

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogia teaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
botaanika osakond

Marta Mõistus

**PUISKOOSLUSTE VERTIKAALSE STRUKTUURI
HINDAMINE LASERMÕÕDISTUSE ABIL**

Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal

Juhendajad: Kertu Lõhmus (MSc),

Jaan Liira (PhD)

Tartu 2013

Sisukord

1. Teoreetiline sissejuhatus	3
1.1. Taimekoosluste struktuur	3
1.2. Taimekoosluste struktuuri hindamine	6
1.2.1. Traditsioonilised meetodid taimekoosluste uurimisel.....	6
1.2.2. LiDARi kasutamine taimekoosluste uurimisel	8
1.2.3. LiDAR-tehnoloogia.....	11
2. Materjal ja metoodika	17
2.1. Puistud	17
2.2. Aerolaserskaneerimine	18
2.3. Maapealsed mõõtmised	19
2.4. Andmetöötlus	20
3. Tulemused.....	23
4. Arutelu	27
Kokkuvõte	33
Summary	34
Tänuavaldused.....	36
Kasutatud kirjandus.....	37
Lisad.....	44

1. Teoreetiline sissejuhatus

1.1. Taimekoosluste struktuur

Taimekooslust võib käsitleda kui ühesuguste keskkonnatingimustega teatud piiritletud alal kasvavate taimede kogumit (Masing, 1992). Igale taimekooslusele on omane individuaalne struktuur, mis väljendub ökosüsteemi osade ruumilises paiknemises (McElhinny jt, 2005). Koosluse struktuuri saab iseloomustada paljude erinevate komponentide abil. Näiteks puu kõrgus, võra kuju, surnud puud, põõsastiku tihedus, juurte paiknemise sügavus, juurte diameeter, koosluse biomass, eluvormiline jaotus jne (Perry jt, 2008). Taimekoosluste kolmemõõtmeline struktuur, sh taimeisendite paiknemine horisontaalsel pinnal, lehestiku paigutumine ja paigutuse muutumine ajas on saanud ökoloogiliste uurimuste loomulikuks osaks (Richardson ja Moskal, 2011). Eesmärke koosluste struktuuri uurimiseks on mitmeid ja palju on ka tehnoloogiaid selle kirjeldavaks mõõtmiseks. Puistu struktuuriparameetrite järgi saab hinnata näiteks metsa vanust, looduslike ja antropogeensete häiringute olemasolu, metsastamise edukust, juurdekasvu kiirust ja puidutagavara suurust ning taimekoosluste 3D-struktuuri põhjal saab modelleerida ka süsinikuringet (Lindberg jt, 2012; Morsdorf jt, 2010; Stojanova jt, 2010; Zhang jt, 2011). Puistu vertikaalne rindelisus on tähtis komponent riskihindamise skeemides: tuule- ning putukkahjustuste ennetamisel ja hindamisel ning potentsiaalse metsatulekahju ohu ja iseloomu määramisel (Morsdorf jt, 2010). Struktuuritunnuste teadmine annab võimaluse iseloomustada ka selle koosluse elu- ja kasvutingimusi, mis omakorda on indikaatoriks sealse liigilise koosseisu ja liigirikkuse kohta (Stojanova jt, 2010; Zhang jt, 2011).

Puistu võra on peamiseks üleminekukihiks puude ja ümbritseva keskkonna vahel, sest puistu võrastikus toimub valguse absorptsioon ja gaasivahetus atmosfääriga (Perry jt, 2008). Samas iseloomustavad puistut võrastikusisesed vertikaalsed protsessid nagu näiteks ülemiste rinnete mõju koosluse alumiste rinnete keskkonnatingimuste kujundamisel (Lieffers jt, 1999; Barbier jt, 2008; Wagner jt, 2011), sest puistu ülemiste rinnete liigilisest koosseisust, lehestiku tihedusest ja võra struktuurist sõltuvad koosluse mikrokliima ja kooslusesisene valgus-, vee- ja toitaineressursside konkurents. Seetõttu on ülemiste rinnete

poolt eriti tugevalt mõjutatud metsa rohu- ja puhmarinde taimeistik ja maapinnal kasvavad samblad ja samblikud (Wagner jt, 2011). Näiteks rohurinde biomass võib positiivselt korreleeruda puurinde mitmekesisusega (Koukolas ja Blackburn, 2004; Lieffers jt, 1999; Wagner jt, 2011).

Üheks tähtsaimaks metsa iseloomustavaks ökoloogiliseks tunnuseks on puistu võrastikku moodustavate lehestikurinnete katvus (Lang, 2010; Stojanova jt, 2010). Iga lehestikurinde tihedus määrab ära valguse hulga, mis läbib selle lehestiku ja jõuab all asuvani ja kuigi alumise rinde liikide varjataluvus on erinev, osutubki valgus tavaliselt kõige limiteerivamaks parameetriks maapealse taimeistiku katvusele, rohkusele, kõrgusele, liigilisele koosseisule ja liigirikkusele (Schmidt, 2005; Barbier jt 2008). Näiteks puude seemikute ja võrsete tihedus metsas on sageli negatiivses korrelatsioonis võrastiku tiheduse kasvuga (Wagner jt, 2011).

Üheks samatähtsaks struktuuriliseks komponendiks, mis on seotud võrastiku kolmemõõtmelise tihedusega, valgustingimuste muutumisega ning uute elupaigalaikude loomisega, on häilude olemasolu puistus. Tühimikest tekkinud häiringutel on tähtis roll struktuurse heterogeensuse, puude populatsiooni dünaamika, puude liigilise koosseisu ning alustaimestiku ja ülemiste rinnete vaheliste erinevuste kujundamisel (Koukoulas ja Blackburn, 2004). Näiteks on leitud, et boreaalsetes põlismetsades on väikestest häiludest tekitatud häiringud metsa uuenemise ja dünaamika peamisteks faktoriteks (Kuuluvainen, 1994). Häilude olemasolu ja nende suuruse ja kuju parameetrite teadmine annab koosluse kohta rohkelt lisainformatsiooni ning mõõtes häilude erinevaid parameetreid, võime saada teadmisi ka terve koosluse kohta. Näiteks on leitud seoseid võrastiku tühimike proportsiooni, nende keskmise suuruse ja suurusklasside jaotumise ning metsade vanuse vahel (Tyrrell ja Crow, 1994; Ziegler, 2000).

Vaatamata sellele, et võrastiku liituvus ja seisukord on tähtsad metsa struktuuri parameetrid, käsitletakse neid kirjanduses teiste metsi iseloomustavate tunnustega võrreldes suhteliselt vähe. Paljudes uurimustes on vaatluse all sellised puude suurusega seotud tunnused nagu puu diameeter ja kõrgus. Puu kõrguse- ja diameetrivaheline suhe võib omakorda peegeldada ka teisi struktuurilisi tunnuseid nagu lehestiku jaotumine, puuvõra

kuju ja mõõtmed, puu kõrgus ja surnud puidu olemasolu (Spies, 1998). Puistu tagavara mudelites kasutatakse puu kõrguse- ja diameetrivahelist mittelineaarset seost, kuid täpsuse huvides peaks puistu vertikaalstruktuuri iseloomustamisel mõõtma siiski ka terve puistu kõrgusjaotust (McElhinny jt, 2005). Koosluse kõrgus kujuneb liikide koosseisu, kliima ja kasvukoha kvaliteedi koosmõjul ning nende tunnuste kaudu saab iseloomustada nii puistu vanust kui selle sobivust erinevate liikide kasvuks ja elutegevuseks (Stojanova jt, 2010). Puude kõrguse varieeruvus puistu piires on samuti oluline struktuurielement, kuna kooslused, kus on rohkem eri kõrgustega puid, sisaldavad tõenäolisemalt ka puid eri liikidest ning vanustest (Zenner, 2000). Seeläbi luuakse palju eriilmelisi elupaigalaike elusloodusele, mida saab iseloomustada ka sellise suurusega nagu struktuuriline rikkus (Sullivan jt, 2001).

Koosluste struktuuriline heterogeensus ei ole tähtsaks teguriks ainult taime-, vaid ka loomariigi esindajate arvukuse ja liigirikkuse jaoks. Näiteks lehestiku kihtide vertikaalne paiknemine oli esimene tunnus, mille puhul leiti seos puistu struktuuri elemendi ning fauna mitmekesisuse vahel (McElhinny jt, 2005). Võrastiku struktuur ja selle tihedus määrab ära näiteks lindude ja nahkhiirte lennuruumi koosluses ning sellepärast on ta ka nende liigirikkust ja arvukust määravaks tunnuseks (Beier jt 2002, Henry jt, 2004; MacArthur ja MacArthur, 1961; Morris jt, 2010). Puistu kolmemõõtmeline paigutus on oluline ka paljudele teistele selgroogsetele liikumise, toitumise ning vaenlaste vältimise seisukohast (Palminteri jt, 2012). Sellepärast on metsade hooldamisel vaja teada, kuidas loomad muutuvatele keskkonnatingimustele ja puistu struktuuri muutustele reageerivad (Psyllakis ja Gillingham, 2009). Seega võib ühte kooslust vaadata mitme nurga alt: taimede ja paljude loomade jaoks on oluline, millised tingimused avanevad nendele maa pealt ülespoole vaadates, kuid näiteks lindude ja nahkhiirte jaoks on oluline võrastikukihtide horisontaalne läbitavus ning ülevalt allapoole vaade. Antud töös käsitletavat mõõtmismetoodikat näevad kooslusi erinevatest nurkadest ning platvormidelt, mis annab eelise iseloomustada koosluse ökoloogilisi tingimusi erinevate taksonoomiliste rühmade jaoks.

1.2. Taimekoosluste struktuuri hindamine

1.2.1. Traditsioonilised meetodid taimekoosluste uurimisel

Taimekoosluste, eriti puistute struktuuri, hindamiseks on loodud mitmeid välimõõtmistulemusi üldistavaid mudeleid. Mudelite kasutamine ja koostamine on aga keeruline, kuna need sisaldavad paljusid konkreetse olukorra jaoks sobitavaid parameetreid (Chopping jt, 2011). Raskendavaks asjaoluks on puistu võrastiku struktuuri arengu mittelineaarsus, mida ei saa kajastada lihtsustatud mudelitega ning täpsuse huvides on otstarbekam puistu struktuuri regulaarselt mõõta (Kane jt, 2010). See aga eeldab korduvalt tehtavate inventuuride võimalust ja võimekust. Seepärast on pidevalt otsitud usaldusväärset ja kuluefektiivset meetodit metsa struktuuri mõõtmiseks, seda peamiselt suurepindalalistes metsamaastikes. Metoodikaid on mitmeid ning igal neist on teiste ees nii eeliseid kui puuduseid.

Lihtsamaks metoodikaks võrastiku parameetrite hindamiseks on visuaalhinnag taimeliikide katvusele protsentuaalses või pallilises skaalas eelnevalt määratletud kuju ja pindalaga proovialal (Paletto ja Tosi, 2009, Gallegos Torell ja Glimskär, 2009). Katvus ongi kõige laialdasemalt kasutatav väärtus taimeliikide ohtruse määramisel, kuna see ei põhine isendite suurusel ega jaotumisel ning seda saab rakendada erinevate kasvuvormide puhul (Floyd ja Anderson, 1987). Visuaalvaatlus nõuab vähest lisavarustust ja on väiksemate alade puhul kiire võimalus katvushinnangute saamiseks, kuid eeldab kogemustega välitööde läbiviijat (Paletto ja Tosi, 2009). Samas on seda metoodikat lihtne omandada ning õpetada (Gallegos Torell ja Glimskär, 2009). Paljudes uurimustes on leitud ka suuri variatsioone erinevate mõõtjate ja mõõtmiskordade vahel ning seega peetakse visuaalhinnangut pigem ebatäpseks ja subjektiivseks (Danson jt, 2007; Gallegos Torell ja Glimskär, 2009). Näiteks Floyd ja Anderson (1987) leidsid, et mida väiksem on isendite kasv, seda suurem on nende kohta antud ülehinnang; ning samas on uuringuid, mis näitavad, et just kogemustega teadlastel on suurem tendents katvust hoopis alahinnata (Gallegos Torell ja Glimskär, 2009; Wilson, 2011). Teiste negatiivsete omadustena on esile toodud, et suurtele aladele rakendades nõuavad need palju tööjõudu, aega ja seetõttu ka

finantskulutusi (Danson jt, 2007). Kuna endiselt leitakse, et visuaalhinnangul on kõige parem suhe aja, efektiivsuse ja kasutamise paindlikkuse vahel, siis otsitakse lahendusi selle andmete täpsuse suurendamiseks (Gallegos Torell ja Glimskär, 2009). Näiteks kasutatakse mitmeid kalibreerimismeetodeid, et vähendada variatsioone erinevate vaatlejate vahel.

Üheks taimekoosluste struktuuri hindamise võimaluseks, mida saab kasutada ka visuaalhinnangu kalibreerimisel, on kalasilma fotod. Maapinnalt ülespoole suunatud üliläil pildinurgaga objektiiviga (kalasilmaga) tehtud fotode abil saab iseloomustada võrastiku horisontaalset jaotumist (Jonckheere jt, 2004). Kalasilma foto on küll ainus meetod, mis jäädvustab täpse kahedimensionaalse võrastiku struktuuri (Danson jt, 2007), kuid samas ei anna see informatsiooni koosluse kõrguse kohta. Fotodelt saab informatsiooni võrastiku tühimike jaotumise kohta, mille abil saab arvutada võra avatust, lehepinnaindekseid ning muid võrastiku parameetreid (Chianucci ja Cutini, 2012). Vaatamata digifotograafia kiirele arengule, leidub ka sel meetodikal mitmeid puudujääke. Täpsete ja sisukate hinnangute tegemine kalasilma fotodest sõltub esmalt pildistamisel kasutatavast tehnikast ja ilmastikuoludest ning seejärel piltide töötlemismetoodikatest (Danson jt, 2007; Jonckheere jt, 2004). Kuigi pildistamine ise võtab vähe aega, siis kaamera ülesseadmine ja piltide hilisem töötlemine võivad võtta aga olulise osa ajast (Danson jt, 2007).

