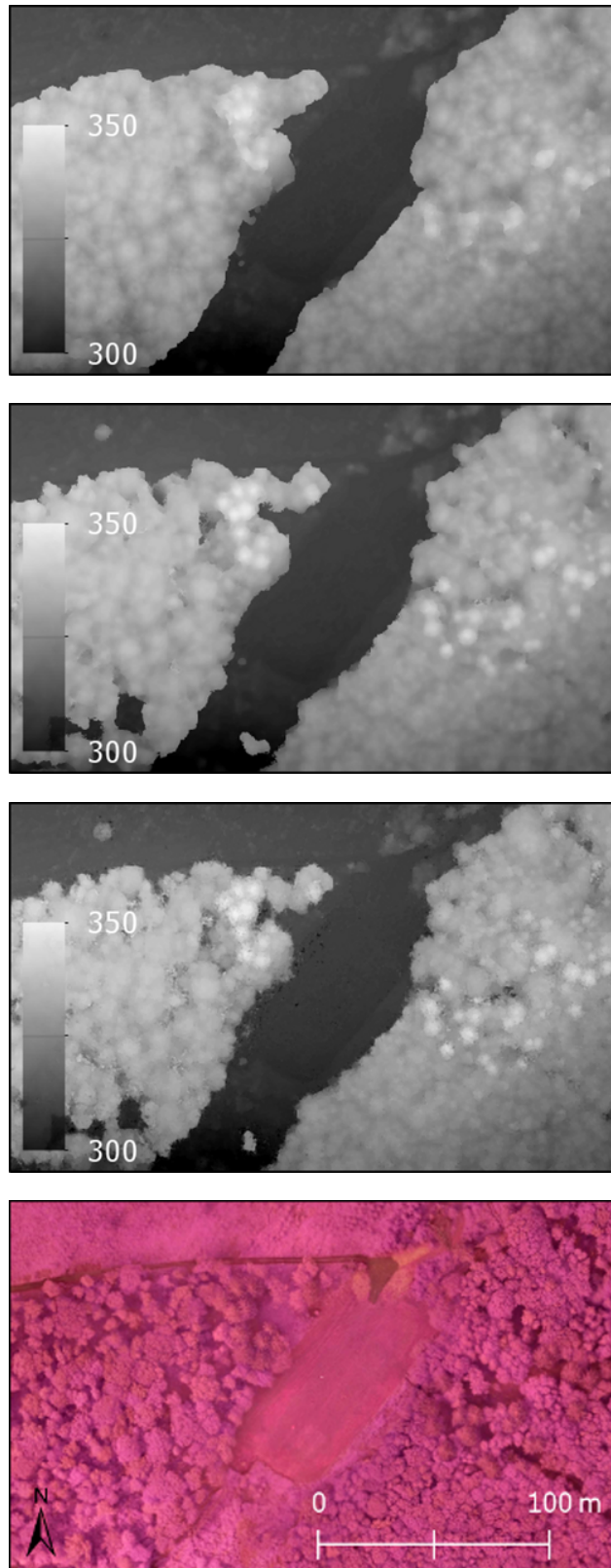


FIGURE 17: Surface de la canopée forestière reconstruite au moyen de différentes stratégies de corrélation (de haut en bas) : Malt, MMBYP et Micmac. Les niveaux de gris représentent l'altitude [m] de la canopée et du sol. En bas : une orthophotomosaïque fausse couleur.

d’une stratégie d’acquisition appropriée, en envisageant des plans de vol avec plusieurs niveaux d’altitude ou encore avec plusieurs capteurs optiques en vue de minimiser les occlusions, doit faire l’objet de futures recherches (Dandois and Ellis, 2013).

3.4.2 Modélisation de la canopée par photogrammétrie

Le calcul de l’orientation absolue par aérotriangulation avec les outils de la suite MICMAC s’est déroulé avec succès pour 439 des 441 images du bloc complet : l’orientation a échoué pour deux images en bordure du bloc ne présentant pas suffisamment de points homologues. Le recalage du modèle 3D photogrammétrique avec le MNS LiDAR par *Iterative Closest Point* a abouti à une distance entre les deux nuages de points de 0,48 m en moyenne (biais), avec un écart-type de 0,44 m (précision). Cet enregistrement conjoint du MNS photogrammétrique avec le MNS LiDAR, et donc de manière sous-jacente avec le MNT LiDAR, est satisfaisant en terme de précision.

Modèle	r^2 aj.	RMSE (m)	RMSE (%)
$Hdom = \alpha + \beta * p99$	0,82	1,68	8,5
$Hdom = \alpha + \beta * mean + \gamma * std$	0,82	1,65	8,4

TABLE 8: Modèles de régression à une et deux variables explicatives pour prédire la hauteur dominante ($Hdom$) en peuplements feuillus irréguliers ($n=36$). Les variables explicatives sont des statistiques synthétisant le modèle numérique de canopée photogrammétrique ($p99$: 99^{ième} percentile ; $mean$: moyenne ; std : écart-type). Les performances des modèles sont exprimées en terme de coefficient de détermination ajusté (r^2 aj.), d’erreur moyenne quadratique (RMSE) et d’erreur moyenne quadratique relative (RMSE %).

L’inspection visuelle des résultats de la corrélation dense effectuée avec les deux outils simplifiés `Ma1t` et `MMByP` et l’outil complexe `MiCmac` suggère que la qualité générale du modèle de surface de la canopée est en accord avec les recherches antérieures sur ce sujet (Véga and St-Onge, 2008; Baltsavias et al., 2008; Dandois and Ellis, 2013). Les MNS produits avec `Ma1t` et `MMByP` sont cependant caractérisés par une simplification plus importante de la surface de la canopée, simplification qui se traduit par un lissage plus important et donc par la non-reconstruction des petites dépressions et élévations intra et inter-houppiers. De plus, certains arbres isolés sont complètement absents du MNS généré avec `Ma1t`, bien que ces arbres soient présents sur les images individuelles (voir arbres isolés en figure 17).

Le MNS généré avec `MiCmac` semble visuellement plus bruité mais restitue fidèlement les petites trouées entre couronnes d’arbres, comme l’illustre la figures 17. En outre, la comparaison de ce modèle de surface avec le MNS LiDAR, représenté à la figure 18, illustre bien quelques uns des avantages et des inconvénients respectifs de la photogrammétrie et du LiDAR : densité constante et élevée du MNS photogrammétrique, lissage du relief par le MNS photogrammétrique par rapport au LiDAR, capacité de pénétrer la canopée

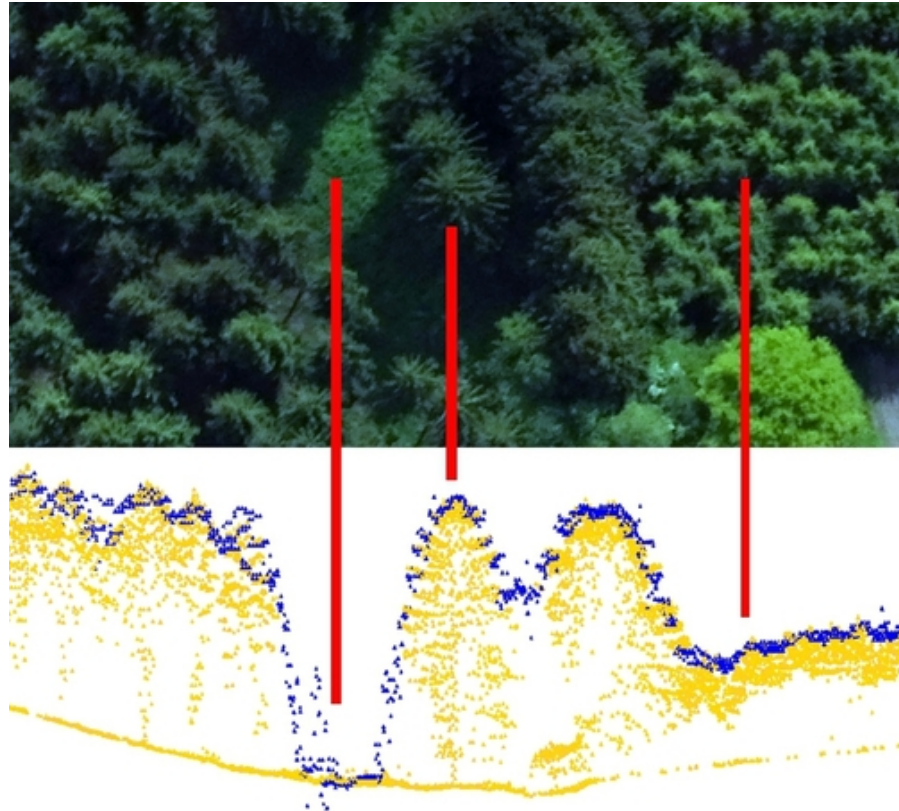


FIGURE 18: Comparaison visuelle par transect du modèle de surface de canopée photogrammétrique (points bleus) et du nuage de point LiDAR haute densité (points jaunes). Une image aérienne en couleur issue d'un autre vol drone est ajoutée en haut pour faciliter l'interprétation du transect (80 mètres de long) dans les deux nuages de points.

du LiDAR et d'enregistrer plusieurs retours, présence de bruit dans le MNS photogrammétrique, etc. (White et al., 2013). Ce MNS généré avec Micmac est couplé au MNT LiDAR pour la création du modèle numérique de hauteur. La comparaison approfondie de ce MNC photogrammétrique avec le MNC LiDAR est renseignée plus en détails dans un article antérieur (Lisein et al., 2013b). La mise au point d'une stratégie de corrélation automatique avec les outils de la suite MICMAC a nécessité de nombreux tests. Certes, la flexibilité de ces outils, qui permettent si nécessaire un réglage personnalisé d'un nombre important de paramètres et qui génèrent un nombre très important de produits intermédiaires, est en adéquation avec les besoins de cette recherche. Il nous faut néanmoins préciser que la courbe d'apprentissage des outils complexes de la suite MICMAC est rude. Leur utilisation est donc plus appropriée à des fins pédagogiques ou scientifiques qu'aux utilisateurs ponctuels souhaitant obtenir une orthophotomosaique ou un modèle numérique de surface depuis un jeu d'images. Cependant, la robustesse de la corrélation en géométrie image implémentée dans l'outil actuellement en développement MMBYP, robustesse due au B/H moindre des couples d'images successives et à la limitation du diachronisme entre images, s'avère prometteuse pour la réalisation d'un outil simplifié à la fois fonctionnel en milieu forestier et peu paramétrable. Divers tests sur d'autres blocs d'images acquis à basse altitude ont confirmé que l'utilisation de la corrélation en géométrie images permet l'obtention de résultats plus robustes et de meilleure qualité que ceux en géométrie terrain, du moins sur des zones présentant des variations de relief du même ordre de grandeur que la hauteur de vol.

3.4.3 Inventaire à deux phases de la hauteur dominante

Les modèles de régression de prédiction de la hauteur dominante basés sur les indices de statistique descriptive du MNC photogrammétrique sont présentés table 8. Ces résultats mettent en évidence la capacité de prédire la hauteur dominante avec un degré de précision de l'ordre de 1.65 mètres (erreur moyenne quadratique), et ce pour des peuplements à structure irrégulière. Le degré d'irrégularisation des peuplements de Felenne est illustré à la figure 19, sur laquelle est tracée la limite d'une des 36 placettes d'inventaires.

L'inspection visuelle du MNC photogrammétrique pour chacune des placettes d'inventaire a mis en évidence un défaut dans la méthodologie d'inventaire. En effet, certaines couronnes d'arbre sont partiellement présentes sur le MNC de la placette d'inventaire alors que leur tige en elle-même n'est pas localisée dans la placette, et n'a donc pas fait l'objet de mesure. Dans le but de modéliser la relation entre le MNC et la hauteur dominante, il aurait été plus adéquat d'inventorier sur le terrain tous les arbres dont le houppier est présent dans la placette, peu importe que leur tronc le soit ou non. De cette manière, les indices statistiques du MNC calculés pour une placette donnée seraient exclusivement liés aux arbres mesurés sur le terrain. L'inventaire aurait donc du se faire "par le haut", à l'instar de la prise de vue aérienne.

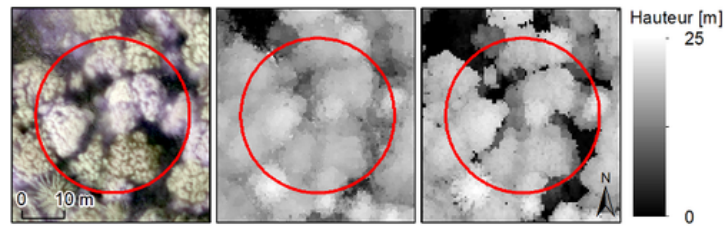


FIGURE 19: MNC photogrammétrique généré avec l'outil MICMAC (figure au centre) centré sur une placette d'inventaire (cercle rouge). À gauche : une orthophotomosaique en fausse couleur. À droite : le MNC LiDAR. Les niveaux de gris représentent la hauteur de la canopée [m].

Au vu de la performance des modèles présentés table 8 et pour peu que la stratégie d'acquisition soit optimisée dans ce but, on peut s'attendre à obtenir des résultats pour des peuplements réguliers qui soient d'une précision sub-métrique, c'est à dire du même ordre de grandeur que la mesure sur le terrain. De plus, l'utilisation de l'information spectrale pourrait permettre une discrimination des essences forestière, et améliorer ainsi la prédiction de la hauteur dominante. La constitution de série temporelle de MNCs permettrait dès lors de déduire les accroissements en hauteur des peuplements par photogrammétrie, et ainsi d'étudier la productivité à laquelle la hauteur dominante est étroitement liée. De telles investigations ont déjà été menées par le passé avec l'emploi d'images aéroportées grand format (voir [Véga and St-Onge \(2009\)](#)), mais la technologie des drones permet de travailler avec plus de flexibilité à une résolution plus fine et à une échelle plus locale, ce qui répond aux besoins des scientifiques et gestionnaires actifs dans le domaine de la foresterie de précision.

REMERCIEMENTS

Nos vifs remerciements vont premièrement aux pilotes de l'unité de Gestion des Ressources forestières et des Milieux naturels : Alain Monseur et Cédric Geerts. Les opérations d'inventaires ont été menées par Coralie Mengal et Frédérique Henrotay, à qui nous adressons également nos remerciements. Nous exprimons notre reconnaissance à la Direction Générale des Transports Aériens, représentée en la personne de Erika Billen, ainsi que la commune de Beauraing pour avoir délivré les autorisations nécessaires aux opérations avec un drone.

DISCRIMINATION OF DECIDUOUS TREE SPECIES FROM TIME SERIES OF UNMANNED AERIAL SYSTEM IMAGERY

Lisein J., Michez A., Claessens H. and Lejeune P.

