



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2024 30 stp**

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

# **Identifisering og beskrivelse av livsløpstrær med flybåren laserskanning**

Identification and characterization of retention trees  
with airborne laser scanning

Jon Endre Valand Bjørnbet

Skogfag



## Forord

En klok mann jeg kaller farfar sa en gang for en herrens tid siden

*«Skogen pleier du slik du ville pleiet deg selv».*

Jeg tolket det dithen at måten vi skjøtter skogene på gjenspeiler hvordan en selv ønsker å bli behandlet som menneske. Det er et langsiktig forhold som varer livet ut, likt som man ønsker at relasjoner med andre mennesker skal være. Man behandler skogen for at dens helse og vigør skal blomstre og bestå, slik som en selv. Man høster som man sår, med andre ord.

Farfar var en fremadstormende praktisk skogsmann og var tidligst ute i bygda når forskningen jobbet på spreng med nyvinninger. Valget av masteroppgave ble derfor noe som hadde vært i hans ånd, og ble derfor koblet opp mot skogressurskartlegging med fjernmåling.

Oppgaven ble skrevet som en del av et prosjekt i forbindelse med SMARTforest som innebærer identifisering av skogressurser med fjernmåling, deriblant livsløpstrær. Jeg vil takke for at jeg hadde muligheten til å bidra med feltarbeid knyttet til prosjektet i første omgang, som vekke interessen for videre inspirasjon til valg av masteroppgave.

Jeg vil først og fremst rette en utrolig stor takk til min hovedveileder Hans Ole Ørka og medveileder Marie-Claude Jutras Perreault, for muligheten til samarbeid, hjelp ved et ethvert problem, gjennomgangene av oppgaven og rådene underveis. Læringskurven har vært bratt, men jeg sitter igjen med mye kunnskap som er takket være mine svært dyktige veiledere.

Jeg vil også takke mine foreldre, kjæreste, vordende svigerforeldre og gode venner for støtte og rettskriving under masterløpet. Jeg vil også takke mine medstudenter på Sørhellingas «forstligste» lesesal for den vonde kaffen over både intellektuelle og mindre intellektuelle samtaler. Ikke minst vil jeg takke Skogbrukerforeningen og Den X-Clusive Stiftelse PB for alle mine år som faglig, så som sosial student.

*Og så svinger vi på seidelen igjen,*

*Pskaal!*

---

Norges Miljø og Biovitenskapelige Universitet

14.05.2024

Jon Endre Valand Bjørnbet



## Sammendrag

Livsløpstrær, både levende og døde, er svært viktig for biodiversitet og fungerer som mikrohabitater for flere sjeldne og rødlistede arter i Norge. Fra 2023, når den nyreviderte PEFC Skogstandarden trådte i kraft, ble det ilagt et krav om at livsløpstrær må kartfestes. Flybåren lasertakst har vist seg lovende innenfor enkeltreidentifisering (ITD) og utgjør dermed et stort potensiale for kartfesting av livsløpstrær. I tillegg er det mulig å klassifisere trærne inn i treslagskategorier basert på ulike variabler beregnet fra den romlige informasjonen og intensiteten av laserpulsene. I kombinasjon med multispektrale bilder kan man bruke beregnede variabler fra fargebånd fra det elektromagnetiske spekteret og øke klassifiseringen ytterligere.

Det ble innhentet informasjon om 900 unike enkelttrær, fordelt på 29 bestand. På forhånd var det taksert med FLS med lasersensoren Riegl VQ1560II-S over området og samtidig tatt multispektrale bilder med kameraet 0110 – UC Osprey 4.1. Tre kroner ble segmentert med ITD, undervegetasjon ble filtrert med en tilpasset vegetasjonsgrense per bestand og deretter klassifisert inn i treslagskategoriene gran (*Picea abies* (L.) Karst.), furu (*Pinus sylvestris* L.), osp (*populus tremula* L.) og bjørk (*Betula pendula* L., *Betula pubescens* L.) og andre lauvtreslag samt døde trær med maskinklæringsalgoritmen Random Forest. Til slutt ble diameterprediksjon på enkelttrénivå og volumprediksjon på bestandsnivå evaluert for korrekt klassifiserte treslag.

Den sammenlagte identifiseringsgraden oppnådde 53.6% (F1-score: 0.52) når alle trær ble inkludert i analysen. Det var derimot store mengder commision og omission, som følge av utfordringer knyttet til identifisering av lavere trær i grupper, døde trær og høgstubber. Treslagsklassifiseringen oppnådde høyest sammenlagt nøyaktighet på 61.1 % når prediksjonsvariabler beregnet fra både FLS- og spektraldata ble brukt. De sammenlagt viktigste variablene for klassifiseringsnøyaktigheten til modellen var henholdsvis grønn normalisert differanse-vegetasjonsindeks (GNDVI) og normalisert differanse-vegetasjonsindeks (NDVI). Gran, furu, osp samt bjørk og lauv oppnådde beste RMSE på henholdsvis 5.54 cm, 11.61 cm, 11.83 cm og 8.98 cm. Volumprediksjonen oppnådde en RMSE på 5.2 m<sup>3</sup> og m<sup>3</sup> for henholdsvis korrekt klassifiserte og klassifiseringer inkludert feilklassifiseringer. Det var betydelige mengder av underprediksjon av diameter, som fulgte volumprediksjonen.



## Abstract

Retention trees, both living and dead, are highly important for biodiversity and serve as microhabitats for several rare and red-listed species in Norway. Since 2023, when the newly revised PEFC Forest Standard came into effect, a requirement to map lifetrees became a demand. Airborne laser scanning has shown promise in individual tree detection (ITD) and thus represents significant potential for retention tree mapping. Additionally, it is possible to classify the trees into tree species categories based on various variables calculated from the spatial information and the intensity of laser pulses. In combination with multispectral imagery, calculated variables from color bands from the electromagnetic spectrum can be used to further enhance the classification.

Data were collected for 900 unique individual trees distributed across 29 stands. Prior to this, the area was surveyed using airborne laser scanning with the Riegl VQ1560II-S laser sensor and simultaneous capture of multispectral images with the 0110 – UC Osprey 4.1 camera. Tree crowns were segmented using ITD, understory vegetation was filtered with an adaptive vegetation threshold for each stand. Using the Random Forest machine learning algorithm, the identified trees were classified into tree species categories including spruce (*Picea abies* (L.) Karst.), pine (*Pinus sylvestris* L.), aspen (*Populus tremula* L.), and birch (*Betula pendula* L., *Betula pubescens* L.) and other deciduous tree species, as well as dead trees as another separate group. Finally, diameter prediction at the individual tree level and volume prediction at the stand level were evaluated for both correctly classified tree species, and misclassified tree species as well.

The overall identification rate reached 53.6% (F1-score: 0.52) when all trees were included in the analysis. However, there were significant amounts of commission and omission, due to challenges related to identifying smaller trees in groups, dead trees, and snags. The tree species classification achieved the highest overall accuracy at 61.1% when prediction variables calculated from both ALS and spectral data were used. The most important variables for the classification accuracy of the model were green normalized difference vegetation index (GNDVI) and normalized difference vegetation index (NDVI) respectively. Spruce, pine, aspen, and birch achieved the best RMSE at 5.54 cm, 11.61 cm, 11.83 cm, and 8.98 cm respectively. Volume prediction achieved an RMSE of 5.2 m<sup>3</sup> and m<sup>3</sup> for correctly classified and classifications including misclassifications respectively. There were significant amounts of underprediction of diameter, which followed the volume prediction.

# Innholdsfortegnelse

1. Introduksjon .....	1
1.1. Bakgrunn .....	1
1.2. Flybåren laserskanning og spektrale bilder .....	2
1.3. Treslagsklassifisering av livsløpstrær med FLS og spektrale bilder .....	5
1.4. Diameter og volumprediksjon med flybåren laserskanning .....	6
1.5. Problemstilling .....	7
2. Material og metode .....	8
2.1. Studieområde .....	8
2.2. Referansedata .....	8
2.3. Fjernmålingsdata .....	9
2.3.1. Normalisering av høyde og intensitet .....	11
2.3.2. Kronehøydmodellering og kronesegmentering .....	11
2.4. Beregninger av prediksjonsvariabler .....	13
2.5. Diameter- og volumprediksjon .....	15
2.6. Statistiske analyser .....	15
2.6.1. Identifisering av livsløpstrær .....	15
2.6.2. Treslagsklassifisering .....	16
2.6.3. Diameter- og volumprediksjon .....	17
3. Resultater .....	18
3.1. Identifisering av livsløpstrær .....	18
3.2. Treslagsklassifisering .....	19
3.3. Diameter- og volumprediksjon .....	22
3.4. FLS som kontrollverktøy .....	24
4. Diskusjon .....	26
4.1. Identifisering av livsløpstrær .....	26
4.2. Treslagsklassifisering .....	30
4.3. Diameter- og volumprediksjon .....	34
4.4. FLS som kontrollverktøy .....	35
5. Konklusjon .....	38
Litteraturliste .....	39



# 1. Introduksjon

## 1.1. Bakgrunn

Gjennom historien har det vært et intrikat samspill mellom mennesket og skogen, kjennetegnet av en dynamisk balanse. I takt med samfunnenes utvikling har også bruken av skogens ressurser utviklet seg fra å være nødvendig for næring og enkle bygg, til å omfatte industriell utnyttelse (Dauvergne & Lister, 2011). Forvaltningen av våre skoger gjennom skogbruket har endret seg betydelig i nyere tid, fra praksiser som plukkhogst og måldiameterhogst, til moderne industrielt skogbruk med omfattende flatehogster (Nygaard, 2020). Økningen i menneskelig inngrep i skog, både i intensitet og omfang har vært markante og drevet av befolkningsvekst, økonomiske krav og teknologiske fremskritt som tillater en mer omfattende og effektiv utnyttelse av skogen (McEwan et al., 2020; Moskalik et al., 2017). Denne utviklingen har ikke bare formet landskapet, men også hatt en betydelig innflytelse på vår oppfatning og kunnskap om skogen. Samtidig har viktige spørsmål om bærekraftig utnyttelse av skogen, bevaring av biodiversitet og økosystemers motstandsdyktighet tatt større presedens i nyere tid.

Det var derimot ikke før på Forente Nasjoners (FN) konferanse om miljø og utvikling i 1992 at verdenssamfunnet innså hvor stort behovet var å ta vare på skogen og definerte betydningen av «*bærekraftig skogbruk*». Et bærekraftig skogbruk skal sikre økonomisk, sosial utvikling og sikre miljøvern på grunnlag av at dagens generasjon skal imøtekomme sine behov, samtidig som at kommende generasjoner dekker sine (Tomter & Dalen, 2014). I 1995 var Norge blant de første Europeiske landene som tok behovet til etterretning og etablerte Levende Skogprosjektet, som hadde som formål å utvikle en standard for bærekraftig skogforvaltning i Norge. PEFC-Skogstandard (Programme for the Endorsement of Forest Certification) ble grunnlagt i 1999 i Paris, i et samarbeid mellom Frankrike, Finland, Sverige, Norge, Tyskland og Østerrike og har blitt videreutviklet i takt med forskning om skog, økologi og samfunnets behov (PEFC-Norge, 2024a). Formålet med standarden er å sikre at skogen blir bærekraftig forvaltet ved å sertifisere og spore produkter fra skogen gjennom alle ledd i verdikjeden (PEFC-Norge, 2024b). I nyere tid har utviklingen av PEFC og andre standarder blitt svært utbredt i hele verden (Gustafsson et al., 2012).

PEFC-Skogstandard (2022) inneholder 30 kravpunkter, deriblant kravpunkt 13, om livsløpstrær og døde trær. Standarden stiller krav om at antall livsløpstrær skal følge driftsområdet. Det er krav om å sette igjen minst 10 livsløpstrær per hektar som gjennomsnitt for et definert driftsområde. Et driftsområde er de hogstfeltene som hogges i løpet av ett år på en eiendom. Et driftsområde kan bestå av flere hogstfelt, og et hogstfelt kan bestå av flere bestand. Det er ingen krav til avstand mellom hogstfeltene, men der det er noe avstand mellom hogstfelt og livsløpstrær er det viktig å dokumentere hvor de står. Der det ikke finnes egnede livsløpstrær i hogstfeltet, kan livsløpstrær samles i en gruppe i et annet hogstfelt innenfor samme driftsområde (Personlig kommunikasjon med Bjørnstad & Albertsen, 2024). Livsløpstrær er trær som settes igjen etter en hogst og skal stå urørt helt til det dør og nedbrytes. Formålet med livsløpstrær er å sikre levesteder for arter knyttet til gamle grove trær og døde trær.

Livsløpstrær i ulike tilstander, som levende, dødt og om det er en høgstubbe er viktige faktorer, for å kartlegge biodiversitet på enkelttrenivå. Døde trær, stående og liggende, er viktige mikrohabitater for flere sjeldne og rødlistede arter (Gustafsson et al., 2020). Samtidig som at en kombinasjon av levende og døde livsløpstrær gir en større variasjon av arter og livsmiljø (Spînu et al., 2022). For å imøtekomme behovet for stående død ved kan man sette igjen inntil halvparten av livsløpstrærne som høgstubber. Kunstige høgstubber, eller trær som har knekt av naturlige årsaker som følge av for eksempel snøbrekk eller stormskader, har vist seg å være en nøkkelkomponent for å vurdere biodiversitet og skoghelse (Harmon, 2001; Jonsson et al., 2005). Matveinen-Huju et al. (2006) mente at gruppegjennsetting av livsløpstrær reduserer de økologiske effektene av flatehogster på kort sikt og bevarer flere skogsarter ved supplement av både stående og liggende død ved. Videre skal trær med store dimensjoner og sjeldne treslag også være representert, for eksempel osp (*Populus tremula* L). Både levende og død osp er særlig viktig for bevaring av arter som er fullstendig avhengig av den som habitat (Kivinen et al., 2020).

Nytt av den nye revisjonen som trådte i kraft fra 2023 av, er at livsløpstrær skal kartfestes, som betyr at dagens praksis er relativt ny. Kartleggingen er i stor grad avhengig av at skogbruksleder eller hogstentreprenør som merker enkeltlivsløpstrær med punkter og grupper med polygoner. Det er varierende hvilken informasjon som blir tillagt livsløpstrærne avhengig av hogstentreprenørens teknologiske forståelse og interesse for informasjon om livsløpstrær. Vanligvis blir grupper mer nøyere beskrevet med for eksempel treslagsfordeling, mens enkeltstående livsløpstrær merkes uten ytterligere informasjon. Dersom det er en høgstubbe merkes dette med et unikt punkt for enkeltstående trær. Denne informasjonen blir deretter lagt inn i en skogbruksplanløsning, for eksempel ALLMA. Det presiseres at det er viktig at planleggere av skogsdrift skaper rutiner slik at man samler nok informasjon om både enkeltstående og grupper av livsløpstrær (Personlig kommunikasjon med Rolstad, T., 2024). En alternativ metode kan være GNSS-posisjonering på hogstaggregat med høy presisjon (Hauglin et al., 2017), men per i dag er ikke dette operasjonelt. Dette medfører et behov for en nasjonal kartlegging av livsløpstrær som alle næringsdrivende og private interessenter i skogplanlegging kan benytte seg av. Ved kartfesting kan man sikre at livsløpstrær ikke blir hogd, etablere mulighet for automatisk etterkontroll av livsløpstrær i henhold til PEFC-Skogstandard.

## 1.2. Flybåren laserskanning og spektrale bilder

Flybåren laserskanning (FLS) er et potensielt nyttig verktøy for å imøtekomme behovet for å kartlegge livsløpstrær nøyaktig over store arealer. FLS er en relativt ny inventeringspraksis i skog, hvor den tidligste registrerte bruken av FLS i skogforskningssammenheng i Norge ble utført i 1995 (Næsset et al., 2004). På dette tidspunktet dreide takseringen seg om muligheten for å utføre områdetakst der man estimerte høyde, grunnflate og volum (Næsset, 1997). I 2002 ble områdetakst ved bruk av FLS den ledende metoden for skoginventering i Norge, fordi den ble mer operasjonell og kostnadseffektiv, sammenlignet med konvensjonell felttakst og fotogrammetri (Næsset, 2004; Næsset et al., 2004). Eid et al. (2004) dokumenterte at takst

med FLS førte til færre feilaktige beslutninger med hensyn til skogbehandlinger, fordi FLS ga mindre tilfeldige og systematiske feil.

Flybårne lasere har i hovedsak én av to systemer; enten kontinuerligbølgesystemet (Continuous wave system) eller diskretpulssystemet (Pulse ranging system) (Næsset et al., 2004; Wehr & Lohr, 1999), som er det vanligste systemet benyttet i Norge for skoginventeringsformål (Næsset et al., 2004). Diskretpulssystemet benytter korte og laserpulser som beveger seg i lysets hastighet og har en tetthet på typisk mellom én og ti pulser/m<sup>2</sup> som avgis fra en sensor påmontert et fly (Maltamo et al., 2014). Samtidig har den et lite fotavtrykk som betyr at radien til laserpulsen er mellom 10 til 90 cm, sammenlignet med kontinuerligbølgesystem som har lasere med store fotavtrykk på opptil 8 meter (m). Pulsene skytes fra undersiden av flyet, på tvers av flyets kjøreretning, og treffer bakken og eventuelle objekter som befinner seg innenfor en korridor under flyet som kan variere i bredde. Sensoren har en innebygd «tidtaker» som registrerer når laserpulsen skytes ut fra sensoren og når den returner til sensoren. Denne tiden kan benyttes til å beregne avstanden mellom sensoren og treffpunktet på bakken (Næsset et al., 2004). I tillegg er det mulig å posisjonere hvert retursignal siden sensorens orientering og skannevinkel blir registrert når laserpulsen blir avgitt (Maltamo et al., 2014; Næsset et al., 2004). Kobler man sammen avstanden og posisjonen får man beregnet nøyaktige tredimensjonale koordinater (X, Y, Z) (Maltamo et al., 2014; Næsset et al., 2004). I tillegg til de tredimensjonale koordinatene registrerer de fleste FLS-systemene intensiteten av ekko (Wehr & Lohr, 1999). Dersom laserpulsen treffer en kompakt overflate, for eksempel stein, så reflekteres kun ett ekko tilbake. Dersom en trekrone blir truffet sendes det tilbake først et ekko, så bryter laserpulsen gjennom kronen til neste overflate og sender ekko tilbake inntil laserpulsen treffer en kompakt overflate (Lim et al., 2003).