Puistu katvust ja liituvust võib hinnata erinevate vahenditega tehtud punktvaatlustega, kus iga punkti puhul registreeritakse võraprojektsiooni staatus (võra läbimine või puude). Rohurinde hindamisel on levinud nõelameetod, mille puhul kasutatakse võimalikult väikese läbimõõduga metallnõela või valguskiirt (Eek ja Zobel, 1997; Wilson, 2011). Metsas võib punktvaatlusi teha näiteks Cajanuse toru abil. Viimati mainitu on seade, mis koosneb vertikaalselt rippuvast kitsast torust, mille all on peegel, et siis selle abil hinnata seniidi suunas võra staatuse lugem (Lang, 2010). Punktmeetodi puhul on oluline, kas vaatluse positiivseks lugemine tähendab punkti proovivaatluse konkreetset puudet või vaadet taimeosadele (võsule, oksale või lehele), või siis sattumist võra (oksatippe ühendavale) ringprojektsioonile. Taimeosade „puudete“ järgi saadakse efektiivne katvuse või liituvuse hinnang, teisel juhul aga võra poolläbipaistvuse hinnang (Rautiainen jt, 2005). Rautiainen jt (2005) uurimusele põhinedes läheb stabiilse puude

võrastiku liituvuse tulemuse saamiseks vaja ühelt proovialalt umbes 250 mõõtmispunkti, mistõttu on antud metoodika küllaltki töömahukas ning seega ei ole käsivahenditega tehtav punktvaatlus efektiivne vahend regulaarsete metsainventuuride tegemiseks. Pealegi annab Cajanuse toru informatsiooni ainult võra katvuse või liituvuse ning mingil määral ka kattuvate võrade kohta (Rautiainen jt, 2005), kuid mitte muude parameetrite nagu tühimike olemasolu ja puistu kõrguse kohta.

1.2.2. LiDARi kasutamine taimekoosluste uurimisel

Alternatiiviks traditsioonilistele meetoditele on laserskaneerimine, mis annab täpsema hinnangu taimkatte struktuuri kohta (Palminteri jt, 2012). LiDAR (lühend nimetusest *light detection and ranging*) on kaugseire tehnoloogia, mis kasutab ära valgusimpulsi omadust objektilt tagasi peegelduda, et siis sellele kulunud aja põhjal määrata objektide kaugust ja hinnata valitud omadusi objekti pinnal (Heritage ja Large, 2009). LiDARiga on paljudes edukates uuringutes iseloomustatud nii troopiliste (Palminteri jt, 2012; Vincent jt, 2012; Clark jt, 2011) kui ka näiteks boreaalsete metsade struktuuri (Næsset jt, 2013; Lindberg jt, 2012; Lang, 2010). Eestis on LiDAR-tehnoloogial põhinevaid ökoloogilisi uurimusi vähe avaldatud, kuid senistest uurimusest kolme Järvelja puistu näitel selgub, et katvuse hindamine LiDAR-mõõdistamiste abil on võimalik, aga hinnangu kvaliteet sõltub siiski puistu struktuurist (Lang, 2010).

LiDARi kaugusmõõdik võib olla paigaldatud nii õhus kui maapinnal asetsevale platvormile. Maapealset laserskaneerimist on edukalt kasutatud täpse ja detailse pinnamudeli loomiseks nii looduslike kui inimtekkeliste objektide kohta (Heritage ja Large, 2009). Tänu oma suurele punktihedusele ning täpsusele on loodusteadustes antud tehnika populaarsust kogunud pigem geoloogiliste välitööde teostamisel. Metsanduslikes uurimustes on maapealset LiDARit hakatud kasutama alles viimastel aastatel, kuid on selgunud, et sellega saab mõõta kõiki tähtsamaid puistu parameetreid (Danson jt, 2007;

Kankare jt, 2013; Van der Zande jt, 2010). Suure punktituduse tõttu on maapealse LiDARiga saadav andmete hulk aga väga mahukas ning vajab aeganõudvat töötlemist. Lisaks on maapealset laserskaneerimist keeruline rakendada suurte maa-alade mõõdistamisel.

Suurepinnaliste hinnangute tarbeks on hakatud üha laialdasemalt kasutama metsade struktuuri kaardistamisel ning ka põõsa- ja rohurinde ülesmärkimisel kauglaserskaneerimist õhust (Straatsma ja Middelkop, 2006; Danson jt, 2007). Laia kasutusala ga areolaserskaneerimist kasutati senini peamiselt maastike digitaalsete kõrgusmodelite loomisel, kuid see on ka üks võimalikke metsade struktuuri kirjeldamise meetodikaid (Zhang jt, 2011). Kanada ja Põhjamaade kogemus näitab, et aerolaserskaneerimine on parim kaugseire meetod mõõtmaks puidu tagavara ja puude kõrgust (Hyypä jt, 2008). Zhang jt (2011) näitasid, et LiDAR on efektiivne tehnoloogia metsatüüpide struktuuriliste erinevuste kirjeldamiseks suurtel aladel, sest erinevalt aerofotodest (mis näevad metsa ainult pealtpoolt) ja maapealsetest mõõdistamisest (mis hindab metsa ainult maa pealt) annab aero-LiDAR detailset informatsiooni nii kõikide rinate kui ka maapinna kohta (Zhang jt, 2011). Vaatamata maapealse ja aero-LiDARi mõningatele erinevustele, on nendega seonduvad probleemid küllaltki sarnased (Heritage ja Large, 2009).

LiDARi kasutamine on raskendatud tiheda võrastiku puhul ja/või mitmerindelise metsa puhul (Estornell jt, 2011; Næsset ja Gobakken, 2008; Richardson ja Moskal, 2011). Kuna laserkiir ei läbi lehti ning puutüvesid, ei saa aerolaserskaneerimist kasutada alumise ning keskmise rinde süstemaatilisel ülesmärkimisel, sest saadud alumise rinde struktuuri hinnang on tavaliselt liiga suure veaga (Richardson ja Moskal, 2011). Maapealse laseri puhul avaldub see probleem aga ülemiste rinate mõõtmisel. Seni ei ole veel selge, kas LiDARi eelised suudavad kompenseerida selliseid puudujääke, eelkõige kas seda meetodit saaks arendada tihedamates keeruka struktuuriga metsades kasutamiseks (Richardson ja Moskal, 2011). Laiaspektrilised (*Full-waveform*) LiDARid annavad küll parema tulemuse, kuid endiselt jääb märkamata 65% keskmisest rindest ning 74% alumisest rindest sesoonil, kui puud on lehistunud (Richardson ja Moskal, 2011).

Mingil määral aitab klassikalise laserskaneerimise ebatäpsust leevendada mitmekordse tagasipeegeldusega laser, mis registreerib iga laserisignaali teise või ka kolmanda peegeldumise. Korduvpeegelduste registreerimine suurendab märgatavalt aerolaserskaneerimise andmete täpsust mitmerindeliste koosluste mõõdistamisel (Tonolli jt, 2011). Paljudes kooslustes on aga tühimikud ülemises rindes liiga väikesed, mis laseks teisel või kolmandal signaalil tagasi peegelduda. Probleemiks on ka see, et need tühimikud ei esine korrapäraselt ja seega ei ole sealt saadav punktiparv ühtlase ruumilise jaotusega. Ühe lahendusena nähakse meetodikat, kus kasutatakse väga väikest laserkiire diameetrit (Richardson ja Moskal, 2011; Stereńczak ja Kozak, 2011) ning lennatakse mitmeid kordi üle sama piirkonna, sealjuures mõõtes erinevate nurkade alt. Nii on suurem võimalus alumist rinnet tabada läbi väikeste võratühimike ülemises rindes. Selline meetodika ei ole aga majanduslikult ning andmete töötlemise koha pealt kuigi praktiline lahendus. Ka maapealse LiDARi abil oleks võimalik aerolaserskanneri poolt mõõtmata jäänud kohad üle mõõta (Richardson ja Moskal, 2011; Heritage ja Large, 2009), kuid see variant suurendab jällegi töö- ja ajamahukust. Võrreldes maapealsete mõõtmismetoodikatega säästab aerolaserskaneerimine siiski palju aega ning saadud informatsioon on küllalt kõrge kvaliteediga, et teha peamisi majanduslikke otsuseid.

Majanduslikust vaatepunktist pööratakse põõsastikele väiksemat tähelepanu kui puistutele. Metsanduslike uurimustega võrreldes leidub madala taimestikuga ning ka mägiste alade kohta vähe uurimusi (Cao jt, 2012; Straatsma ja Middelkop, 2006). Keskkonnakaitse seisukohast on põõsarinne aga oluline, kuna see takistab mullaerosiooni ja kõrbestumist, on loomadele-lindudele elupaigaks ning määrab metsatulekahjude iseloomu (Morsdorf jt, 2010; Estronell jt, 2011). Enamik uurimusi, kus on mõõdetud põõsastike kõrgust, on läbi viidud avatud aladel, kus ei esine kõrgemaid puid, sest ülalt mõõtes varjavad puud põõsarinde nähtavust ning põhjustavad põõsaste kõrguse alahinnangut (Estronell jt, 2011). Madala taimestikuga aladel võib probleeme tekitada ka madalate põõsaste, tiheda kõrgekasvulise rohurinde ja maapinna eristamatus, mille tulemuseks on maapinna ja taimestiku kõrguse nihkega hindamine (Morsdorf jt, 2010). Ka noori või väikeste mõõtmatega puid ei pruugi olla võimalik aero-LiDAR-tehnoloogiaga täpselt mõõta, sest suhteline viga puu kõrguse hindamisel suureneb puu kõrguse ja võra diameetri

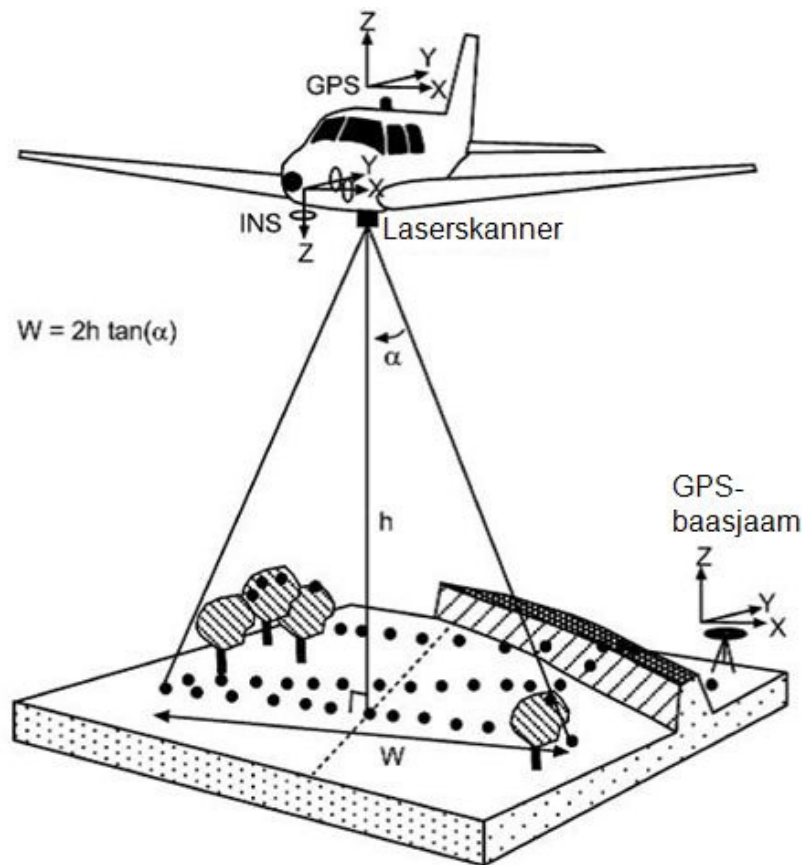
vähene misega (Leeuwen ja Nieuwenhuis, 2010). Seetõttu ongi laserskanneriga mõõtmised rohumaa de ja põõsastike vertikaalse struktuuri uurimisel siiani vähem tulemuslikud olnud (Morsdorf jt, 2010). Põõsaste asukoha ülemärkimisel on aga LiDAR-andmete kasutamine häid tulemusi andnud (Estornell jt, 2011). Enamus uurimusi ongi keskendunud põõsastike olemasolu või selle kõrguse mõõtmisele ning vähem tähelepanu on pööratud sellistele metsamajanduslikult olulistele parameetritele nagu biomass ja ruumala.