4.1 ABSTRACT

Technology advances can revolutionize Precision Forestry by providing accurate and fine forest information at tree level. This paper addresses the question of *how* and particularly *when* Unmanned Aerial System (UAS) should be used in order to efficiently discriminate deciduous tree species. The goal of this research is to determine when is the best time window to achieve an optimal species discrimination. A time series of high resolution UAS imagery was collected to cover the growing season from leaf flush to leaf fall. Full benefit was taken of the temporal resolution of UAS acquisition, one of the most promising features of small drones. The disparity in forest tree phenology is at the maximum during early spring and late autumn. But the phenology state that optimized the classification result is the one that minimizes the spectral variation within tree species groups and, at the same time, maximizes the phenologic differences between species. Sunlit tree crowns (5 deciduous species groups) were classified using a Random Forest approach for mono-temporal, two-date and three-date combinations. The end of leaf flushing was the most efficient single-date time window. Multitemporal datasets definitely improve the overall classification accuracy. But single-date high resolution orthophotomosaics, acquired on optimal time-windows, result in a very good classification accuracy (overall out of bag error of 16%).

4.2 INTRODUCTION

4.2.1 *Context*

In the field of environmental sciences, remote sensing techniques are currently undergoing a revolution (Anderson and Gaston, 2013). Although remote sensing data has been used for a long time to study ecological phenomena, traditional spaceborne and airborne imagery have failed to provide convenient information at a fine temporal and spatial scale (Anderson and Gaston, 2013). Thanks to rapid technological advances, a large upsurge in the development of *civil* unmanned aerial systems (UAS) has changed the story. Unmanned aerial systems, also called unmanned aerial vehicles or drones, are new platforms that come in various configurations. Small drones devoted to mapping purposes are versatile, cost effective and flexible. They

operate on users' demand and deliver very high resolution images when used with an onboard optical sensor. Environmentalists have now the opportunity, at a reasonable price, to follow the development of ecological phenomena on a local scale by means of multitemporal datasets of outstanding spatial resolution.

Precision Agriculture, devoted to the study of temporal and spatial variations in agricultural production, is expected to largely benefit from UAS technology (Hunt et al., 2010). Similarly, *precision forestry* can take advantage of mapping drones in order to analyze and monitor forest ecosystems on a tree-level, instead of on a stand-level (Drauschke et al., 2014). In forest inventory information, the forest composition is essential since tree species influence, to a large extent, numerous other forest characteristics (e.g. biomass, biodiversity, tree damage). Management of mixed and uneven-aged forests could therefore particularly benefit from tree-based inventory resulting from multi-source forest inventory (combination of field inventory and remote sensing data). However, mapping tree species with optical imagery remains a difficult task as the spectral variation within species may be greater than between them (Key et al., 2001; Hill et al., 2010; Burkholder et al., 2011).

4.2.2 Discrimination of forest species by remote sensing

The determination of forest composition by remote sensing is based on the principle that every tree species has its own spectral signature. Sensors such as a Red-Green-Blue camera enable the measurement of the spectral response of a tree across a specific wavelength range of the electromagnetic radiation. Discrimination of tree species takes advantage of the differences in spectral response between each tree. UAS imagery of very high spatial resolution - up to centimetric resolution - is very promising for the discrimination of forest species (Gini, 2014). The Fig 20 illustrates the difference in spectral response between a birch and a poplar on an aerial image acquired by drone.

Remote sensing is proven to be an effective approach for the tracking of phenological changes (Motohka et al., 2010). Yet, no advantage has been taken of the benefits of UAS flexibility to study *the timing of recurring biological events* occurring in forest ecosystems. The evaluation of seasonal spectral separability among plant species has been previously studied at diverse scales, from forest stand (Zhu and Liu, 2014; Kempeneers et al., 2011) to plant leaf (Burkholder et al., 2011; Masaitis and Mozgeris, 2013; Cole et al., 2014). Multiple platforms and sensors have been used for this purpose, from consumer-grade RGB camera to hyperspectral sensor. Unfortunately, no general agreement was found to determine at best the optimal phenology time-windows for tree species discrimination. Numerous studies on forest composition have been conducted on the basis of multispectral airborne and spaceborne data. However, the temporal variation of species phenology was generally not taken into consideration (Heinzel et al., 2008). For example, Immitzer et al. (Immitzer et al., 2012) used a single-date spaceborne image (acquisition date : 10 July, GSD of 50 cm for panchromatic image and of 2 m for multispectral bands) to differentiate the individual sunlit tree crowns of 10 species (5 deciduous and 5 conifers). With an object-based image analysis

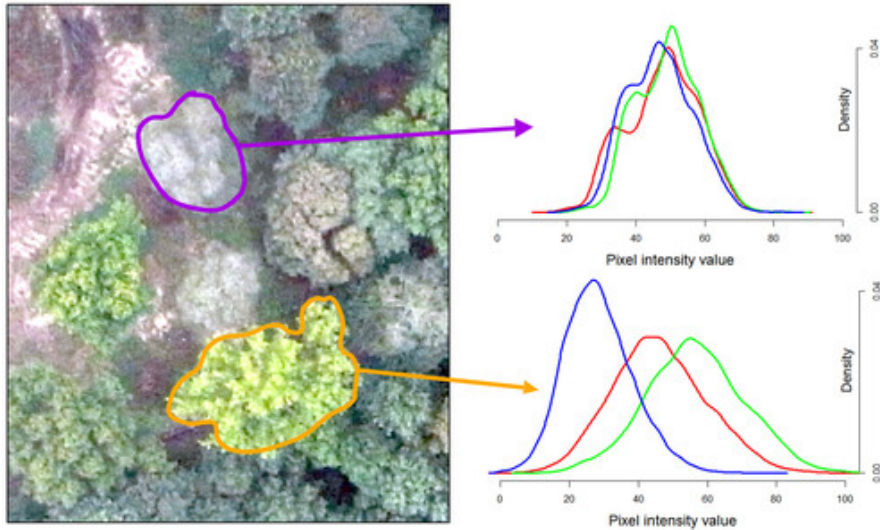


FIGURE 20: Differences in spectral response captured with a compact camera mounted on an UAS for two tree crowns (birch and poplar species). Density curves for the red, green and blue band are depicted on the right.

approach, they ended up with a very promising overall classification accuracy of 82%. In addition, these authors have reviewed past research on the discrimination of temperate forest species, based on monotemporal remote sensing data. The resulting classification scenarios, based on monotemporal acquisitions, are however barely comparable since species discrimination varies with the phenology stage, the species of interest, and the utilized sensor.

On the other hand, Hill et al. (Hill et al., 2010) used a time series of 5 multispectral Airborne Thematic Mapper images (11 bands of 2m spatial resolution) in order to classify 6 broadleaved species. The class separability of temperate deciduous tree species, at the crown level, was shown to increase when using multitemporal data. The optimal three-date combinations for 6 broadleaved species led to an overall classification accuracy of 84%. In this study, autumn is found to be the most efficient period to acquire monotemporal images for discrimination purposes. At the forest scale, Zhu and Liu (Zhu and Liu, 2014) investigated the classification of forest types (pine forest, oak forest and mixed forest) from spaceborne image time series (7 Landsat, 7 bands of 30 meters ground sample distance). Their results confirm the importance of phenological information contained in multitemporal data (overall classification accuracy of 90.52%). A similar research on forest-type mapping was performed by means of satellite time series (12 MODIS images, 250 meters resolution). Kempeneers et al. (Kempeneers et al., 2011) compared the boreal forest-type classification accuracy for each month of a year, and pointed out that the optimal acquisition window is between June and July.

Previous investigations on phenology change, using low aerial imagery, have remained scarce due to prohibitive operational costs. The forerunner study of Key et al. (Key et al., 2001) examines a time series of very-high resolution aerial RGB and color infrared photographs, acquired at 9 dates across a single growing season. Based on a multitemporal dataset of 36 cm

spatial resolution, the classification of individual tree crowns of 4 deciduous species is investigated in order to determine the optimal acquisition timing. As a result, the imagery of autumn colorful foliage provided optimal monotemporal classification (overall accuracy of 76%). However, the optimal two-date combination corresponds in this case to spring and midsummer.

Up to now, the use of unmanned aerial systems for precision forestry was focused on the geometric processing of image blocks, in order to deliver an orthophotomosaic and 3D information related to the canopy surface. Although photogrammetry on forested area has always been a challenge, current photogrammetric techniques make it feasible to measure canopy surface height and to generate geometrically reliable orthophotomosaics, based on consumer grade overlapping UAS imagery. Dandois and Ellis (Dandois and Ellis, 2013) have therefore developed a workflow from UAS images to determine the ground elevation during leaf-off conditions, and the canopy surface elevation during leaf-on conditions. The subtraction of soil elevation from the canopy surface elevation resulted in a canopy height model that is used to characterize forest maturity. UAS imagery was also used for classification purposes to perform the early detection of bark beetle attacks in Sitka spruce stands (Drauschke et al., 2014) and to discriminate tree and bush species (Gini, 2014).

Owing their low operational costs and high resolution, drones are measurement devices of prime interest for forest monitoring. Previous investigations on the changes in forest phenology still lack either an imagery covering all phenological events (temporal resolution), or the high spatial resolution required to differentiate individual trees. No dense time series from UAS imagery have yet been used to study the separability variation along the growing period of deciduous trees. Now that UAS technology is mature, the way is open for a real revolution of spatial ecology (Anderson and Gaston, 2013).

4.2.3 Objectives

Although the promising advances of UAS-based approaches for tree-level forest inventory, a few issues still need to be overcome. First, the determination of the optimal UAS flight configuration is crucial for forested areas. Numerous parameters impact the effective extraction of accurate information from UAS imagery, such as flight altitude, image overlap, resolution, and time windows during the growing season (Dandois and Ellis, 2013). Moreover, the underlying image processing workflow, based on photogrammetry and image classification techniques, determines the quality of the resulting high resolution thematic forest map (Lisein et al., 2013b). Our research focuses on the determination of the most efficient single-date time windows to identify deciduous tree species. We collected a dense time series of UAS imagery in order to cover the different phenological states. Tree crowns were manually delineated by photointerpretation, and species groups were automatically classified with their spectral response by using supervised Random Forest classifiers. The comparison of classification success for the different UAS surveys makes it possible to draw general guidance regarding the appropriate

time windows when UAS acquisition should be performed. In addition, we investigated the efficiency of tree discrimination, based on multitemporal datasets, by comparing the classification accuracy that resulted from two-date and three-date combinations.

Furthermore, we compared two camera systems ; a normal camera (RGB camera) and a modified camera for near infra-read acquisition (denoted as CIR for Color infra-read). For every UAS survey, two identical and successive flights were performed, one for each of the RGB and CIR cameras. Accurate co-registration of imagery for these camera systems resulted in multispectral orthophotomosaics (blue, green, red and near infra-red bands) (Key et al., 2001).

4.3 MATERIAL AND METHODS

4.3.1 *The study site*

The study area is a 130 ha broadleaved forest, located in the municipality of Grand-Leez, Belgium. Stands are mixed and uneven-aged (originating from a coppice). The main species is English oak (*Quercus robur* L.), in mixture with a procession of broadleaved species and a few coniferous trees. The forest habitat conforms to the Atlantic oakwoods, and the soil material is loessal silt loams.

4.3.2 *Unmanned Aerial System survey*

4.3.2.1 *Description of the UAS and sensors*

The Gatewing X100 small UAS (www.gatewing.com) (wingspan : 100 cm, weight : 2.2 kg, cruise speed : 80 km/h, flight height : from 100 m to 750 m, maximum flight duration : 40 minutes, catapult launch and belly landing) is a professional fixed wing UAS dedicated to rapid mapping, and able to cover a relatively large area in a single flight. The flight plans (working area size and location, image overlap, flight altitude, location of take-off and landing points, wind and landing directions) are prepared on the field, prior to the aerial survey, by using a rugged tablet computer (the Ground Control Station). Flights are fully automatic from takeoff to landing and complete stop, although the remote pilot has the possibility to intervene on the flight path whenever there is a risk of accident. The small UAS payload is a compact camera from Ricoh (GR2, GR3 or GR4 still camera - 10 megapixel Charged Coupled Device, 6 mm focal length or 28 mm in 35 mm equivalent focal length). We used five different cameras of similar specifications for the 20 flight surveys acquired for the time series. Only two cameras were adapted for near-infrared acquisition by removing the internal hot-mirror filter and adding a blue-light-blocking filter (i.e. a yellow long pass filter) (Aber et al., 2010). Shutter speed and camera sensor sensitivity (ISO) are manually selected according to luminosity.

4.3.2.2 *The aerial surveys*

PLAN OF ACQUISITION DATES Datasets of multitemporal UAS images were acquired for the study area from spring 2011 to autumn 2014. Special attention was given to capture images at each phenology phase. In particular, two temporal windows were considered essential owing the disparity in forest tree phenology : the start and the end of the growing season (early spring and mid-autumn) (Hill et al., 2010; Key et al., 2001). Ten acquisition dates covered the period of active growth, from April to November. We performed 2 successive flights for each survey date ; one flight with the normal camera, and one flight with the modified camera for near infra-red acquisition. The multitemporal dataset resulted in 20 flights acquired during 10 acquisition dates : 3 surveys were performed in spring, 3 in summer and 4 in autumn. We collected a total of 10058 raw images for the present study over a period of 3 years and a half. Surveys of the time series are numbered and described on table 9. For the sake of clarity, the surveys are ordered by day and month of acquisition, without taking the year into account. The aerial surveys cover the three seasons of active growth, i.e spring, summer and autumn. Previous investigations have shown that UAS image blocks of leaf-off trees are difficult to handle with photogrammetric processing, in particular because of the lack of identifiable feature points on the images. Flights were therefore performed under leaf-on conditions, except in the case of surveys 1 and 10 for which a significant number of trees are leaf-off. The inter-annual variation in phenology onset was taken into account by characterizing the acquisition dates as Growing Degree Days (GDD, base temperature of 10°C). Data from a meteorological station located not far from the study site (5km away) was analyzed to depict the inter-annual variation of climate. Hence, we noticed that the trend in temperature evolution was well pronounced from year 2011 to 2014 : in 2011, the weather was warmer than the average and got gradually more temperate over the 3 following years. In addition, spring of 2013 and 2014 started late and the climate remained cold during the entire growing season.

GEOREFERENCING To perform an accurate georeferencing of the entire time series, we placed 7 Ground Control Points (GCPs) around the forest prior to survey number 5. The GCPs were materialized by white panels of 50x50cm, supplemented with 4 white strips of 80 cm long on their corners. The coordinates of the GCPs were collected using a Leica GPS1200 GPS in static RTK mode (nominal accuracy of 1 cm in planimetry and 1.5 cm in altimetry) under the Belgian Lambert 1972 projection system.

DISSIMILARITIES BETWEEN IMAGE BLOCKS Image blocks of the time series show some notable dissimilarities. First, as shown on table 9, the flight configuration varied. More specifically, the flight altitude, which is defined as the altitude above ground level at the take-off location, ranged from 150 to 350 meters. The flight altitude directly impacts the image resolution, the image footprint, and the number of images required to cover the study area at a given image overlap. The choice of the optimal altitude for this survey is thus a trade-off between the resolution and the maximum size of the area

TABLE 9: Characteristics of the 20 image blocks composing the time series of UAS imagery. 2 successive flights were performed for all 10 acquisition dates ; one flight was performed with a visible camera, and one flight was performed with a modified camera for near infra-red acquisition (respectively denoted as RGB and CIR camera). The minimum and maximum altitude, GSD, and the number of images, are emphasized in bold writing. \star Growing Degree Days. $\star\star$ Ground Sample Distance [$cm/pixel$].