Når laserskanningen er utført kan man bruke dataene fra laserskanningen til å konstruere en digital terrengmodell (DTM) som er mulig med algoritmen; triangulerte irregulære nettverk (TIN). Algoritmen analyserer naboskap mellom ekko basert på den romlige informasjonen fra FLS og filtrerer deretter ut alle ekko som ikke tilhører bakken (Axelsson, 2000). Ved å konstruere en DTM blir det deretter mulig å beregne høyden over terrenget for alle ekko ved å projisere ekkoene oppå terrengmodellen. Høydefordelingene av ekkoene som er igjen kan benyttes til å utarbeide ulike variabler, da disse mest sannsynlig er ekko som representerer vegetasjon, deriblant trær (Lim et al., 2003). For å kun registrere ekko som representerer utelukkende stående, trær benytter man en minstegrense for Z verdier registrert over terrenget, som vanligvis settes til 2m over terrenget (Næsset, 1997; Nilsson, 1996).

Ved behandling av FLS-data benyttes det to metoder; Den arealbaserte metoden (ABA) og enkelttremetoden (ITD). Den arealbaserte metoden brukes mest i sammenheng for å estimere biofysiske standardparametere som for eksempel grunnflate, overhøyde, middelhøyde, middeldiameter og volum på bestandsnivå (Næsset, 2002). Målet med ABA er å lage en prediksjonsmodell som forbinder FLS-data til spesifikke skoglige variabler målt på prøveflater med tradisjonell felttakst. Dette gjør det mulig å predikere de skoglige variablene med FLS som kan summeres til bestandsnivå (White et al., 2017). ABA er per dags dato å regne som

fullstendig operasjonelt (Maltamo et al., 2014), men er stadig under utvikling i takt med ny lasersensorteknologi (Fassnacht et al., 2023).

ITD derimot, brukes mest i sammenheng for å estimere posisjon ved bruk av X, Y og Z koordinater samt presise biofysiske variabler på enkelttre nivå ved å identifisere individuelle tre kroner. Med ITD kan man også summere til bestandsnivå, som sammenlignet med ABA oppnår tilnærmet tilsvarende nivåer av nøyaktighet (Yu et al., 2010). For å estimere verdier for hvert individuelle tre må man bruke en høyere ekkotetthet for å kunne få nok informasjon til å estimere de biofysiske variablene. Høyere ekkotetthet medfører som regel høyere kostnad, men tekniske forbedringer innen utvikling av laserskannere har ført til at man har økte laserpulsrepetisjonsfrekvenser. Det betyr at man kan skanne med høyere tetthet fra høyere høyder over havet og over større arealer (Axelsson et al., 2023). Prosedyren ved etablering av en modell basert på ITD er først og fremst segmentering av kroner (Persson et al., 2002), deretter ekstrahere variabler fra ekkoene som danner en punktsky innenfor et avgrenset kronesegment. For å identifisere og kartfeste enkeltlivsløpstrær er ITD den meste effektive metoden (Hardenbol et al., 2023; Hyypä et al., 2001) og kan bidra til hyppigere takst og kontroll av livsløpstrær.

Implementasjonen av FLS kombinert med spektroskopi (hyper- og multispektrale bilder) viser stort potensiale innenfor treslagsklassifiseringen i boreale skoger (Maschler et al., 2018; Mäyrä et al., 2021) og har blitt mer populært siden starten av 2000-tallet (Fassnacht et al., 2016). Hyper- og multispektrale sensorer operer med henholdsvis synlige og nær-infrarøde (NIR) stråler av det elektromagnetiske spekteret. Måten hyper- og multispektrale bilder fungerer på er at solen avgir elektromagnetisk stråling som reflekterer informasjon om farger på den overflaten den treffer. For multispektrale bilder kan informasjonen brukes til å ekstrahere variabler som omfatter rødt bånd (R), grønt bånd (G), blått bånd (B) og NIR. I tillegg er det mulig å beregne normalisert differanse-vegetasjonsindeks (NDVI) og grønn normalisert differanse vegetasjonsindeks (GNDVI). Alternativt kan NDVI og GNDVI ekstraheres direkte fra ortofoto. Vegetasjonsindeksene gir henholdsvis et mål på mengden grønt areal, altså bladverk, og hvor mye aktivitet av fotosyntese (mengde nitrogen og vannopptak i krona) det er i krona (Lichtenthaler et al., 1996). I nyere tid har man utviklet sensorer som har tilgang til informasjon fra større deler av det elektromagnetiske spekteret (Axelsson et al., 2018).

ITD har vært i stor grad med fokus på tette skogbestandsstrukturer av bartrær på grunn av at bartreskogen er den dominerende skogressursen i Norden (Ke & Quackenbush, 2011). Åpne skoger er det derimot relativt lite forskning på ved bruk av ITD (Zhen et al., 2016), som antagelig også innebærer livsløpstrær. Hittil er det kun Hardenbol et al. (2023) som har forsøkt ITD av livsløpstrær, men også Seidl (2023) som benyttet ABA istedenfor for identifisering av livsløpstrær i grupper.

### 1.3. Treslagsklassifisering av livsløpstrær med FLS og spektrale bilder

Næsset et al. (2004) påpekte allerede i 2004 at fokuset på å anvende FLS-data har økt, ettersom interessen for biologiske mangfold og økologiske funksjoner i skog er stadig økende. Blant andre viktige skoglige parametere er treslag og tilstand svært viktig for å kunne observere og vurdere biodiversitet, skogøkosystemer og mikrohabitatene på enkelttrenivå (Gustafsson et al., 2020; Shang & Chisholm, 2013; Toivonen et al., 2023), samt mange andre verdier knyttet til skogforvaltning (Fassnacht et al., 2016). Treslagsklassifisering med FLS har vært forsøkt tidlig på 2000-tallet (Brandtberg et al., 2003), og senere med spektralkamera i tillegg (Persson et al., 2004).

Et treslags morfologi gir en beskrivelse av den fysiske formen og den utvendige strukturen på trær (Maguire, 2006). Variabler ekstrahert fra FLS er vanligvis informasjon som beskriver enkelttrærs utvendige vertikale struktur (for eksempel høyde, relativ kronehøyde, kroneform, ekkotetthet og ekkoproporsjoner) samt intensitet. Relativ kronehøyde kan benyttes til å skille spesielt furu (*Pinus sylvestris* L.) fra andre treslag, ettersom furu generelt har en kortere krone enn gran (*Picea abies* (L.) Karst.) og andre lauvtrær. Et problem med dette er at andre treslag kan ha utviklet en kort krone av andre grunner som for eksempel bestandtetthet (Holmgren et al., 2008). Gran har ofte en karakteristisk konisk kroneform og kan derfor skilles fra andre treslag på grunn av dette (Ørka et al., 2009). Ulike typer ekko har en påvirkning på informasjon om kronestruktur på forskjellige treslag (Fassnacht et al., 2016). Innenfor treslagsklassifisering er intensitet omtalt som den mest lovende variabelen med hensyn til treslagsklassifisering (Fassnacht et al., 2016; Hovi et al., 2016). I dag har man lasersensorer som automatisk normaliserer intensitet under FLS-taksten (Korpela, et al., 2010), samt metoder for å normalisere intensitet i etterkant av taksten (Korpela, et al., 2010). kom fram til at normaliserte intensitetsverdier økte treslagsklassifiseringen deres med opptil 8%.

Fram til i dag har forskningen på treslagsklassifisering utforsket ulike tilnærminger. Dette har inkludert undersøkelser på grad av klassifisering, som å klassifisere inn i brede treslagsgrupper som bartre og lauvtre (Holmgren & Persson, 2004), gran, furu og lauvtrær (Ørka et al., 2012), og flere ulike lauvtreslag (Brandtberg et al., 2003). Holmgren et al. (2008) sine resultater viste at FLS-data kombinert med multispektrale data ga høyeste nøyaktighet på høsten sammenlignet med kun FLS-data. Multispektrale bilder alene på høsten ga høyere nøyaktighet enn FLS-data også. Ørka et al. (2012) konkluderte med at FLS-avledede prediksjonsvariabler oppnådde en klassifiseringsnøyaktighet mellom 74% - 77% for gran, furu og lauvtrær. Når spektrale data ble lagt til økte klassifiseringen til mellom 87% - 89% og 85% - 87% på henholdsvis små og store bildeformat. Sedliak et al. (2017) klassifiserte bartrær og lauvtrær og resulterte med en økning på henholdsvis 84.14% - 87.42% og 82.93% - 85.73% når spektrale data ble kombinert med FLS-data, sammenlignet med dersom kun FLS-data ble brukt. Hardenbol et al. (2023) sine resultater viste at multispektrale data kombinert med FLS ga økt klassifiseringsnøyaktighet av bartrær, lauvtrær og døde trær, sammenlignet med om både FLS og multispektrale bilder ble brukt alene. For treningsdatasettet økte nøyaktigheten fra 67.3% - 79.6%, men ble redusert fra 71.2% - 61% for valideringsdatasettet.

Wing et al. (2015) undersøkte identifisering av høgstubber med en gjennomsnittlig laserpulsdensitet på mellom 6.7 m<sup>2</sup> og 6.9m<sup>2</sup> avhengig av studieområdet. De konkluderte med at identifiseringen varierte mellom 43%-100% og la til at identifisering av stående døde trær bør fokuseres på trær med store høyder og diametere. Årsaken er at det er mer sannsynlig at laserpulsene treffer disse trærne og returnerer ekko tilbake til sensoren. (Yao et al., 2012) undersøkte det samme, men med en laserepulsdensitet på 22.5 på . De oppnådde maksimalt henholdsvis 71% og 73% sammenlagt klassifiseringsnøyaktighet, avhengig av om lauvtrærne hadde felt bladverket eller ikke. Hardenbol et al. (2023) identifiserte 41.7% av alle døde trær og oppnådde en klassifiseringsnøyaktighet på 79.2% når kun variabler ekstrahert fra FLS-data ble brukt. Kombinert med spektrale data reduserte nøyaktigheten til 69.2%.

#### 1.4. Diameter og volumprediksjon med flybåren laserskanning

I tillegg til at diameter- og volumprediksjoner er viktige biofysiske variabler til tømmerproduksjonsformål, har den også andre viktige formål i forbindelse med livsløpstrær. I kombinasjon med informasjon om treslag kan man observere og vurdere det biologiske mangfoldet og mikrohabitater på enkelttreenivå (Löfstrand et al., 2003).

Siden 1950 har man funnet ut at det eksisterer en korrelasjon mellom høyde og kronediameter for prediksjon av diameter med interpretasjon av flyfoto (Ilvessalo, 1950). I dag er det mulig å estimere kroneareal med FLS under ITD når kronesegmenter blir avgrenset. Hyypä et al. (2001) presenterte en formel som predikerer kronediameter ved å bruke høyde målt med FLS og kroneareal estimert med utgangspunkt i FLS-data og ITD. DBH mellom 20 cm til 50 cm er nært lineært med en R<sup>2</sup> på 0.80 og over (Hemery et al., 2005). Predikert diameter brukes deretter videre til å predikere volum, i kombinasjon med høyde målt med FLS (Hyypä, 1999). Estimering av volum baserer seg på allerede etablerte volumfunksjoner. Blant andre benyttes Vestjordet (1967) sin studie for volumproduksjon av gran, Brantseg (1967) for furu og Braastad (1966) for lauvtreslag. Disse er en av de tidligste volumfunksjonene som treslagsspesifisert, foruten Braastad (1966).

Hyypä (1999) og Hyypä et al. (2001) estimerte diameter og volum på enkelttreenivå med en relativ høy nøyaktighet. Standardfeilen ved estimering av volum var henholdsvis 9.5% og 10.5%, som er høyere enn ved konvensjonell felttakst. Bestand med større tetthet enn det som ble brukt i studien til Hyypä (1999) kan muligens medføre en mindre nøyaktighet, da faren for undersegmentering er større. Axelsson et al. (2023) undersøkte treslagsspesifikke volumprediksjoner basert på FLS- og spektraldata og kom fram til en kvadratisk feil (RMSE) på 16% for alle treslagene og 27%, 48% og 87% for henholdsvis furu, gran og lauvtrær.

Vanligvis benyttes ABA til å predikere middeldiameter og volum på bestandsnivå, men med ITD kan man beregne diameter og volum på enkelttreenivå, deretter aggregere volumprediksjonene til bestandsnivå. Yu et al. (2010) konkluderte med at middeldiameter- og volumprediksjon med både ITD og ABA ga nøyaktige prediksjoner, ABA ga mer nøyaktig middeldiameterprediksjon, mens ITD ga mer nøyaktig volumprediksjon. Med formål om

overvåking av biologisk mangfold og mikrohabitater på enkelttreenivå, kan med andre ord ITD yte nøyaktige prediksjoner av både diameter og volum.

### 1.5. Problemstilling

PEFC-Skogstandard legger opp til at de dominerende treslagene, treslag som er viktige for det biologiske mangfoldet og døde trær, skal settes igjen som livsløpstrær etter åpne hogster (PEFC-Skogstandard, 2022). Disse er oftest gran og furu, og som viktig treslag er osp spesielt nevnt blant andre sjeldne treslag. Derfor er det hensiktsmessig å kunne identifisere disse tre treslagene og om trærne er døde eller ikke, siden det har en potensiell nytte for forvaltningen av livsløpstrær, så som overvåking av økosystemfunksjoner og kontroll av kravet til antall gjensatte livsløpstrær. FLS og spektrale bilder er verdifulle verktøy for å kunne identifisere og klassifisere inn i disse klassene.

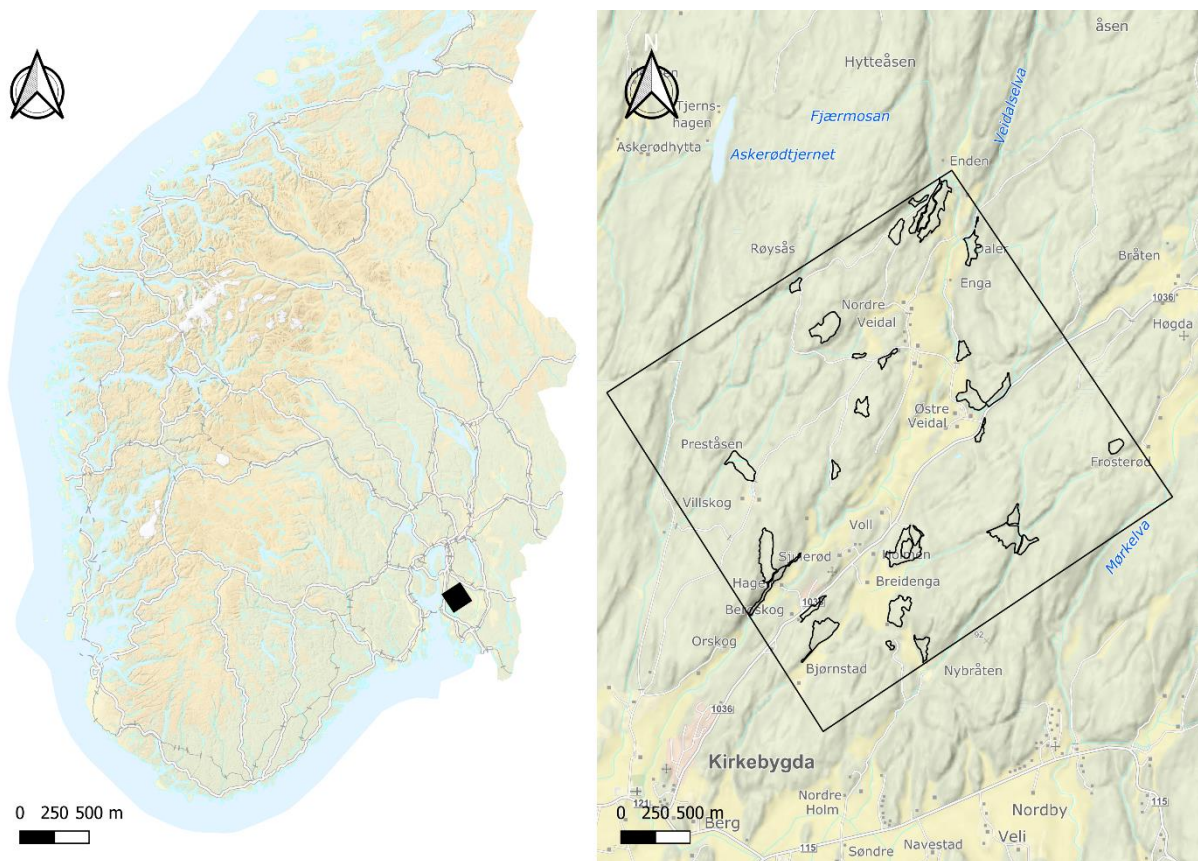
Hovedmålet med oppgaven er derfor å identifisere og beskrive livsløpstrær med FLS og multispektrale bilder. Første delmål er å evaluere om flybåren laserskanning med en laserekkotetthet på mellom 5-6 ekko/m<sup>2</sup> og multispektrale bilder med NIR-bånd er godt nok til å identifisere livsløpstrær. Det andre delmålet er å klassifisere livsløpstrærne inn i følgende kategorier; gran, furu, osp, bjørk (*Betula pendula* L., *Betula pubescens* L.) og andre lauvtrær i en felles lauvtreslagsgruppe (heretter angitt som: bjørk og lauv), samt døde trær med grunnlag i høyde- ekkotetthet, ekkoproporsjon-, intensitet- og spektralvariabler. Tredje delmål er å vurdere diameterprediksjon på enkelttreenivå og volumprediksjon på bestandsnivå. Fjerde og siste delmål er å evaluere den samlede metoden for ITD som kontrollverktøy til antallskravet av livsløpstrær i henhold til PEFC-Skogstandard.

Motivasjonen for oppgaven er å kunne bekrefte at det er mulig å identifisere og beskrive livsløpstrær med en lav laserpulsdensitet (5-6 ekko/m<sup>2</sup>). Dette kan gi grunnlag for etablering av en hyppig og kostnadseffektiv kartlegging av livsløpstrær på enkelttreenivå, samt bidra til ytterligere økologisk forskning på livsløpstrær. Dessuten er dette et forskningsfelt som det eksisterer lite forskning på, da det er kun Hardenbol et al. (2023) som har tatt for seg identifisering og klassifisering av stående livsløpstrær i boreale skoger med FLS og multispektrale bilder tidligere.