Viimase aja LiDAR-metoodikate areng on võimaldanud ka üksikute puude kaardistamist (Hyypä ja Inkinen, 1999; Persson jt, 2002; Wang jt, 2008) ning puuliikide määramist (Holmgren ja Persson, 2004; Leeuwen ja Nieuwenhuis, 2010; Vauhkonen jt, 2013). Puuliikide määramine põhineb LiDARi signaalide peegelduste ruumilisel paigutusel punkt pilves ning nende intensiivsusel (Leeuwen ja Nieuwenhuis, 2010). Võra kõrgus jaotust uuriv tehnoloogia võimaldab leht- ja okaspuude eristamist nende kuju järgi: näiteks kuuskede võra on kooniline ning tipp kitsas ja terav, aga lehtpuude võra on ellipsoidi- või vihmavarjukuline ja tipp tõmp (Harding jt, 2000). LiDAR-tehnoloogia on kiirelt arenev valdkond ning nüüdseks on jõutud juba nii kaugele, et selle abil saab vahet teha elus ja surnud puudel ning eristada isegi kahte põhitüüpi pöõgi metsi või kahte tüüpi kuusikuid (Bässler jt, 2011). Tagasipeegelduste tüüpide suhte järgi saab küllaltki täpse dominantsete liikide liigilise ja ohtrushinnangu puistu skaalas, kuid metoodika ei toimi piisavalt edukalt üksikute puude skaalas (Suratno jt 2009).

1.2.3. LiDAR-tehnoloogia

LiDAR-tehnoloogia koosneb mitme tehnilise komponendi ühendist ning sellepärast on tal ka hulk tehnilisi parameetreid ja piiranguid, mis omakorda mõjutavad kogutud andmete kvaliteeti. LiDARi tehnilistest iseärasustest rääkides tuleks lühidalt lahti seletada laserskanneri tööpõhimõtted, ning kuna õhulasersknaerimise tehnoloogia on kõige komplekssem, siis kirjeldatakse selle näitel. LiDARi töö põhineb sellel, et laserist

kiiratakse impulss ja seejärel registreeritakse objektilt tekkinud tagasipeegeldus ning peegeldumiseks kulunud aega. Määrates skaneerimise ajal lennuki positsiooni lennukil oleva GPSi ja maapealse GPS-baasjaama suhtes kogu trajektoori vältel, saame lennuki täpse asukoha laserimpulssi teele lähetamise hetkel (Joonis 1). Teades täpselt lennuki hetkeasukohta, asendit, impulsi lähetusnurka, impulsi kestust ja atmosfääri andmeid on võimalik välja arvutada laserpunkti peegelduse asukoht maapinnal (Maa-ameti Geoportaal, 2013). Tulemusandmestikuks on kolmemõõtmeline punktipilv peegeldustest (Straatsma ja Middelkop, 2006). Mõõdistamise parameetriteks on vaateväli, lennu parameetrid, prooviaala kuju, registreeritud signaali tüüp ja intensiivsus ning objektide omadused, millelt laser tagasi peegeldub.



Joonis 1. Laserskaneerimine õhust, selleks vajalikud komponendid ning tulemusena saadud punktipilv. GPS – globaalne positsioneerimissüsteem; INS – lennuki navigatsioonisüsteem
Kohandatud Straatsma ja Middelkop (2006) järgi.

Väljasaadetud kiirgus peegeldub tagasi erinevatelt hetkevaatevälja jäävatelt objektidelt – taimedelt ja maapinnalt, ehitistelt jne. Hetkevaatevälja suurus peegeldaval objektil on määratud kauguse ning laserkiirte kimbu hajuvusega – nimelt ei ole laserkiirte kimp paralleelne, vaid veidi koonusjas. Seega ei ole väljasaadetud impulss punktproov, vaid katab maapinnal mingi suurusega ala (Lang, 2010). Varasemad laserid saatsid välja ainult väikeses nurgavahemikus asuvaid signaale, mis piirnes vaatlusega otse õhusõiduki all. Tänapäevased instrumendid võimaldavad aga punktide laiemat skaneerimise ulatust õhusõiduki all (Straatsma ja Middelkop, 2006). Samas on leitud, et skaneerimise nurk mõjutab mõõtmiste täpsust (Hyypä jt, 2008), kuid see vajab edasist uurimist (Ahokas jt, 2005).

Lendamise kõrgus võib oluliselt mõjutada andmete kvaliteeti, sest mõõdistuslennu kõrgus määrab laserpunktide diameetri ja tiheduse maapinnal – madalam lend annab suurema punktutiheduse. Yu jt (2004) poolt läbi viidud uurimuses leiti, et täpsus puu kõrguse hindamisel väheneb (0,76 meetrilt 1,16 meetrini) lendamise kõrguse tõusuga (400 meetrilt 1,5 kilomeetrini), vähenes ka laseri poolt registreeritud puude arv.

Ka prooviala kuju võib palju mõjutada andmete täpsust. Üldine trend on, et prooviala suurendamine annab täpsemad tulemused. See tuleneb nii ääreefekti vähenemisest kui ka näiteks GPS-positsioneerimisest tuleneda võivatest vigadest. Ääreefekt on põhjustatud puudest, mis maapealsetel mõõtmistel on veel loetud proovialasse kuuluvaks, kuid õhust mõõdetuna ulatub selle puu võra proovialast välja (Næsset jt, 2013). LiDARi kõige ökonoomsem kasutusviis metsanduses on aga proovide võtmine pikkade ribade kaupa, kuna niimoodi lendamine on kõige soodsam (Kangas ja Maltamo, 2009). Samuti on leitud, et pikkade lennujoonte kaupa andmete kogumine annab täpsemaid tulemusi, kui ainult konkreetse prooviala mõõtmine. Geograafiliselt fragmenteeritud alade puhul võib kaaluda ka lühemate lennujoonte tegemist (Næsset jt, 2013).

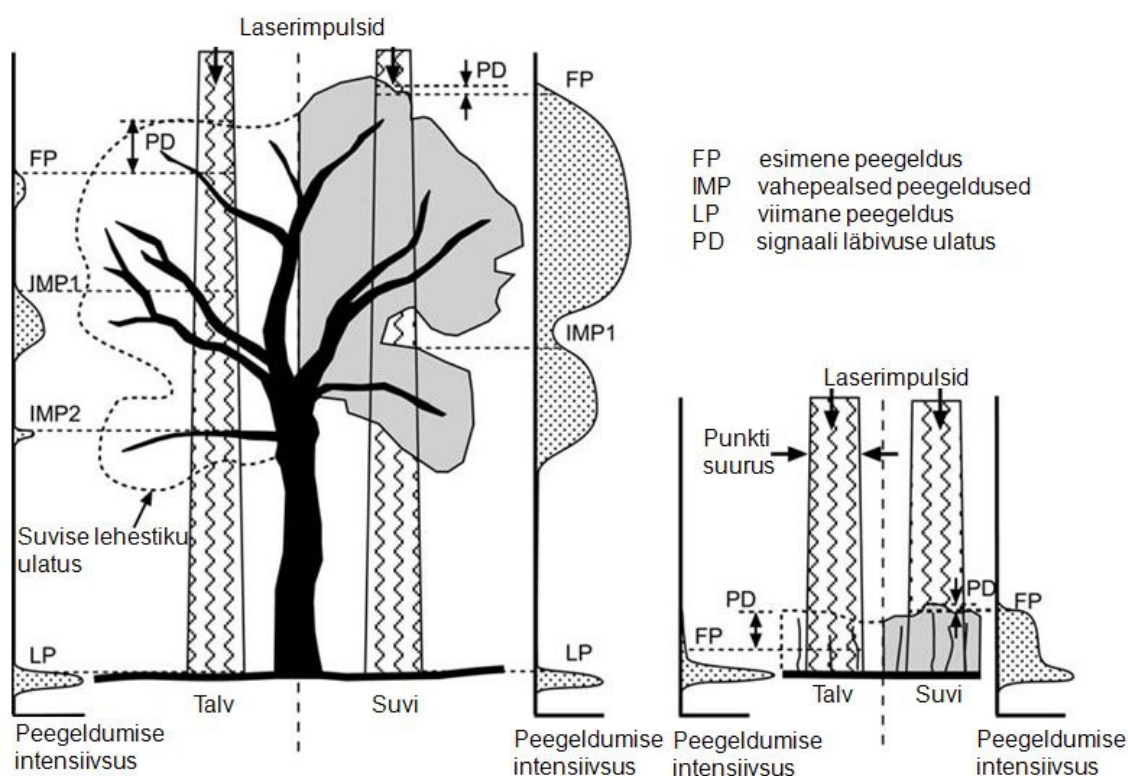
Peale kolme koordinaadi registreerib LiDAR ka peegeldumise intensiivsuse väärtust ning peegeldumise tüüpi. Tagasipeegelduva energia hulk sõltub peegeldava objekti optilistest omadustest kasutatava signaali lainepikkusel ning selle objekti pindalast hetkevaateväljas (Lang, 2010). Signaali intensiivsus on suhtarv välja saadetud ja tagasipeegeldunud valguse intensiivsuste vahel. Tavaliselt sõltub see objekti peegeldamise

võimest, kuid intensiivsust võivad mõjutada ka mitmed muud tegurid. Näiteks metsad neelavad ja peegeldavad energiat erinevalt sõltuvalt nende füüsikalistest (struktuur, lehestik, liigiline koosseis) parameetritest: siledad ja heledad või läikivad objektid on suurema peegeldamisvõimega kui tumedad ning kareda pinnaga objektid (Akay jt, 2012).

LiDAR-metoodikaga võrastiku kõrguse mõõdistamise üheks eelduseks on maapinna kõrgusmudeli olemasolu. Laserskaneerimise metoodika abil maapinnakõrguse leidmiseks on vaja eristada, millised punktid on tagasipeegeldunud maapinnalt ning millised taimedelt või muudelt maapinnast kõrgematest objektidelt, kuid see eristamine ei pruugi alati võimalik olla (Hyypä jt, 2008). Maapinna eristamiseks teistest objektidest on loodud mitmeid erinevaid algoritme, mis võtavad arvesse kõrguse kõrvalekaldeid naabruses olevate objektide kõrgusest. Kahjuks töötavad sellised algoritmid hästi vaid tasastel maastikel ning piisavat suure mõõtmistiheduse korral (Straatsma ja Middelkop, 2006). Maapinna kõrgusmudelite loomise puhul on abiks ka see, et LiDAR-skannerid on reguleeritud registreerima esimest, viimast või mitut tagasipeegeldunud signaali. Andmebaasi kantakse iga mõõtmise järgi mäрге, mis tüüpi peegeldusega tegu oli. Ainuke (*only*) tähendab, et tegu on ühe jagunemata registreeringuga. Märgistusega „esimene“ (*first*) tähistatakse esimest tagasipeegeldust (näiteks puulatv või lendav lind). Märgisega „vahepealne“ (*intermediate*) tähistatakse kõiki vahepealsed peegeldusi ehk registreeritud laserjälje vahepealsetel jagunemistel toimunud peegeldusi (näiteks puu võrastik). Viimane (*last*) tähistab signaali tagasipeegelduse viimast registreeringut (näiteks maapind või madalam võrastik) (Maa-ameti Geoportaal, 2013). Aerolaserskaneerimise puhul saab kõrge resolutsiooniga digitaalseid kõrgusmudeleid (DEM – *digital elevation model*) moodustada viimaste peegelduste abil (Næsset ja Gobakken, 2008) ning esimesed peegeldused, mis on stabiilsemad on sobilikud digitaalse mudeli (DSM – *digital surface model*) tegemiseks taimekoosluse võrastiku kohta. Kohtades, kus taimkate puudub, võib DSM esindada ka maapinnamudelit (Akay jt, 2012).

Taimekoosluste uurimisel on mõõdistamisaeagne aastaag üheks oluliseks teguriks, mis mõjutab lasermõõdistamise täpsust (Joonis 2). Lehtede suurus ja vanus võivad tugevasti mõjutada tagasipeegeldunud signaali. Tavaliselt lehed vähendavad peegelduse

intensiivsust ning piiravad laserkiire võrastiku läbimisedukust (Straatsma ja Middelkop, 2006). Maapinnamudelite loomisel on mõõtmiste tegemiseks parimaks ajaks varakevad, mil lumikate puudub, kuid taimed pole veel kasvama ja puud lehtuma hakanud (Hill ja Broughton, 2008; Stereńczak ja Kozak, 2011). Lehtedega perioodil aga saab hästi iseloomustada esimest rinnet (Hill ja Broughton, 2008). Katsetused on näidanud, et laialehiste metsade alumist rinnet ja maapinda on võimalik kaardistada piisava täpsusega, kombineerides vertikaalse struktuuri informatsiooni lehtedega ja lehitu aja kohta. Enamik uurimusi on siiani läbi viidud siiski ajal, mil puud on lehtedes (Straatsma ja Middelkop, 2006).