Survey ID	Date	Season	GDD \star	Camera	Altitude [m]	GSD $\star\star$	Overlap [%]	Images	Luminosity changes
1	2012-04-27	spring	64	RGB	225	7,6	77	557	Yes
				CIR	250	8,4	80	574	Yes
2	2011-04-27	spring	178	RGB	150	5	75	641	
				CIR	150	5	75	551	Yes
3	2013-05-28	spring	183	RGB	249	8,4	80	481	
				CIR	249	8,4	80	481	
4	2012-06-05	summer	305	RGB	250	8,4	80	635	Yes
				CIR	250	8,4	80	661	
5	2013-07-08	summer	491	RGB	350	11,8	80	320	
				CIR	350	11,8	80	319	
6	2014-08-21	summer	732	RGB	225	7,6	80	552	
				CIR	225	7,6	80	552	Yes
7	2014-09-18	autumn	897	RGB	225	7,6	80	367	Yes
				CIR	225	7,6	80	172	
8	2013-10-01	autumn	1085	RGB	250	8,4	80	473	
				CIR	250	8,4	80	473	Yes
9	2012-10-22	autumn	1409	RGB	225	7,6	75	561	
				CIR	225	7,6	75	560	
10	2013-11-15	autumn	1169	RGB	225	7,6	80	564	Yes
				CIR	225	7,6	80	564	

scanned during a single flight. The lower the flight altitude, the higher the image resolution and the smaller the scanned area. We considered a flight altitude of 225 meters as optimal via a trial-and-error procedure, taking into account both the study requirements and the size of the forest. Such altitude allows indeed to cover the entire forest in one flight and insures a suitable resolution all at once. In addition, the image footprint was large enough to capture hundreds of tree crowns. The number of objects on an image was thus sufficient to extract the numerous feature points that are at the basis of the entire photogrammetric workflow. The scanning area was defined on the field by drawing freehand the scanning zone on a Google earth map. The survey area thus varied between aerial surveys since the operator did not always define exactly the same scanning zone. The number of images of survey 7-CIR was abnormally low regarding the flight altitude and overlap, due to the malfunctioning of the triggering cable which prevented image shooting at the beginning of the flight. Moreover, changes in luminosity conditions between the different surveys, and between the successive flight lines of a single flight, result in dataset heterogeneity. The image quality of some flights was affected as well by the presence of large shadows casted by trees, even though special attention was given to fly either under cloudy conditions or under solar noon. Still, changes in tree phenology are more responsible than flight configuration, camera type, and luminosity conditions, for the differences between images from various acquisition dates (Fig 21).



FIGURE 21: Individual aerial RGB images of a forest opening from survey 1 (spring), 5 (summer) and 10 (autumn).

4.3.2.3 The photogrammetric workflow

The 20 image blocks are processed using *Structure from Motion* and photogrammetric techniques, in order to deliver 20 georeferenced orthophotomosaics at a resolution of 20 cm/pixel. Modern aerial photogrammetry starts from an unordered overlapping collection of images, and results in a fine 3D model and a orthophomosaic (Dandois and Ellis, 2013). The four processing steps, depicted on Fig 22, have recently been implemented efficiently in a large number of software. First, the generation of tie points is subject to an extraction of feature points for each individual image, with a subsequent comparison of image features for overlapping image pairs. When image features, such as tree crowns or road corners, are detected on two images, they are then considered as tie points (illustrated by red and blue dots on Fig 22). Secondly, the orientation of the image blocks (i.e. pose and calibration of the camera) is recovered by aerotriangulation of the tie points, using a Bundle Block Adjustment (BBA) algorithm (Triggs et al., 2000). Even though the compact cameras used in this study were precalibrated in the laboratory, the internal parameters are still refined during the bundle block adjustment (self-calibrating BBA).

Thereafter, the camera orientations are used to match small pixel windows, thus delivering a fine and dense 3D model of the canopy surface. The dense matching is performed for each successive pair of images, and the resulting stereo-derived depth maps are merged to form a digital surface model over the whole scanned area. Such model is a faithful representation of the relief and is used in the fourth processing step which consists in image orthorectification and mosaicking. The orthorectification procedure removes the geometric distortions caused by image perspective, relief displacement, and lens distortions. Finally, the orthophotomosaic resulting from true orthorectification is suitable for mapping purposes.

The use of photogrammetric algorithms in vegetation areas is quite challenging, due to the numerous vegetation characteristics that hinder image matching : omissions, repetitive texture, and multi-layered and moving objects such as leaves or tree branches (Baltasvias et al., 2008). Regarding the generation of tie points, there is a clear lack of feature points from the repetitive texture of tree crowns. Leaf-off conditions or a low image overlap obviously amplified such lack of tie points. A preliminary test showed that these issues have an all the more negative impact if the UAS flies at a low altitude, due to a decrease in the image footprint and, consequently, a de-

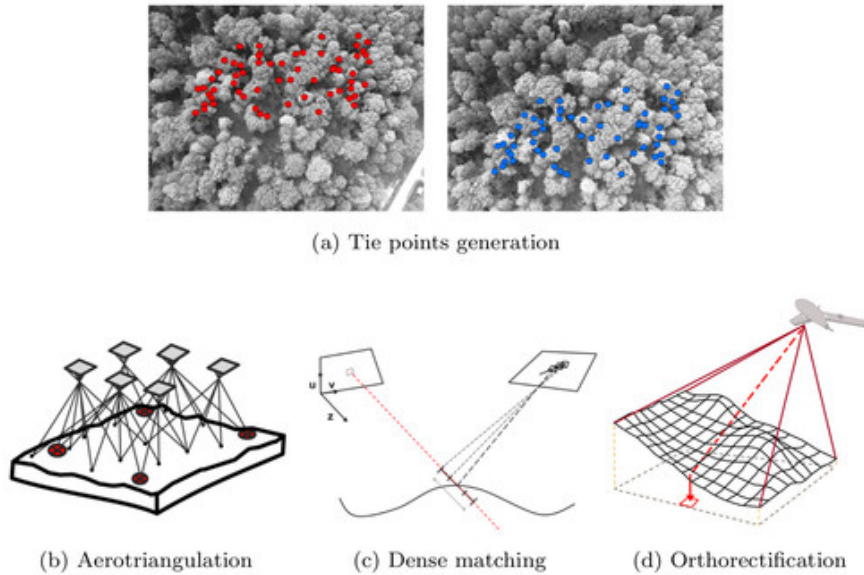


FIGURE 22: Summary of the photogrammetric workflow. Recent development in software facilitates the automatic processing of hundred of images in order to produce a 3D model (Digital Surface Model) and an orthophotomosaic (see [Lisein et al. \(2013b\)](#) for additional detail).

crease in the number of objects on the photograph. In addition, the abrupt vertical changes occurring between tree crowns caused multiple omissions that hinder the dense-matching process. Errors on the Digital Surface Model used for orthorectification have a direct impact on the accuracy of the estimated pixel location ([Kempeneers et al., 2013](#)). The importance of an accurate canopy surface modelization is thus primordial. Hence, we adjusted the dense matching strategy in order to produce an adequate model of the canopy surface. For this purpose, we used the open source toolbox MICMAC ([Pierrot-Deseilligny and Paparoditis, 2006](#)) (software revision 1692). We refer the readers to the research of Lisein et al. ([Lisein et al., 2013b](#)) for additional details on the computation of digital surface model from UAS imagery. All the remaining processing steps (i.e. processing 1, 2 and 4 of Fig 22) are handled with the commercial software Photoscan Professional version 1.0.1 (Agisoft LLC, St. Petersburg, Russia).

Dense matching was performed in image geometry solely for the image block 5-RGB. The resulting Digital Surface Model was used for the orthorectification process of all the other surveys. The selection of the image block 5-RGB for the DSM generation is based on the fact that ground control points are only present during one acquisition date (survey 5). The photogrammetric canopy surface model is generated at a 1 :2 initial resolution (GSD of 22 cm).

All the other flights, which did not dispose of GCPs for accurate georeferencing, were co-registered with flight 5-RGB. Flight co-registration is achieved by determining the tie points between the images of one flight and the images of the *master* image block. Image blocks are thus linked with flight 5-RGB through tie points which were mainly located on permanent structures such as roads and houses at the edge of the forest. Aerotriangula-

tion was also performed on images from different surveys, and the resulting image orientation was georeferenced using the GCPs of the *master* image block (5-*RGB*). Such process ensures a good georeferencing and an accurate co-registration between the flights. Aerotriangulation also takes advantage of the available photogrammetric tools, namely the automatic generation of tie points. Apart for georeferencing, we also used GCPs to achieve constrained bundle block adjustment which supports both tie point and GCPs observations (the `optimize` tool of Photoscan), in order to remove non-linear distortions that may otherwise taint the photogrammetric models (Wu, 2014). The georeferencing quality was evaluated for flight 5-*RGB* by means of the GCPs residuals. For this purpose, GCPs were used one after the other as check points in a leave-one-out approach : 7 additional aerotriangulations, with both tie points and GCPs, were performed in order to obtain a robust measurement quality of the georeferencing. The root-mean-square error of each check point location was then averaged to deliver a global estimation of georeferencing success.

Photoscan parameters were set as followed : maximum 20 000 feature points per image, medium alignment quality, marker accuracy of 0.001 meter, projection accuracy of 0.1 pixel, tie point accuracy of 4 pixels, and mosaic mode for mosaicking. Prior to orthorectification and mosaicking, we manually discarded the images showing a high degree of luminosity change compared to the rest of the image block.

4.3.3 *Field inventory and species phenology*

To evaluate the efficiency of UAS imagery for the automatic discrimination of trees, we selected five categories of the predominant forest species : English oak, birches (*Betula pendula* Roth. and *Betula pubescens* Ehrh.), sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.), common ash (*Fraxinus excelsior* L.) and poplars (two distinct varieties of cultivated *Populus* spp.). The two birch species, silver birch and European white birch, were gathered in the same category due to their phenological similarities. On the other hand, the poplar varieties were brought together as they were difficult to differentiate during field inventory.

The field inventory focuses on mature overstory trees which were clearly identifiable on the time series. We first discarded the area on the forest edge that was not visible on every orthophotomosaic. The resulting study area of 80 ha was completely covered by the multitemporal dataset. Subsequently, in order to achieve photointerpretation on the field, the orthophotomosaics of the time series were loaded on a rugged tablet computer with internal GPS (a Yuma Trimble®). Species identification and manual crown delineation on the time series were therefore performed on the field with the mobile field mapping software ArcPad 8.0. Survey operations were carried out in spring 2014. Attention was paid to balance at best the tree sampling for each species and to evenly distribute tree monitoring over the whole study area.

In total, the discrimination of species, and the identification and delineation of tree crowns, were achieved for 577 trees of the 5 different categories : 72

birches, 186 English oaks, 142 sycamore maples, 196 common ashes and 81 poplars.

The benefits of such time series for species classification are based on the capacity to differentiate tree categories through the spectral and phenological differences between English oak, birches, maple, ash and poplars trees. Subtle differences in the timing of recurring biological events may be of crucial importance. Such differences can occur, for instance, in the order of leafing, flowering and fruiting, or the foliage coloring and senescence. The tree phenology varies according to numerous interacting factors, including the ecological conditions, the micro-climate or the vigor status of the tree. The main phenological characteristics of each tree category are reviewed in this paragraph. English oaks at the study site are old and always dominant (>100 years), with well expanded tree crowns. Ash trees have a late leaf flushing and an early leaf senescence, in comparison to the other tree categories. Moreover, some ash trees are affected by the pathogen *Chalara fraxinea* (Husson et al., 2011) and therefore show partial crown defoliation during the growing season. Maples and English oaks have a similar timing of vegetation growth, with the onset in May and the senescence in October. However, the English oaks tend to maintain their foliage longer, until November. On the other hand, Birches mainly have small tree crowns and a long growing season (leafing as early as March, and late foliage senescence). The two varieties of poplar present two different phenology patterns since the onset of leaf flushing and leaf fall differs. In addition, one of the poplar varieties has a shorter growing period. Finally, the timing of phenological events is well synchronized for poplars, compared to the other species, as the cloned cultivars of each variety share the same genotype.

4.3.4 Classification of tree species using Random Forest

4.3.4.1 Computation of metrics

Object-based image analysis was used for the classification surveys of this research (Blaschke, 2010). This method was indeed proven superior to pixel-based approaches for very-high spatial resolution. The objects conform to the entire and individual tree crowns which were manually delineated. The spectral response is summarized at the scale of individual tree crowns by computing descriptive statistics from the orthophotomosaics, and denoted as *metrics*. The mean, standard deviation, band ratios and normalized index (one band value over the sum of all the 3 bands) are extracted using the [R] statistical software (version 3.1.0) with the package `raster` (Etten, 2014). For false color orthophotomosaics, Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI), Normalized Difference Vegetation Index and Normalized Green-Red Vegetation Index were computed (Sripada et al., 2006; Motohka et al., 2010). Normalized Green-Red Vegetation Index, Normalized Green-Blue Index and Normalized Red-Blue Index were generated from RGB orthophotomosaics. In addition, texture metrics from gray-level co-occurrence matrices were computed by means of the `gldm` package (variance, homogeneity, contrast, dissimilarity, entropy, second moment and correlation).

Prior to the computation of a spectral index on crown areas, we narrowed the crown polygons with a negative buffer of 50 cm in order to remove at best the crown parts which were on the crown border. Only the sunlit parts of the crowns are kept for the metrics computation, as shadows impact negatively the crown spectral response (Immitzer et al., 2012; Heinzl et al., 2008). In this study, we therefore used pixel relative intensity to remove the shadowed areas. Relative intensity was computed as a normalized value of pixel intensity (intensity is the sum of all the three bands), ranging from 0 to 100. We finally identified and discarded the darkest pixel values, considered as shadowed parts, when their relative intensity was below 20%.

4.3.4.2 *Random Forest classification*

Random Forest (RF) is a supervised and non-parametric method of classification that is widely used in the field of remote sensing (for example (Stumpf and Kerle, 2011; Burkholder et al., 2011; Immitzer et al., 2012; Zhu and Woodcock, 2014)). In particular, the RF method has proven its efficiency in managing high dimensional problems (Genuer et al., 2010) (small number of observations but high number of explanatory variables). RF consists in a collection of decision trees. The individual classification trees are trained on a bootstrap sample of observations by randomly selecting a subset of explanatory variables (Random-Input) at each node. Such random trees are subsequently aggregated together in a Random Forest (process referred to as bagging, for *bootstrap aggregating*). The bagging of decision trees has the advantage of stabilizing the relation between the explanatory variables and the dependent variable. Furthermore, aggregation of a few RFs together generally results in a stable response of the out of bag error. Out of bag error is a prediction error estimate, based on the out of bag sample. Such sample corresponds to a set of observations which are not used to build the current individual decision trees (Genuer et al., 2010). This cross-validation estimation is used in this work as an indication of the classification quality, since we focused on model comparison and not on model validation. The package `randomForest` (Liaw and Wiener, 2002), implemented in the [R] statistical software, is used in this study. In order to avoid class-imbalance problems, the sampling of observations is performed prior to every RF to obtain 50 tree crowns for each category of species.