## 2. Material og metode

### 2.1. Studieområde

Datamaterialet som dannet grunnlaget for oppgaven, ble innsamlet i Våler kommune (59°30'N 10°54'E) i Østfold fylke (Figur 1) mellom juni 2022 til høsten 2023. Studieområdet befinner seg mellom 30 og 95 meter over havet (moh) og er på ca. 8.5 kvadratkilometer. Studieområdet består i hovedsak av landbruksareal av både jord, beite og skog. Skogen forvaltes i hovedsak for tømmerproduksjon og domineres av gran og furu. De vanligste lauvtreslagene er hengebjørk (*Betula pendula* L.) og dunbjørk (*Betula pubescens* L.). Andre mindre forekommende lauvtreslag er eik (*Quercus* L.), gråor (*Alnus incana* L.), lind (*Tilia cordata* L.), lønn (*Acer* L.), osp, rogn (*Sorbus aucuparia* L.) og selje (*Salix caprea* L.).



Figur 1: Studieområdet i Kirkebygda, Våler kommune med tilhørende 29 takserte bestand. Aldrene på hogstflatene varierte fra 18 år til gjeldende takstår (mellom 2006 og 2022).

### 2.2. Referansedata

Taksten ble gjennomført på totalt 29 bestand i hogstklasse I og II. Bestandsgrensene ble stedfestet med GNSS-punkter med EmlidReach via en tilhørende app, ReachView3. Ved bestandskantene og grupper av livsløpstrær var det ofte dårligere signal som følge av tettheten av kronedekke. Det beste signalet var karakterisert som «FIX», deretter «FLOAT» og dårligst signal ga «SINGLE».



Alle trær > 10 cm i DBH som befant seg innenfor bestandsgrensene ble posisjonert. I ettertid ble trærne nærmere bestandskanten enn 3 m ekskludert fra videre analyser. Dette ble gjort for å redusere påvirkningen av ulike felttaksatorers subjektive vurdering om et livsløpstre er innenfor bestandet eller ikke.

For hvert registrerte livløpstre ble treslag og tilstand registrert. Brysthøydiameter og høyde ble målt også målt for hvert livsløpstre, med noen få tilfeldige unntak der det ble glemt. Manglende høydemålinger ble derfor predikert i ettertid ved bruk av høyde-diameter-modeller for furu, gran og lauvtrær basert på studien til Näslund (1936).

Tilstanden ble registrert og gruppert inn i levende hele trær, levende høgstubber, hele døde trær og døde høgstubber, hvor døde trær ble gruppert inn i en egen klasse uavhengig av treslag. Levende trær ble gruppert inn i gran, furu og osp. Bjørk og lauvtrær ble gruppert som en egen lauvtreklasse (bjørk og lauv).

Høyden ble målt med en Haglöf Vertex IV med en tilhørende Transponder T3. DBH ble målt med en dataklave og informasjon om treslag og helse ble også plottet inn i dataklaven.

Til sammen ble det registrert 1148 livsløpstrær fordelt på 29 bestand. Antall livsløpstrær ble redusert til 900 når trær nærmere bestandskanten enn 3 m ble ekskludert (Tabell 1).

Tabell 1: Oppsummeringsverdier av referansedata, hvor "n" tilsvarer antall trær av de angitte gruppene hvor DBH er brysthøydiameter målt med en brysthøyde på 1.3 m over bakken, gj er gjennomsnitt, std er standardavvik, Min er minsteverdien, Max er maksimalverdien. Trær som var enten døde eller høgstubber ble lagt sammen til en felles gruppe «Døde trær».

Referansedata						
Treslag	Parametre	gj	std	Min	Max	n
Gran n = 165	Høyde (m)	14.1	6.0	2	32.3	165
	DBH (cm)	19.1	7.8	9	67.1	165
Furu n = 197	Høyde (m)	20.2	5.6	2.2	39	197
	DBH (cm)	31.7	8.2	12.6	57.1	197
Osp n = 67	Høyde (m)	21.3	6.7	7.4	39	67
	DBH (cm)	31.9	13.3	13.3	67.6	67
Bjørk & lauv n = 245	Høyde (m)	16.2	5.4	5	34	245
	DBH (cm)	21.5	10.0	8.8	57.2	245
Døde trær n = 220	Høyde (m)	8.7	6.3	1.5	27.7	213
	DBH (cm)	25.8	10.0	8.8	57.2	218

### 2.3. Fjernmålingsdata

Det ble benyttet to ulike fjernmålingsverktøy i denne oppgaven som dekker studieområdet; FLS og multispektrale bilder. Data ble innhentet langs med 2 parallelle flylinjer og en flylinje som går på tvers av disse som var 2.4 kilometer (km) lange.

FLS ble gjennomført av Terratec AS den 06. juni, i 2022. Lasersensoren Riegl VQ156011-S som ble benyttet er utstyrt med diskretpulssystemet. Flyhøyden var på ca. 3500 meter over bakken gitt skannevinkel var 32°, med ett sideoverlapp på 20%, og en laserpulse rate på 500 kilohertz (khz). Dette ga en gjennomsnittlig ekkotetthet på mellom 5-6 ekko/m<sup>2</sup>. Skanneren kan registrere opp til fire laserekko per laserpulse som avgis fra sensoren, kategorisert som første av mange (First of many), mellomliggende (Intermediate), siste av mange (Last of many) og enkelt (Single). For hvert ekko ble det registrert romlig informasjon (X-, Y- og Z-koordinater) samt intensitet.

En multispektral sensor var installert på undersiden av flyet som registrerte fargebilder samtidig som FLS. Sensoren 110 - UC Osprey 4.1 ble benyttet og registrerer rød- (R), grønn- (G), blå- (B), og NIR-stråler fra det elektromagnetiske spekteret. Med utgangspunkt i NIR-, R-, og G-båndet ble normalisert differanse-vegetasjonsindeks (NDVI) og grønn normalisert differanse-vegetasjonsindeks (GNDVI) beregnet. (NDVI) ble beregnet med følgende formel:

$$(1) NDVI = \frac{NiR-R}{NiR+R}$$

GNDVI ble beregnet ved følgende formel:

$$(2) GNDVI = \frac{NiR-G}{NiR+G}$$

Tabell 2: Oppsummering av de tekniske spesifikasjonene til lasersensoren og det multispektrale kameraet som er anvendt til den flybårne lasertaksten.

	Lasersensor
	L510 - Riegl VQ1560II-S
Takstdato	06 Juli.2022
Plattform	L510
Gjennomsnittlig flyehøyde (m)	3500
totale flylinjer	3
Total lengde (nm)	7.1
Totale bilder (x5)	n/a
takstareal	8.5km
FOV (°)	32
Laserpulse-repetisjoner (khz)	500
Skannerate (Ips)	83
Minimum punktdensitet (pt/m2)	2.2
Laserkraft (%)	100
Stripebredde (m)	2007
Laser lateralt overlapp (%)	20
Kamera	O110 - UC Osprey 4.1

### 2.3.1. Normalisering av høyde og intensitet

Bakkeklassifisering av punktskyene var gjort på forhånd. Normalisering av høydeverdier ble utført ved å først identifisere ekko som representerer bakken og filtrert ved algoritmen TIN som beregner lineær interpolasjon basert på Delaunay triangulering. Ettersom bakken er klassifisert i punktskyen beregnes høyde over bakken ved å subtrahere bakkeverdiene fra ekkoenes Z-koordinater (Ørka et al., 2012). Normalisering av intensitet ble gjennomført med utgangspunkt i Roussel et al. (2020) sin metode som beregner lengden mellom lasersensorens treffpunkter for flere ekko i et tett intervall. Med denne metoden estimeres interseksjonen mellom et punkt på himmelen som korresponderer med sensorposisjonen. For å normalisere intensitet benyttet jeg følgende formel fra Korpela et al. (2010):

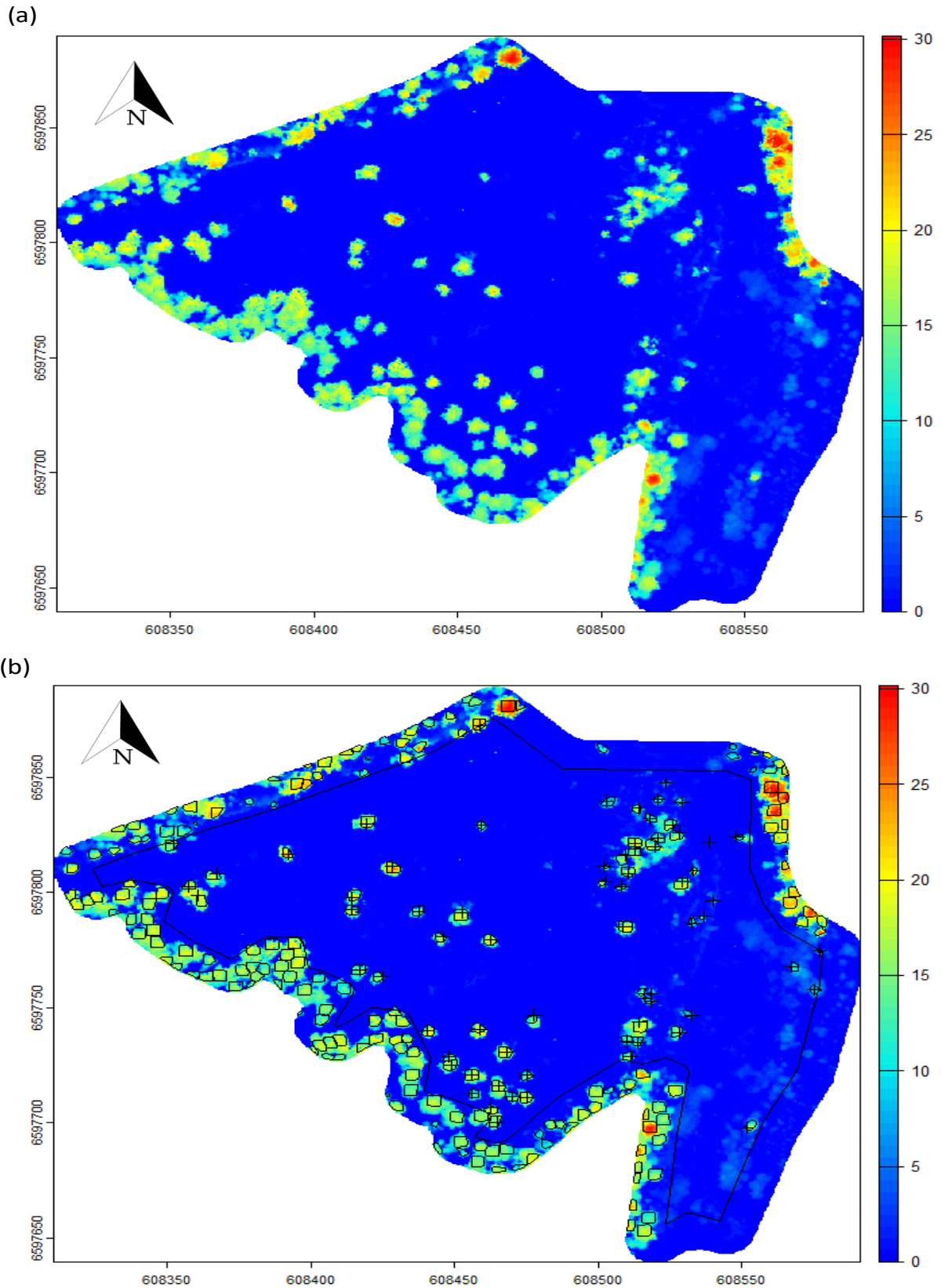
$$(3) I_{nor} = I_{raw} \times \left(\frac{R}{R_{ref}}\right)^a \times I_{r\ddot{a}}$$

hvor  $I_{nor}$  representerer den normaliserte intensitetsverdien,  $I_{raw}$  representerer intensitetsverdien registeret av lasersensoren,  $R$  er estimert sensorposisjon,  $R_{ref}$  er referanselengden som er beregnet gjennomsnitt av  $R$  og til slutt er  $a$  en konstant avhengig av geometrien til ekkoenes treffpunkt (Korpela, et al., 2010; Ørka et al., 2012). I beregningene ble  $a$  satt til 2 som følge av at Korpela, et al. (2010) argumenterer for at dette er en balansert verdi for boreale skoger.

### 2.3.2. Kronehøydmodellering og kronesegmentering

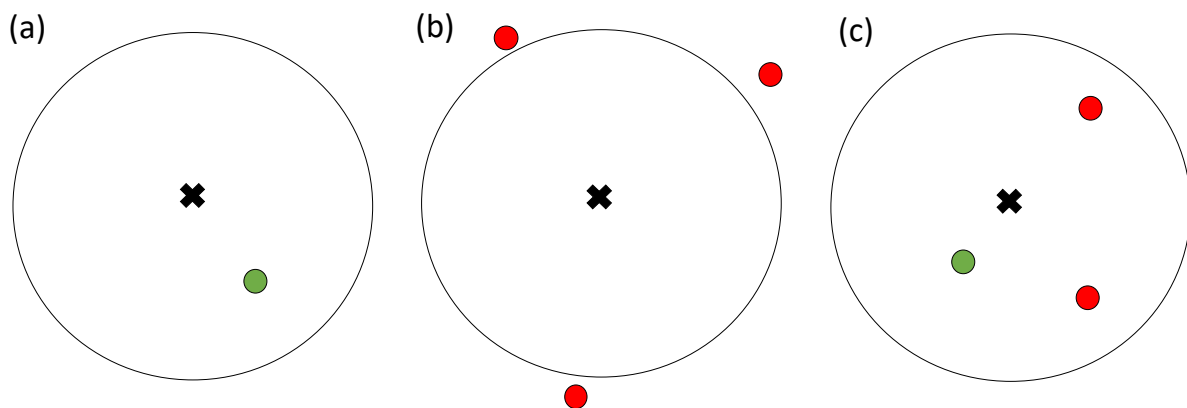
Kronehøydmodeller (CHM) ble fremstilt ved å benytte de normaliserte høydeverdiene. Romlig oppløsning ble satt til 25 cm og P2r-algoritmen ble benyttet for å minimere områder uten data. Deretter ble en kernel-matris på 3x3 m benyttet for å jevne ut CHMene for å fremstille realistiske kroner. Ettersom CHMene konstrueres får man en 2D-modell som beregner høydeverdiene for hver piksel og fremstilles ovenfra og ned (Figur 2.a). En nedre vegetasjonsgrense på 2 m er vanlig å bruke for å luke ut vegetasjon som ikke er trær. I denne oppgaven ble en adaptiv vegetasjonsgrense beregnet som 99.5-percentilen av høyder under 8 m. På denne måten ble vegetasjonsgrensen tilpasset hvert bestand. Bakgrunnen for dette var fordi antall år etter hogst varierte i stor grad mellom bestand. Samtidig var dette en vurdering som ble gjort i en tidligere studie (Hardenbol et al., 2023).

Deretter ble ITD utført ved å benytte den romlige informasjonen fra punktskyene, for å lokalisere lokal maxima med en søkevindu-algoritme (eng: moving window) satt til 3 m<sup>2</sup>. Deretter beregnes tretopper og kronesegmenter basert på Dalponte & Coomes (2016) sin segmenteringsalgoritme; Dalponte2016. På denne måten avgrenses punktskyer av ekko knyttet til hvert individuelle segment og man identifiserer tretopper. Denne informasjonen utgjør enkeltreidentifiseringen (Figur 2.b). Segmentene er ikke fullstendige kroneformer for hvert tre, men baserer seg på hvor CHM finner tretopper. I enkelte segmenter finner man for eksempel i virkeligheten flere trær innenfor et kronesegment avledet fra FLS-data. I andre tilfeller er bare deler av kronen korrekt segmentert slik at man ikke får en fullstendig kroneform.



Figur 2: CHM av bestand 13, hvor X- og Y-aksene er mål på koordinater. Høydeverdiene deles inn i ulike deler av et angitt fargespekter, hvor rød tilsvarer lokal maxima og blå den laveste. Figur 2. (a) viser et CHM av bestand 13, mens Figur 2. (b) viser en CHM av bestand 13 hvor kronersegmentering med konvekse former og tretopper lokalisert som kryss. I dette tilfellet er bestandsgrensen lagt over CHM som en svart strek.

For å kunne gjennomføre regresjons- og klassifiseringsanalyser er det en forutsetning at det etableres en forbindelse mellom livsløpstrærne registrert i felt og trekrone segmentert med ITD. Distansen mellom ekkene knyttet til tretoppene og GNSS-posisjonene for referansetrærne var utgangspunktet for å etablere forbindelsene. Prinsippet baseres på en 5 m radius fra den høyeste Z-verdien i kronesegmentene. Dersom det er et referansetre innenfor radien på 5 m velges den (Figur 3.a). Dersom det er ingen referansetre innenfor radien forbindes ikke segmentet med noen valideringstrær (Figur 3.b). Dersom det er flere feltmålte trær innenfor radien på 5 m linkes det nærmeste valideringstreet til den høyeste elevasjonen med segmentet (Figur 3.c).



Figur 3: Prinsipp for forbindelser mellom valideringstrær og segmenter fra FLS-data. De store sirklene representerer segmenterte kroner, Kryssene representerer den høyeste elevasjonen/sentrum i kronesegmentet. Grønn sirkel representer valideringstrær som forbindes med segmentet. Røde sirkler representerer valideringstrær som ikke forbindes med segmentene.

#### 2.4. Beregninger av prediksjonsvariabler

Prediksjonsvariabler beregnes ut ifra ekko for hvert segment. Variablene består av informasjon om den vertikale strukturen til et segment som inneholder informasjon om høyder. I tillegg beregnes prediksjonsvariabler fra intensitet og multispektrale bånd. Prediksjonsvariablene ble beregnet ut ifra alle typer ekko.