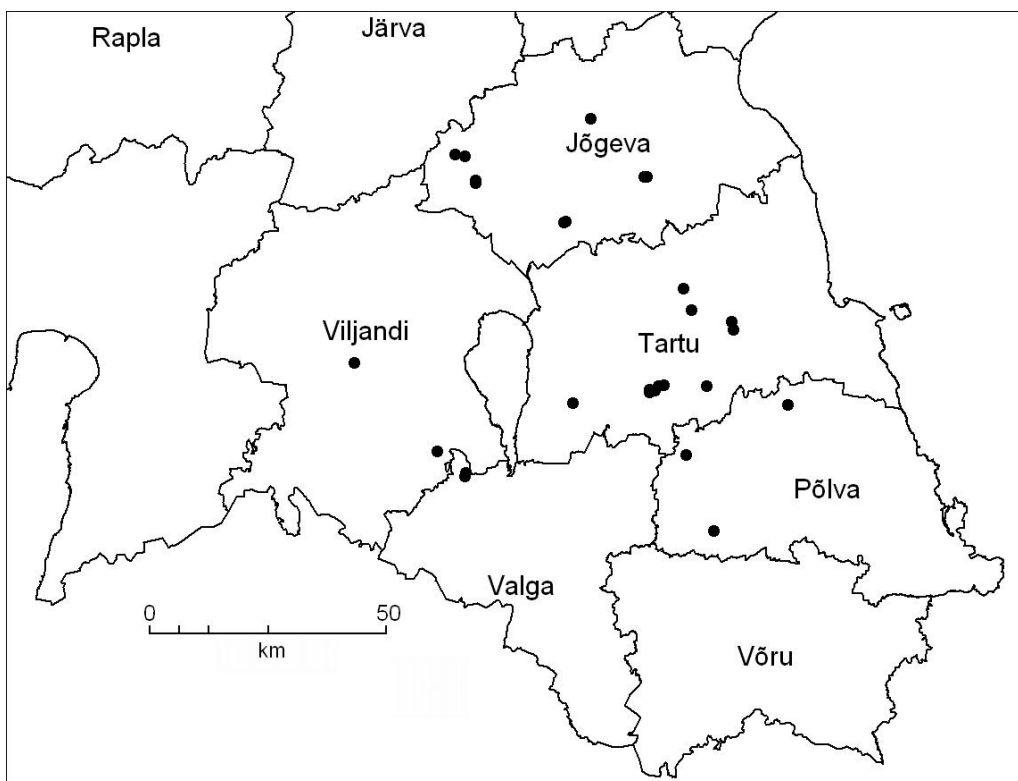
Joonis 2. Sesoonsed erinevused laseri peegeldumisel puudelt (vasakul) ja rohurindelt (paremal). Peegeldumisintensiivsus on kõrgem ning signaali läbimisvõime on väiksem suvel nii metsas kui ka rohurindes. Lehestik on küll heaks peegeldavaks pinnaks, kuid samas ei suuda laserkiir tihedast lehestikust läbi tungida. Kohandatud Straatsma ja Middelkop (2006) järgi.

Võttes arvesse laserskaneerimise mõõtmistulemusi mõjutavaid faktoreid, tekib küsimus, kui heaks alternatiiviks võib LiDAR-tehnoloogiat pidada, võrreldes seda klassikalistele taimekoosluse struktuuri mõõtmise meetoditega. Kahjuks on laserskaneerimise rakendamist Eesti puiskoosluste näitel vähe uuritud. Antud uurimuse ülesandeks oligi võrrelda aero- ja maapealse laserskaneerimise meetodikaga saadud puistute vertikaalse struktuuri kirjeldamise tulemusi visuaalhinnangul tehtud mõõtmistega Eesti metsades ja parkides, ehk siis küpsetes lehtpuuenamusega puistutes. Hüpotees on, et laserskaneerimine on mugav ja kiire meetod, mis annab tasastel ning mitte väga tihedates kooslustes analoogseid tulemusi siiani kasutusel olnud eksperthinnangutel põhinevate välitööde meetodikaga.

2. Materjal ja metoodika

2.1. Puistud

Uurimuse käigus koguti andmeid Kesk- ja Lõuna-Eesti parkide puistutest ning lehtpuuenamusega metsadest. Mõõtmiseks sobiv kooslus oli määratletud enam-vähem tasase maapinnaga hõreda kuni keskmiselt tiheda puistuna. Uurimise all olid kaks suhteliselt erinevat biotoopi: hõreda alustaimestikuga pargid ning tihedama vertikaalstruktuuriga metsad. Antud töö valim on kaheksa metsa ning 19 parki (Joonis 3), mis on valitud eelnevalt mainitud kriteeriumitest lähtuvalt. Koondtabel, kus on iga ala universaalne kood, selle nimi asukohast tulenevalt, biotoop ning geograafilised koordinaadid, asub lisa 1.



Joonis 3. Uurimisalade paiknemine, taustaks Eesti maakondade kaart.

2.2. Aerolaserskaneerimine

Aerolaserskaneerimise andmed pärinevad Eesti Maa-ameti andmebaasist. Kesk-Eestis toimusid mõõtmised 2010. aastal ning Lõuna-Eestis 2011. aastal. Mõõdistused on tehtud 2400 m kõrgusel lendavalt väikelennukilt seadmega Leica ALS50-II. Sellisel kõrgusel on keskmine kõrguspunkti tihedus 0,45 punkti ruutmeetri kohta, maksimaalne punktide vahe kuni 2,6 meetrit ning arvutuslik punkti kõrguslik täpsus vahemikus 0,07-0,12 meetrit. Seadme teised tehnilised parameetrid on välja toodud tabelis 1.

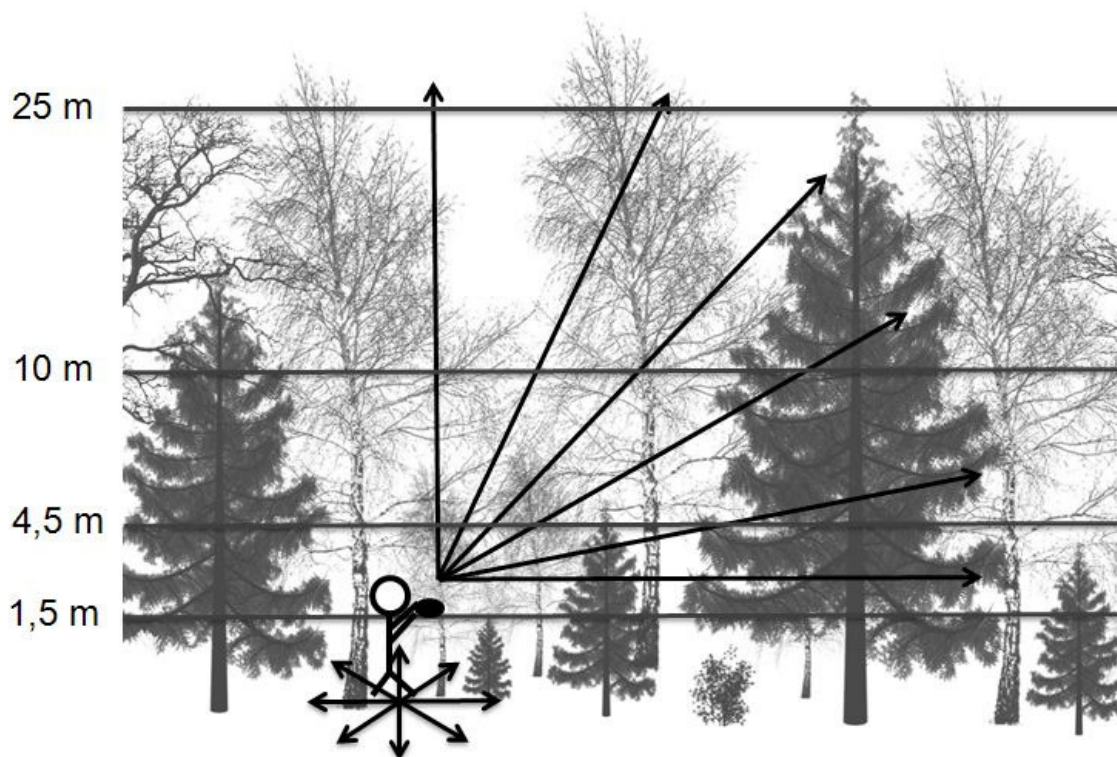
Tabel 1. Aerolaserskanner Leica ALS50-II tehnilised parameetrid

Aerolaserskanner Leica ALS50-II	
Laserkiire skaneerimismuster	sinusoidaalne (sik-sak)
Opereerimise kõrgus	200-6000 m maapinnast (AGL)
Maksimaalne peegli võnke sagedus	90 Hz
Maksimaalne impulsi sagedus	20-150 kHz, mitmikpulss (MPiA)
Peegelduste arv	4 (esimene, teine, kolmas, viimane)
Maksimaalne vaateväli	22,5°
Punkti suurus maapinnal	54 cm
Kalde stabilisatsioon	automaatselt kohanduv
Salvestus andmekandja	300 GB HDD (~17 h maksimaalsel impulsi sagedusel)
Töötab olenemata valgus-tingimustest (öösel)	

LiDARi poolt salvestatud informatsiooni puhul on tegemist toorandmetega. See tähendab suurt hulka kõrguspunkte, millest osa kirjeldavad maapinnapunkte, ülejäänud muid objekte nagu taimestik, hooned, vesi, sillad, mastid, elektriliinid jne. Maa-ametist telliti toorandmed 2x2 km suuruste kaardilehtede kaupa ning mõõtmised ei olnud korrigeeritud kõrgusmudeliga. Kaardilehed sisaldasid järgmisi andmeid: klass, x-koordinaat, y-koordinaat, z-koordinaat, intensiivsuse väärtus, peegelduse järjekorratüüp.

2.3. Maapealsed mõõtmised

Puistute struktuuri tehniliseks täppismõõtevahendiks maa pealt oli laserkõrgusmõõdik Nikon Forestry 550. Igal alal valisin kolm kuni neli punkti, mille tsentrist mõõtsin laserkõrgusmõõdiku abil puistu sisestruktuuri, kasutades kuute kõrgusnurka ning kuni kaheksat vaatlussuunda (Joonis 4).



Joonis 4. Maapealsete lasermõõtmiste meetodika. Ühe uurimisala sees valitud punkt, mille tsentrist teostati mõõtmised maapealse laserkõrgusmõõdiku abil.

Mõõtmistel võtsin arvesse puistu eripära ning ümbritsevat keskkonda. Liiga tiheda puistu või ebatasase maapinna korral piirdusin vähemate proovipunktidega, mille valisin sobivamasse piirkonda ning kui mõnes suunas jäi mõõtmise vaatevälja näiteks hoonestus, jätsin selle suuna vahele. Tehtud tööde tulemusena sain järgmised andmed: mõõtmise kõrgusnurk, kõrgusmõõdiku vaatevälja jääva kaugeima objekti kaugus ning kõrgus. Seega

ei mõõdetud üksikute puude kõrguseid, vaid antud suunas juhuslikult vaatevälja jäävat taimset objekti või selle osa. Lisaks märkisin üles koosluses esinevad puu- ja põõsaliigid, rohu- ja puhmarinde katvuse ja kõrguse, hooldamise, maastiku reljeefi (tasane või kaldes) ning puistu mosaiiksuse (ühtlane, häilude või tihegruppide olemasolu). Välitööd teostati 2012. aasta suvel.

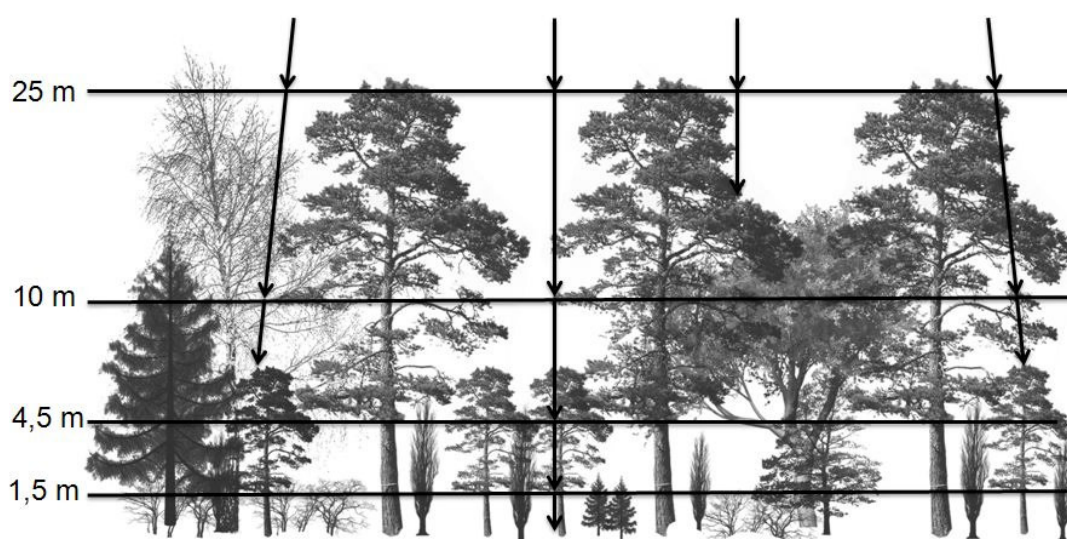
Visuaalhinnangul põhinevad mõõtmised viidi läbi Kertu Lõhmuse doktoriprojekti raames 2008-2012. aasta suvel (Liira jt, 2012; Lõhmus ja Liira, 2013), mille raames hinnati lehestikurinnete (1-4m, 4-10m ja üle 10m) katvus (täituvus) 30 m raadiusega ala kohta.

2.4. Andmetöötlus

Esmalt kandsin välitööde uurimisalade asukohad programmi Mapinfo Professional v 9.0 ja digitaliseerisin iga uurimisala piirid, mis katsid hinnanguliselt maapealse kõrgusmõõdistamise ulatuse. Uurimisala piiritlemine sai aluseks aero-LiDARi andmestikupäringule. Igale alale määrasin maapinna kõrguse Maa-ameti kõrgusmudeli põhjal Maa-ameti geoportaalis (geoportaal.maaamet.ee).

Järgnevalt importisin uurimisala piiridesse jäävad Maa-ametist tellitud LiDAR-mõõdistuse andmed. LiDARi toorandmetega oli kaasas automaatne klassifikatsioon, mis näitas, kas Maa-ameti mudeli järgi võis tegemist olla maapinna või mõnelt muult objektilt mõõdetud peegeldusega. Maapinnapunkte oli küll muude objektidega mõõdistustega võrreldes vähe ning ka nende seas tuli teha kvaliteedi hindamist (kahtlased kühmunud või lohud, mida välitööde ajal ei täheldatud), kuid valdavalt neist piisas, et hinnata uurimisala piiridesse jääva maastikureljeefi eripärasid ning modifitseerida sellele vastavalt maapinna kõrgushinnangut ja selle varieerumist uurimisala piires. Lahutades iga peegelduse z-koordinaadist maapinna kõrguse antud kohas, sain lokaalse erinevuse ehk kõrgushinnangu igale punktile.