We addressed the question of the optimal single-date on which the five categories of species are spectrally most separable. We therefore performed a classification scenario at each aerial survey (one survey is made up of two flights, one RGB flight and one CIR flight). A number of 20 RFs (500 decision trees) were generated at every acquisition date. The resulting 20 misclassification out of bag errors (OOB) were averaged for each classification scenario. Moreover, two additional investigations were realized. First, we compared the performance of the RGB camera and CIR camera by undertaking classification scenario solely on the basis of individual flight metrics. Secondly, the added value of multitemporal data in species discrimination was evaluated by classifying tree crowns via survey pairs and trios. The 5 most efficient two-date and three-date combinations are compared and discussed.

REPLICATION OF THE CLASSIFICATION APPROACH The use of the free and open source [R] statistical software enabled easy replication of the classification methods presented in this paper. A simplified dataset of the time series used in this research, as well as the [R] script, are available online (<http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/180873>).

4.4 RESULTS AND DISCUSSION

4.4.1 *The time series of orthophotomosaics*

Generation of the time series resulted in a co-registered collection of 10 RGB orthophotomosaics and 10 CIR orthophotomosaics. A visual inspection confirmed that the georeferencing is consistent for every image block. The time series is illustrated on Fig 23, with superimposed tree crowns colored by species category. Orthophotomosaics of survey 5 and 9 appear locally less sharp than on the other surveys. For survey 5 in particular, such difference is probably due to the higher flight altitude of the survey, resulting in a lower spatial resolution. Owing to the windy condition during the flight, raw images of survey 9 were affected by a smearing effect (motion blur) more pronounced than the other image block. As visible on Fig 23, the presence of shadows on RGB orthophotomosaics of surveys 3, 6, 8 and 9 prevents the correct visualization of understory trees and forest gaps.

The most striking difference between the orthophotomosaics is the spectral variation among the images of a single block, caused by the rapid changes of luminosity conditions during a flight (Honkavaara et al., 2009). Orthophotomosaics affected by such issues are marked on table 9, and consist of 8 image blocks out of the total 20 image blocks. The spectral information of a given species varies across the study area. As a consequence, the automatic classification of tree species is expected to show weak performances when luminosity conditions change across a single orthophotomosaic.

Although the image blocks are distinct in terms of flight configuration, the photogrammetric workflow removes a major part of the heterogeneity among the surveys. The resolution is the same for each orthophotomosaic of the time series and the georeferencing satisfactory. For flight 5-RGB, the root-mean-square error of residuals on the check point positions is 0.10 meters in altimetry, and 0.35 meters in planimetry. In addition, we used the same digital elevation model for the orthorectification process of all image blocks, and the resulting orthophotomosaics appear error free and present a good level of sharpness. Hence, co-registration of all the surveys was a success.

4.4.2 *Classification of tree species*

The classification results for monotemporal surveys, and for a single camera flight, reveal a strong trend (table 10). Monotemporal acquisitions enable a good discrimination of tree species, with an OOB error ranging from 15.9% to 36.0% across the diverse vegetation periods. The best surveys are shown to be the survey 3, 4 and 2, which were all achieved at the end of the leaf-flushing event. Accordingly, spring and early summer are highlighted as the optimal

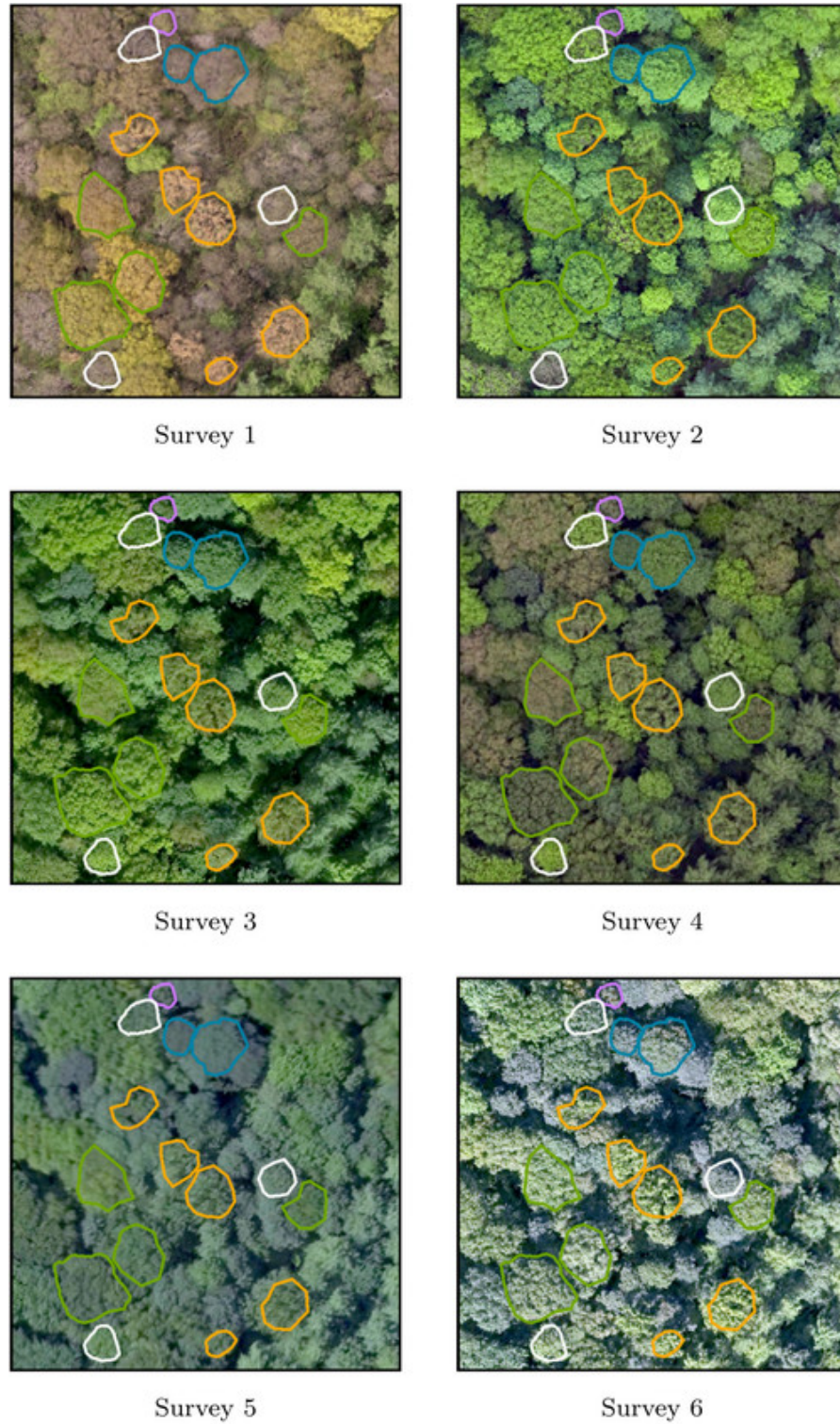


FIGURE 23: Part 1 of 2. Zoom-in overview of the time series of high resolution forested orthophotomosaics (20cm GSD). The 10 RGB orthophotomosaics are illustrated. Delineated trees are colored by species ; English oak : green - poplars : orange - sycamore maple : blue - common ash : white - birches : purple.

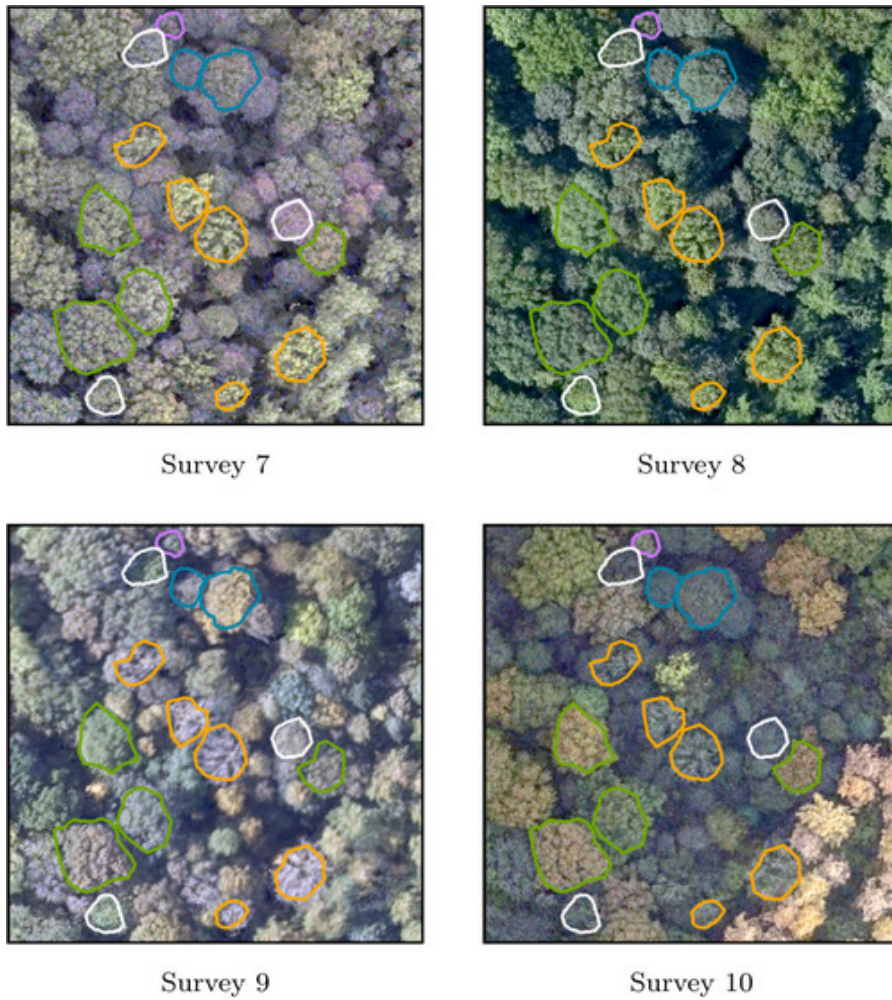


FIGURE 23: Part 2 of 2. Zoom-in overview of the time series of high resolution forested orthophotomosaics (20cm GSD). The 10 RGB orthophotomosaics are illustrated. Delineated trees are colored by species ; English oak : green - poplars : orange - sycamore maple : blue - common ash : white - birches : purple.

TABLE 10: Classification error for each flight and for each survey (combination of CIR and RGB flights). Surveys in spring and early summer gave the best results and the RGB camera clearly outperforms the color infra-red camera.

Survey	Date	Camera	Out of bag error [%]					
			overall	birches	English oak	sycamore maple	common ash	poplars
1	2012-04-27	RGB	33.8					
		CIR	39.3					
		RGB+CIR	26.7	12	27	63	28	5
2	2011-04-27	RGB	29.4					
		CIR	32.3					
		RGB+CIR	23.4	10	35	30	32	10
3	2013-05-28	RGB	17.8					
		CIR	38.4					
		RGB+CIR	15.9	6	13	25	29	5
4	2012-06-05	RGB	22.1					
		CIR	40.6					
		RGB+CIR	18.1	11	25	28	17	10
5	2013-07-08	RGB	31.3					
		CIR	51.4					
		RGB+CIR	30.1	23	32	31	38	28
6	2014-08-21	RGB	34.8					
		CIR	61.5					
		RGB+CIR	34.8	18	50	48	44	15
7	2014-09-18	RGB	38.9					
		CIR	47.5					
		RGB+CIR	33.6	15	34	57	53	10
8	2013-10-01	RGB	32.7					
		CIR	53.7					
		RGB+CIR	30.5	22	35	33	52	11
9	2012-10-22	RGB	43.1					
		CIR	49					
		RGB+CIR	36	40	47	43	37	12
10	2013-11-15	RGB	36.7					
		CIR	43.5					
		RGB+CIR	31	21	22	63	32	17
average				18	32	42	36	12

time windows for the discrimination of broadleaved trees. On the other hand, surveys realized after June do not reach an out of bag error below 30%.

Comparison of RGB and CIR camera efficiency to discriminate species clearly shows that the RGB camera outperforms the CIR camera. Even though the differences in classification accuracy varies a lot across the time series, the CIR orthophotomosaics always presents an overall out of bag error which exceeds the performances of the RGB orthophotomosaics by 14% in average. The average gain of a combined use of RGB and CIR orthophotomosaics accounts only for 4%, over the use of RGB orthophotomosaics alone.

The added value of multitemporal datasets is clearly significant : the lowest out of bag error for a two-date classification is 11.3% (table 11). For the three-date combinations, the accuracy of the classification increases, with a classification error of 8.8% for the optimal combinations. Every date combination, illustrated in table 11, involves the survey number 3 (2013-05-28) which was demonstrated as the optimal single-date acquisition. Survey 4 is also repeatedly involved in date combinations. Indeed, the five best three-date combinations all consist of both surveys 3 and 4. Moreover, survey 4 which occurred in early summer (2012-06-05) is identified as the second optimal monotemporal survey (table 10). In addition, the overall and by-class classification error is very similar for each combination, although the two-date and three-date combinations consist of various seasons. The mid-summer surveys (number 5 and 6) are the only ones that do not appear among the five preferential two-date and three-date combinations. Finally, all the remaining surveys are involved at least once in the various date combinations (table 11).

TABLE 11: Added value of multitemporal datasets for species discrimination. The 5 best two-date combinations and the 5 best three-date combinations. Survey 3 (**2013-05-28**, highlighted in bold) was present in all the combinations, and survey 4 (*2012-06-05*, in italic writing) was involved in all the three-date combinations.

Dates combination	seasons	overall	birches	Out of bag error [%]			
				English oak	sycamore maple	common ash	poplars
2013-05-28 and 2012-04-27	early spring/spring	11.3	4	9	26	16	1
2013-05-28 and 2012-06-05	spring/early summer	11.3	1	11	26	16	2
2013-05-28 and 2014-09-18	spring/autumn	11.3	1	11	24	19	1
2013-05-28 and 2013-11-15	spring/autumn	11.6	4	9	23	20	2
2013-05-28 and 2011-04-27	early spring/spring	11.4	4	10	24	17	3
	average		3	10	25	18	2
2013-05-28 , <i>2012-06-05</i> , 2013-10-01	spring/early summer/autumn	8.8	0	7	23	13	1
2013-05-28 , <i>2012-06-05</i> , 2013-11-15	spring/early summer/autumn	8.8	1	8	21	13	1
2013-05-28 , <i>2012-06-05</i> , 2012-04-27	early spring/spring/early summer	9	0	8	23	13	0
2013-05-28 , <i>2012-06-05</i> , 2012-10-22	spring/early summer/autumn	9.1	1	9	20	14	1
2013-05-28 , <i>2012-06-05</i> , 2014-09-18	spring/early summer/autumn	9.2	0	9	24	13	0
	average		1	8	22	13	1

Focus must be given to the different groups of species showing variable levels of separability. First, poplars and birches trees are the most spectrally separable categories. By means of three-date multitemporal imagery, these groups of species are indeed discriminated with a 100% accuracy (table 11). Such result is remarkable, given that the poplar category consists of two cultivars, both characterized by different phenology timings.