For vertikale strukturvariabler ble verdier for ekkohøyder (Gobakken & Næsset, 2008), kronetetthet (Næsset, 2004), og ekkofordelinger (Holmgren et al., 2008; Ørka et al., 2012) beregnet. For ekkohøyder ble det beregnet maksimal høyde ( $z_{max}$ ), gjennomsnitt ( $z_{mean}$ ), standardavvik ( $z_{sd}$ ), skjevhet ( $z_{skew}$ ), kurtosis ( $z_{kurt}$ ) og percentiler fra 0.5, 0.10, 0.20, ..., 0.95, 0.99 ( $z_{p05}$ ,  $z_{p10}$ ,  $z_{p20}$ , ...,  $z_{p95}$ ,  $z_{p99}$ ). For kronetetthet ble antall ekko fordelt på ulike høydefordelinger beregnet, nedfelt som D. Disse er delt inn i 10 fraksjoner fra D0, D1, ..., D9, hvor D0 representerer laveste høydefordeling og D9 høyeste. Med hensyn til treslags vertikale struktur, kan man forvente at ulike treslag har ulik tetthet av ekko i forskjellige høydefordelinger, gitt forskjeller i morfologi. Med andre ord vil ekko ha en annen fordeling av ekko i ulike høydefordelinger for gran, sammenlignet med for eksempel furu. Proporsjoner og antall ekko, samt forholdet mellom disse ble beregnet for hver av ekkotypene (Tabell 3)

For intensitet ble det beregnet maksimale intensitetsverdi (imax), gjennomsnitt (imean), standardavvik (isd), skjevhet (iskew) og kurtosis (ikurt). I tillegg ble percentiler fra 0.5, 0.25 ... 0.95 (ip05, ip25 ... ip95) beregnet.

Prediksjonsvariabler fra multispektrale bilder besto av mengden rødt (R), grønt (G), blått (B) og nær-infrarødt (NIR) strålingsbånd som ble reflektert fra overflatene bildene returnerer fra. For R, G, B, og NIR ble det beregnet maksimale strålingsverdier (R-, G-, B-, NIRmax), gjennomsnitt (R-, G-, B-, NIRmean), standardavvik (R-, G-, B-, NIRsd), skjevhet (R-, G-, B-, NIRskew) og kurtosis (R-, G-, B-, NIRkurt). I tillegg ble percentiler beregnet fra 0.5, 0.25 ... 0.95. Videre ble samme typer variabler beregnet for GNDVI og NDVI (Tabell 3).

Tabell 3: Prediksjonsvariabler ekstrahert fra både FLS- og spektrale data for klassifiseringen av gran, furu, osp, bjørk og lauv og døde livsløpstrær.

<i>Prediksjonsvariabler</i>	<i>Forklaring</i>
<i>Høyde og ekkotetthet</i>	
HP5, HP10, ... HP90, HP95, HP99	Høydepercentiler
Hmax	Maksimale høyde
Hmean	Gjennomsnittlig høyde
Hsd	Standardavvik
Hskew	Skjevhet
Hkurt	Kurtosis
D0, D1, D2 ... D9	Ekkotetthet i høydepercentiler
<i>Intensitet</i>	
iP5, iP25, iP50, iP75, iP95	Intensitetspercentiler
imax	Maksimale intensitet
imean	Gjennomsnittlig intensitet
isd	Standardavvik
iskew	Skjevhet
ikurt	Kurtosis
<i>Ekkodistribuisjon</i>	
First;Single;Intermediate;Last;Multiple n	antall ekkoer
First;Single;Intermediate;Last;Multiple p	proporsjon av ekkoer
First;Single;Intermediate;Last;Multiple ratio	forholdet mellom antall og proporsjon
<i>spektraldata</i>	
R;G;B;NiR;NDVI;GNDVI P5, P25, P50, P75, P95	Percentiler av spektralbånd
R;G;B;NiR;NDVI;GNDVI max	Maksimale høyde
R;G;B;NiR;NDVI;GNDVI mean	Gjennomsnittlig høyde
R;G;B;NiR;NDVI;GNDVI sd	Standardavvik
R;G;B;NiR;NDVI;GNDVI skew	Skjevhet
R;G;B;NiR;NDVI;GNDVI kurt	Kurtosis

## 2.5. Diameter- og volumprediksjon

Diameterprediksjon av enkelttrær basert på informasjon fra FLS-data er vanligvis predikert med grunnlag i maksimale høyde og kronebredde innenfor et kroneselement. Kronebredden beregnes ut ifra kroneselementets areal der det antas at segmentet er en sirkel, men med samme areal som segmentets kroneareal (Ørka et al., 2010). Kronebredden ble beregnet med følgende formel fra Hyypä & Inkinen (1999) sin studie:

$$(4) L = \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$$

hvor  $L$  er kronebredde,  $A$  er det segmenterte kronearealet avledet fra kroneselementeringen, og  $\pi$  er en konstant.

Predikert diameter beregnes deretter videre med grunnlag i kronebredden og den maksimale høyden i segmentet med følgende formel fra Hyypä & Inkinen (1999) sin studie:

$$(5) d = \alpha L + \beta h + \gamma$$

hvor  $d$  er predikert diameter og  $\alpha$ ,  $\beta$  og  $\gamma$  er koeffisienter.

For å predikere volum benyttes høyde og diameter som parametere og har vært standard praksis i lang tid. I denne studien benyttes Vestjordet (1967) sin studie til å predikere volum for gran, Brantseg (1967) til prediksjon av volum for furu og Braastad (1966) for lauvtreslag. På bakgrunn av at bjørk ble slått sammen med andre lauvtreslag ble en generell volumfunksjon for lauvtrær benyttet.

Diameter- og volumprediksjon ble beregnet for alle referansetrær med antagelsen om at alle referansetrær ble korrekt identifisert og alle referansetrær som faktisk ble linket til segmenter mot alle referansetrær. I tillegg ble kun treslagsklassifiseringen hvor prediksjonsvariabler ekstrahert fra både FLS og spektrale data ble brukt videre, siden de ga mest nøyaktige klassifiseringer. Diameterprediksjonen ble vurdert på enkelttre nivå, mens volumprediksjonen ble vurdert på bestandsnivå.

## 2.6. Statistiske analyser

### 2.6.1. Identifisering av livsløpstrær

Når alle segmenter og referansetrær er linket, vurderes identifiseringen av livsløpstrær ut ifra korrekt identifiserte livsløpstrær, kroneselementer som ikke ble linket med et referansetre (Commission) og graden av referansetrær som ikke ble forbundet med et kroneselement (omission). Deretter beregnes User's accuracy (UA), producers's accuracy (PA) og F1-score (F1) for å evaluere hvor god modellen er til å identifisere livsløpstrær. UA beregner hvor stor proporsjon av de klassifiserte treslagene som ble tildelt det korrekte treslaget i henhold til felldata og komplementerer av denne grunn Commission. UA beregnes med følgende formel:

$$(1) UA = \frac{I}{(I+C)}$$

Hvor  $I$  er identifiserte referansetrær som er forbundet med kronesegmenter og  $C$  er graden av commission.  $PA$  beregner hvor stor proporsjon av feltdata for en gitt klasse ble klassifisert korrekt og komplementerer av den grunn graden av omission.  $PA$  beregnes med følgende formel:

$$(1) PA = \frac{I}{(I+O)}$$

Hvor  $I$  er identifiserte referansetrær som er forbundet med kronesegmenter og  $O$  er graden av omission.  $F1$  er en verdi som blir kalkulert som et harmonisk gjennomsnitt av  $PA$  og  $UA$  med følgende formel:

$$(2) F1 = 2 * \frac{(UA*PA)}{(UA+PA)}$$

### 2.6.2. Treslagsklassifisering

Prediksjonsvariablene ekstrahert fra segmentene som er linket med referansetrærne benyttes videre til å klassifisere inn i levende gran, furu, osp, bjørk og lauv, samt en egen gruppe for døde trær. For at klassifiseringen skal være vellykket må de beregnede prediksjonsvariablene klare å separere treslagene signifikant fra hverandre ved hjelp av en klassifiseringsalgoritme (Holmgren & Persson, 2004; Holmgren et al., 2008). For å klassifisere de etablerte gruppene i denne oppgaven benyttes maskinlæringsalgoritmen, Random Forest (RF). RF lager flere ulike klassifiseringstrær (decision tree) som med periodiske gjentakelser velger prediksjonsvariabler avhengig av hvor mange variabler som benyttes som input for hvert klassifiseringstre. Måten RF lager modellen for prediksjon er ved å innskrenke hvilke tre den prøver å finne ved å velge forskjellig antall prediksjonsvariabler og ulikt antall prediksjonsvariabler. For å validere modellens kvalitet av prediksjoner deles datasettet opp i et treningsdatasett og et valideringsdatasett (Breiman, 2001). I denne oppgaven tildeles treningsdatasettet 28 av 29 bestand som skal lære modellen å skille mellom gruppene, mens valideringsdatasettet fungerer som en vurdering av modellens kvalitet. Modellen kjøres 29 ganger, med andre ord benyttes alle bestand som valideringsdata én gang hver. Ytelsen til klassifiseringen blir vurdert ved bruk av en feilmatrix. I denne beregnes blant annet overall accuracy (OA),  $PA$ ,  $UA$ , Kappa-koeffisient (kappa) og  $F1$ .  $OA$  beregner en generell nøyaktighet av klassifiseringen ved å dividere antall trær korrekt klassifisert med antall trær ikke korrekt klassifisert. Kappa sammenligner den observerte nøyaktigheten med den forventede nøyaktigheten. Verdien av kappa gir utslag mellom 0 til 100, hvor 100 gjenspeiler perfekt overenstemmelse mellom observert og predikert nøyaktighet. Deretter beregnes variabelviktighet som gjennomsnittlig reduksjon i Gini-indeks. Den viktigste variabelen er den som ville forverret prediksjonen, dersom fjernet fra klassifiseringsmodellen. Verdien 100 indikerer at variabelen utgjør fullstendig viktighet for prediksjonen (Breiman, 2001).



### 2.6.3. Diameter- og volumprediksjon

Nøyaktigheten av diameter- og volumprediksjon ble vurdert med middel kvadrat feil (RMSE) og R-kvadrert ( $R^2$ ). RMSE ble beregnet med formel 14 i Hyyppä and Inkinen (1999) sin studie hvor verdier nærmere 0 indikerer at de predikerte verdiene tilsvarer de observerte.  $R^2$  ble beregnet ved lineære regresjonsanalyser i R.  $R^2$ -verdier nærmere 1 tilsvarer fullstendig konformitet mellom predikerte og observerte verdier.

### 3. Resultater

#### 3.1. Identifisering av livsløpstrær

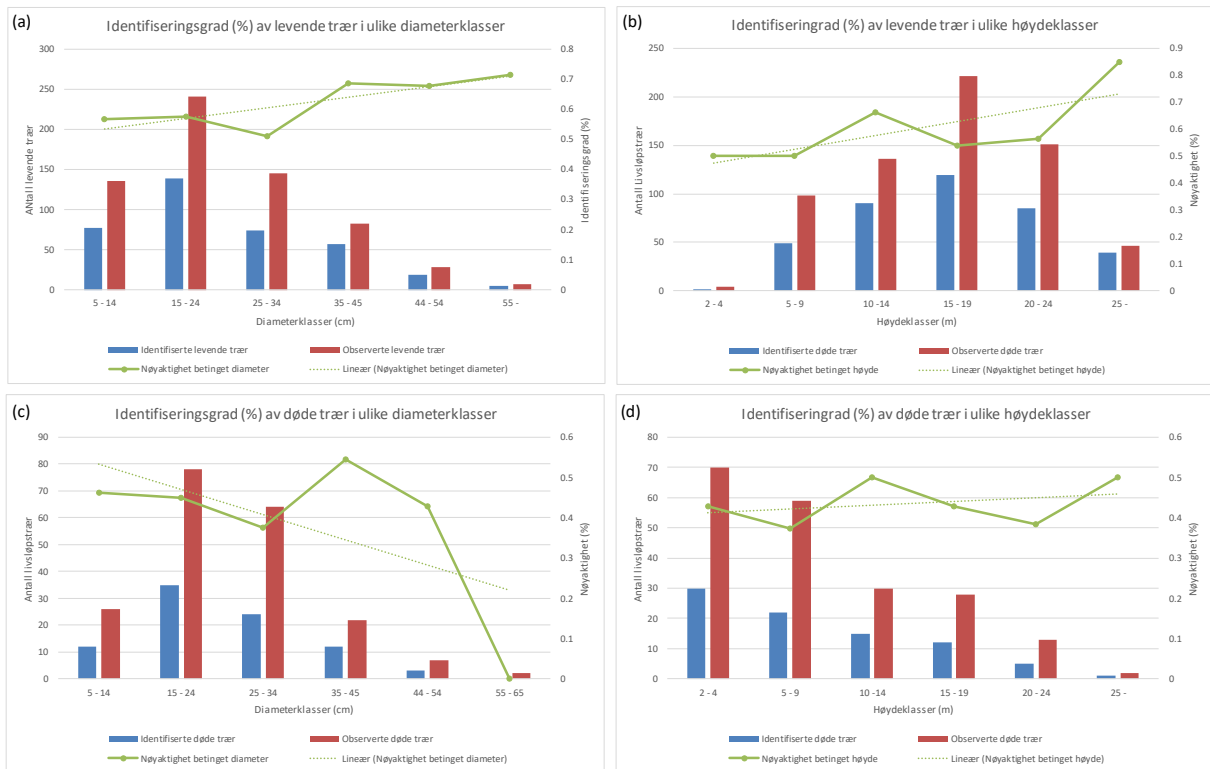
ITD resulterte i varierende grad av nøyaktighet, avhengig av hvilke tilstander trærne var i når samme ITD-modellen ble utført (Tabell 4). Når alle trær ble vurdert, ble 53.6% av referansetrærne korrekt identifisert av segmentene, med 49.1% omission og 51.1% commission, som resulterer i en F1-score på 0.51. Når kun levende trær ble vurdert, ble 54.9% identifisert, 47.6% omission og 36.0% commission, som resulterer i en F1-score på 0.57. Når kun døde trær ble vurdert, ble 22.8% identifisert, 78.2% omission og 280.1% commission, som resulterer i en F1-score på 0.11 (Tabell 4.a). Forskjellene blir enda større enda større om identifiseringen stykkes opp i tilstandsklassene: kun levende trær (F1-score: 0.55), kun levende gadd (F1-score: 0.02), kun hele døde trær (F1-score: 0.06), samt kun døde høgstubber (F1-score: 0.07) (Tabell 4.b).

Tabell 4: Identifisering, omission, commission, producer's accuracy, User's accuracy og F1-score av ITD-modellen med utgangspunkt i identifisering av (a) alle referansetrær, alle referansetrær ekskludert høgstubber og hvor referansetrærne besto av kun hele levende trær, samt (b) kun hele levende trær, kun levende gadd, kun hele døde trær og kun døde høgstubber.

(4.a) Identifiseringsresultater i brede grupper	<i>Kun levende trær</i>	<i>Kun døde trær</i>	<i>Alle trær</i>
<i>Identifisert</i>	54.9	22.8	53.6
<i>Ommision</i>	47.6	78.2	49.0
<i>Commision</i>	36.0	280.1	51.8
<i>Producer's accuracy</i>	0.60	0.08	0.51
<i>User's accuracy</i>	0.54	0.23	0.52
<i>F1-Score</i>	0.57	0.11	0.51

(4.b) Identifiseringsresultater i unike tilstandsgrupper	<i>Kun hele levende trær</i>	<i>Kun levende gadd</i>	<i>Kun hele døde trær</i>	<i>Kun døde høgstubber</i>
<i>Identifisert</i>	67.2	35.7	47.1	20.3
<i>Ommision</i>	36.2	64.3	55.9	80.4
<i>Commision</i>	72.6	4431.4	1338.2	431.9
<i>Producer's accuracy</i>	0.48	0.01	0.03	0.04
<i>User's accuracy</i>	0.65	0.36	0.46	0.20
<i>F1-Score</i>	0.55	0.02	0.06	0.07

Det var relativt klare tendenser til at grøvre trær i DBH eller høyde medførte høyere grad av identifisering. Likevel var det med en liten overvekt at observert DBH og høyde på henholdsvis 35 – 44 cm og 10 – 14 m ble identifisert i høyere grad (Figur 4). Døde trær med DBH på 55 cm og over ble identifisert i veldig lav grad (Figur 4.c), i motsetning til levende trær i samme diameterklasse (Figur 4.a). Trær med DBH over 55 cm er imidlertid preget av et få antall observasjoner. Trærne med de grøvste høydene på 25 m og over ble oppdaget med i høyest utstrekning (Figur 4.b og 4.d).



Figur 4: Identifiseringsgrad av levende og døde trær, fordelt på ulike høyde- og diameterklasser. Figur 4.a og 4.b illustrerer identifiseringsgraden, og sannsynlighet for identifisering av levende trær i henholdsvis ulike diameter og høydeklasser. Figur 4.c og 4.d illustrerer identifiseringsgraden og sannsynlighet for identifisering av døde for i henholdsvis ulike diameter- og høydeklasser.

### 3.2. Treslagsklassifisering

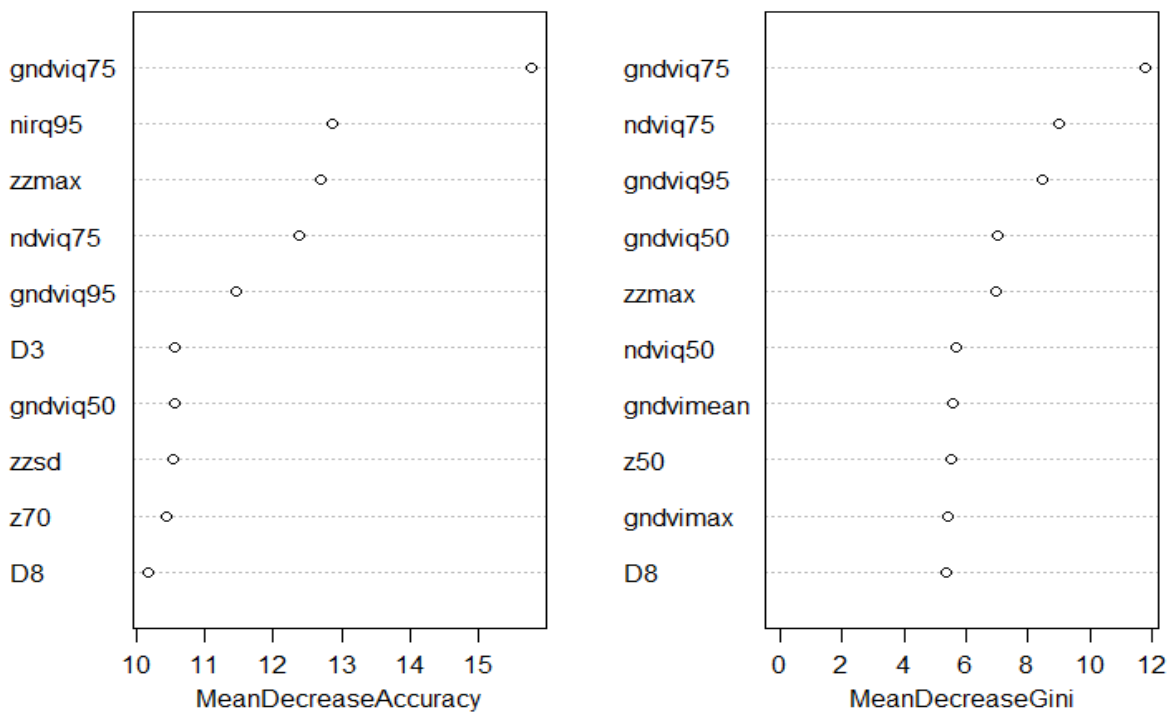
Klassifiseringen av de identifiserte livsløpstrærne inn i klassene: gran, furu, osp, bjørk og andre lauvtreslag og døde trær var delvis vellykket. Treslagsklassifisering basert på prediksjonsvariabler fra FLS og spektrale bilder var betydelig bedre, sammenlignet med å bruke de to kildene hver for seg (Tabell 5). Multispektrale bilder alene (Tabell 5.c) oppnådde tre prosentpoeng høyere klassifiseringsnøyaktighet enn FLS alene (Tabell 5.b).