Maapealse laserkõrgusmõõdiku abil tehtud mõõdistamisandmete põhjal arvutasin samuti objektide peegelduste kõrgusjaotuse. Edasise analüüsi jaoks transformeerisin kõrgusandmed nii, et see võtaks arvesse üksiku mõõtmise võrastiku kihtide läbivust. Selleks moodustasin katvuse visuaalsel kirjeldamisel kasutatud võrastiku (lehestiku) rinded vahemikena 0-1,5 m, 1,5-4,5 m, 4,5-10 m, 10-25 m ja üle 25 m. Kuna maa peal tehti laseriga mõõtmised 1,5 meetri kõrguselt, siis jätsin analüüsist madalaim rinne vaatluse alt välja.



Joonis 5. Laserkiire jõudmine mingisse võrastiku kihti ning enne seda läbitud kihid aerolaserskaneerimise puhul.

Seejärel rakendasin järgmist loogikat: kui mõõtmine on saavutanud teatud väärtuse ühes võrastiku kihis, siis on ta selleks pidanud läbima antud kihile eelnevad kihid. Näiteks, kui maapealsel mõõtmisel saame tulemuseks 7 m, siis on ta eelnevalt läbinud kihi vahemikus 1,5-4,5 m (Joonis 4), ning aerolaserskaneerimise andmestiku puhul tähendab tulemus 7 m aga seda, et on läbitud kihid vahemikes üle 25 m ja 10-25 m (Joonis 5). Rindelt peegeldunud mõõtmiste proportsiooni kasutasin katvuse ehk horisontaalse liituvuse hinnanguna (lennukilt vaadates võib käsitleda katvusena ja maa pealt vaadates liituvusena).

Sellise andmete töötlemise puhul sai tehtud lihtsustav eeldus, et rinnete omavaheline horisontaalne struktuur on sõltumatu, st et alumise rinde taimede (lehestiku) paiknemine ei ole tugevas sõltuvuses ülemise rinde struktuurist. Sõltuvuse korral peaks rakendama oluliselt keerulisemaid teisendusi läbivusest katvuse tuletamisel, kuid see eeldaks vastavate vertikaalsete seoste kvantitatiivse hinnangu olemasolu.

Andmetöötlusprogrammi Statistica abil rakendasin saadud rinnete proportsioonidele korduvmõõtmiste dispersioonanalüüsi (eri meetoditega saadud hinnang oli mõõdetud sama uurimisala sees) ja selle oluliste muustrite ilmnemisel ka mitmest võrdlust (Fisheri test). Tegin seda nii metoodikast (aerolaserskaneerimine, maapealne lasermõõdistus ja visuaalhinnang) kui biotoobist (mets ja park) lähtuvalt.

3. Tulemused

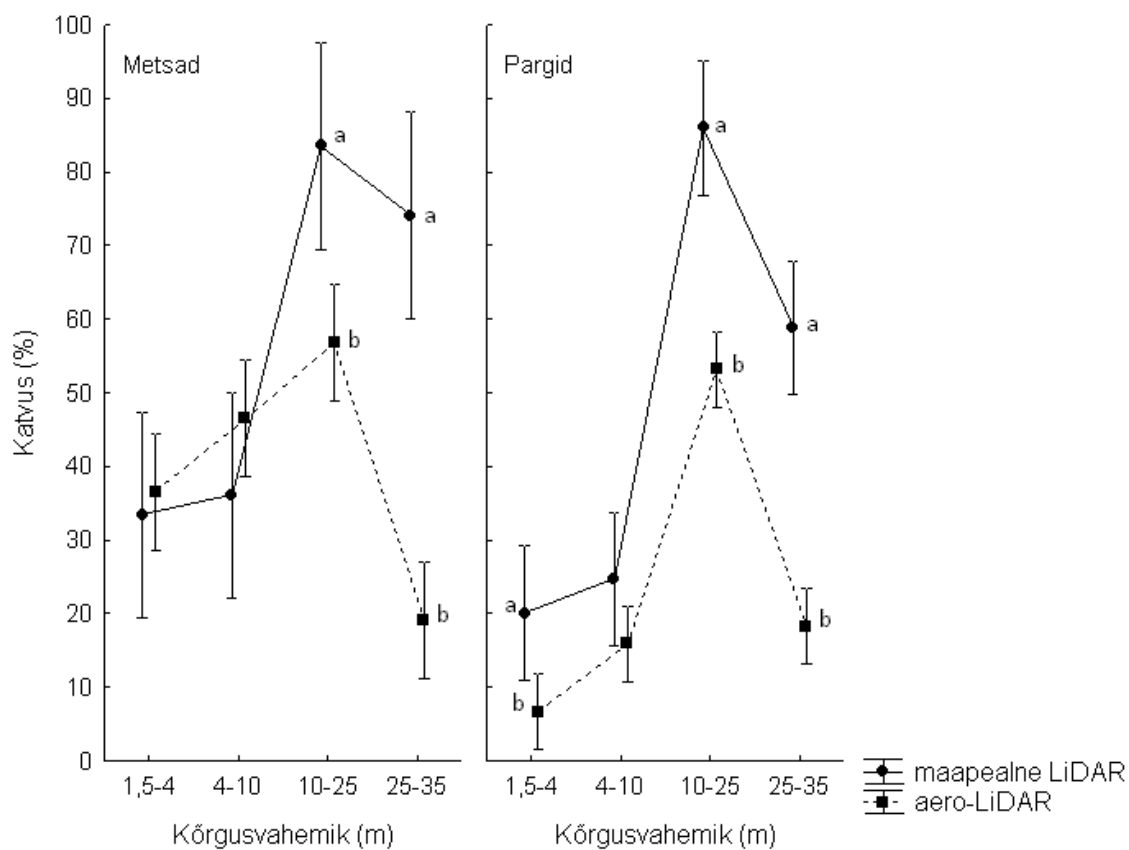
Aerolaserskaneerimise andmete põhjal sain sellised alasid iseloomustavad suurused nagu keskmine maapinna kõrgus üle merepinna, selle vahemik ühe ala piires ning puistu kõrgus (Lisa 1). Viimase tunnuse defineerisin 98% protsentiili põhjal, kuna sellest protsendist alates jäi puistu kõrgushinnang enam-vähem stabiilseks. Seega ei ole puistu kõrguse hindamisel arvesse võetud üksikuid teistest erinevaid kõrgemaid väärtusi, eeldades, et nendeks võisid olla üksikud oksad, lendavad linnud vmt.

Tabel 2. Aerolaserskaneerimise ja maapealse lasermõõtmise kordumõõtmiste dispersioonanalüüsi tulemuste tabel. Met – meetoodika (kaks taset); F – Fisheri statistik; p – faktori olulisustõenäosus.

	Vabadus- astmete arv	F	p
Vabaliige	1	965.36	<0.0001
Rinne	3	55.98	<0.0001
Biotoop	1	22.58	<0.0001
Rinne*Biotoop	3	3.64	0.02
Viga (lihtfaktorid)	100		
Met	1	96.31	<0.0001
Met*Rinne	3	29.02	<0.0001
Met*Biotoop	1	2.71	0.10
Met*Rinne*Biotoop	3	3.33	0.02
Viga (kordumõõtmised)	100		

Võrreldes aerolaserskaneerimise tulemusi maapealse lasermõõtmise omadega, selgub, et statistiliselt oluline erinevus on olemas nii rinnete, biotoopide kui ka meetoodikate vahel (Tabel 2). Kui võrrelda kahte meetoodikat võrastikukihtide kaupa, siis ilmneb, et erinevused on spetsiifilised mõnede rinnete, samas kui üldine rinnetevaheline muster on analoogne, eriti parkides (Joonis 6). Metsade puhul tekib oluline erinevus alles alates kõrgusvahemikust 10-25 m ja eriti suur erinevus on näha vahemikus 25-35 m, kus

maapealne laser on selle kihi katvuse hinnanud umbes 55% võrra suuremaks kui õhulaserskanner. Parkide puhul puudub oluline erinevus vaid 4-10 m kõrgusel olevas võrastikukihis. Kokkuvõtvalt - meetodiline erinevus on rinnete katvustes olemas ja vahel kuni mitukümmend protsenti, kuid võrastikukihtide omavaheline proportsioon on üldjoontes sama.

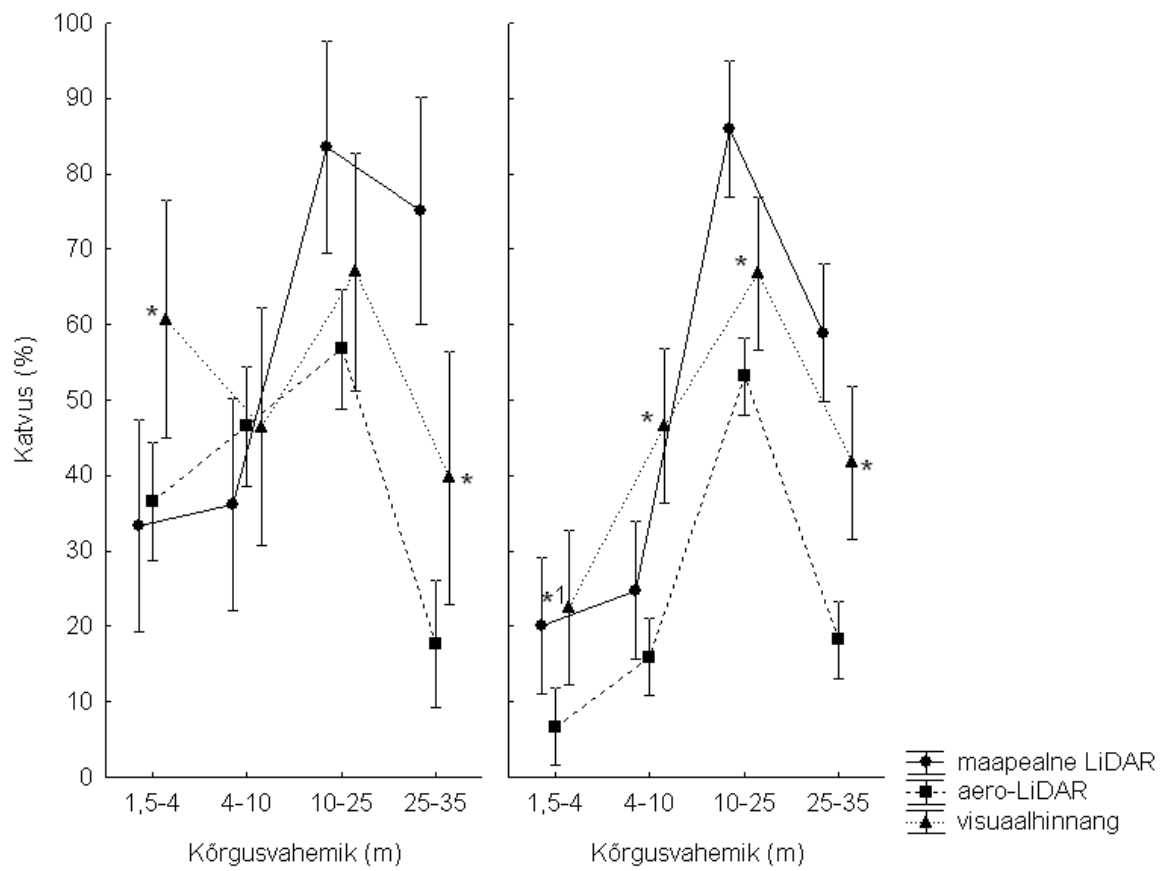


Joonis 6. Aerolaserkaneerimise mõõtmistulemuste võrdlus maapealse laserkaugusmõõtmisega. a ja b tähistavad olulist erinevust teisest meetodikast Fisheri testi puhul. Vertikaalsed jooned näitavad standardvea ulatust.

Tabel 3. Aerolaserkaneerimise ja maapealse lasermõõtmise korduvmõõtmiste dispersioonanalüüsi tulemuste tabel. Met – meetodika (kolm taset); F – Fisheri statistik; p – faktori olulisustõenäosus.

	Vabadus- astmete arv	F	p
Vabaliige	1	1142.14	<0.0001
Rinne	3	44.04	<0.0001
Biotoop	1	19.43	<0.0001
Rinne*Biotoop	3	5.21	<0.0001
Viga (lihtfaktorid)	99		
Met	2	38.10	<0.0001
Met*Rinne	6	12.93	<0.0001
Met*Biotoop	2	1.08	0.34
Met*Rinne*Biotoop	6	2.89	0.01
Viga(korduvmõõtmised)	198		

Kui võrdlusesse kaasata ka kolmas meetodika ehk maapealne visuaalhinnang, on mitmese võrdluse tulemused üldiselt samad: statistiliselt oluline erinevus on nii rinnete, biotoopide kui ka meetodikate vahel (Tabel 3). Visuaalhinnangu väärtused paikevad valdavalt kahe lasermeetodika väärtuste vahel, ehk siis keskmistavad kahte teist meetodikat; seda küll üksikute eranditega. Metsade puhul puudub statistiliselt oluline erinevus kolme meetodika vahel võrastiku kihtides kõrgusega 4-10 ja 10-25 m (Joonis 7), kõrgusvahemikus 1,5-4 m on visuaalhinnang aga LiDAR-mõõtmisest paarkümmend protsenti kõrgem. Samasugust tendentsi võime näha ka parkide puhul – parkides on küll visuaalhinnangul erinevus kas mõlemast või ühest meetodikast olemas kõigis võrastiku kihtides, kuid see-eest on väga selgesti välja joonistunud võrastiku kihtide proportsioonide suhe ning alumised rinded on saanud visuaalhinnangul suhteliselt kõrgemaid väärtusi. Üldiselt on kõige kõrgemad võrastiku katvuse hinnangud saadud maapealse lasermõõdistuse teel ning kõige madalamad aerolaserskanneriga.