Sycamore maple is the most difficult species to discriminate, in accordance with the results on field maple of Hill et al. (Hill et al., 2010). Similarly, common ash is hard to identify properly, since this tree species is often confused with sycamore maple (confusion matrix is provided in the Appendix). On the other hand, English oaks are intermediate in terms of separability. Finally, the confusion in species identification is most pronounced between maple and ash. But the spectral response of English oaks is also overlapping the spectral response of maple trees and, to a lesser extent, the one of ash trees.

On the basis of the survey rankings, we selected the most efficient orthophotomosaics for an additional and thorough visual inspection of the tree crowns. Orthophotomosaics of surveys 3 and 4 are far from being the most colorful in the time series. Visually, the more contrasted surveys are the ones performed at the very beginning of the vegetation growth period, and depicting a colorful autumn foliage. By contrast, the spectral response of leaf-on trees during late spring and early summer is more homogenous, since all the individuals were green at these seasons. The phenology status within every category of species is synchronized. In addition, the variability of phenology and spectral response within each group of species is less pronounced at the end of complete leafing, compared to autumn or early spring. Such results underline the importance of intra-species variations in phenology, for species discrimination. The disparity in forest tree phenology is at the maximum during early spring and late autumn. By contrast, the disparity in phenology is at the lowest during summer. The end of leaf flushing, highlighted as the optimal monotemporal time windows, minimizes the spectral variation within tree species groups and, at the same time, maximizes the phenologic differences between species.

Some of the causes of phenology variability within a category of species are related to the forest silviculture and the history of the study site. The complex

vertical structure of the stands generates a micro-climate that can slightly impact the phenology timing. For instance, edges and gaps are numerous in the forest, and trees at these locations are less influenced by the below-canopy micro-climate. The micro-climate is thus more variable in the study site than in even-aged stands. In addition, an important number of common ash trees suffer from ash dieback disease (*Chalara fraxinea*). The visual aspect of the infected tree crowns is therefore affected (Waser et al., 2011). Defoliation is particularly visible on survey 2, on which tree crowns appear porous due to the alternation of green branches and necrotic areas.

Another variation in intra-species phenology consists of state of maturity of the trees. English oaks in our surveys are mainly old tree crowns, but a few are young individuals. These young trees present a smaller crown, as well as a different phenology timing and a distinct spectral response.

Sycamore maples, for their part, seem to naturally present a large diversity of spectral responses. Such diversity is particularly visible in autumn, when the yellow tints of maple crowns are mixed with the brown color of fruits, and with the red, green and dark green color of foliage.

4.5 CONCLUSIONS AND PERSPECTIVES

4.5.1 UAS operations and orthophotomosaic generation

A dense time series of high resolution images was collected successfully across the vegetation period by using a small UAS. The tracking of phenological events such as bud burst, leaf flushing, autumn coloring and leaf fall, was made possible at an affordable price. Using the Gatewing X100, we determined that the appropriate flight altitude for tree-based UAS inventory was 225 meters above ground level. This altitude allows to cover the entire forest estate in one single flight with a good image resolution. In total, 10 surveys were performed at different dates, with each survey consisting of 2 UAS flights : a first flight using a visible camera and a second flight using a color infra-red camera. The ease of use of the small unmanned aerial vehicle used in this study allowed to collect more than 10058 raw aerial images (decimetric resolution), depicting the subtle forest changes. The continuous growing of computation power, as well as the recent advances in modern photogrammetric algorithms, have gradually overcome the technological limitations for the handling of thousands of low-oblique UAS images. By assembling image blocks from an individual flight, we obtained a suitable orthophotomosaic for measurements. Overall, photogrammetric processing allows the removal of most of the disparity between image blocks : images shot at an altitude of either 350 meters or 150 meters resulted in an orthophotomosaic of 20 cm resolution, regardless of the image perspective. However, improvements are still to be done, particularly in the mitigation of spectral variations among the images of a block, which are caused by rapid changes in luminosity conditions. Radiometric equalization techniques are devoted to the reduction of such spectral variations, although these algorithms still need a better fitting to the characteristics of UAS imagery.

Co-registration of the whole time series, by using one image block as a master and by georeferencing with Ground Control Points, ensures a good consistency between different flights. An alignment of image blocks was achieved by finding tie points between multitemporal image datasets, using structure from motion techniques. An accurate georeferencing was thus performed by taking full advantage of photogrammetric techniques. Moreover, image dense matching, which is an essential process prior to the orthorectification, was solely carried on the master image block for the canopy surface modelization. The resulting Digital Surface Model was used for the whole time series, thus saving the computation time that would have been required to generate the relief for each individual image block.

4.5.2 *Classification of species groups*

Individual tree crowns were manually delineated, and a supervised classification of deciduous tree species was performed with Random Forests. Across the study site of 80 ha, we carried out surveys over 577 dominant tree crowns of 5 different groups of species. The optimal phenology state for the discrimination of species was demonstrated to be the end of leaf flush. The intra-species phenology is well synchronized during this optimal time windows ranging from late spring to early summer. At the same time, this time windows still present differences between species, whereas disparities fades away during summer. Hence, we conclude that the intra-species spectral variation is of prime interest for species discrimination. These results contrast with the conclusions of some previous scientific studies, in which the best monotemporal time windows was the one with the highest disparity in forest tree phenology (early spring and late autumn). Although no clear statement has previously been made regarding the optimal time windows, a number of studies have highlighted the autumn season as the optimal single-date time window for species classification (Key et al., 2001; Hill et al., 2010; Somers and Asner, 2013). However, these research are lacking imagery covering all the phenological events. The results presented in this article are in line with the study of Kempeneers et al. (Kempeneers et al., 2011) where a dense time series was used as well, although there are strong differences in terms of image resolution and classification (forest-type mapping versus tree-level species classification).

The use of multitemporal datasets improved considerably the overall classification accuracy. The optimal survey number 3 (end of May) was present on every date combinations, while no recurring combination of seasons stands out in the best two-date and three-date combinations. Such consistency confirmed the importance of determining an optimal time window for species discrimination.

Although the infra-red band is well known to be effective in vegetation mapping, the color infra-red camera was clearly less efficient than the RGB camera. All three bands of the consumer grade CIR camera were indeed sensitive to the near infra-red light, due to an internal modification of the camera for near infra-red acquisition. Redundant band sensitivity led to a spectral overlap between the bands and finally affected the performance of

the camera for the discrimination of species. However, the combination of CIR and RGB together proved to be interesting for species discrimination by enhancing the classification accuracy. In addition, the simultaneous acquisitions of RGB and CIR image blocks increased image overlap, thus influencing positively photogrammetric processing. The CIR camera should thus be used only in combination with the RGB camera. Nonetheless, the costs related to an additional flight for CIR image acquisitions make it interesting only for specific case of studies.

The spectral variation within species groups was the main factor affecting the classification of species. As a consequence, all the variations in tree phenology within a group of species had a negative impact on the overall classification performance. For instance, the ash dieback disease had an important effect on the ash canopy spectral response, and was thus a clear issue for ash tree classification. The multi-storied forest of Grand-Leez is favorable for a variety of ecological conditions and micro-climate. Disparity in intra-species phenology is thus greater than in even-aged and mono-specific stands, making species discrimination more challenging. Better results are expected on even-aged stands with the implemented methodology. In addition, investigating the phenological variability for a given species could become a means to study the effect of ecological conditions. Indeed, an even-aged and mono-specific stand which is in good health will show phenological differences mainly under changes in genetics or ecological conditions.

The various categories of species showed diverse degrees of separability. Birches and poplars were easily classified, whereas sycamore maple showed such a variability in phenology that distinguishing it from ash or English oak remained difficult. Even inside a single sycamore maple crowns, the branches showed various colors, especially during the leaf fall and colouring stage. Although the classification object in this study was the individual crown, no test regarding the appropriate scale of investigation was performed. The sycamore classification could therefore be carried out more efficiently by focusing on objects of smaller size, such as branch level. Future studies evaluating the effect of the object size from high resolution images on species discrimination should be investigated, in order to optimize the classification of deciduous tree crowns.

4.5.3 *Perspectives*

Monotemporal UAS imagery was considered as a promising tool for the determination of forest species, with a global classification error of 16% at the optimal time window. Biodiversity monitoring and the assessment of forest resources could greatly benefit from such accurate and automatic mapping of species at tree level. The aim of this study was to define the optimal single-date time window for species discrimination. The fact remains that the costs of UAS acquisition are not prohibitive, making multitemporal surveys largely affordable in the context of scientific research. The value of multitemporal imagery was clearly confirmed in this study.

The chosen methodology can be considered as one of the many ways to use UAS imagery for forestry purposes. Numerous scientific topics can be

investigated by means of such cost-effective tool. The determination of tree species from spectral information is part of the various informations that can be provided by UAS imagery. Tree height and crown size or shape can also be efficiently measured from drone imagery. The volume of tree biomass and wood can finally be derived from these measurements through the use of allometric models. UAS are clearly cost-effective and non intrusive methods, and the recent advances in computer power and image software make it now possible to handle thousands of aerial images.

The time series of orthophotomosaics will be used in a new study to establish guidelines for photointerpreters for the classification of forest species. Orthophotomosaics shall be used as well as raw individual aerial images. Such images are indeed sharper than orthophotomosaics, with a low oblique view which can help the manual determination of trees. Since each image is georeferenced, switching between image and terrain geometry is not an issue.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to acknowledge the Belgian Civil Aviation Authority, as well as the municipality of Eghezée, for providing authorization for the use of a small UAS in the present study. A great thanks to Robin Genuer and Yves Brostaux for delivering training and advices on the appropriate use of Random Forests. Thanks also go to Cédric Geerts and Alain Monseur for performing UAS operations and to Coralie Mengal and Frédéric Henrotay for carrying out field measurements. Finally, acknowledgments go to Géraldine Le Mire for her corrections and advice on the written English.

4.6 SUPPORTING INFORMATION LEGENDS

S1 APPENDIX. REPLICATION DATA FOR THE DISCRIMINATION OF TREE SPECIES BASED ON UAS IMAGERY. The **supplementary material** includes the 10 Red-Green-Blue orthophotomosaics of the time series, the delineated tree crowns, a tutorial and the [R] source code required to replicate the classification approach.

5.1 CONCLUSION

Le drone Gatewing X100 est utilisé tantôt sur le site d'étude de Felenne (chapitres 2 et 3), tantôt pour l'acquisition d'une série temporelle du bois de Grand-Leez (chapitre 4). Outre les données présentées dans ce manuscrit, l'équipe de Gestion des Ressources forestières a effectué de nombreux autres vols avec de nombreuses autres plateformes de drone (voir figure 2). Nos quelques 300 vols nous ont permis d'expérimenter de nombreuses configurations de vols, et d'investiguer l'utilisation de drones à d'autres fins ; suivi de la ripisylve (Michez et al., 2016b,a), relevés topographiques de bassin versant agricole (Ouédraogo et al., 2014; Lisein et al., 2014), inventaire de grande faune en Afrique (Vermeulen et al., 2013; Lisein et al., 2013a; Linchant et al., 2015) et agriculture de précision. La filière de cartographie par drone est une filière intégrée. L'utilisateur est lui-même fortement impliqué dans le processus d'acquisition, et a de ce fait un contrôle important sur le déroulement de ce processus. Que ce soit à des fins d'inventaire forestier ou d'étude de phénomènes écologiques, cette technologie permet une observation détaillée à une échelle locale. Les constantes améliorations apportées aux drones, notamment aux drones *open source*¹, leurs démocratisation et polyvalence, nous assurent que cette technologie est promise à un usage de plus en plus répandu. En parallèle, de nombreux logiciels de traitement d'images drone voient le jour ou se perfectionnent, répondant à des besoins de plus en plus larges avec une facilité d'utilisation sans précédent. Nous avons cependant constaté qu'aussi bien l'acquisition que le traitement d'images drone sur des zones boisées nécessitent de suivre des protocoles adéquats, qui sont spécifiques à la technologie drone et aux caractéristiques de la canopée forestière.

Considérations sur notre utilisation des appareils photographiques

Notre utilisation des appareils en mode manuel, comme préconisé par la firme Gatewing, s'est révélée tout à fait désastreuse en cas de variation des conditions de luminosité. En effet, les paramètres gérant l'exposition (ISO et vitesse d'obturation) sont définis avant le décollage, au sol. Premièrement, les conditions de luminosité changent fréquemment entre le moment où ce réglage est effectué, et où le pilote automatique déclenche pour la première fois l'appareil photographique. Il en résulte que nombreux sont les vols pour lesquels l'exposition n'est pas correctement réglée (images sous exposées ou surexposées). Deuxièmement, les changements rapides de luminosité durant un même vol affecte également l'homogénéité de l'exposition des images. Au sein d'un même vol, les images de certaines bandes de vols sont

¹ voir à ce propos la communauté DIY drone, <http://diydrones.com/>

ainsi largement surexposées, alors que d'autres sont sous exposées. Notons que les conditions de luminosité qui conviennent à un réglage manuel de l'exposition et à la faible dynamique des capteurs compacts sont les conditions de lumière diffuse. Un couvert nuageux constant est donc tout indiqué pour l'obtention d'images radiométriquement égalisées, et ces conditions sont largement préférables à un plein soleil au midi solaire.

Le réglage de l'exposition en mode automatique (ajustement de la sensibilité ISO avec un couple ouverture/vitesse d'obturation prédéfinie) aurait été préférable à celle d'un réglage en manuel. Cependant, de part la faible puissance de calcul du processeur de ces appareils photographiques, l'ajustement automatique de la sensibilité ISO a pour effet de ralentir le processus de prise de vue, ce qui résulte en une diminution du recouvrement des images pour des acquisitions nécessitant une fréquence de déclenchement élevée (ex : vol à basse altitude avec un haut recouvrement d'images). De nombreux autres appareils photographiques permettent un réglage automatique de la sensibilité ISO, sans incidence sur l'acquisition des images. De plus, d'autres capteurs, développés spécifiquement pour un usage de cartographie par drone, incluent actuellement des capteurs de luminosité. Nous sommes donc conscients que le matériel utilisé pour nos travaux est, 6 ans après sa mise sur le marché, largement dépassés par les récentes évolutions technologiques. Nos résultats ont néanmoins montré que malgré une forte hétérogénéité des conditions d'exposition, malgré l'utilisation d'appareils compacts de mauvaises qualités géométrique et spectrale (bruit élevé), la mesure de la hauteur des peuplements et la discrimination des essences restent possibles et satisfaisantes. Nous pouvons donc nous attendre, pour des usages similaires à ceux présentés dans ce document, à des améliorations, les plateformes drone et les capteurs disponibles sur le marché permettant une prise de vue plus homogène en terme d'exposition.