Furu oppnådde høyeste klassifisering uavhengig av hvilke prediksjonsvariabler som ble brukt, og på sitt beste der alle prediksjonsvariabler var brukt ble en F1-score på 0.79 oppnådd. Gran, osp og bjørk og lauv oppnådde relativt god F1-score når alle prediksjonsvariabler ble inkludert, men sank betraktelig dersom prediksjonsvariabler fra bare FLS, eller bare spektrale data ble brukt. FLS- og spektral-avledede prediksjonsvariabler hver for seg oppnådde en tilnærmet lik

F1-score hverandre. Identifisering av døde trær var lite vellykket, da kun et dødt tre ble riktig klassifisert sammenlagt. På den annen side var det kun 32 døde trær og høgstubber som ble identifisert med ITD. Bjørk og annet lauv var det treslaget som ble misklassifisert flest ganger, men oppnådde likevel en relativ god nøyaktighet.

Prediksjonsvariabler ekstrahert fra spektrale data bidro mest til klassifiseringen, hvorav syv av ti av de sammenlagte viktigste prediksjonsvariablene var beregnet fra spektrale data. Av de syv var fem beregnede variabler fra GNDVI og de to andre fra NDVI (Figur 5).

### Top 10 viktigste prediksjonsvariabler (alle prediksjonsvariabler)



Figur 5: Top 10 viktigste prediksjonsvariabler målt i gjennomsnittlig nedgang i nøyaktighet og gjennomsnittlig nedgang i Gini (index).

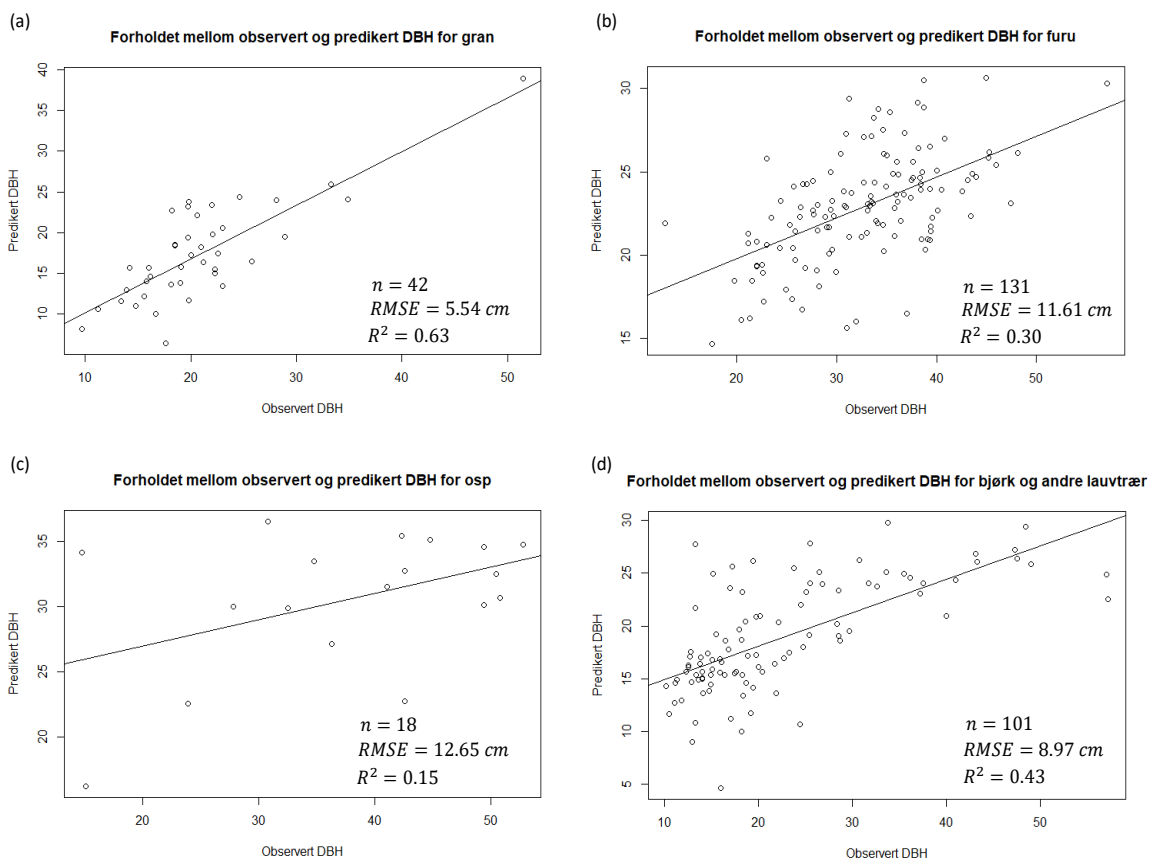
Tabell 5: Feilmatriser som viser resultatet av klassifiseringen inn i gran, furu, osp, bjørk & lauv og døde trær. Tabell 5.a er klassifisering forsøkt med alle prediksjonsvariabler. Tabell 5.b er med prediksjonsvariabler avledet fra kun FLS-data. Tabell 5.c er med prediksjonsvariabler avledet fra kun spektraldata. G, F, O, B & L og DT representerer henholdsvis treslagene gran, furu, osp, bjørk og lauv og døde trær. PA, UA og OA er henholdsvis Producer's accuracy, User's accuracy og overall accuracy (overall accuracy). CI er 95%-konfidensintervallet for OA.

<b>(a) Alle prediksjonsvariabler</b>		Predikert					PA
		G	F	O	B & L	DT	
Observert	G	42	18	4	32	1	0.43
	F	4	131	0	19	0	0.85
	O	0	0	18	30	0	0.38
	B & L	10	20	11	101	6	0.68
	DT	7	7	3	14	1	0.03
UA		0.67	0.74	0.50	0.52	0.13	OA: 61.1%
F1-Score		0.53	0.79	0.43	0.59	0.05	0.48
95% CI av OA (%)						(56.6, 65.6)	
Cohen's Kappa value						46.1	
<b>(b) FLS-data avledede prediksjonsvariabler</b>		Predikert					PA
		G	F	Osp	B & L	DT	
Observert	G	41	16	4	36	0	0.42
	F	6	104	6	38	0	0.68
	O	11	16	9	12	0	0.19
	B & L	23	48	3	73	1	0.49
	DT	4	9	3	16	0	0
UA		0.48	0.54	0.36	0.42	0	OA: 47.4%
F1-Score		0.45	0.60	0.25	0.45	0	0.35
95% CI av OA (%)						(42.8, 51.0)	
Cohen's Kappa value						26.6	
<b>(c) Spektraldata avledede prediksjonsvariabler</b>		Predikert					PA
		G	F	O	B & L	DT	
Observert	G	29	27	3	35	3	0.30
	F	5	122	0	24	3	0.79
	O	3	0	9	36	0	0.19
	B & L	16	25	16	84	7	0.57
	DT	4	12	3	13	0	0
UA		0.51	0.66	0.29	0.44	0	OA: 50.9 %
F1-Score		0.38	0.72	0.23	0.49	0	0.36
95% CI av OA (%)						(46.4, 55.5)	
Cohen's Kappa value						31.2	

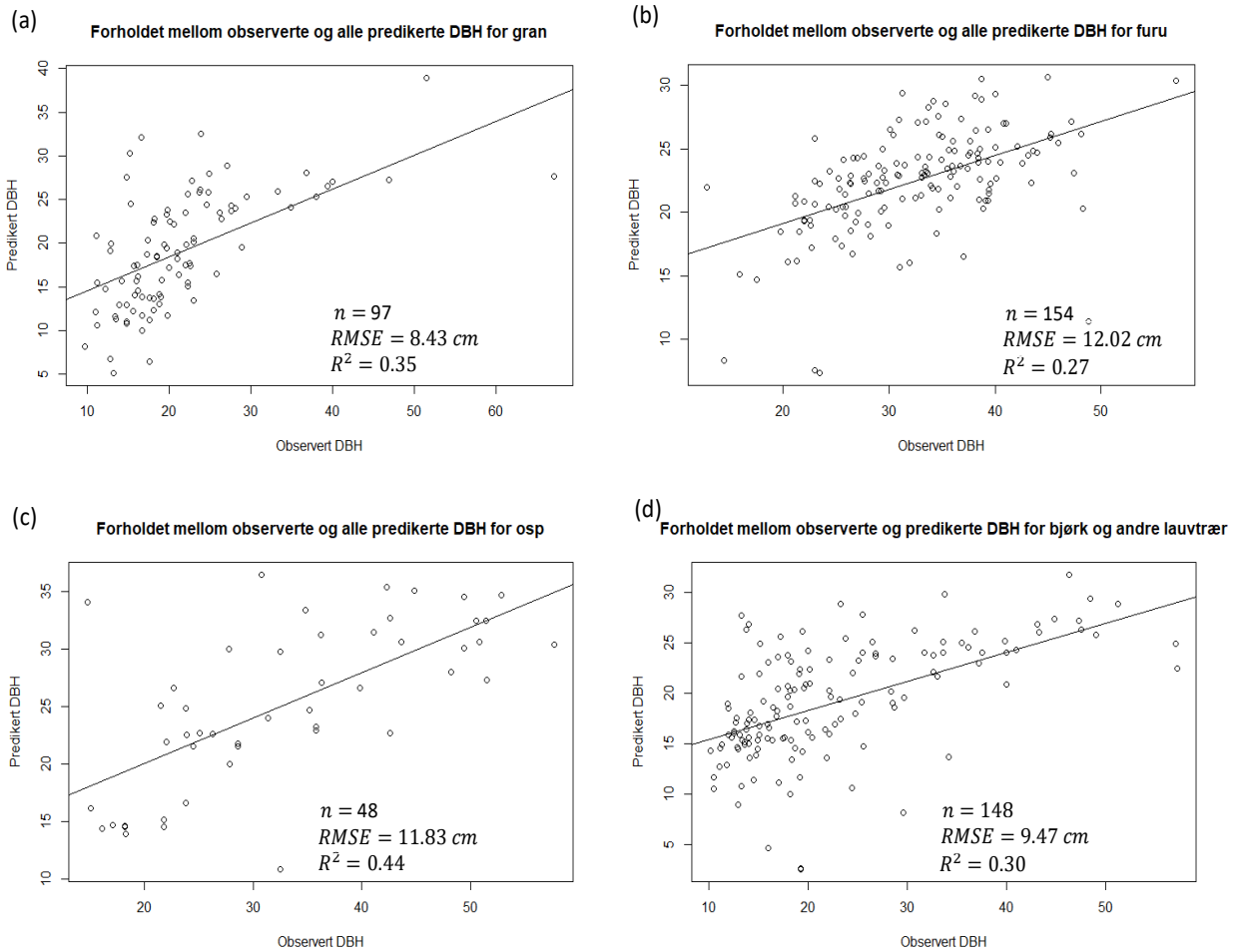
### 3.3. Diameter- og volumprediksjon

Diameterprediksjonene på enkelttrenivå Hyypä and Inkinen (1999) varierte i stor grad mellom de ulike treslagsklassene. For gran, furu, osp og bjørk og lauv ble beste oppnådde RMSE henholdsvis 5.54 cm, 11.61 cm, 12.65 cm og 8.97 cm.  $R^2$  viste at jevnt over var korrelasjonen mellom observert og predikert diameter var middelmådige. For gran, furu, osp og bjørk og lauv ble en  $R^2$  på 0.63, 0.30, 0.15 og 0.43 oppnådd (Figur 6). Totalt klassifiserte, inkludert misklassifiserte treslag, var noe dårligere. For henholdsvis gran, furu, osp og bjørk og lauv ble beste oppnådde RMSE henholdsvis 8.43 cm, 12.02 cm, 11.83 cm og 9.47 cm.  $R^2$  var også jevnt over dårligere og oppnådde henholdsvis verdier på 0.35, 0.27, 0.44 og 0.30. Kun bjørk og lauv hadde økt RMSE og  $R^2$  (Figur 7).

Fordelingen mellom over- og underprediksjoner på enkelttrær for korrekte klassifiserte treslag var 19% og 81%. For alle klassifiserte treslag, inkludert feilklassifiseringer, var fordelingen 75% og 25%.

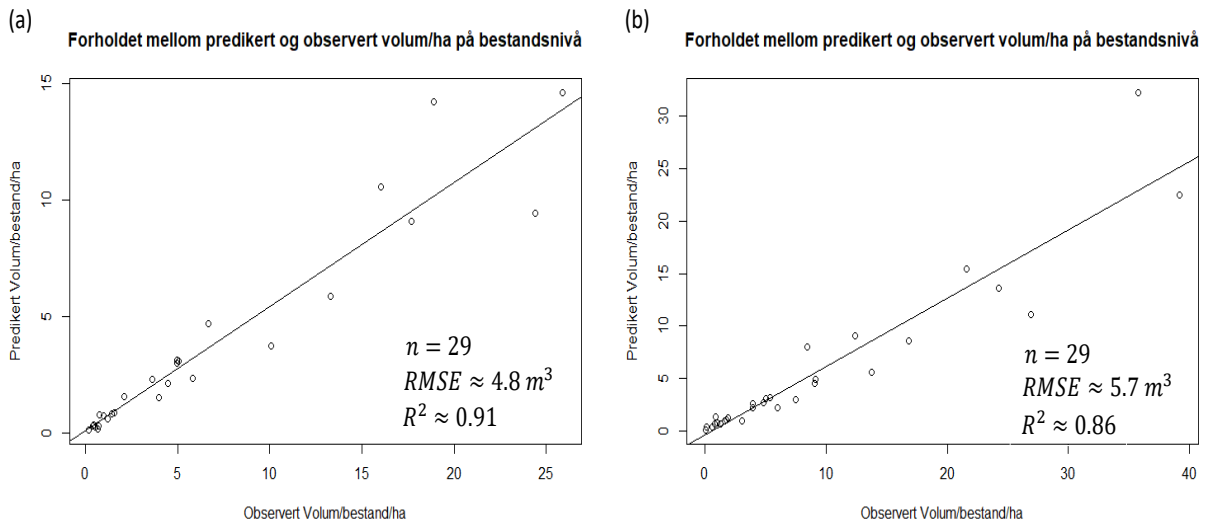


Figur 6: Predikert diameter på korrekt klassifiserte treslag fra Random Forest-modellen, sammenlignet med feltmålt diameter på enkelttrenivå.



Figur 7: Predikert diameter på alle treslagsklassifiserte trær, inkludert feilklassifiseringer, sammenlignet med feltmålt diameter på enkelttreenivå.

Volumprediksjonene med predikert DBH og lasermålt høyde på bestandsnivå varierte i relativt liten grad (Figur 8). Prediksjonen av volum med vellykkede prediksjoner hadde en RMSE og  $R^2$  på henholdsvis  $4.8 \text{ m}^3$  og  $0.91$  (Figur 8.a), mens med feilprediksjoner inkludert ble en RMSE og  $R^2$  på henholdsvis  $5.7 \text{ m}^3$  og  $0.86$  oppnådd (Figur 8.b). Det var kun 1 dødt tre som ble korrekt klassifisert med RF og det eksisterer derfor ikke noen grunnlag for sammenligning for verken diameter eller volum.



Figur 8: Prediksjoner av volum/ha aggregert til bestandsnivå sammenlignet med estimert volum beregnet med feltmålte høyde- og DBH-målinger. 8.a viser predikert volum/ha/bestand når kun korrekte klassifiseringer i henhold til treslag ble benyttet, mens Figur 8.b er når alle klassifiserte trær er benyttet, inkludert feilklassifiseringer.

### 3.4. FLS som kontrollverktøy

Av totalt 29 bestand, oppfyller 27 kravet på 10 livsløpstrær per hektar (ha), dersom alle feltregistrerte trær er inkludert (Tabell 6, LT3), men når trærne nær bestandskanten ble utelatt, sank antallet for hvert bestand. Som et resultat oppfylte ytterligere 5 bestand ikke kravet (Tabell 6, LT2). På flere bestand resulterte dette med halvering av antall livsløpstrær, i andre tilfeller enda flere. Når kun referansetrærne som ble korrekt identifisert av segmentene, ble antallet bestand som oppfyller kravet redusert til 18 bestand (Tabell 6, LT1).



Tabell 6: Oversikt over hvilke bestand som oppfyller antallskravet av livsløpstrær i henhold til PEFC-Skogstandard, fordelt på 3 ulike caser. LT1 inneholder kun referansetrær som er korrekt linket til kronesegmenter avledet fra FLS, LT2 er alle referansetrær innenfor buffersonen på 3 m, og LT3 er alle referansetrær totalt innenfor bestandsgrensene. n representerer antall livsløpstrær, BID er bestand nummer, nBID er antall bestand av totalt antall bestand og ha er hektar. Grønn fyllfarge indikerer at bestandet oppfyller kravet til antall livsløpstrær.