Joonis 7. Kolme meetodika vaheline võrdlus biotoobipõhiselt. * – visuaalhinnangu statistiliselt oluline erinevus teistest meetodikatest; *¹ – visuaalhinnangu statistiliselt oluline erinevus aerolaserskaneerimisest. Vertikaalsed jooned näitavad standardvea ulatust.

4. Arutelu

Uurimistöö ülesandeks oli võrrelda taimekoosluste struktuuri hindamise kolme meetodikat vertikaalse (rindelise) mustri kirjeldamisel. Võrreldi Eesti Maa-ameti aero-LiDARi mõõdistamisi maapealsete lasermõõtmiste ja traditsioonilise visuaalhinnanguga. Aerolaserskaneerimist on teiste meetodikatega võrreldud mitmetes töödes. Kuna erinevad autorid käsitlevad puistu kõrgusklasside erinevalt ning nende vastavus üksteisele on ebaselge (ka mõõtmiste täpsusklassid on varieeruvad) ning teisest küljest on täpsust mõjutavaks teguriks ka puistu (metsa) keskkonnatingimused ja koosluse tüüp, siis seab see piirid erinevate uurimustulemuste võrdlemisele (Hyypää jt, 2008; McElhinny jt, 2005). Probleemid tekivad ka meetodite täpsuse võrdlemisel ühe uurimuse raames, kuna koosluse tegelik täpne struktuur ei ole teada. Sellepärast ei saa ühegi meetodi tulemusi absoluutseks tõeks pidada ja seega ei saa võrrelda uurimismeetodite puhul sellist väga tähtsat omadust nagu täpsus, vaid pigem peab piirduma, ka antud töös, meetodite võrdlemisega üldiste muustrite tabamisel ning tehnilise teostuse eeliste ja puuduste põhjal.

Enamikes seni läbiviidud uurimustes on välja toodud aerolaserskaneerimise eelised lähtudes selle mugavast ning kiirest andmete kogumise viisist, samas kui visuaalhinnangut peetakse töömahukaks, subjektiivsemaks ja ebatäpsemaks meetodiks. Näiteks Næsset'i jt (2013) poolt tehtud uuringus leiti, et laserskaneerimise teel saadud tulemustel on märkimisväärselt suurem täpsusaste kui maapealsete välitööde puhul: LiDAR-andmete standardviga oli maapealsete mõõtmistega võrreldes 40-60% väiksem. Samas Ene jt (2012) poolt läbi viidud uurimuses osutus aerolaserskaneerimise standardviga umbes 1,8 korda suuremaks kui maapealsete välitööde hinnangul. Paljudes teistes uurimustes (Bollandsås ja Gregoire, 2013; Cao jt, 2012; Ene jt, 2012; Tonolli jt, 2011) on erinevate meetodikatega saadud tulemused olnud aga omavahel väga sarnased. Danson jt (2007) võrdlesid näiteks maapealse laserskanneri teel saadud tühimike osakaalu võrastikus kalasilmafoto abil saaduga. Tulemused olid väga sarnased, kuid jällegi täheldati lasermeetodi mugavust – see nõuab vähem manuaalset andmetöötlust ning andmete täpsus ei sõltu ka ilmastikuoludest. Käesolevas töös olid kolme meetodika võrdluses saadud katvuste protsendid küllaltki

erinevad, kuid võrastike omavahelised proportsioonid üsnagi sarnased. Võis näha, et teatud kõrgusvahemikes olid meetodite tulemused omavahel sarnasemad kui teistes.

Aerolaserkaneerimise ja maapealse lasermõõtmise puhul tuleb metoodiline erinevus välja kahes kõrgemas võrastiku kihis. Ühest küljest on maapealne laser ülemisi rindeid kindlasti ülehinnanud. Seda arvatavasti seepärast, et välitöödel pandi kirja vaid need mõõtmised, mis andsid mingi näidu – puudu on näitu mitteandnud mõõtmised. See võis juhtuda täisnurga all mõõtes tehnilistel põhjustel või sattus mõõtmine lihtsalt avatud valguskanalisse võrastikus. Teisest küljest on maa peal nurga alt vaadates kergem tabada laseriga ka neid puutippe, mis aerolaserskanneril tabamata jäävad oma küllaltki väikse horisontaalse projektsioonipindala tõttu. Juba 1980ndatel leiti, et aerolaserskanner kipub puude kõrgust alahindama, kuna üldjuhul laser ei taba puu võra kõige kõrgemat osa (Nelson jt, 1988) ning kahjuks on see probleem säilinud tänaseni (Hyypä jt, 2008).

Kolme metoodika vahelises võrdluses selgus, et nii metsades kui parkides on visuaalhinnang kõige alumises kõrgusvahemikus 1,5-4 m LiDAR-mõõtmistest kõrgem. Põhjused võivad peituda metoodikate eripärades, kuna tihedates ja suletud puistutes ei ole võimalik adekvaatselt mõõta alumist rinnet. Ainult väike osa aerolaseri signaalidest läbivad ülemise võrastiku kihi ja suudavad alumiselt rindelt tagasi peegeldumise järel läbida võrastiku teist korda (Hill ja Broughton, 2008). Ka maapealse laser kõrgusmõõdikuga on tiheda võrastiku all ja sees keeruline mõõtmisi teha, kuna mõõdetavad objektid on seadme jaoks liiga lähedal, et fikseerida nende kaugus ja kõrgus ning liikudes mõõdistamiseks veidigi avatumasse kohta, saab sealt mõõtes paratamatult madalama tihedushinnangu. Samaaegselt, visuaalhinnangu metoodika puhul on mõõtmisi võimalik teha ka suletud ja väga keerulises võrastikus ning arvesse võtta kõiki komponente.

LiDAR-metoodikate omavahelises võrdluses võib kõige usaldusväärsemaks pidada tulemusi kõrgusvahemiku 4-10 m kohta, kuna seal nende kahe metoodika tulemused ühtisid (Joonis 7). Visuaalhinnang sarnanes lasermõõtmistele metsades, kuid erines parkides. Antud rinne ongi visuaalselt ehk kõige raskemini määratletav. Samas, probleemiks ei pruugi olla eksperdi kõrgusmääratlus, vaid puurinde võrastiku vertikaalstruktuurne seotus ja seda eriti parkides, kus spetsiaalne puude teine või kolmas rinne puudub ning

lehestikurinde 4-10 m moodustavad esimese rinde puude alumised oksad. See seletaks aero-LiDARi kõige madalamat võrastiku täituvuse hinnangut parkides. Metsades, kus puistu teine ja kolmas rinne koosneb noortest või allasurutud puuisenditest, on antud rinde struktuur esimesest rindest sõltumatum ning sellepärast on ka tulemused meetodikate vahel sarnasemad.

Samas, tulemused kahe alumise rinde kohta vihjavad ühele meetoodilisele probleemile ja seda eelkõige hõredama alusmetsaga parkide näitel – nimelt ei erista laserkiir lehestikku ja puutüve. Õhust skaneerides on tüvede osakaal suhteliselt väike, sest vaatenurga laius on maksimaalselt 22 kraadi, samas kui maapealse lasermõõdistamise korral jäävad puude tüved laserkiirele risti ette. Selline meetoodiline eripära seletab, miks metsades, kus on tihedama lehestikuga alusmets, on aero-LiDARi ja maapealse lasermõõdistamise tulemused suhteliselt sarnased ja pigem annab aero-LiDAR kõrgema täitvusväärtusega hinnangu; samas kui parkides on vastupidi: aero-LiDARi mõõdistus annab oluliselt madalama rinde katvuse kui maapealne mõõdistamine. Meetoodiliste probleemide olemasolule viitab aga ka mõlema meetoodika suurima väärtuse mõningane erinevus visuaalsest hinnangust eelkõige parkide rinde 4-10 m puhul.

Ülemiste rinnete puhul on selge ülehinnangu andnud maapealne laser kõrgusmõõdistus, seega võiks esimese rinde parimaks kirjeldamise meetoodikaks pidada aerolaserskannerit või visuaalhinnangut. Samas, juba kirjeldatud tehnilis-meetoodiliste paranduste rakendamisel välitöödel võiks ka maapealset mõõdistamismetoodika tulemust parandada. Omaette küsimus on, kas peaaegu vertikaalselt tekitatud projektsioonhinnang esimese rinde täituvusele (katvusele) on ikka ökoloogiliselt õigustatud. Näiteks taimede puhul, mis saavad oma valguse ühest punktis eri suundades ülesse suunatult, ehk meetoodiliselt lähedaselt visuaalsele liituvushinnangule, kalasilmmeetoodikale või ühest punktist mõõdetud maapealse lasermõõdistusele. Samaaegselt, aero-LiDARi hinnang esimestele rinnetele võiks olla sobivam võrastikus elavate või toituvate loomade ökoloogilise keskkonna kirjeldamiseks.

Uurimuse tulemused ei pruugi sõltuda ainult eelnevalt mainitud asjaoludest. Näiteks võib biotoopidevaheline erinevus sõltuda peale võrastiku tiheduse ka töös kasutatud

prooviaalade iseloomust ja arvust. Mõõdistatud lehtpuuenamusega metsi oli üle kahe korra vähem kui parke ja isegi neist kõik ei olnud mõõdistamiseks kõige parema vastavusega eelnevalt seatud kriteeriumitele: maapind oli kaldus või võrastik kohati väga tihe. See on ka põhjuseks, miks metsade valim suhteliselt väikeseks jäi. Kuna antud töösse sai valitud võimalikult homogeenne puistu osa ning võimalikult tasane ala, siis detailne maapinnamudel näitas, et isegi sellise valiku puhul ei ole valim ideaalne. Küll aga on see mõtlemiskoht edaspidiseks: kui suurele alale võiks maapinna kõrgust üldistada, või kust hakata lugema puude kõrgust järsakute kallastel ja väga suure ebatasasusega mikroreljeefi korral? Antud töös on maapinna kõrgusmudel koostatud LiDAR-andmete automaatsele klassifikatsioonile tuginedes, kuid ka Eesti Maa-amet on nentunud, et automaatne klassifitseerimine tekitab tulenevalt maastiku iseloomust vigu ning tihedamates metsades ei ole piisavalt maapinna peegeldusi kvaliteetse maastikumudeli loomiseks. Hõreda punktutiheduse korral võib maapind olla järsaku tipu/ülemise serva lähedal lõpuni klassifitseerimata või klassifitseeritakse maapinnaks näiteks suured lokaalsed rändrahnud. Lisaks ei tungi laserkiir läbi ühtlaselt tihedast alustaimestikust, peegeldudes tagasi taimestiku pinnalt ning klassifitseerimisel on antud punktid loetud maapinna osaks, andes seetõttu tulemuseks tegelikust kõrgema hinnangu (Maa-ameti Geoportaal, 2013). Seega ei saa lõpuni kindel olla ka antud töös kasutatava maapinna kõrgusmudeli täpsuses, kuid suhteline muster võiks olla siiski usaldusväärne.

Tulemusi mõjutavaks teguriks võib olla ka see, et puistu koosseis ei olnud kõigis kooslustes piisavalt sarnane. On näidatud, et lehtpuude peegeldamisvõime on umbes 60%, samas kui okaspuudel on see kõigest 30% kandis (Song jt, 2002). Antud töös on see aspekt ehk vähem oluline, kuna kõikide meetodite puhul on andmed kogutud suvel. Siiski võib mõningane ajaline nihe mõjutada võrastike katvuste protsente, sest lehtede suurus ja vanus võivad tugevasti mõjutada tagasipeegeldunud signaali tugevust (Straatsma ja Middelkop, 2006). Maa-ameti aero-LiDARi andmete kvaliteedi hindamiseks ei saanud aga fenoloogilist kriteeriumit kasutada, sest kahjuks ei ole Eesti Maa-ameti andmetes kaasas täpset informatsiooni mõõdistuslennu aja kohta.

Kindlasti peab meeles pidama ka seda, et Eesti Maa-ameti poolt tehtud aerolaserskaneerimine pole tehtud eesmärgiga mõõta puistute struktuuri, vaid maapinnareljeefi, st saada alusandmestik kõrgusmudeli arvutamise jaoks. Enamikes ökoloogilistes laserskaneerimist käsitletavates uurimustes on mõõdistuslennud tehtud spetsiaalselt selle töö jaoks sobival ajal ning ka punktihedused jäävad sealjuures vahemikku 4 p/m² (Estornell jt, 2011) kuni 31 p/m² (Ozdemir ja Donoghue, 2013), samas kui Maa-ameti LiDARi punktihedus on keskmiselt 0,45 p/m². Ka Eestis läbiviidud uurimuses, kus analüüsiti SA Järvelja Õppe- ja Katsemetskonna territooriumil oleva keskealise männiku, kuusiku ja kaasiku põhjal LiDARi andmetest katvuse hindamise võimalusi, tehti iga puistu kohal kaks teineteisega risti olevat lennu, mis andis punktiheduseks kokkuvõttes 20 p/m² (Lang, 2010). Hyyppä jt (2008) arvab, et punktihedus on ökoloogiliste mõõtmiste puhul lausa võtmeküsimuseks. Seega võib käesolevas töös kasutatud Maa-ameti aerolaserskaneerimise punktihedust pidada ökoloogiliste mõõtmiste jaoks liiga hõredaks.