Considérations sur la résolution adéquate pour la caractérisation d'un houppier

Les caractéristiques d'une prise de vue aérienne dépendent de la géométrie du capteur utilisé (focale et taille du capteur) et des paramètres de vols (angle de prise de vue, hauteur de vol et recouvrement). La configuration de vol et la qualité des images ont bien entendu une influence prépondérante sur les informations qualitatives et quantitatives que l'on peut extraire d'un bloc d'images drones. Les modalités de vols doivent être minutieusement choisies en vue de répondre aux objectifs de la prise de vue aérienne. Parmi les choix les plus importants, celui de la résolution est primordial (Colomina and Molina, 2014). L'équilibre entre la résolution souhaitée, l'angle d'ouverture du capteur, les surfaces à couvrir et la hauteur de vol est un problème complexe et spécifique à chacune des applications. Notre expérience en terme de digitalisation de houppiers par photointerprétation nous a amené à conclure qu'une résolution de 10 cm/pixel est amplement suffisante pour la distinction de houppiers individuels.

Pour un houppier d'épicéa d'un diamètre hypothétique de 5 mètres (soit 20 m²), cela représente quelques 2000 pixels. Nous pouvons raisonnablement supposer que la modélisation du relief de la canopée par photogrammétrie au

départ d'imagerie drone de 10 cm/pixel aboutit à un modèle numérique de surface d'une résolution 5 fois inférieure à celles des images brutes, soit 50 cm/pixel . La géométrie du même houppier d'épicéa serait donc modélisée par 100 pixels. Ces chiffres ne sont pas à considérer comme absolus, mais la conclusion qui ressort de cette réflexion est que nul n'est besoin d'une résolution centimétrique pour caractériser un arbre mature à l'échelle du houppier. Nous recommandons de privilégier une résolution de l'ordre du décimètre pour une caractérisation à l'échelle des couronnes d'arbre, ce qui permet en outre d'augmenter les surfaces couvertes en un vol en comparaison à une résolution sub-décimétrique.

Considérations sur l'étalonnage et l'orientation d'un bloc d'images

La photogrammétrie traditionnelle utilise des capteurs métriques : ceux-ci présentent peu de distorsions, ont une géométrie stable, et sont étalonnés. À l'inverse, il est fait usage, avec des systèmes drones, d'appareils de moindre qualité géométrique et spectrale (Remondino and Fraser, 2006; Läbe and Förstner, 2004). Nous recommandons de ne pas pré-étalonner les appareils employés, mais de systématiquement effectuer un ajustement par faisceaux en auto-calibration. Afin de correctement modéliser la géométrie interne de l'appareil et l'orientation externe des prises de vue, l'ajustement par faisceaux doit nécessairement inclure des données soit de GPS embarqué, soit de points d'appuis de grande qualité, soit les deux.

Toutes les plateformes drones sont dotées d'un GPS, et bien que ceux-ci n'aient pas toujours une grande précision de localisation, la multitude d'information GPS (une information par image) permet de contraindre correctement le modèle d'aérotriangulation (voir étape numéro 2 de la figure 14). Notons enfin que les évolutions des GPS différentiels (miniaturisation et démocratisation du prix) permettent d'ores et déjà leur utilisation sur des drones, offrant l'opportunité d'effectuer le géoréférencement direct avec une précision de l'ordre de 50 cm.

5.1.1 Comment et avec quelle précision peut-on mesurer la hauteur des arbres à partir d'imagerie aérienne à très haute résolution ?

La hauteur de la canopée est un indicateur de maturité des peuplements très usité en gestion, aussi bien pour l'estimation de la biomasse que pour la planification des interventions sylvicoles. De plus, la hauteur des arbres d'un peuplement équien est un indicateur de la productivité de prime importance, utilisé notamment pour déterminer la capacité de production en bois. Le LiDAR aérien est la technique de prédilection utilisée par les forestiers pour capturer finement l'information de la hauteur de la canopée et du sol. La photogrammétrie par drone n'a pas la capacité des émissions LiDAR à pénétrer le couvert forestier. La mesure de hauteur par photogrammétrie implique donc nécessairement l'utilisation de données supplémentaires relatives à l'élévation du sol sous le couvert forestier, telles que des données LiDAR. Des imprécisions de la mesure de hauteur proviennent de l'étape d'enregistrement conjoint du MNS photogrammétrique avec le MNT et de la simplification

du relief de la canopée dû à la modélisation par mise en correspondance. Les résultats obtenus en peuplements feuillus illustrent la précision des mesures de hauteur par utilisation conjointe de MNS photogrammétrique et de MNT Lidar. Ainsi, il est possible de prédire la hauteur dominante d'un peuplement avec une incertitude de 1.65 m (RMSE de 8.4% et r^2 de 0.82). La hauteur individuelle d'un arbre feuillu, quant à elle, peut se mesurer avec une incertitude de 1.04 m (RMSE de 4.7% et r^2 de 0.91). Le LiDAR haute densité (13 points/ m^2) permet systématiquement une mesure légèrement plus précise que la photogrammétrie (voir tableaux 6 et 7). Ces résultats sont cependant prometteurs, étant donné que la mesure sur le terrain de la hauteur totale des arbres est également sujette à une importante imprécision (Larjavaara and MullerLandau, 2013). Si la photogrammétrie est actuellement considérée comme le *LiDAR des pauvres*, il faut néanmoins souligner la plus grande richesse de l'imagerie optique, qui fournit de l'information spectrale en complément de l'information géométrique. Sur le plan de la mesure de la hauteur, la photogrammétrie ne tient donc pas la comparaison avec le LiDAR haute densité. Les avantages de la photogrammétrie par drone en milieu forestier ne résident donc pas dans la mesure 3D, mais plus dans la facilité de déploiement et dans le faible coût de l'acquisition qui permettent des mesures répétées, ainsi que dans la résolution très fine de l'imagerie optique résultante.

5.1.2 *Comment et avec quelle précision discriminer les essences forestières via l'information spectrale de mosaïques d'ortho-images ?*

L'étude approfondie de la série temporelle présentée au chapitre 4 a mis en évidence que la période de fin de feuillaison² (plein feuillage) permet une discrimination optimale des cinq essences étudiées (chêne pédonculé, érable sycomore, peupliers, frêne commun et bouleaux). Une discrimination des houppiers d'arbres au moyen des vols RGB et infra-rouge du 2012-05-28 aboutit à une erreur de classification de 16%. Cette précision de classification est fonction aussi bien du groupe d'essences, de l'échelle des objets, des indices statistiques utilisés et de la méthode de classification. Les recommandations données sur les épisodes phénologiques les plus propices à la discrimination ont cependant une portée plus générale.

L'utilisation d'une combinaison multitemporelle de mosaïques d'ortho-images améliore encore cette détermination des essences (voir tableau 11). A l'inverse de Key et al. (2001) qui ont également étudié la plus-value des images multitemporelles pour la classification d'essences, la date optimale de fin mai est systématiquement utilisée dans les meilleures combinaisons de dates. Cela confirme clairement la cohérence des résultats présentés. A noter que ces résultats sont intrinsèquement liés à cet ensemble d'essences forestières. Au sein des groupes d'essences, le degré de variation de réponse spectrale varie fortement. Ainsi, les peupliers et les bouleaux présentent peu de diversité de couleurs et un haut degré de synchronisme de leur phénologie. A l'inverse,

² *feuillaison* : processus permettant l'apparition et le développement annuel des feuilles des espèces pérennes et à feuilles caduques, depuis le bourgeon dormant jusqu'à la feuille adulte, selon Bastien and Gauberville (2011)

les érables et les frênes exhibent différentes couleurs, variant avec le stade de développement du houppier (jeune ou mature) et avec l'état sanitaire. Ces variations intra-spécifiques n'ont pas été correctement appréhendées par l'utilisation des forêts aléatoires à l'échelle du houppier, comme l'indique la faible précision de classification pour ces deux essences.

Des analyses supplémentaires seront nécessaires en vue d'améliorer encore cette précision de classification et de standardiser la taille et le nombre d'objets à utiliser en entraînement et en validation. En effet, la variabilité spectrale au sein des houppiers de frênes et d'érables nous laisse penser qu'une discrimination à l'échelle de la branche permettrait d'améliorer la classification supervisée des essences. En outre, l'étude de la plus-value d'un capteur modifié pour les acquisitions en proche infra-rouge a mis en lumière la faiblesse de ces capteurs, dans le contexte de la discrimination des essences, en comparaison aux caméras non-modifiées (RGB). La faible résolution spectrale et la saturation de la bande proche infra-rouge en sont les causes (voir figure 4).

5.1.3 *Comment utiliser les techniques de photogrammétrie avec un drone pour la caractérisation de la ressource forestière*

L'utilisation de la télédétection environnementale par drone permet la caractérisation de la forêt de l'échelle du massif et à l'échelle de l'arbre individuel sur des surfaces localisées (quelques centaines d'hectares par journée d'acquisitions). Les acquisitions par drone délivrent des images à très hautes résolutions spatiales et temporelles, pour un coût opérationnel non-prohibitif. Ces nombreuses images sont assemblées en une mosaïque d'ortho-images et en un modèle numérique de la surface de la canopée (2.5D), à partir desquels les gestionnaires forestiers ou les scientifiques peuvent effectuer des mesures de l'écosystème forestier. L'utilisation conjointe des modèles photogrammétriques de surface de la canopée avec un modèle numérique de terrain LiDAR permet l'estimation de la hauteur des peuplements (hauteur dominante) et des arbres individuels. Ainsi, l'incertitude de mesure de la hauteur des arbres individuels feuillus atteint 1.04 m de RMSE. A titre de comparaison, cette incertitude de mesure est, bien que légèrement moins performante, du même ordre de grandeur que la mesure par laser aérien ou que la mesure terrain au Vertex (Kitahara et al., 2010; Larjavaara and MullerLandau, 2013). Cette précision de mesure obtenue par photogrammétrie est suffisante pour certaines applications, tels que le calcul d'indice de productivité. Par contre, l'étude de la croissance en hauteur des arbres par photogrammétrie nécessite une mesure plus précise que celle obtenue dans ce travail. La détermination des essences au niveau de l'individu sur base de classification supervisée utilisant l'information spectrale a montré des résultats satisfaisants, bien que variables en fonction de la date de vol et de l'essence étudiée. La discrimination de cinq groupes d'essences feuillues a été réalisée avec une erreur globale de classification de 16% en utilisant l'imagerie de deux vols contemporains, un premier en RGB et un second en proche infra-rouge. Un vol unique avec la caméra RGB nous a permis d'atteindre une erreur de classification de 18% seulement à condition de voler à la période la plus propice, c'est-à-dire en

fin de feuillaison (fin mai - début juin). Notons que la combinaison de 2 vols RGB effectués à des stades phénologiques différents a fait tomber cette erreur à 12%. Les arbres qui se sont révélés les plus difficiles à discriminer sont ceux qui présentent le plus de variabilité intra-spécifique : les érables sycomores, qui se parent de multiples couleurs, et les frênes, qui sont, sur notre site d'étude, partiellement défoliés par les attaques de la chalarose du frêne.

Malheureusement, les récentes et spectaculaires avancées en terme d'automatisation des traitements d'images ne sont pas transposables, telles quelles, à la cartographie par drone de zone forestière. Certaines adaptations des logiciels et des protocoles d'acquisitions sont nécessaires. Les protocoles d'acquisition doivent être pensés en intégrant toutes les dimensions du système : l'autonomie de vol du drone, la législation, les objectifs en terme de résolution spatiale et en terme de précision du résultat, ainsi que les caractéristiques inhérentes à la structure forestière qui sont un handicap pour le succès de l'orientation et de la mise en correspondance des images (surface poreuse de structure multi-étagée, présentant un microrelief important impliquant un nombre élevé d'omission sur les prises de vue). Ce travail interdisciplinaire met en lumière les aspects les plus délicats des traitements photogrammétriques d'images drone de scène forestière : le calcul des points homologues, le calcul des éléments d'orientation et la corrélation dense. Nos résultats nous laissent penser qu'une fois les traitements d'images et les protocoles d'acquisitions standardisés aux scènes forestières, la cartographie à haute résolution des forêts avec une précision de mesure adéquate est chose faisable en routine. Néanmoins, une entrave à l'utilisation des drones en gestion forestière réside dans les contraintes législatives, qui assurent la sécurité des autres usagers du ciel en limitant l'altitude et la distance au télépilote à laquelle un drone peut opérer. Or, nous avons constaté que pour le drone Gatewing X100 avec son capteur Ricoh GR III, l'altitude qui permet l'acquisition d'imagerie à 10 *cm/pixel* et qui assure un succès systématique de l'étape d'orientation du bloc images est de 300 mètres (voir tableau 2), ce qui est bien au-delà du plafond en altitude prévu dans l'actuelle législation belge (90 mètres). De plus, le survol de massifs forestiers s'effectue en vol automatique et *hors vue*, c'est à dire que le pilote perd le contact visuel avec le drone, ce qui nécessite de disposer d'autorisations plus contraignantes que celles relatives aux vols *à vue*. Enfin, les technologies de télédétection aériennes les plus couramment utilisées en foresterie, (le LiDAR aérien, la photogrammétrie aéroportée et l'imagerie à haute résolution, selon [White et al. \(2016\)](#)) sont financièrement plus compétitives que la technologie drone dès qu'il s'agit de couvrir des surfaces de plusieurs milliers d'hectare. C'est pourquoi nous pensons que la technologie drone, dans les prochaines années, va s'étendre dans le domaine de télédétection environnementale, mais plus pour la couverture de petites surfaces forestières à des fins scientifiques que pour la couverture de grands domaines forestiers à des fins de gestion.

5.2 PERSPECTIVES

La constante amélioration des systèmes drones est bénéfique à la cartographie forestière à haute résolution. Parmi les changements les plus pertinents pour

notre domaine d'application, citons la baisse de coût des drones, l'amélioration de l'endurance de vol, la redondance des moteurs entraînant un gain de sécurité, la redondance des capteurs entraînant un gain de précision de géoréférencement, ainsi que la plus grande flexibilité d'utilisation des drones pour la prise de vue aérienne. De plus, la mise au point et l'intégration dans des systèmes drone de capteurs plus spécifiques offrent de nombreuses autres opportunités d'utilisation en foresterie. Par exemple, l'utilisation de lasers altimètres peut s'avérer prometteuse pour la mesure et de la hauteur de la canopée, et de la hauteur du sol. Également, les capteurs multispectraux de dimensions et poids réduits, adaptés spécifiquement pour ces usages, permettent une caractérisation spectrale très fine, utile par exemple pour le suivi de l'état sanitaire de parcelles forestières. De nouvelles investigations sont donc nécessaires afin de déterminer l'adéquation entre ces nouvelles technologies et la caractérisation de la ressource forestière.

A plus grande échelle, la réalisation d'inventaire multi-source par utilisation conjointe de relevés terrain et d'imagerie drone en est encore à ses premiers souffles. L'utilisation de drones en appui aux inventaires couvrant de très grandes surfaces doit se concevoir avec des acquisitions d'images ponctuelles, ciblant précisément telle ou telle partie d'un peuplement. Par exemple, l'acquisition par drone d'une image pour chacune des placettes d'un inventaire forestier national pourrait permettre d'améliorer le positionnement des arbres de la placette. L'établissement de relations entre d'une part les mesures de terrain et d'autre part les informations auxiliaires de télédétection, telles que l'imagerie aérienne, bénéficierait ainsi de ces images aériennes à basse altitude, permettant une visualisation dans le détail de la placette d'inventaire vue du ciel.