BID	areal (ha)	LT1		LT2		LT3	
		n	n/ha	n	n/ha	n	n/ha
1	0.31	4	13	10	32	19	60
3	0.63	10	16	16	26	20	32
4	1.03	33	32	62	60	68	66
5	0.97	1	1	9	9	11	11
6	2.21	4	2	19	9	32	14
8	0.54	5	9	8	15	9	17
9	3.38	12	4	31	9	52	15
10	2.16	21	10	51	24	57	26
11	0.63	14	22	36	57	41	65
13	2.90	63	22	118	41	134	46
14	0.89	9	10	15	17	18	20
15	0.89	7	8	10	11	21	23
16	2.42	31	13	55	23	65	27
18	2.84	33	12	62	22	65	23
19	1.64	25	15	45	27	49	30
22	0.26	4	16	14	55	26	101
24	0.82	12	15	17	21	18	22
25	1.67	6	4	21	13	59	35
29	0.89	6	7	11	12	13	15
30	0.94	16	17	21	22	39	42
31	3.20	35	11	50	16	67	21
32	3.34	34	10	68	20	68	20
33	0.50	3	6	4	8	13	26
35	1.22	24	20	47	39	56	46
36	1.56	41	26	41	26	50	32
39	1.12	20	18	37	33	42	38
42	0.57	2	4	4	7	10	18
43	2.89	3	1	11	4	17	6
44	1.39	1	1	7	5	9	6
<i>nBID</i>		<b>18/29</b>		<b>22/29</b>		<b>27/29</b>	

## 4. Diskusjon

Hovedmålet i denne oppgaven var å evaluere FLS og multispektrale bilder for identifisering og beskrivelse av livsløpstrær på enkelttre nivå. Metoden for ITD-modellen evalueres ut ifra dens nøyaktighet til å identifisere enkelttrær. Klassifiseringsmodellen evalueres på bakgrunn av dens nøyaktighet. Diameterprediksjonen evalueres på enkelttre nivå og volumprediksjon på bestandsnivå. Til slutt evalueres ITD-modellen som potensielt kontrollverktøy av antallskravet til livsløpstrær i henhold til PEFC-Skogstandard. Det ble oppnådd varierende, men stort sett rimelig gode, identifiseringsnøyaktigheter av enkelttrær med ITD-modellen. Klassifiseringen varierte i stor grad og besto av både høye og lave klassifiseringsnøyaktigheter, avhengig av treslag og prediksjonsvariabler brukt under klassifiseringen. Diameterprediksjon varierte også i stor grad mellom treslagene, mens volumprediksjon oppnådde lave feil.

### 4.1. Identifisering av livsløpstrær

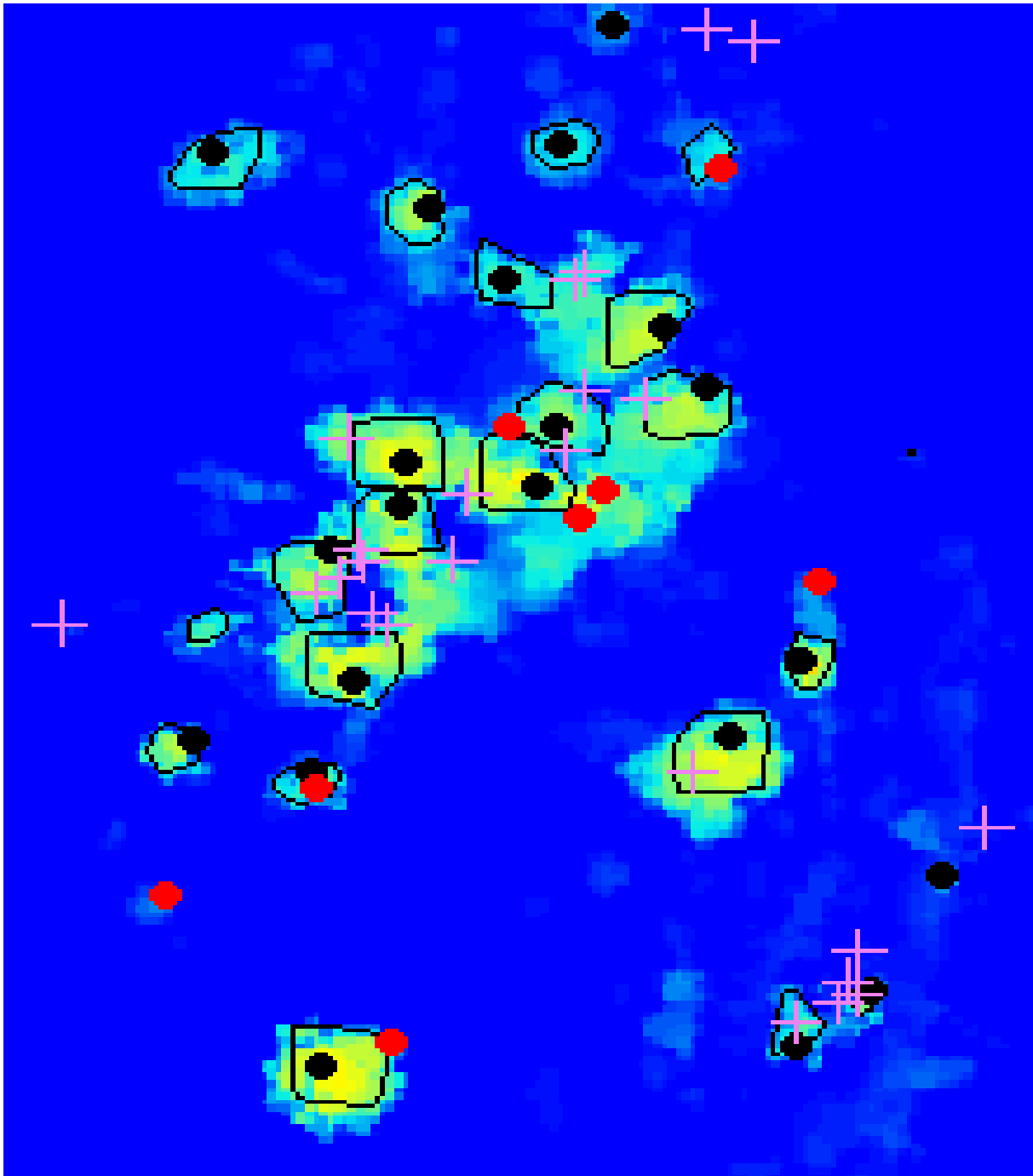
Resultatene i denne oppgaven varierte i stor grad og oppnådde noe lavere nøyaktighet enn tidligere studier. Årsaker til dette kan være relatert til segmenteringsalgoritmen Dalponte2016, romlig oppløsning av CHMen og størrelsen på søkevinduet for lokalisering av lokal maxima (Sparks et al., 2022). Blant annet benyttet de en lavere romlig oppløsning på 50 cm, anvendte pit-free-metoden av Khosravipour et al. (2014) og et søkevindu på 5 m<sup>2</sup> under lokaliseringen av lokal maxima. I tillegg jevnet de ut CHM med en vindustørrelse (eng: Window size) på 5 piksler og ulike intensiteter, avhengig av hvilke høyder pikslene var i. Sammenlignet med denne oppgaven var søkevinduet større, som antagelig medførte at metoden til Hardenbol et al. (2023) evaluerte flere tretopper som lokal maxima. Dette kan ha medført en mer nøyaktig og representativ posisjonering av tretoppen i forhold til virkeligheten, siden hele trekroner ble vurdert. Tatum and Wallin (2021) konkluderte med at Dalponte2016-algoritmen segmenterer mer nøyaktig enn watershed-algoritmen, men på andre treslag enn de man finner i boreale skoger. Dette tilsier at det er andre årsaker til at nøyaktigheten ikke er like god som i Hardenbol et al. (2023) sin studie, siden de brukte Watershed-algoritmen. En annen faktor å ta hensyn til er at datamaterialet og studieområdet er unikt for denne oppgaven og må derfor sammenlignes med andre studier varsomt.

Sparks et al. (2022) konkluderte med at kombinasjonen av 25 cm/piksel og et søkevindu på 2.5 m ga mest nøyaktig identifisering av enkelttrær. Det var derimot med en lasersensor som hadde en ekkotetthet på 8 ekko/m<sup>2</sup>. Innstillingene er de samme som i denne oppgaven, foruten vindustørrelsen som var satt til 3 m. Gitt at sensoren i denne oppgaven hadde en ekkotetthet mellom 5-6 ekko/m<sup>2</sup>, kan det gi høyere nøyaktighet ved å justere vindustørrelsen. De konkluderte videre med at en høyere ekkotetthet på 22 ekko/m<sup>2</sup> ga både minimale og betydelige forbedringer av ITD, avhengig av segmenteringsmetode brukt. Oftest får man nok informasjon til å avgrense segment og ekstrahere skoglige variabler for å beskrive enkelttrær med en ekkotetthet 5 ekko/m<sup>2</sup> (Kaartinen et al., 2012). Nyten av informasjonen fra den økte ekkotettheten er derfor veldig lav i forhold til den økte kostnaden i denne sammenhengen,

siden det omhandler svært få prosentpoeng. Kostnadseffektivitet er en viktig forutsetning dersom det skal utvikles en nasjonal kartlegging av livsløpstrær.

Gjensetting av livsløpstrær i grupper er en sannsynlig årsak til at en del av de hele levende livsløpstrærne ikke ble identifisert. Problemet med grupper av trær i forhold til ITD er at det er en fare for både oversegmentering og undersegmentering (Hyypä et al., 2001). Dette er fordi store kroner kan tolkes som flere forskjellige kroner dersom modellen tror det er flere tretopper. Motsatt tilfelle kan også forekomme hvor mindre trær ikke blir segmentert, fordi de større trærne overskygger de lavere. Figur 9 viser et utsnitt av CHM av figur 2, hvor det er et tilfelle av høy grad av omission, hvor mange av de mindre trærne står tett inntil enkelte livsløpstrær som er korrekt linket. Dette er sannsynligvis som følge av at de har en lavere høyde enn referansetrærne som er korrekt linket med punktskyen i segmentene. ITD er utført på bestand hvor flatehogst er gjennomført, som betyr at mange trær er spredt. Av den grunn eksisterer det en slags naturlig avgrensning av trekronene til trær som står alene basert på store forskjeller i høydeverdier. Segmenteringsalgoritmen Dalponte2016 baserer seg på blant annet at søkevinduet minimerer antall lokal maxima (Dalponte & Coomes, 2016). Selv med en høy romlig oppløsning og søkevindu blir segmenteringen enkel.

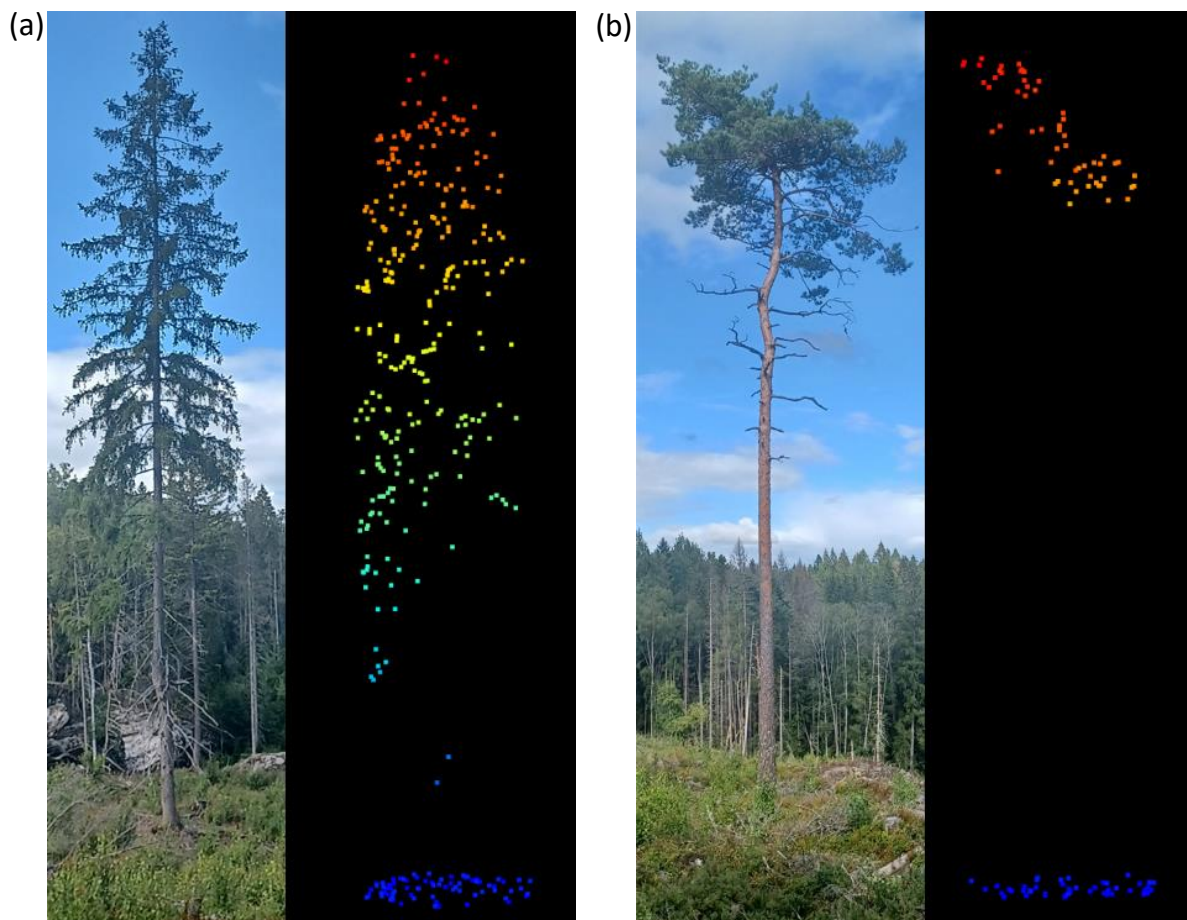
En del av referansetrærne som er markert som omissions står også spredt rundt, men har en liten punktsky knyttet til seg (Figur 9). Disse referansetrærne er derfor sannsynligvis å regne som hele døde trær eller høgstubber. Mange av disse er ikke oppdaget av ITD-modellen, som kan være på grunn av modellens innstillinger, eller vegetasjonsgrensen som kan ha blitt beregnet høyere enn høgstubbens lokal maxima. I Hardenbol et al. (2023) sin studie ble døde trær identifisert mer nøyaktig, og de konkluderte med at det er en korrelasjon mellom store høyder og grovre diametere. Dette gir en indikasjon på at høgstubber har en generelt lavere sannsynlighet for å bli identifisert. I min oppgave var det en lignende trend, men med større variasjon. Trær med høyde og DBH over henholdsvis 10 m og 25 cm, ble identifisert i høyere grad, og antall identifiserte trær var generelt stigende ettersom høyde og DBH steg. Tidligere studier som har undersøkt identifisering av døde trær konkluderer med at fokuset bør være på trær med grove dimensjoner (Wing et al., 2015; Yao et al., 2012). Dette underbygges videre av at store trær er viktigere for det biologiske mangfoldet og mikrohabitater (Hardenbol et al., 2023; Kozák et al., 2023). En interessant detalj er at døde trær med DBH over 55 cm ble i lavest utstrekning identifisert. Dette kan forklares i at det var et veldig lavt antall observasjoner og begge var døde trær.



Figur 9: Utsnitt fra CHM fra Figur 2, hvor en gruppe med grantrær er gjennsatt som livsløpstrær, hvorav 5 levende grantrær er korrekt identifisert (svart sirkel), 1 commission (rød prikk) og 6 omission (lilla kors).

Wing et al. (2015) mener det er flere ukontrollerbare faktorer for identifiseringsnøyaktighet av døde trær, eksempelvis bestands- og enkelttrekarakteristikker. De nevner også kontrollerbare faktorer, som kvaliteten av FLS-data og ITD-metode. Av bestandskarakteristikker er ikke bestandstetthet et problem, da studieområdet består av livsløpstrær på kun åpne hogster. Derimot, kan tidligere behandlingshistorikk ha endret trærnes morfologi, som følge av blant annet tetthet (Holmgren et al., 2008). For eksempel har gran- og furutrær generelt tydelige morfologiske forskjeller mellom seg, som også blir tydelige gjennom kronesegmenteringen

(Figur 10). Det er også funnet distinkte morfologiske trekk ved bjørk basert på FLS-data (Ørka et al., 2009). Ved høyere laserpulsetetthet ville punktskyene illustrert i figur 10 vært tettere og dannet en mer realistisk visualisering av trærnes vertikale struktur på enkelttreenivå. Vegetasjonsgrensen er også en kontrollerbar faktor som ble beregnet for hvert bestand ut ifra hvor man fant høyest tetthet av ekko i 99.5-percentilen av 8 m. Dette ble gjort for å utelukke all vegetasjon som ikke regnes som livsløpstrær. I bestand hvor foryngelsen begynner å bli noen år gammel, kan høgstubber ha blitt utelatt fra identifiseringen som følge av at de kan være så lave som 3 m. Identifiseringen av døde trær økte ved høy romlig oppløsning av CHMene, men økte samtidig mengden commission betraktelig.



Figur 10: Sammenligning av 2 feltmålte trær og korresponderte punktskyer med kronesegmentering. Figur 10.a er av en gran, mens figur 10.b er av en furu.

En del av metoden besto av å linke referansetrær med kronesegmenters punktsky. Kravet var at det nærmeste treet innenfor en radius på 5 m fra ekkoet med høyeste elevasjon innad segmentet, ble linket med kronesegmentet. Dette var på bakgrunn av at identifiserte tretopper med CHM baserer seg på lokal maxima i kronesegmentet. Dette ekkoet vil ikke nødvendigvis stemme overens med treetts stammesentrum, som de georefererte punktene med EmlidReach var forsøkt stedfestet så nærme så mulig. Dette avhenger av både treslag og lokale forhold

som for eksempel vind. Eksempelvis, er bjørk i større grad utsatt for bøyninger som følge av vind, som kan flytte tretoppen lengre fra stammesentrum. Med denne radiusen vil med andre ord lauvtrærne kunne linkes på et troverdig nivå. Når det gjelder grantrær derimot, er det nok mer hensiktsmessig å benytte en lavere radius, siden de har en rettere stamme. Dette gjelder spesielt med hensyn til grupper, da det er en mulighet for at referansetrær kan ha blitt linket til et segment som i virkeligheten definerer et annet tre. I tillegg burde det ha blitt tatt hensyn til presisjonen av referansetrærnes georeferering. De ble definert som FIX (koordinatpresisjon på centimeternivå), FLOAT (koordinatpresisjon på under 1 meter) og SINGLE (koordinatpresisjon på flere meter). Totalt var det henholdsvis 354, 54 og 71 av FIX, FLOAT og SINGLE-presisjoner, som tilsier at dette ikke er et utpreget problem i utgangspunktet. Det er vanskelig å si noe om hvor det var mest SINGLE, men det kan tenkes at områder med kupert terreng og tett kronedekke medførte større risiko for SINGLE-presisjon. Dette er på grunn av at det er mer sannsynlig at korreksjonssignalene fra satellittene til mottakeren blir forstyrret.