Kõigil meetodikatel on omad positiivsed ning negatiivsed küljed, mis sõltuvad nii tehnoloogiast, uurimisala eripäradest, keskkonnast kui ka mõõtmisi läbiviivast inimesest. Meetodi valikul tuleks lähtuda esiteks uurimistöö eesmärgist: milliseid puistu parameetreid soovitakse uurida ning milliseid järeldusi nendest edaspidi teha soovitakse. Näiteks lindude ja nahkhiirte lennuruumi hindamisel on aerolaserskanneri abil saadud võrastiku horisontaalse täituvuse hinnangud heaks alusmaterjaliks. Ka metsa alustaimestiku valgustingimuste kohta annab laserskaneerimine palju informatsiooni, kuid puude liikide täpsete katvushinnangute saamiseks peaks kindlasti läbi viima visuaalhinnangu. Visuaalhinnang sobib hästi ka metsa majandamise ja planeerimise seisukohast (Paletto ja Tosi, 2009). Teiseks tähtsaks aspektiks on majanduslikud võimalused ja objekti pindala. Väikesepindalaliste uurimisalade korral on neist kolmest meetodist kõige odavam visuaalhinnang ning kalleim aerolaserskaneerimine. Viimane võib olla küll kordades kiirem ja mugavam, kuid spetsiaalse mõõdistuslennu tegemine tasub ära vaid suureskaalaliste uurimuste puhul. Suurem prooviala annab ka täpsemad tulemused tulenevalt ääreefekti vähenemisest ja GPS-positsioneerimise vigadest (Næsset jt, 2013). Kolmandaks tuleks arvesse võtta uurimisala eripärasid: ebatasasemate alade puhul võib visuaalhinnang osutada

täpsemaks ja mugavamaks, kui hilisem maapinna kõrgusmudeli loomine ning sellest sõltuv tulemuste interpreteerimine.

Üheks lahenduseks on ka erinevate meetodikate kombineerimine. Näiteks võib mõõta aerolaserskanneriga puistu üldisemat struktuuri ning suurema punktihedusega maapealse laseriga saab probleemsed kohad üle mõõta või kasutada seda lihtsalt andmete kontrolliks (Heritage ja Large, 2009). Kontrollmeetodina saab kasutada ka visuaalhinnangut, mille käigus saaks koguda informatsiooni ka peegeldava pinna tüübi (lehestik või puukoor), seisundi (elus, stressis või surnud) ja puuliigi kohta (Harding jt, 2000). Tihedamate alade puhul võiks kaaluda kõrgemate võrastiku kihtide mõõtmist aerolaserskanneriga ning alumisi visuaalhinnanguga.

Edaspidiseks on arenguruumi nii aerolaserskaneerimise kui maapealsete mõõtmiste tehnoloogias ja meetodikas. Täpsust suurendaks LiDARi punktiheduse tõstmine ning abiks oleks ka toorandmetesse mõõdistuslennu aja lisamine. Maapealse laseri mõõdistustihedust saaks samuti suurendada, aga mitte laserkiirte signaali sageduse tõstmise läbi, vaid ühe ala sees rohkem vaatluspunkte tehes ning kasutades lisaks ka erinevaid aparadi paigutamise kõrgusi. Ülemiste võrastiku kihtide täpsemaks kirjeldamiseks peaks maapealsel mõõtmisel registreerima ka mõõtmised, mis avatud võrastiku all kuskilt tagasi ei peegeldunud. Samade koosluste kirjeldamist võiks võrrelda ka erinevatel aastaegadel.

Töö hüpotees oli, et laserskaneerimine on mugav ja kiire meetod, mis annab tasastel ning mitte väga tihedates kooslustes analoogseid tulemusi siiani kasutusel olnud eksperthinnangutel põhinevate välitööde meetodikaga. Osaliselt peab see paika: suurtel aladel kasutamiseks on maapealsete mõõtmistega võrreldes tegu kindlasti väga kiire ja mugava vahendiga, mis annab puistu võrastikurinnete proportsioonide kohta visuaalhinnanguga võrreldavaid rahuldavaid tulemusi. Töö tulemustest võib järeldada, et lasermõõdistusega saab puistu vertikaalset struktuuri hinnata, kuid ebatäpseid tulemusi võivad anda ebatasased mitmerindelised kooslused. Ei saa ka väita, et aerolaserskaneerimise tulemused oleksid täpsemad kui eksperdi poolt tehtud visuaalhinnang. Kui arvesse võtta paljusid erinevaid aspekte, mida saaks tehnoloogia ja meetodikate puhul edasi arendada, siis võib usaldusväärseks pidada kõiki kolme meetodit. Seega peaks meetodika valiku langetama lähtuvalt töö eesmärgist, objekti pindalast, uurimisala eripäradest ja majanduslikest võimalustest.

Kokkuvõte

Taimekoosluste vertikaalne struktuur on tähtis komponent koosluse kasvu- ja elutingimuste kujunemisel, seega on see ka indikaatoriks sealse liigilise koosseisu ja liigirikkuse kohta. Meetodeid võrastiku struktuuri hindamiseks on mitmeid. Antud töö eesmärk oli võrrelda aero- ja maapealse laserskaneerimise meetodikatega saadud puistute vertikaalse struktuuri kirjeldamise tulemusi visuaalhinnangul tehtud mõõtmistega Eesti lehtpuurikastes metsades ja parkides. Võrreldi katvuste protsente võrastiku rinnetes kõrgusvahemikena 1,5-4,5 m, 4,5-10 m, 10-25 m ja üle 25 m. Kuna koosluse tegelik täpne struktuur ei olnud teada, siis ei saanud võrrelda uurimismeetodite täpsust, vaid nende üldiste mustrite tabamise võimet ning tehnilisi eeliseid ja puudusi.

Kolme meetodika võrdluses saadud katvuste protsendid olid küllaltki erinevad, kuid võrastike omavahelised proportsioonid üsnagi sarnased, seda eriti hõredama alustaimestikuga parkide puhul. LiDAR-metoodikate omavahelises võrdluses ühtisid tulemused kõige paremini kõrgusvahemikus 4-10 m. Visuaalhinnangu väärtused jäid üldjuhul aero- ja maapealse laserskaneerimise väärtuste vahele. Kõige suuremad meetodilised erinevused tulid välja kahes kõrgemas võrastiku kihis. Põhjuseks võib pidada, seda, et aero-LiDAR alahindab puude kõrgusi, kuna laser ei taba tavaliselt võra kõrgeimat osa, kuid maapealse laseriga nurga alt vaadates hindame ülemiste rinnete katvust jällegi üle. Tulemusi mõjutasid paljud tehnilised ning meetodilised eripärad ning töö käigus leiti ka mitmeid võimalusi, kuidas saaks kogutud andmete kvaliteeti ja usaldusväärsust suurendada.

Laserskaneerimine on kindlasti heaks alternatiiviks traditsioonilistele mõõtevahenditele tänu kiirele ja täpsele andmete kogumisele, seda eriti suurtel proovialadel. Praktilise töö tulemustest võib aga järeldada, et ebatasased mitmerindelised kooslused võivad anda ebatäpseid tulemusi. Selgus, et ka visuaalhinnang, mida peetakse subjektiivseks meetodiks, annab rahuldavalt analoogseid tulemusi võrreldes lasermõõdistamistega. Seega on kõik töös käsitletud meetodikad sobilikud hindamaks puistu vertikaalset struktuuri, kuid meetodika peaks valima siiski vastavalt konkreetsele puistutüpoloogiale ja uurimistöö eesmärgile.

Summary

Estimation of woodland habitats vertical structure using LiDAR methodology

The vertical structure of plant communities is an important component in forming growth and living conditions in these communities, therefore it is also an indicator of species composition and biodiversity. There are various methods to estimate the vertical structure of stand canopy. The aim of this study was to compare the airborne and terrestrial laser scanning (ALS and TLS) estimations of vertical structure with visual estimation in Estonian forests and parks. In this study the cover of four layers (1,5-4,5 m, 4,5-10 m, 10-25 m and above 25 m) was compared between methods. Since the exact structure of examined communities was not known, the study could not compare the accuracy of different methodologies but was able to concentrate on the ability of methods to detect patterns in plant communities. Additionally technical advantages or disadvantages were discussed.

In comparison of three methodologies the absolute percentage estimates of canopy layers were rather different, but the pattern of proportions between canopy layers was quite similar, particularly in parks where the understory is less dense. In comparison of two LiDAR-methodologies the results matched best at the height range of 4-10 m. Visual estimates were generally between results of the TLS and ALS. The greatest differences emerged in two upper layers. The explanation could be that ALS underestimates the tree height because the laser beam usually does not detect the highest part of canopy, while TLS on the other hand overestimates upper layers because of the angle of view. The results were influenced by various technical and methodological features, so in this study some possibilities to increase collected data quality and reliability are discussed.

Laser scanning is definitely becoming a good alternative to the traditional methodologies due to its rapid and large-scale data collection with more and more available technologies, and it will be especially widely used in the monitoring of large-scale areas. However, the study shows that dense multilayer communities can provide noisy or biased adequate estimates. It also occurred that the visual estimation, which is considered to be a

subjective method with large estimation error, gives as sufficiently acceptable results as do ALS and TLS. Therefore, all three methodologies tested in the study are suitable for estimating the vertical structure of woodland habitats, but the specific method should be chosen according to the research object and question to be addressed.

Tänuavaldused

Täna oma suurepäraseid juhendajaid Jaan Liirat ja Kertu Lõhmust, kes olid mulle magistr töö valmimise juures suureks abiks. Soovin tänada ka kõiki, kes olid abiks välitööde läbiviimisel. Eesti Maa-ametit tänan aerolaserskaneerimise andmete eest.

Kasutatud kirjandus

- Ahokas, E., Yu, X., Oksanen, J., Hyyppä, J., Kaartinen, H. ja Hyyppää, H. 2005. Optimization of the scanning angle for countrywide laser scanning. In Proceedings of ISPRS Workshop on Laser Scanning 2005, 12-14 September 2005, Enschede, The Netherlands, XXXVI, 3/W19: 115-119.
- Akay, A. E., Wing, M. G. ja Sessions, J. 2012. Estimating structural properties of riparian forests with airborne lidar data. – *International Journal of Remote Sensing*, 33: 22, 7010-7023.
- Barbier, S., Gosselin, F. ja Balandier, P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved: a critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254: 1-15.
- Bollandsås, O. M. ja Gregoire, T. G. 2013. Detection of biomass change in a Norwegian mountain forest area using small footprint airborne laser scanner data. - *Statistical Methods and Applications*, 22: 113-129.
- Bässler, C., Stadler, J., Müller, J., Förster, B., Göttelein, A. ja Brandl R. 2011. LiDAR as a rapid tool to predict Forest habitat types in Natura 2000 networks. – *Biodiversity Conservation*, 20: 465-481.
- Cao, C., Bao, Y., Chen, W., Dang, Y., Li, L., Tian, R. ja Li, G. 2012. Extraction of forest structural parameters based on the intensity information of high-density airborne light detection and ranging. – *Journal of Applied Remote Sensing*, 6: 063533.
- Chianucci, F. ja Cutini, A. 2012. Digital hemispherical photography for estimating forest canopy properties: current controversies and opportunities. – *iForest – Biogeosciences and Forestry*, 5: 290-295.
- Chopping, M., Schaaf, C. B., Zhao, F., Wang, Z., Nolin, A. W., Moisen, G. G., Martonchik, J. V. ja Bull, M. 2011. Forest structure and aboveground biomass in the southwestern United States from MODIS and MISR. – *Remote Sensing of Environment*, 115: 2943-2953.

- Clark, M. L., Roberts D. A., Ewel, J. J. ja Clark, D.B. 2011. Estimation of tropical rain Forest aboveground biomass with small-footprint lidar and hyperspectral sensors. – *Remote Sensing of Environment*, 115: 2931-2942.
- Danson, F. M., Hetherington, D., Morsdorf, F., Koetz, B. ja Allgöwer, B. 2007. Forest canopy gap fraction from terrestrial laser scanning. – *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 4: 157-160.
- Eek, L. ja Zobel, K. 1997. Effects of additional illumination and fertilization on seasonal changes in fine-scale grassland community structure. – *Journal of Vegetation Science*, 8: 225-234.
- Ene, L. T., Næsset, E., Gobakken, T., Gregoire, T. G., Ståhl, G. ja Nelson, R. 2012. Assessing the accuracy of regional LiDAR-based biomass estimation using a simulation approach. – *Remote Sensing of Environment* 123: 579-592.
- Estornell, J., Ruiz, L. A., Velázquez-Martí, B. ja Fernández-Sarria, A. 2011. Estimation of shrub biomass by airborne LiDAR data in small Forest stands. – *Forest Ecology and Management*, 262: 1697-1703.
- Floyd, D. A. ja Anderson, J. A. 1987. A comparison of three methods for estimating plant cover. – *Journal of Ecology*, 75: 221-228.
- Harding, D. J., Lefsky, M. A., Parker, G. G. ja Blair, J. B. 2000. Laser altimeter canopy heights profiles. Methods and validation for closed-canopy, broadleaf forests. – *Remote Sensing of Environment* 76: 283-297.
- Henry, M., Barrière, P., Gautier-Hion, A. ja Colyn, M. 2004. Species composition and vertical stratification of a bat community (Megachiroptera: Pteropodidae) in a West African rain forest. – *Journal of Tropical Ecology* 20: 21-29.
- Heritage, G. L. ja Large, A. R. G. 2009. *Laser scanning for the environmental sciences*. Oxford: Wiley-Blackwell, 278 lk.
- Hill, R. A. ja Broughton, R. K. 2008. Mapping the understory of deciduous woodland from leaf-on and leaf-off airborne LiDAR data: A case study in lowland Britain. - *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 64: 223-233.
- Holmgren, J. ja Persson, Å. 2004. Identifying species of individual trees using airborne laser scanning. – *Remote Sensing of Environment*, 90: 415–423.