Nos efforts se sont concentrés sur la mesure de la hauteur par photogrammétrie et sur la discrimination des essences au niveau de l'individu par classification supervisée. Les résultats mis en avant sont des jalons pour un usage approprié des drones à la caractérisation de la ressource forestière, mais les inventaires forestiers à deux phases nécessitent encore de nombreuses mises au point. Ainsi, les variables des peuplements forestiers les plus usités en foresterie (nombre de tige, surface terrière et volume) peuvent être prédites via l'imagerie drone. De plus, la détection et la délimitation de houppiers individuels, chose possible à partir d'images à très haute résolution, permet, dans certaines structures, la caractérisation de la forêt au niveau *arbre*. La réalisation de modèles statistiques reliant les informations de télédétection aux caractéristiques des peuplements doit toutefois faire l'objet de plus amples recherches.

BIBLIOGRAPHIE

- Aber, J. S., Marzoff, I., Ries, J. B., 2010. Small-Format Aerial Photography : Principles, Techniques and Geoscience Applications. Elsevier Science & Technology Books.
- Aguilar, F. J., Mills, J. P., Delgado, J., Aguilar, M. A., Negreiros, J. G., Perez, J. L., Jan. 2010. Modelling vertical error in LiDAR-derived digital elevation models. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65, 103–110, 1.
URL : [//000274448200010](http://000274448200010)
- American society for photogrammetry and remote sensing, Slama, C. C., Theurer, C., Henriksen, S. W., 1980. Manual of photogrammetry. Falls Church, Va. American Society of Photogrammetry.
- Anderson, K., Gaston, K. J., 2013. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11 (3), 138–146.
URL <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/120150>
- Assman, E., 1959. Höhenbonität und wirkliche ertragsleistung. *Forstwiss. Centralbl.* 78, 1–64.
- Baltsavias, E., Gruen, A., Eisenbeiss, H., Zhang, L., Waser, L. T., 2008. High-quality image matching and automated generation of 3d tree models. *International Journal of Remote Sensing* 29 (5), 1243–1259.
URL <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431160701736513>
- Baltsavias, E. P., Jul. 1999. A comparison between photogrammetry and laser scanning. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 54, 83–94.
URL : [//000081673900004](http://000081673900004)
- Bastien, Y., Gauberville, C., 2011. Vocabulaire forestier - Écologie, gestion et conservation des espaces boisés, institut pour le développement forestier Edition.
- Bastien, Y., Wilhelm, G., 2000. Une sylviculture d'arbres pour produire des gros bois de qualité. *Revue forestière française* 5, 407–424.
URL <http://hdl.handle.net/2042/5376>
- Besl, P. J., McKay, N. D., 1992. A method for registration of 3-d shapes. *IEEE Transactions on pattern analysis and machine intelligence* 14 (2), 239–256.
URL http://eecs.vanderbilt.edu/courses/cs359/other_links/papers/1992_besl_mckay_ICP.pdf
- Blaschke, T., 2010. Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing* 65 (1), 2–16.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271609000884>
- Bohlin, J., Wallerman, J., 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.
URL <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02827581.2012.686625>
- Bonnet, S., Toromanoff, F., Bauwens, S., Michez, A., Dedry, L., Lejeune, P., Jun. 2013. Principes de base de la télédétection et ses potentialités comme outil de caractérisation de la ressource forestière – II. LiDAR aérien. *Forêt Wallonne* 124, 28–41.
URL <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/150897>

- Burkholder, A., Warner, T., Culp, M., Landenberger, R., 2011. Seasonal trends in separability of leaf reflectance spectra for *ailanthus altissima* and four other tree species. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 77 (8), 793–804.
- Chapin, F. S., Kofinas, G. P., Folke, C., 2009. A framework for understanding change. In : *Principles of Ecosystem Stewardship : Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World*. Springer Science + Business Media, pp. 3–27.
- Cole, B., McMorro, J., Evans, M., 2014. Spectral monitoring of moorland plant phenology to identify a temporal window for hyperspectral remote sensing of peatland. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 90, 49–58.
- Colomina, I., Molina, P., Jun. 2014. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing : A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 92, 79–97.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271614000501>
- Corona, P., Fattorini, L., 2008. Area-based lidar-assisted estimation of forest standing volume. *Canadian Journal of Forest Research* 38 (11), 2911–2916.
- Dandois, J. P., Ellis, E. C., Apr. 2010. Remote sensing of vegetation structure using computer vision. *Remote Sensing* 2 (4), 1157–1176.
URL <http://www.mdpi.com/2072-4292/2/4/1157>
- Dandois, J. P., Ellis, E. C., 2013. High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. *Remote Sensing of Environment* 136, 259–276.
- Dandois, J. P., Olano, M., Ellis, E. C., 2015. Optimal Altitude, Overlap, and Weather Conditions for Computer Vision UAV Estimates of Forest Structure. *Remote Sensing* 7, 13895–13920.
- De Saint-Vaulry, M., 1969. A la recherche d'une autre silviculture : l'individualisation précoce des arbres d'avenir. *Revue Forestière Française*.
- Drauschke, M., Bartelsen, J., Reidelstuerz, P., 2014. Towards UAV-based forest monitoring. In : *Proceedings of the Workshop on UAV-based Remote Sensing Methods for Monitoring Vegetation*. Geographisches Institut der Universität zu Köln - Kölner Geographische Arbeiten, Cologne, Germany, pp. 21–32.
- Dubayah, R. O., Drake, J. B., 2000. Lidar remote sensing for forestry. *Journal of Forestry* 98 (6), 44–46.
- Dunford, R., Michel, K., Gagnage, M., Piegay, H., Tremelo, M., 2009. Potential and constraints of unmanned aerial vehicle technology for the characterization of mediterranean riparian forest. *International Journal of Remote Sensing* 30 (19), 4915–4935.
- EDF R&D, T. P., 2014. CloudCompare (version 2.4) [GPL software].
URL [Retrieved from http://www.danielgm.net/cc/](http://www.danielgm.net/cc/).
- Eisenbeiss, H., 2009. UAV photogrammetry. PhD thesis, ETH, Zurich.
URL <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=18515>
- Etten, R. J. H. . J. v., 2014. raster : Geographic analysis and modeling with raster data. R package version 2.2-31.
URL <http://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Finn, R., Wright, D., 2012. Unmanned aircraft systems : Surveillance, ethics and privacy in civil applications. *Computer Law and Security Review* 28 (2), 184–194, cited By (since 1996) 0.
URL <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84859028488&partnerID=40&md5=84a6da70a00e0efa0bcc37d4800182c0>

- Fonstad, M. A., Dietrich, J. T., Courville, B. C., Jensen, J. L., Carbonneau, P. E., 2013. Topographic structure from motion : a new development in photogrammetric measurement. *Earth Surface Processes and Landforms* 38 (4), 421–430.
URL <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/esp.3366/abstract>
- Genuer, R., Poggi, J.-M., Tuleau-Malot, C., Oct. 2010. Variable selection using random forests. *Pattern Recognition Letters* 31 (14), 2225–2236.
URL <http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00755489>
- Getzin, S., Nuske, R. S., Wiegand, K., 2014. Using unmanned aerial vehicles (uav) to quantify spatial gap patterns in forests. *Remote Sensing* 6 (8), 6988–7004.
- Gini, R., May 2014. Use of unmanned aerial systems for multispectral survey and tree classification : a test in a park area of northern italy. *European Journal of Remote Sensing*, 251–269.
URL <http://www.aitjournal.com/articleView.aspx?ID=887>
- Gruen, A., 2012. Development and status of image matching in photogrammetry. *Photogrammetric Record* 27 (137), 36–57.
- Haala, N., 2009. Comeback of digital image matching. In : *Photogrammetric Week*. Vol. 9. p. 289–301.
- Hardin, P., Jensen, R., 2011. Small-Scale Unmanned Aerial Vehicles in Environmental Remote Sensing : Challenges and Opportunities. *GIScience & Remote Sensing* 48 (1), 99–111.
- Heinzel, J. N., Weinacker, H., Koch, B., 2008. Full automatic detection of tree species based on delineated single tree crowns—a data fusion approach for airborne laser scanning data and aerial photographs. *Proceedings of SilviLaser 2008*, 8th.
URL http://geography.swan.ac.uk/silvilaser/papers/oral_papers/Data%20Fusion/Heinzel.pdf
- Hill, R., Wilson, A., George, M., Hinsley, S., 2010. Mapping tree species in temperate deciduous woodland using time-series multi-spectral data. *Applied Vegetation Science* 13 (1), 86–99.
- Hodgson, M. E., Jensen, J., Raber, G., Tullis, J., Davis, B. A., Thompson, G., Schuckman, K., 2005. An evaluation of lidar-derived elevation and terrain slope in leaf-off conditions. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 71 (7), 817.
- Honkavaara, E., Arbiol, R., Markelin, L., Martinez, L., Cramer, M., Bovet, S., Chandelier, L., Ilves, R., Klonus, S., Marshal, P., 2009. Digital airborne photogrammetry—a new tool for quantitative remote sensing?—a state-of-the-art review on radiometric aspects of digital photogrammetric images. *Remote Sensing* 1 (3), 577–605.
URL <http://www.mdpi.com/2072-4292/1/3/577>
- Huang, H., Gong, P., Cheng, X., Clinton, N., Li, Z., 2009. Improving measurement of forest structural parameters by co-registering of high resolution aerial imagery and low density LiDAR data. *Sensors* 9 (3), 1541–1558.
URL <http://www.mdpi.com/1424-8220/9/3/1541/htm>
- Hunt, E. R., Hively, W. D., Fujikawa, S. J., Linden, D. S., Daughtry, C. S. T., McCarty, G. W., 2010. Acquisition of NIR-green-blue digital photographs from unmanned aircraft for crop monitoring. *Remote Sensing* 2 (1), 290–305.
URL <http://www.mdpi.com/2072-4292/2/1/290>
- Husson, C., Scala, B., Caël, O., Frey, P., Feau, N., Ioos, R., Marçais, B., Jul. 2011. *Chalara fraxinea* is an invasive pathogen in france. *European Journal of Plant Pathology* 130 (3), 311–324.
URL <http://link.springer.com/article/10.1007/s10658-011-9755-9>

- Hyyppä, J., Hyyppä, H., Leckie, D., Gougeon, F., Yu, X., Maltamo, M., Mar. 2008. Review of methods of small-footprint airborne laser scanning for extracting forest inventory data in boreal forests. *International Journal of Remote Sensing* 29, 1339–1366.
URL : [//000254295700007](http://000254295700007)
- Immitzer, M., Atzberger, C., Koukal, T., 2012. Tree species classification with random forest using very high spatial resolution 8-band WorldView-2 satellite data. *Remote Sensing* 4 (9), 2661–2693.
URL <http://www.mdpi.com/2072-4292/4/9/2661/htm>
- Jaakkola, A., Hyyppä, J., Kukko, A., Yu, X., Kaartinen, H., Lehtomäki, M., Lin, Y., 2010. A low-cost multi-sensoral mobile mapping system and its feasibility for tree measurements. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65 (6), 514 – 522, ISPRS Centenary Celebration Issue.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092427161000064X>
- Jaskierniak, D., Lane, P. N. J., Robinson, A., Lucieer, A., Feb. 2011. Extracting LiDAR indices to characterise multilayered forest structure using mixture distribution functions. *Remote Sensing of Environment* 115, 573–585.
URL : [//WOS:000286782500027](http://WOS:000286782500027)
- Järnstedt, J., Pekkarinen, A., Tuominen, S., Ginzler, C., Holopainen, M., Viitala, R., 2012. Forest variable estimation using a high-resolution digital surface model. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 74, 78–84.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271612001530>
- Kasser, M., Egels, Y., 2002. *Digital Photogrammetry*. Taylor & Francis, Londres.
- Kempeneers, P., Bertels, L., Vreys, K., Biesemans, J., Nov. 2013. Geometric errors of remote sensing images over forest and their propagation to bidirectional studies. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 10 (6), 1459–1463.
- Kempeneers, P., Sedano, F., Seebach, L., Strobl, P., San-Miguel-Ayanz, J., Dec. 2011. Data fusion of different spatial resolution remote sensing images applied to forest-type mapping. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 49 (12), 4977–4986.
- Key, T., Warner, T. A., McGraw, J. B., Fajvan, M. A., Jan. 2001. A comparison of multispectral and multitemporal information in high spatial resolution imagery for classification of individual tree species in a temperate hardwood forest. *Remote Sensing of Environment* 75 (1), 100–112.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425700001590>
- Kitahara, F., Mizoue, N., Yoshida, S., 2010. Effects of training for inexperienced surveyors on data quality of tree diameter and height measurements. *Silva Fennica* 44 (4), 657–667.
URL <http://www.metla.fi/silvafennica/full/sf44/sf444657.pdf>
- Koch, B., Dees, M., van Brusselen, J., Eriksson, L., Fransson, J., Gallaun, H., Leblon, B., McRoberts, R., Nilsson, M., Schardt, M., et al., 2008. Forestry applications. *Advances in photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences*, 439–465.
- Koh, L. P., Wich, S. A., 2012. Dawn of drone ecology : low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science* 5 (2), 121–132.
- Kraus, K., Karel, W., Briese, C., Mandlbürger, G., 2006. Local accuracy measures for digital terrain models. *The Photogrammetric Record* 21 (116), 342–354.
URL <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1477-9730.2006.00400.x/full>

- Laberte, A. S., Winters, C., Rango, A., 2011. UAS remote sensing missions for rangeland applications. *Geocarto International* 26 (2), 141–156.
URL <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10106049.2010.534557>
- Larjavaara, M., MullerLandau, 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.
URL <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12071>
- Läbe, T., Förstner, W., 2004. Geometric stability of low-cost digital consumer cameras. In : *Proceedings of the 20th ISPRS Congress, Istanbul, Turkey*, pp. 528–535.
- Lehmann, J. R. K., Nieberding, F., Prinz, T., Knoth, C., Mar. 2015. Analysis of Unmanned Aerial System-Based CIR Images in Forestry—A New Perspective to Monitor Pest Infestation Levels. *Forests* 6 (3), 594–612.
URL <http://www.mdpi.com/1999-4907/6/3/594>
- Lejeune, P., 1994. Modélisation de la croissance et du développement de peuplements forestiers d'âges multiples : application à la hêtraie wallonne. Thèse de doctorat, FUSAGx, Gembloux.
- Lejeune, P., Gheysen, T., Rondeux, J., Mar. 2008. Les inventaires forestiers en futaie feuillue : Quelles méthodes pour quels objectifs ? *Forêt Wallonne* 93, 16–24.
URL <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/21067>
- Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and regression by randomForest. *R news* 2 (3), 18–22.
URL ftp://131.252.97.79/Transfer/Treg/WFRE_Articles/Liaw_02_Classification%20and%20regression%20by%20randomForest.pdf
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., Flood, M., 2003. LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography* 27 (1), 88–106.
- Lin, S. Y., Muller, J. P., Mills, J. P., Miller, P. E., 2010. An assessment of surface matching for the automated co-registration of MOLA, HRSC and HiRISE DTMs. *Earth and Planetary Science Letters* 294 (3), 520–533.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0012821X10000038>
- Linchant, J., Lisein, J., Semeki, J., Lejeune, P., Vermeulen, C., 2015. Are unmanned aircraft systems (uas) the future of wildlife monitoring ? a review of accomplishments and challenges. *Mammal Review*, n/a–n/a.
URL <http://dx.doi.org/10.1111/mam.12046>
- Lindberg, E., Hollaus, M., 2012. Comparison of methods for estimation of stem volume, stem number and basal area from airborne laser scanning data in a hemi-boreal forest. *Remote Sensing* 4, 1004–1023.
URL <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84861325141&partnerID=40&md5=34eba99bb33bfd9205f204f3c9fa9af2>
- Lisein, J., Linchant, J., Lejeune, P., Bouché, P., Vermeulen, C., 2013a. Aerial surveys using an unmanned aerial system (UAS) : Comparison of different methods for estimating the surface area of sampling strips. *Tropical Conservation Science* 6 (4), 506–520.
- Lisein, J., Pierrot-Deseilligny, M., Bonnet, S., Lejeune, P., Nov. 2013b. A photogrammetric workflow for the creation of a forest canopy height model from small unmanned aerial system imagery. *Forests* 4 (4), 922–944.
URL <http://www.mdpi.com/1999-4907/4/4/922>
- Lisein, J., Pineux, N., Pierrot-Deseilligny, M., Degré, A., Lejeune, P., 2014. Détection de l'érosion dans un bassin versant agricole par comparaison d'images multitudes acquises par drone. *Montpellier - France*, pp. 1–9.