Istedenfor at en ITD-modell som forsøker å benytte kun en CHM for å balansere identifisering av levende og døde trær, kan den deles i to deler. I første omgang kan man lage en CHM og beregne prediksjonsvariabler for levende stående trær, deretter en annen for døde trær. Wing et al. (2015) fjernet alle ekko i det øvre sjiktet tilknyttet levende trær, slik at kun døde trær besto. Ved identifisering av døde trær vil det være naturlig å benytte en lavere radius for linking av referansetrær med segmenter, da døde trær ofte ikke har en så tydelig krone, samt at stammen ikke beveger seg så langt fra stammesentrum. Lokal maxima vil dermed være nærmere stammesentrumet og være mer nøyaktig georeferert. I tillegg vil vindustørrelsen ha en innvirkning på lavere trær som står i nærheten av andre, likt som levende trær i grupper. For eksempel vil en høgstubbe mer sannsynlig ikke bli identifisert med en stor vindustørrelse, dersom den står tett inntil et annet tre som er høyere.

Det har blitt gjennomført flere studier som undersøker effekten av om løvtrærne har bladverk eller ikke på ITD med FLS (Brandtberg, 2007; Kim et al., 2009; Ørka et al., 2010). Generelt øker identifiseringen når lauvtrærne har felt bladene. Det forklares med at når lauvtrær fortsatt har bladverk blandes ofte kronene sammen, som gjør kronesegmenteringen utfordrende. Det er muligens ikke et stort poeng å undersøke dette i forbindelse med livsløpstrær da løvtrær oftest settes igjen som enkelttrær, og gran i grupper. Gran settes igjen i grupper siden den generelt har lavere enkeltrestabilitet som følge av et flatere rotsystem, men avhenger også av tidligere skogbehandlinger (Puhe, 2003; Slodicak & Novak, 2006). Det kan likevel være nyttig å undersøke identifisering av livsløpstrær under høstsesongen, da tidligere studier har kommet fram til at det har gitt forbedret nøyaktighet i lukkede skoger.

#### 4.2. Treslagsklassifisering

I denne oppgaven ble klassifiseringen forsøkt på treslagsgruppene gran, furu, osp, bjørk og lauv, og døde trær med maskinlæringsalgoritmen RF. Nøyaktigheten av treslagsklassifiseringen varierte i stor grad mellom de ulike treslagene. Kappa-indeksen tilsier at

treslagsklassifiseringen i sin helhet gir midlere klassifiseringsnøyaktighet. Det var i hovedsak døde trær, bjørk og lauv som ble klassifisert som andre treslag, mens henholdsvis furu og gran ble mest korrekt klassifisert. Datamaterialet i denne oppgaven var ikke påvirket av atmosfæriske forhold, for eksempel høy vind, regn og tåke under FLS-taksten.

Det ble valgt å skille mellom gran og furu på bakgrunn av at de representerer ulike skogtyper, som følger forskjeller i artssammensetning og økologiske funksjoner (Felton et al., 2020). De er i tillegg de mest utbredte treslagene i Norge, derav ofte de mest dominerende treslagene bevart som livsløpstrær. Bjørk ble slått sammen med andre lauvtrær, unntatt osp, for å unngå feilklassifiseringer mellom ulike lauvtreslag. Det hadde imidlertid vært foretrukket å klassifisere bjørk separat, siden det er et av de dominerende treslagene i Norge. Osp ble separert fra alle andre treslag på bakgrunn av dens unike stilling i henhold til norsk PEFC-Skogstandard. I tillegg er den svært viktig for bevaring og etablering av lavhabitater (Lundström et al., 2013). Døde trær tilbyr også unike mikrohabitater for mange truede arter. Derfor er det nødvendig å kunne klassifisere stående døde trær satt igjen som livsløpstrær (Harmon, 2001; Wing et al., 2015).

Morfologiske egenskaper som gir en beskrivelse av den vertikale strukturen til trær kan variere i stor grad mellom ulike treslag (Maguire, 2006). For eksempel varierer kronestrukturen i mer eller mindre grad og er derfor en egenskap som kan være viktig i forbindelse med treslagsklassifisering. Den høye romlige oppløsningen benyttet i denne oppgaven kan ha gitt for dårlige beskrivelser av kroneformer i kombinasjon med for lav ekkotetthet. Dette er på bakgrunn av at punktskyene som ble dannet i CHMene i denne oppgaven oppleves ofte som «kuber» og små i størrelse, da det var et forsøk på å identifisere flest mulig trær i grupper. Dette kan derimot ha ført til at lauvtrær, som generelt har en bredere krone, fikk forminskede punktskyer. Med en større romlig oppløsning ville kronesegmenteringen gitt punktskyer som i høyere grad hadde tilsvart lauvtrærs virkelige kronestruktur. Dette kan forklare hvorfor en del osp og bjørk og lauv ble misklassifisert som gran og furu, og motsatt. I tillegg til hvorfor lauvtrær også ble misklassifisert med hverandre.

Normalisering av intensitet var forventet å øke klassifiseringsnøyaktigheten, siden terrenget i studieområdet var delvis kupert (Höfle & Pfeifer, 2007), men økte klassifiseringen med kun 1.5 prosentpoeng. Det er mulig at metoden for innhenting av avstanden mellom ekkoets treffpunkt og sensorposisjon kunne vært kalibrert bedre (Formel 3). For eksempel var  $\alpha$  satt til 2, men burde justeres av faktorer som andel bar- og lauvtrær, ettersom lauvtrær optimaliseres med en  $\alpha$  tilnærmet 2, men tilnærmet 3 for bartrær. Dette fordrer derimot at informasjon om treslagssammensetning og bestandstetthet må innhentes på forhånd fra eksterne kilder, som kan i noen tilfeller være utilgjengelige. Dette er på grunn av at lauvtrær har større og tettere bladareal sammenlignet med bartrær (Korpela et al., 2010). Med hensyn til at det er en liten overvekt av bartrær i studieområdet kunne klassifiseringen endret seg om  $\alpha$  var satt noe høyere enn 2. Intensitet ble normalisert på alle typer ekko i denne oppgaven, men tidligere forskning har påvist at normalisering av intensitet kun burde gjøres på første og single ekko, i forbindelse med treslagsklassifisering (Korpela et al., 2010; Morsdorf et al., 2010).

Treslagsklassifisering med FLS-data bidro generelt mindre til nøyaktigheten enn spektrale data. Dette kom tydelig fram ved vurdering av Gini-indeksen, hvor 7 av de 10 viktigste prediksjonsvariablene var GNDVI og NDVI. Størst forskjell ble funnet for furu der henholdsvis spektrale- og FLS-data oppnådde en F1-Score på 0.72 og 0.60. Taksten ble gjennomført på sommeren under vekstsesongen, som betyr at det er mye aktivitet av fotosyntese. Dette er sannsynligvis grunnen til at beregnede variabler av GNDVI utgjør en så viktig del av klassifiseringen. Wu & Zhang (2020) presenterer i sin studie at blant annet NDVI og GNDVI, øker nøyaktigheten av treslagsklassifisering. I tillegg benyttet de spektrale bånd som måler endringer i nivåer av karetonider, stress og karbonopptak. Dette ville muligens påvirket klassifiseringen i denne oppgaven også i kombinasjon med GNDVI. Mot høsten ville sannsynligvis GNDVI ikke utgjøre like mye, da vekstsesongen nærmer seg slutten (Basler & Körner, 2012). NDVI derimot, ville nok sannsynligvis skilt bedre mellom bar- og lauvtrær, siden det er store forskjeller mellom grøntareal når lauvtrær endrer lauvfarge og feller løvet. Tidligere studier har funnet ut at prediksjonsvariabler ekstrahert fra FLS- og spektraldata gir høyere nøyaktighet når lauvtrærne har felt lauvet, sammenlignet med under vekstsesongen (Ørka et al., 2010).

Resultatene i denne oppgaven bar preg av at bjørk og lauv ble feilklassifisert med osp i relativt stor grad. Årsakene til dette er at de morfologiske egenskapene ved osp og andre lauvtreslag. En tidligere studie undersøkte klassifisering av osp, bjørk, furu og gran under ulike årstider og konkluderte med at klassifisering av osp var optimalt tidlig på våren (Hardenbol et al., 2021). Årsaken er at bjørk knoppsprettet tidligere enn osp, og gir derfor utslag på forskjeller i spektrale verdier. Tetthetsvariabler var forventet å utgjøre en viktig rolle for hvor nøyaktig hvorvidt klassifiseringen av gran og furu ble. De viktigste variablene for furu var flere variabler beregnet fra GNDVI samt D8 og D7, mens for gran var det flere fra høyde samt D2 og D3. En tidligere studie har vist at relativ kronelengde er en av de viktigste variablene for å separere furu fra gran og andre lauvtreslag, siden furu har en kort krone (Holmgren et al., 2008). Dette kan forklare hvorfor D8- og D7-variablene utgjorde en såpass stor rolle for furu. Det samme kan sies om hvorfor D2 og D3 var såpass viktige for gran, da det ikke er mange andre treslag som kan ha greiner og barmasse så langt ned på stammen som gran. Siden gran ikke ble klassifisert mer nøyaktig, kan man anta at mange av de er preget av tette bestandskarakteristikker og har dermed en kortere krone enn om de hadde stått frittstående. Det kan også forklare hvorfor en del gran ble feilklassifisert som furu.

Av totalt 38 identifiserte døde trær med segmenter, ble kun én korrekt klassifisert når både FLS og spektraldata ble benyttet. Resultatet tilsier dermed at klassifiseringsmodellen egner seg lite til å klassifisere døde trær. Årsakene til dette kan være sammensatte. Blant annet for lite informasjon i punktskyene som definerer de døde trærne, dårlig normalisert intensitet, samt sammenslåingen av høgstubber og hele døde trær inn i en felles bolk. Høgstubber og hele trær er forskjellige i det at hele trær har et normalt høyde-diameter-forhold (H/D-forhold) og kan ha greiner. Døde trær med greiner består i stor grad av lave verdier av laserintensitet som returnerer til sensoren, som kan være avgjørende for å skille høgstubber og døde trær (Wing



et al., 2015). Høgstubber har imidlertid ofte et lavt antall greiner, eller ikke i det hele tatt, hvilket gjør identifisering svært utfordrende med hensyn til intensitet. Kamińska et al. (2018) undersøkte klassifisering av gran, furu og lauvtrær, samt døde gran, furu og lauvtrær i tillegg. De kom fram til at normalisering av intensitet forbedret klassifiseringsnøyaktigheten bare litt. Derimot var det tydelig at koeffisienten av variasjonen, skjevhet beregnet fra normaliserte intensitetsverdier for kun første av mange ekkoer, samt proporsjonen av første av mange ekkoer, var viktigst for å skille døde og levende trær. En annen årsak er at hele døde trær og høgstubber har en svært liten eller ingen krone. Dette medfører en lav ekkotetthet tilknyttet punktskyene, som vil si at de morfologiske egenskapene tilknyttet kronestruktur er mindre nyttige variabler for å klassifisere spesielt høgstubber, men ofte også hele døde trær.

Bedømmelsen av om RF-modellen fungerte godt eller ikke avhenger i stor grad av avgjørelsene knyttet til valg av prediksjonsvariabler og klassifiseringsmodellen, som var RF i denne oppgaven. Andre prediksjonsvariabler benyttet i tidligere studier er blant annet variasjonen av koeffisienter (VC) for høyde, (Ørka et al., 2009), maksimal kroneradius (MC) (Hardenbol et al., 2023), variabler avledet fra flere fargebånd fra det elektromagnetiske spekteret (Axelsson et al., 2023), samt prediksjonsvariabler avledet fra flere av ekkotypene. Hvorvidt inkluderingen av disse ville forbedret nøyaktigheten er uvisst. VC var ikke spesielt nevnt som en viktig variabel for å forbedre nøyaktigheten av klassifiseringsmodellen i studien til Ørka et al. (2009), men i en annen studie hadde den en viktigere rolle (Kamińska et al., 2021). MC viste seg å være en viktig variabel i klassifisering av treslag (Hardenbol et al., 2023), og ble forklart med at døde trær ofte mangler eller har svært liten krone. I tillegg var den viktig i å skille mellom bar- og lauvtrær, som sannsynligvis kan forklares i at lauvtrær ofte har bredere kroner enn bartrær.

Antall grupper man prøver å klassifisere kan ha en innvirkning, da faren for store feil øker om man forsøker mange klassifiseringsgrupper. Det er i tillegg fare for overtilpasning ved bruk av RF. Det vil si at den ikke bare lærer generelle trekk ved det den prøver å lære, men også tilfeldigheter. Dette er imidlertid ikke sannsynlig at er tilfelle, da det ikke er benyttet for mange variabler, men det kan hende den kan ha plukket opp tilfeldigheter (Breiman, 2001). Det som derimot taler for at modellen muligens ikke gjenkjenner generelle trekk ved treslagsgruppene i denne oppgaven er antallet observasjoner. Michalowska & Rapinski (2021) undersøkte ulike klassifiseringsmetoder på variabler beregnet fra høyde, kronestruktur, ekkodensitet i ulike høydelag, intensitet og spektrale variabler fra en kontinuerligbølgesystem-sensor. Av syv ulike klassifiseringsmetoder var RF den som oppnådde høyeste klassifiseringsnøyaktighet, men tett oppfulgt av lineær diskriminerende analyse (LDA). Hardenbol et al. (2023) benyttet LDA i sin studie og oppnådde en mer nøyaktig klassifisering, som kan indikere at det ikke nødvendigvis er modellen som er årsaken til lavere klassifiseringsnøyaktighet, men vektas heller mot datamateriale og type prediksjonsvariabler som blir brukt.

### 4.3. Diameter- og volumprediksjon

Resultatene tilsier at diameterprediksjon ved bruk av informasjon avledet fra FLS gir varierende grad av nøyaktighet i henhold til ulike treslag. Gran oppnådde de beste resultatene, mens osp var mest utfordrende på grunn av få observasjoner til å bygge modellen. Årsaker til dette kan være koblet til den romlige oppløsningen brukt i CHM, vindustørrelse og type segmenteringsalgoritme brukt under ITD og om treslag var korrekt klassifisert, eller ikke. Hyypä & Inkinen (1999), som prediksjonsformlene anvendt i denne oppgaven er basert på presenterte ikke resultatene av diameterprediksjonene, men kan muligens gjenspeiles i volumprediksjonene deres. Imidlertid er det en nyere studie som benytter lignende formler til Hyypä & Inkinen (1999), men med en treslagsspesifikk betingelse i tillegg, som oppnådde beste RMSE på 2.72 cm (Ørka et al., 2012). Andre eksempler på studier som predikerer diameter er Persson et al. (2002) som oppnådde en beste RMSE på 3.8 cm, samt Heurich et al. (2004) som oppnådde beste RMSE på 6.89 cm for bartrær og 6.45 cm for lauvtrær. Resultatene i denne oppgaven gjenspeiler ikke like gode prediksjoner som tidligere studier, foruten gran som er tilnærmet lik RMSE som for bartrær i Heurich et al. (2004) sin studie.

I de fleste tilfellene ble diameter underpredikert både når korrekte klassifiserte treslag og når alle klassifiseringer, inkludert feilklassifiseringer, av treslag ble brukt. En mulig grunn til dette er kombinasjonen av den romlige oppløsningen på 25 cm/piksel, det søkevinduet på 3 m og segmenteringsalgoritmen, "Dalponte2016". Denne kombinasjonen medførte at kronene ble segmentert med en form som avrundede "kuber", men ved å øke den romlige oppløsningen ville segmentene bli store nok til å dekke et større areal og ha en mer konveks form. Dette er en mulig årsak til at predikert diameter ble stort sett underestimert, siden formel 4 betinger kronediameter som er beregnet ut ifra kroneareal. Lavere kroneareal, medfører i denne sammenhengen lavere predikert kroneareal, derav lavere predikert stammediameter. I denne oppgaven er det ikke noen mulighet å evaluere estimert kronediameter, da observerte verdier ikke ble innsamlet under felttaksten.

En annen årsak kan være knyttet til de feltmålte høydene, siden RMSE av lasermålte og feltmålte høyder var ca. 5.5 m. (Bollandsås et al., 2023) undersøkte systematiske og tilfeldige feil av fasithøyder og feltmålte høyder knyttet til erfaringer med Vertex høydemåler. På bakgrunn av den høye RMSEen, er det rimelig å anta at erfaringen med Vertex høydemåler var relativt lav, da det ga høyest tilfeldig feil. Mer erfaring hadde derfor sannsynligvis reduserte RMSE. Det skal også sies at det er god grunn til å tro at lasermålte høyder er mer presise enn feltmålte høyder, da FLS har gitt presise høydemålinger siden tidlig 2000-tallet (Hyypä & Inkinen, 1999). En annen interessant detalj er at korrekt klassifiserte treslag ble i noe høyere grad underpredikert enn når alle klassifiseringer, inkludert feilklassifiseringer, ble brukt. Av tabell 5 var det en del bartrær som ble misklassifisert som osp, bjørk og lauv, og motsatt. Dette kan være en årsak da det eksisterer dokumenterte forskjeller på høyde-kronebreddeforhold mellom bartrær og lauvtrær (Pretzsch, 2014). Med hensyn til at det var mest bartrær som ble misklassifisert som andre lauvtrær, er det sannsynlig at det er

årsaken til en noe høyere underprediksjon av diametere. Dette følger antagelig også av at kronearealet ble noe innskrenket som følge av den høye romlige oppløsningen.

Volumprediksjon oppnådde relativt gode resultater, til tross for at diameterprediksjonene var varierende. Følgene av RMSE funnet mellom feltmålt høyde og lasermålt høyde preger sannsynligvis nøyaktigheten av volumprediksjonene, spesielt når det er funnet en svært stor andel av store underprediksjoner av diametere. Resultatene tilsier imidlertid at det er en tydelig korrelasjon mellom observert og predikert volum, mens RMSE varierte i stor grad mellom treslagene og om det var korrekt klassifisert eller ikke. Korrelasjon betyr ikke nødvendigvis kausalitet da totalt observert volum på alle bestand er dobbelt så høyt som totalt predikert volum. Siden denne oppgaven er foreløpig kun én av to studier som undersøker identifisering av livsløpstrær med FLS, er det utfordrende å sammenligne volumprediksjon på bestandsnivå med andre studier. Tidligere studier har oftest predikert volum på bestand med lukket kronedekke. For eksempel Hyyppä & Inkinen (1999) oppnådde en RMSE på 16.5 m<sup>3</sup>/ha som var betydelig høyere enn mine resultater. Det samme gjelder nyere studier, som for eksempel (Axelsson et al., 2023). De oppnådde en RMSE på 36 m<sup>3</sup>/ha av totalt volum og benyttet spektrale bånd i tillegg under prediksjonen. I motsetning til denne oppgaven, benyttet de en maskinlæringsalgoritme. Axelsson et al. (2023) konkluderte videre med i sin studie at det grønne båndet var veldig viktig for volumprediksjon av lauvtrær, RMSE reduserte med 13 m<sup>3</sup>/ha dersom det ble fjernet fra prediksjonen.