- Hyypä, J. ja Inkinen, M. 1999. Detecting and estimating attributes for single trees using laser scanner. – *Photogrammetric Journal of Finland*, 16: 27-42.
- Hyypä, J., Hyypä, H., Leckie, D., Gougeon, F., Yu, X. ja Maltamo, M. 2008. Review of methods of small-footprint airborne laser scanning for extracting forest inventory data in boreal forests. - *International Journal of Remote Sensing*, 29(5): 1339-1366.
- Jonckheere, I., Fleck, S., Nackaerts, K., Muys, B., Coppin, P., Weiss, M. ja Baret, F. 2004. Review of methods for in situ leaf area index determination: Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 121: 19-35.
- Kane, Van R., Bakker, J. D., McGaughey, R.J., Lutz, J. A., Gersonde, R. F. ja Franklin, J. F. 2010. Examining conifer canopy structural complexity across forest ages and elevations with LiDAR data. – *Canadian Journal of Forest Research*, 40: 774-787.
- Kangas, A. ja Maltamo, M. 2009. *Forest inventory. Methodology and Applications*. Dordrecht: Springer, 362 lk.
- Kankare, V., Holopainen, M., Vastaranta, M., Puttonen, E., Yu, X., Hyypä, J., Vaaja, M., Hyypä, H. ja Alho, P. 2013. Individual tree biomass estimation using terrestrial laser scanning. - *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 75: 64-75.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. – *Annales Zoologici Fennici*, 31: 35–51.
- Lang, M. 2010. Metsa katvuse ja liituse hindamine lennukilt laserskanneriga. – *Metsanduslikud Uurimused*, 52: 5-17.
- Leeuwen, M. ja Nieuwenhuis, M. 2010. Retrieval of forest structural parameters using LiDAR remote sensing. – *European Journal of Forest Research*, 129: 749-770.
- Lieffers, V. J., Messier, C., Stadt, K. J., Gendron, F. ja Corneau, P. G. 1999. Predicting and managing light in the understory of boreal forests. - *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 796-811.
- Liira, J., Lõhmus, K. ja Tuisk, E. 2012. Old manor parks as potential habitats for forest flora agricultural landscapes of Estonia. – *Biological Conservation*, 146(1): 144-154.

- Lindberg, E., Olofsson, K., Holmgren, J. ja Olsson, H. 2012. Estimation of 3D vegetation structure from waveform and discrete return airborne laser scanning data. – *Remote Sensing of Environment*, 118: 151-161.
- Lõhmus, K. ja Liira, J. 2013. Old rural parks support higher biodiversity than forest remnants. – *Basic and Applied Ecology*, 14(2): 165-173.
- Maa-ameti Geoportaal 2013. Kõrgusandmed. [<http://geoportaal.maaamet.ee/est/Andmed-ja-kaardid/Topograafilised-andmed/Korgusandmed-p114.html>] (külastatud 20.05.2013).
- MacArthur, R.H. ja MacArthur, J.W. 1961. On bird species diversity. – *Ecology*, 42: 594–598.
- Masing, V. 1992. Ökoloogia leksikon. Eesti Entsüklopeediakirjastus, 320 lk.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C. ja Bauhus, J. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. – *Forest Ecology and Management*, 218: 1-24.
- Morsdorf, F., Mårell, A., Koetz, B., Cassagne, N., Pimont, F., Rigolot, E. ja Allgöwer, B. 2010. Discrimination of vegetation strata in multi-layered Mediterranean forest ecosystem using height and intensity information derived from airborne laser scanning. – *Remote Sensing of Environment*, 114: 1403-1415.
- Næsset, E. ja Gobakken, T. 2008. Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. – *Remote Sensing of Environment*, 112: 3079-3090.
- Næsset, E., Gobakken, T., Bollandsås, M. O., Gregoire, T. G., Nelson, R. ja Ståhl, G. 2013. Comparison of precision of biomass estimates in regional field sample surveys and airborne LiDAR-assisted surveys in Hedmark County, Norway. – *Remote Sensing of Environment*, 130: 108-120.
- Nelson, R., Krabill, W. ja Tonelli, J. 1988. Estimating forest biomass and volume using airborne laser data. – *Remote Sensing of Environment*, 24: 247–267.
- Ozdemir, I. ja Donoghue, D. N. M. 2013. Modelling tree size diversity from airborne laser scanning using canopy height models with image texture measures. – *Forest Ecology and Management*, 295: 28-37.

- Palminteri, S., Powell, G. V. N., Asner, G. P. ja Peres, C. A. 2012. LiDAR measurements of canopy structure predict spatial distribution of a tropical mature forest primate. – *Remote Sensing of Environment*, 127: 98-105.
- Paletto, A. ja Tosi, V. 2009. Forest canopy cover and canopy closure: comparison of assessment techniques. - *European Journal of Forest Research*, 128: 265-272.
- Perry, D. A., Oren, R. ja Hart, S. C. 2008. *Forest ecosystems – 2nd edition*. The Johns Hopkins University Press, 606 lk.
- Persson, Å., Holmgren, J. ja Söderman, U. 2002. Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. – *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68: 925-932.
- Psyllakis, J. M. ja Gillingham, M. P. 2009. Using forest structure and composition to predict the occurrence of vertebrate species in Douglas-Fir forests of British Columbia. – *Biological Conservation*, 142: 1427-1441.
- Richardson, J. J. ja Moskal, L. M. 2011. Strengths and limitations of assessing forest density and spatial configuration with aerial LiDAR. – *Remote Sensing of Environment*, 115: 2640-2651.
- Schmidt, W. 2005. Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. – *Forest, Snow and Landscape Research*, 79: 111–125.
- Song, J.H., Han, S.-H., Yu, K. ja Kim, Y.I. 2002. Assessing the possibility of land-cover classification using LiDAR intensity data. In *International Society of Photogrammetry and Remote Sensing (ISPRS) Commission III Symposium 2002, 9–13 September 2002*, R. Kalliany, F. Leberal and F. Fraundorfer (Eds.), Graz, Austria, vol. XXXIV, 259–262.
- Spies, T.A. 1998. Forest structure: a key to the ecosystem. – *Northwest Science*, 72: 34–39.
- Stereńczak, K. ja Kozak, J. 2011. Evaluation of digital terrain models generated in forest conditions from airborne laser scanning data acquired in two seasons. – *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26: 374-385.
- Stojanova, D., Panov, P., Gjorgjoski, V., Kobler, A. ja Džeroski, S. 2010. Estimating vegetation height and canopy cover from remotely sensed data with machine learning. – *Ecological Informatics*, 5: 256-266.

- Straatsma, M. W. ja Middelkoop, H. 2006. Airborne laser scanning as a tool for lowland floodplain vegetation monitoring. – *Hydrobiologia*, 565: 87-103.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S. ja Lindgren, P.M.F. 2001. Stand structure and small mammals in young Lodgepole Pine forest: 10- year results after thinning. – *Ecological Applications*, 11: 1151–1173.
- Suratno, A., Seielstad, C. ja Queen, L. 2009. Tree species identification in mixed coniferous forest using airborne laser scanning. – *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 64: 683-693.
- Gallegos Torell, Å ja Glimskär, A. 2009. Computer-aided calibration for visual estimation of vegetation cover. – *Journal of Vegetation Science*, 20: 973-983.
- Tyrrell, L. F., Crow, T. R. 1994. Structural characteristics of oldgrowth hemlock-hardwood forests in relation to age. – *Ecology*, 75: 370–386.
- Van der Zande, D., Stuckens, J., Verstraeten, W. W., Muys, B. ja Coppin, P. 2010. Assessment of light environment variability in broadleaved forest canopies using terrestrial laser scanning. – *Remote Sensing*, 2: 1564-1574.
- Zenner, E. K. 2000. Do residual trees increase structural complexity in Pacific Northwest coniferous forests? – *Ecological Applications*, 10: 800–810.
- Zhang, Z., Liu, X., Peterson, J. ja Wright, W. 2011. Cool temperate rainforest and adjacent forests classification using airborne LiDAR data. – *Area*, 43.4: 438-448.
- Ziegler, S. S. 2000. A comparison of structural characteristics between oldgrowth and postfire second growth hemlock-hardwood forests in Adirondack Park, New York, USA. – *Global Ecology and Biogeography*, 9: 373–389.
- Vauhkonen, J., Hakala, T., Suomalainen, J., Kaasalainen, S., Nevalainen, O., Vastaranta, M., Holopainen, M. ja Hyypä, J. 2013. Classification of spruce and pine trees using active hyperspectral LiDAR. – *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* (avaldamisel).
- Vincent, G., Sabatier, D., Blanc, L., Chave, J., Weissenbacher, E., Pélissier, R., Fonty, E., Molino, J.-F. ja Coutron, P. 2012. Accuracy of small footprint airborne LiDAR in its predictions of tropical moist forest stand structure. – *Remote Sensing of Environment*, 125: 23-33.

- Wagner, S., Fischer, H. ja Huth, F. 2011. Canopy effects on vegetation caused by harvesting and regeneration treatments. – *European Journal of Forest Research*, 130: 17-40.
- Wang, Y., Weinacker, H. ja Koch, B. 2008. A Lidar point cloud based procedure for vertical canopy structure analysis and 3D single tree modelling in forest. – *Sensors*, 8: 3938-3951.
- Wilson, J. B. 2011. Cover plus: ways of measuring plant canopies and the terms used for them. – *Journal of Vegetation Science*, 22: 197-206.
- Yu, X., Hyyppä, J., Hyyppä, H. and Maltamo, M. 2004. Effects of flight altitude on tree height estimation using airborne laser scanning. International Conference NATSCAN „Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment – Instruments, Processing Methods and Applications”, 3–6 October 2004, Freiburg, Germany. In *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXVI, 8/W2, 96–101.

LISAD

Lisa 1. Uurimisalade koondtabel: ala kood, nimi, biotoop, geograafilised koordinaadid (L-EST'97 süsteemis) ning kõrgusandmed maapinna ja puistu kohta.

Kood	Nimi	Biotoop	X	Y	Maapinna kõrgus üle merepinna (m)		Puistu kõrgus (m)	
					ala keskmine	vahemik alal	98-protsentiil	95-protsentiil
M001.3	Luunja	mets	668602	6473730	44.5	1.2	27.8	26.6
M005.4	Unipiha	mets	654139	6460370	65.8	6.6	29.9	28.5
M020.2	Luuu	mets	650017	6504539	74.5	4.7	31.0	29.8
M031.1	Luke 1	mets	652296	6459296	69.2	4.9	28.4	27.2
M031.2	Luke 2	mets	651223	6459468	63.1	1.5	28.8	28.0
M039.2	Riidaja	mets	612211	6441785	76.4	0.8	31.3	30.2
M061.1	Vahi	mets	658346	6480850	48.1	1.2	26.6	25.6
M110.1	Heimtali	mets	588515	6465144	79.9	1.6	30.9	30.1
P001	Luunja	park	668916	6472136	39.9	2.9	29.7	28.8
P004	Konguta	park	634935	6456503	79.9	1.1	28.4	27.7
P005	Unipiha	park	653164	6460233	70.4	1.6	31.7	30.4
P007	Vana-Kuuste	park	663357	6460185	62.2	4.3	30.8	29.8
P011	Krüüdneri	park	658889	6445546	131.1	2.2	28.0	27.2
P020	Luuu	park	650693	6504525	77.4	2.6	28.9	27.3
P025	PuurmaniMõisaP	park	633465	6494907	41.6	1.5	30.7	29.3
P031	Luke	park	651126	6458831	75.4	4.7	27.5	26.9
P032	Jõgeva	park	638690	6516757	67.5	0.9	32.9	31.9
P034	Adavere	park	609924	6509211	66.1	1.1	27.7	26.3
P035	Pajusi	park	612096	6508896	63.3	1.7	30.7	28.9
P038	Kärstna	park	606131	6446364	102.1	3.7	32.8	31.5
P039	Riidaja	park	612031	6441144	83.1	4.6	32.3	31.0
P040	Ahja	park	680444	6456118	51.5	2.1	31.4	29.2
P047	Raadi	park	660048	6476189	52.6	2.2	24.3	23.2
P049	Erastvere	park	664834	6429573	129.0	5.4	26.4	25.4
P103	PuurmaniMetsaP	park	633141	6494904	41.5	2.2	30.3	29.0
P104	PõltsamaaKooliP	park	614305	6503759	62.2	1.2	27.1	25.2
P105	PõltsamaaLinnaP	park	614365	6503126	60.1	0.9	29.9	28.8

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Marta Mõistus,

(sünnikuupäev: 16.04.1989)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Puiskoosluste vertikaalse struktuuri kaugseire lasermöödistuse abil”,

mille juhendajad on Jaan Liira ja Kertu Lõhmus,

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus 27.05.2013