- Lowe, D., 2004. Distinctive image features from scale-invariant keypoints. *International journal of computer vision* 60 (2), 91–110.
- López, J., Jiménez, G., Romero, M., García, E., Martín, S., Medina, A., Guerrero, J., 2016. 3d modelling in archaeology : The application of structure from motion methods to the study of the megalithic necropolis of panoria (granada, spain). *Journal of Archaeological Science : Reports* 10, 495–506, cited By 0.
URL <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84996537904&doi=10.1016%2Fj.jasrep.2016.11.022&partnerID=40&md5=97850e82b0d745f6bbc0fdde1cb3547c>
- Maltamo, M., Eerikäinen, K., Packalén, P., Hyyppä, H., 2006. Estimation of stem volume using laser scanning-based canopy height metrics. *Forestry* 79, 217–229.
- Masaitis, G., Mozgeris, G., 2013. The influence of the growing season on the spectral reflectance properties of forest tree species. *Research for Rural Development* 2, 20–26.
- Michez, A., Piégay, H., Lisein, J., Claessens, H., Lejeune, P., 2016a. Mapping of riparian invasive species with supervised classification of Unmanned Aerial System (UAS) imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 44, 88–94.
- Michez, A., Piégay, H., Lisein, J., Claessens, H., Lejeune, P., 2016b. Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from unmanned aerial system. *Environmental monitoring and assessment* 188 (3), 146, cited By 2.
URL <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84979091942&partnerID=40&md5=c2f2fa28c3e14b2b99b1db7efa79168a>
- Miura, N., Jones, S. D., May 2010. Characterizing forest ecological structure using pulse types and heights of airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment* 114, 1069–1076.
URL : [//000275780800012](http://000275780800012)
- Mora, B., Wulder, M. A., Hobart, G. W., White, J. C., Bater, C. W., Gougeon, F. A., Varhola, A., Coops, N. C., Jun. 2013. Forest inventory stand height estimates from very high spatial resolution satellite imagery calibrated with lidar plots. *International Journal of Remote Sensing* 34 (12), 4406–4424.
URL <http://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=34675>
- Motohka, T., Nasahara, K., Oguma, H., Tsuchida, S., 2010. Applicability of green-red vegetation index for remote sensing of vegetation phenology. *Remote Sensing* 2 (10), 2369–2387.
- Nijland, W., de Jong, R., de Jong, S. M., Wulder, M. A., Bater, C. W., Coops, N. C., Jan. 2014. Monitoring plant condition and phenology using infrared sensitive consumer grade digital cameras. *Agricultural and Forest Meteorology* 184, 98–106.
URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0168192313002621>
- Næsset, E., Apr. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment* 80 (1), 88–99.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425701002905>
- Næsset, E., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyyppä, H., Hyyppä, J., Maltamo, M., Nilsson, M., Olsson, H., Persson, A., Söderman, U., 2004. Laser scanning of forest resources : the nordic experience. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19 (6), 482–499.
URL <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02827580410019553>

- Nurminen, K., Karjalainen, M., Yu, X., Hyyppä, J., Honkavaara, E., Sep. 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.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271613001524>
- Otoul, C., 1978. Contribution à l'étude de la productivité du chêne rouvre en ardenne (région de wellin). *Annales de Gembloux* 4 (4), 237–248.
- Ouédraogo, M. M., Degré, A., Debouche, C., Lisein, J., Jun. 2014. The evaluation of unmanned aerial system-based photogrammetry and terrestrial laser scanning to generate DEMs of agricultural watersheds. *Geomorphology* 214, 339–355.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169555X14000993>
- Paparoditis, N., Baghli, I., Thom, C., 2000. Reconstruction de modèles numériques de surfaces en zone urbaine à partir de prises de vues aériennes numériques à fort recouvrement. *Bulletin d'Information de l'IGN* 3 (71), 27–33.
- Pénard, L., Paparoditis, N., Pierrot-Deseilligny, M., 2006. Reconstruction 3d automatique de façades de bâtiments en multi-vues. In : *Actes de la Conférence Reconnaissance des Formes et Intelligence Artificielle*. Tours, France, p. 10.
- Pierrot-Deseilligny, M., anonymous, 2016. Micmac documentation : MicMac, apero, pastis and other beverages in a nutshell!
URL <http://logiciels.ign.fr/?-Micmac,3->
- Pierrot-Deseilligny, M., Clery, I., 2011a. Apero, an open source bundle adjustment software for automatic calibration and orientation of set of images. In : *Proceedings of the ISPRS Symposium, 3DARCH11*. pp. 1–8.
- Pierrot-Deseilligny, M., Clery, I., 2011b. Évolutions récentes en photogrammétrie et modélisation 3d par photo des milieux naturels. *Collection EDYTEM* 12, 51–64.
- Pierrot-Deseilligny, M., Paparoditis, N., 2006. A multiresolution and optimization-based image matching approach : An application to surface reconstruction from SPOT5-HRS stereo imagery. *Int. Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36 (1/W41).
- Pinte, A., 2014. *Imagerie optique aérienne et terrestre - Introduction au positionnement et à l'imagerie*.
- Puliti, S., Ørka, H. O., Gobakken, T., Næsset, E., 2015. Inventory of Small Forest Areas Using an Unmanned Aerial System. *Remote Sensing* 7 (8), 9632.
URL <http://www.mdpi.com/2072-4292/7/8/9632>
- Remondino, F., Barazzetti, L., Nex, F., Scaioni, M., Sarazzi, D., 2011. UAV photogrammetry for mapping and 3d modeling—current status and future perspectives—. *Proceedings of the International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 38, 1.
URL <http://www.isprs.org/PROCEEDINGS/XXXVII/1-C22/PAPERS/REMONDINO.PDF>
- Remondino, F., Fraser, C., 2006. Digital camera calibration methods : considerations and comparisons. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36 (5), 266–272.
- Reutebuch, S. E., McGaughey, R. J., Andersen, H.-E., Carson, W. W., 2003. Accuracy of a high-resolution lidar terrain model under a conifer forest canopy. *Canadian Journal of Remote Sensing* 29 (5), 527–535.
- Rondeux, J., 1999. *La mesure des arbres et des peuplements forestiers*. Presses Agronomiques de Gembloux.

- Roy, S., Cox, I. J., 1998. A maximum-flow formulation of the n-camera stereo correspondence problem. In : Computer Vision, 1998. Sixth International Conference on. p. 492–499.
URL http://ieeexplore.ieee.org/xpls/abs_all.jsp?arnumber=710763
- Snaveley, N., Seitz, S. M., Szeliski, R., Nov. 2008. Modeling the world from internet photo collections. *International Journal of Computer Vision* 80 (2), 189–210.
URL <http://dx.doi.org/10.1007/s11263-007-0107-3>
- Somers, B., Asner, G. P., Sep. 2013. Multi-temporal hyperspectral mixture analysis and feature selection for invasive species mapping in rainforests. *Remote Sensing of Environment* 136, 14–27.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425713001338>
- Sripada, R., Heiniger, R., White, J., Meijer, A., 2006. Aerial color infrared photography for determining early in-season nitrogen requirements in corn. *Agronomy Journal* 98 (4), 968–977.
- St-Onge, B., Jumelet, J., Cobello, M., Véga, C., 2004. Measuring individual tree height using a combination of stereophotogrammetry and lidar. *Canadian Journal of Forest Research* 34 (10), 2122–2130.
URL <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x04-093>
- St-Onge, B., Vega, C., Fournier, R. A., Hu, Y., Jun. 2008. Mapping canopy height using a combination of digital stereo-photogrammetry and lidar. *Int. J. Remote Sens.* 29 (11), 3343–3364.
URL <http://dx.doi.org/10.1080/01431160701469040>
- Steinmann, K., Mandallaz, D., Ginzler, C., Lanz, A., 2013. Small area estimations of proportion of forest and timber volume combining lidar data and stereo aerial images with terrestrial data. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28 (4), 373–385.
- Stumpf, A., Kerle, N., 2011. Object-oriented mapping of landslides using random forests. *Remote Sensing of Environment* 115 (10), 2564–2577.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425711001969>
- Suarez, J., Ontiveros, C., Smith, S., Snape, S., 2005. Use of airborne LiDAR and aerial photography in the estimation of individual tree heights in forestry. *Computers & Geosciences* 31, 253–262.
- Tao, W., Lei, Y., Mooney, P., 2011. Dense point cloud extraction from UAV captured images in forest area. In : 2011 IEEE International Conference on Spatial Data Mining and Geographical Knowledge Services (ICSDM). pp. 389–392.
- Team, R. D. C., 2011. R : A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0.
URL <http://www.R-project.org/>
- Torres-Sánchez, J., Peña, J. M., de Castro, A. I., López-Granados, F., Apr. 2014. Multi-temporal mapping of the vegetation fraction in early-season wheat fields using images from UAV. *Computers and Electronics in Agriculture* 103, 104–113.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168169914000568>
- Torresan, C., Berton, A., Carotenuto, F., Gennaro, S. F. D., Gioli, B., Matese, A., Miglietta, F., Vagnoli, C., Zaldei, A., Wallace, L., 2015. Forestry applications of uavs in europe : a review. *International Journal of Remote Sensing*, 1–21.
URL <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431161.2016.1252477>

- Triggs, B., McLauchlan, P. F., Hartley, R. I., Fitzgibbon, A. W., 2000. Bundle adjustment—a modern synthesis. In : *Vision algorithms : theory and practice*. Springer, p. 298–372.
- Turner, D., Lucieer, A., Watson, C., 2012. An automated technique for generating georectified mosaics from ultra-high resolution unmanned aerial vehicle (UAV) imagery, based on structure from motion (SfM) point clouds. *Remote Sensing* 4 (5), 1392–1410.
URL <http://www.mdpi.com/2072-4292/4/5/1392>
- Verhoeven, G., Doneus, M., Briese, C., Vermeulen, F., 2012. Mapping by matching : a computer vision-based approach to fast and accurate georeferencing of archaeological aerial photographs. *Journal of Archaeological Science* 39 (7), 2060 – 2070.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305440312000866>
- Vermeulen, C., Lejeune, P., Lisein, J., Sawadogo, P., Bouché, P., Feb. 2013. Unmanned Aerial Survey of Elephants. *PLOS ONE* 8 (2), e54700.
URL <http://www.plosone.org/article/comments/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0054700;jsessionid=6D5E42BCC13EF1BF5003B2F7D382404E>
- Véga, C., 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, remote Sensing Data Assimilation Special Issue.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425707004191>
- Véga, C., St-Onge, B., 2009. Mapping site index and age by linking a time series of canopy height models with growth curves. *Forest Ecology and Management* 257 (3), 951 – 959.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708008025>
- Wallace, L., Lucieer, A., Watson, C., Turner, D., 2012. Development of a UAV-LiDAR system with application to forest inventory. *Remote Sensing* 4 (6), 1519–1543.
URL <http://www.mdpi.com/2072-4292/4/6/1519/htm>
- Waser, L. T., Ginzler, C., Kuechler, M., Baltsavias, E., Hurni, L., 2011. Semi-automatic classification of tree species in different forest ecosystems by spectral and geometric variables derived from airborne digital sensor (ADS40) and RC30 data. *Remote Sensing of Environment* 115 (1), 76–85.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425710002464>
- Watts, A. C., Ambrosia, V. G., Hinkley, E. A., 2012. Unmanned aircraft systems in remote sensing and scientific research : Classification and considerations of use. *Remote Sensing* 4 (6), 1671–1692.
URL <http://www.mdpi.com/2072-4292/4/6/1671>
- Wehr, A., Lohr, U., 1999. Airborne laser scanning—an introduction and overview. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 54, 68–82.
- White, J., Wulder, M., Vastaranta, M., Coops, N., Pitt, D., Woods, M., Jun. 2013. The utility of image-based point clouds for forest inventory : A comparison with airborne laser scanning. *Forests* 4 (3), 518–536.
URL <http://www.mdpi.com/1999-4907/4/3/518>
- White, J. C., Coops, N. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Hilker, T., Tompalski, P., 2016. Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories : A Review. *Canadian Journal of Remote Sensing* 42 (5), 619–641.
URL <http://dx.doi.org/10.1080/07038992.2016.1207484>

- Wolf, P., Dewitt, B., 2000. Elements of Photogrammetry : with applications in GIS. Vol. 3. McGraw-Hill New York, NY, USA.
- Wu, C., Jun. 2014. Critical Configurations For Radial Distortion Self-Calibration. In : The IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR). pp. 1–8.
- Zhang, Y., Xiong, J., Hao, L., 2011. Photogrammetric processing of low-altitude images acquired by unpiloted aerial vehicles. The Photogrammetric Record 26 (134), 190–211.
URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9730.2011.00641.x>
- Zhao, K. G., Popescu, S., Meng, X. L., Pang, Y., Agca, M., Aug. 2011. Characterizing forest canopy structure with lidar composite metrics and machine learning. Remote Sensing of Environment 115, 1978–1996.
URL : [//WOS:000292235400017](://WOS:000292235400017)
- Zhu, X., Liu, D., Oct. 2014. Accurate mapping of forest types using dense seasonal landsat time-series. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 96, 1–11.
URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271614001671>
- Zhu, Z., Woodcock, C., 2014. Continuous change detection and classification of land cover using all available landsat data. Remote Sensing of Environment 144, 152–171.
- Zimble, D. A., Evans, D. L., Carlson, G. C., Parker, R. C., Grado, S. C., Gerard, P. D., Oct. 2003. Characterizing vertical forest structure using small-footprint airborne LiDAR. Remote Sensing of Environment 87, 171–182.
URL : [//000186447400005](://000186447400005)