Volumfunksjonene benyttet i denne oppgaven er tilpasset boreale skoger, men bærer preg av at de er gamle. Hansen et al. (2023) tar i større grad hensyn til betingelser som avsmalning og bark, i tillegg til høyde og DBH. Disse funksjonene tar imidlertid utgangspunkt i stammevolum, som medfører at greinvolum ikke medregnes. Greinvolum kan utgjøre en del volum, avhengig av blant annet bestandstetthet, for eksempel vil gran utvikle mye mer greinvolum om bestandstettheten er veldig lav (Beniušienė et al., 2021). I et litteratursøk er imidlertid tilleggsinformasjon om greinvolum ikke omtalt som en faktor ved evaluering av livsløpstrærs biodiversitet eller verdi som mikrohabitat. Det brukes i større grad i sammenheng med beregninger av biomasse og karbon. Det er med andre ord stor usikkerhet knyttet til dette og er av den grunn antageligvis ikke nødvendig. Volum kunne også blitt mer nøyaktig predikert, dersom en volumfunksjon for bjørk ble benyttet. Det hadde derimot betinget at bjørk ble treslagsklassifisert separat fra andre lauvtreslag.

#### 4.4. FLS som kontrollverktøy

Av resultatene har FLS tilsynelatende potensiale for å kunne utvikles som et kontrollverktøy av antallskravet til livsløpstrær på bestandsnivå, i henhold til PEFC-Skogstandard. Dette er imidlertid kun med hensyn til ITD som metode. En annen metode for identifisering av livsløpstrær kan være ved å anvende ABA. Seidl (2023) presenterer en ny metode med ABA som identifiserte grupper av livsløpstrær. Metoden minimerer mengden omission og commision. Med hensyn til identifisering av døde trær, har det blitt undersøkt om man kan

identifisere områder med høy tetthet av døde trær ved bruk av ABA (Jutras-Perreault et al., 2023). En videreutvikling av ABA er den trebaserte metoden (TBA) og viser større potensiale enn ABA for å identifisere grupper av døde trær på store områder. Bruk av ABA eller TBA kan være en fordel, siden livsløpstrær ofte settes igjen i grupper. Et problem er at gruppene kan settes igjen i nærhet til nabobestand, som er begrunnet i et ønske om å redusere fare for stormfelling (Zeng et al., 2004).

Det er tydelig at livsløpstrær ofte settes igjen langs bestandskanter, som følge av at mange referansetrær blir utelatt når trærne nærmere bestandskanten enn 3 m ble fjernet fra analysene (Tabell 6). Dette medfører at innsnevringen av bestandskantene er en utfordrende begrensning å forholde seg til når metoden skal evalueres som en operasjonell løsning for kontroll av antallskravet. Det hadde muligens vært mulig å benytte virkelige bestandsgrensene, men hadde derimot betinget fullstendig klare retningslinjer for hva som er å regne som et livsløpstre, samt tydelige bestandsgrenser. Med dette i grunn, kunne man benyttet muligens Packalen et al. (2015) sin metode for å potensielt skille ut nabotrær utenfor bestandsgrensen. Det er derimot vanskelig å si om det hadde fungert, siden de utførte studien på prøveflatenivå og ikke på bestand. Dessuten er metoden spesifisert til bruk for å forbedre ABA-prediksjoner.

Et driftsområde kan bestå av enten et bestand, deler av et bestand eller flere bestand. Det at PEFC Skogstandard legger opp til at livsløpstrær ikke nødvendigvis behøver å bli satt igjen i hvert bestand man avvirker, er en utfordring ved evaluering av FLS som kontrollverktøy. Dette er fordi datamaterialet er innhentet basert på antall livsløpstrær per bestand. For eksempel er det utfordrende å si noe om det ble satt igjen flere livsløpstrær i bestand 10, som egentlig tilhører bestand 44. Dette kan forklare hvorfor bestand 44 ikke tilfredsstiller kravet til antall livsløpstrær i utgangspunktet. For å kunne vurdere dette bedre er det nødvendig med informasjon på forhånd som gir informasjon om driftsområde og fordelingen av livsløpstrær, som for eksempel ved bruk av skogbruksplaner. Dette gjør imidlertid kontroller med FLS uten informasjon på forhånd utfordrende, men alternativt kan man kontrollere ut ifra kontrollpunkter allerede kartfestet i skogbruksplaner, da det er vanlig praksis i dag.

Fordelen med ITD er at man kan predikere nesten alt ABA kan med relativ tilnærmet nøyaktighet (Yu et al., 2010), men i tillegg treslag på enkeltrenivå med høy nøyaktighet (Fassnacht et al., 2016). I tillegg vil ITD prestere bedre på trær som står enkeltvis. Det er videre forventet at ved bruk av høyere ekkotetthet øker prediksjonene med ITD ytterligere (Yu et al., 2010), som taler for bruk av ITD. Et argument for ABA derimot er at den benytter en lavere laserpulsdensitet, som medfører at den er ansett som det billigere alternativet. Dette til tross for at den kan kreve noe mer feltarbeid i forkant enn om man skulle benytte ITD (Vastaranta et al., 2009).

Hovedårsaken til at FLS foreløpig ikke er nøyaktig nok med ITD, er at det er for høye mengder av omission. Dette følger av at det er utfordrende å identifisere lavere trær i grupper, døde trær og spesielt høgstubber. I tillegg ble stammediameter hyppig underpredikert på enkeltrenivå. Gitt kravet til PEFC-Skogstandard om en minstegrense på ca. 20 cm i DBH faller

en del av livsløpstrærne identifisert med FLS under kravet som følge av prediksjonene. I tillegg ble det oppdaget at 358 av totalt 900 feltregistrerte trær var under 20 cm i diameter. Dersom det antas at disse er utvalgt som livsløpstrær, er det et argument for at en kontroll av ikke bare antall, men også kontroll av andre spesifikasjoner knyttet til utvelgelse av livsløpstrær kan være nyttig. Imidlertid er det noe skjønn relatert til minstegrensen som tillater å redusere denne i tilfelle det er utfordrende å finne store og stormsterke trær. Det er dokumentert at FLS ikke finner like godt små og døde trær. Derfor bør det etterstrebes å sette igjen store trær dersom FLS skal benyttes operasjonelt som kontrollverktøy. Andre spesifikasjoner i PEFC Skogstandard som bør undersøkes, om mulighet for kontroll, er andel høgstubber, døde trær og levende hele trær samt minstekrav til høyde på høgstubber. Dette fordrer at det utvikles segmenteringsalgoritmer som er i stand til å identifisere høgstubber mer nøyaktig, slik at FLS kan gi mer troverdige kontroller.

## 5. Konklusjon

Identifisering av livsløpstrær ved bruk av FLS er et relativt nytt forskningsfelt, men som kan ha stor betydning for bevaring og kontroll av livsløpstrær samt sjeldne og truede skogsarter som er avhengige av livsløpstrær som mikrohabitater. Samlet sett gir identifisering og treslagsklassifisering rimelig nøyaktige ved bruk av FLS med en ekkotetthet på 5 – 6 ekko/m<sup>2</sup>. Store enkelttrær med tydelige kroner var enklest å finne, men lavere trær i grupper og døde trær var mer utfordrende. Treslagsklassifiseringen bar preg av at bartrær var enklest å klassifisere, lauvtrær ble oftere misklassifisert og døde trær ble med et unntak totalt misklassifisert. Diameter- og volumprediksjon var preg av generelt for store underprediksjoner i for stor mengde. Foreløpig kan ikke FLS konkluderes å være et fullstendig troverdig kontrollverktøy av antallskrevet av livsløpstrær i henhold til PEFC-Skogstandard.

Med hensyn til identifisering, burde fremtidige studier undersøke nærmere metoder for å identifisere høgstubber og døde trær mer nøyaktig med ITD. I forbindelse med treslagsklassifisering burde fremtidige studier beregne flere prediksjonsvariabler, påvirkningen av sesongvariasjoner og normaliserte intensitetsverdier på kun første av mange og single ekko. Diameter- og volumprediksjoner bør beregnes med mer moderne funksjoner, eventuelt funksjoner som beregner greinvolum også da det kan ha en betydning på biodiversitet. For å kunne gi en bedre evaluering av FLS som kontrollverktøy, må det formulere tydeligere retningslinjer for hva som er å regne som livsløpstrær og bestandsgrenser, eventuelt driftsområdegrenser. Det ble i tillegg oppdaget andre avvik, med hensyn til PEFC Skogstandard, på studieområdet som etterlater et ytterligere behov for kontroller av andre spesifikasjoner av livsløpstrær.

## Litteraturliste

- Axelsson, A., Lindberg, E., & Olsson, H. (2018). Exploring multispectral ALS data for tree species classification. *Remote Sensing*, 10(2), 183.
- Axelsson, C. R., Lindberg, E., Persson, H. J., & Holmgren, J. (2023). The use of dual-wavelength airborne laser scanning for estimating tree species composition and species-specific stem volumes in a boreal forest. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 118, 103251.
- Axelsson, P. (2000). DEM generation from laser scanner data using adaptive TIN models. *International archives of photogrammetry and remote sensing*, 33(4), 110-117.
- Basler, D., & Körner, C. (2012). Photoperiod sensitivity of bud burst in 14 temperate forest tree species. *Agricultural and Forest Meteorology*, 165, 73-81.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.06.001>
- Beniušienė, L., Petrauskas, E., Aleinikovas, M., Varnagirytė-Kabašinskienė, I., Beniušis, R., & Šilinskas, B. (2021). Norway Spruce Stem Parameters in Sites with Different Stand Densities in Lithuanian Hemiboreal Forest. *Forests*, 12(2), 201. <https://www.mdpi.com/1999-4907/12/2/201>
- Bollandsås, O. M., Eid, T. H., & Hansen, E. A. A. (2023). *Systematic and random errors of height measurements of individual trees using Vertex hypsometer* (ISSN 2535-2806). (MINA fagrapport, Issue.
- Braastad, H. (1966). Volume tables for birch.
- Brandtberg, T. (2007). Classifying individual tree species under leaf-off and leaf-on conditions using airborne lidar. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing*, 61(5), 325-340.
- Brandtberg, T., Warner, T. A., Landenberger, R. E., & McGraw, J. B. (2003). Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density lidar data from the eastern deciduous forest in North America. *Remote Sensing of Environment*, 85(3), 290-303.
- Brantseg, A. (1967). Volume functions and tables for Scots pine, South Norway.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45, 5-32.
- Dalponte, M., & Coomes, D. A. (2016). Tree-centric mapping of forest carbon density from airborne laser scanning and hyperspectral data. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(10), 1236-1245.
- Dauvergne, P., & Lister, J. (2011). *Timber* (Vol. 5). Polity.
- Eid, T., Gobakken, T., & Næsset, E. (2004). Comparing stand inventories for large areas based on photo-interpretation and laser scanning by means of cost-plus-loss analyses. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(6), 512-523.
- Fassnacht, F. E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L. T., Straub, C., & Ghosh, A. (2016). Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 186, 64-87.
- Fassnacht, F. E., White, J. C., Wulder, M. A., & Næsset, E. (2023). Remote sensing in forestry: current challenges, considerations and directions. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 97(1), 11-37. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad024>
- Felton, A., Petersson, L., Nilsson, O., Witzell, J., Cleary, M., Felton, A. M., Björkman, C., Sang, Å. O., Jonsell, M., & Holmström, E. (2020). The tree species matters: Biodiversity and ecosystem service implications of replacing Scots pine production stands with Norway spruce. *Ambio*, 49, 1035-1049.
- Gobakken, T., & Næsset, E. (2008). Assessing effects of laser point density, ground sampling intensity, and field sample plot size on biophysical stand properties derived from airborne laser scanner data. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(5), 1095-1109.
- Gustafsson, L., Baker, S. C., Bauhus, J., Beese, W. J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D. B., Löhmus, A., Pastur, G. M., & Messier, C. (2012). Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *BioScience*, 62(7), 633-645.
- Gustafsson, L., Hannerz, M., Koivula, M., Shorohova, E., Vanha-Majamaa, I., & Weslien, J. (2020). Research on retention forestry in Northern Europe. *Ecological processes*, 9(1), 1-13.

- Hansen, E., Rahlf, J., Astrup, R., & Gobakken, T. (2023). Taper, volume, and bark thickness models for spruce, pine, and birch in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 38(6), 413-428.
- Hardenbol, A. A., Korhonen, L., Kukkonen, M., & Maltamo, M. (2023). Detection of standing retention trees in boreal forests with airborne laser scanning point clouds and multispectral imagery. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(7), 1610-1622.
- Hardenbol, A. A., Kuzmin, A., Korhonen, L., Korpelainen, P., Kumpula, T., Maltamo, M., & Kouki, J. (2021). Detection of aspen in conifer-dominated boreal forests with seasonal multispectral drone image point clouds. *Silva Fennica*, 55(4).
- Harmon, M. E. (2001). Moving towards a new paradigm for woody detritus management. *Ecological Bulletins*, 269-278.
- Hauglin, M., Hansen, E. H., Næsset, E., Busterud, B. E., Gjevestad, J. G. O., & Gobakken, T. (2017). Accurate single-tree positions from a harvester: a test of two global satellite-based positioning systems. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32(8), 774-781.
- Hemery, G. E., Savill, P. S., & Pryor, S. N. (2005). Applications of the crown diameter–stem diameter relationship for different species of broadleaved trees. *Forest Ecology and Management*, 215(1), 285-294. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.016>
- Heurich, M., Persson, Å., Holmgren, J., & Kennel, E. (2004). Detecting and measuring individual trees with laser scanning in mixed mountain forest of central Europe using an algorithm developed for Swedish boreal forest conditions. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 36(Part 8), W2.
- Höfle, B., & Pfeifer, N. (2007). Correction of laser scanning intensity data: Data and model-driven approaches. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing*, 62(6), 415-433.
- Holmgren, J., & Persson, Å. (2004). Identifying species of individual trees using airborne laser scanner. *Remote Sensing of Environment*, 90(4), 415-423.
- Holmgren, J., Persson, Å., & Söderman, U. (2008). Species identification of individual trees by combining high resolution LiDAR data with multi-spectral images. *International Journal of Remote Sensing*, 29(5), 1537-1552.
- Hovi, A., Korhonen, L., Vauhkonen, J., & Korpela, I. (2016). LiDAR waveform features for tree species classification and their sensitivity to tree-and acquisition related parameters. *Remote Sensing of Environment*, 173, 224-237.
- Hyypä, J., & Inkinen, M. (1999). Detecting and estimating attributes for single trees using laser scanner. *The Photogramm. J. Finland*, 16, 27-42.
- Hyypä, J., Kelle, O., Lehikoinen, M., & Inkinen, M. (2001). A segmentation-based method to retrieve stem volume estimates from 3-D tree height models produced by laser scanners. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing*, 39(5), 969-975.
- Ilvessalo, Y. (1950). On the correlation between the crown diameter and the stem of trees. *Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja*, 38(2).
- Jonsson, B. G., Kruys, N., & Ranius, T. (2005). Ecology of species living on dead wood—lessons for dead wood management. *Silva Fennica*, 39(2), 289-309.
- Jutras-Perreault, M.-C., Næsset, E., Gobakken, T., & Ørka, H. O. (2023). Detecting the presence of standing dead trees using airborne laser scanning and optical data. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 38(4), 208-220. <https://doi.org/10.1080/02827581.2023.2211807>
- Kaartinen, H., Hyypä, J., Yu, X., Vastaranta, M., Hyypä, H., Kukko, A., Holopainen, M., Heipke, C., Hirschmugl, M., & Morsdorf, F. (2012). An international comparison of individual tree detection and extraction using airborne laser scanning. *Remote Sensing*, 4(4), 950-974.
- Kamińska, A., Lisiewicz, M., & Stereńczak, K. (2021). Single Tree Classification Using Multi-Temporal ALS Data and CIR Imagery in Mixed Old-Growth Forest in Poland. *Remote Sensing*, 13(24), 5101. <https://www.mdpi.com/2072-4292/13/24/5101>
- Kamińska, A., Lisiewicz, M., Stereńczak, K., Kraszewski, B., & Sadkowski, R. (2018). Species-related single dead tree detection using multi-temporal ALS data and CIR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 219, 31-43. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.10.005>



- Ke, Y., & Quackenbush, L. J. (2011). A review of methods for automatic individual tree-crown detection and delineation from passive remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 32(17), 4725-4747.
- Khosravipour, A., Skidmore, A. K., Isenburg, M., Wang, T., & Hussin, Y. A. (2014). Generating pit-free canopy height models from airborne lidar. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 80(9), 863-872.
- Kim, S., McGaughey, R. J., Andersen, H.-E., & Schreuder, G. (2009). Tree species differentiation using intensity data derived from leaf-on and leaf-off airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 113(8), 1575-1586.
- Kivinen, S., Koivisto, E., Keski-Saari, S., Poikolainen, L., Tanhuanpää, T., Kuzmin, A., Viinikka, A., Heikkinen, R. K., Pykälä, J., & Virkkala, R. (2020). A keystone species, European aspen (*Populus tremula* L.), in boreal forests: Ecological role, knowledge needs and mapping using remote sensing. *Forest Ecology and Management*, 462, 118008.
- Korpela, I., Ørka, H. O., Hyypä, J., Heikkinen, V., & Tokola, T. (2010). Range and AGC normalization in airborne discrete-return LiDAR intensity data for forest canopies. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65(4), 369-379.  
<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2010.04.003>
- Korpela, I., Ørka, H. O., Maltamo, M., Tokola, T., & Hyypä, J. (2010). Tree species classification using airborne LiDAR—effects of stand and tree parameters, downsizing of training set, intensity normalization, and sensor type. *Silva Fennica*, 44(2), 319-339.
- Kozák, D., Svitok, M., Zemlerová, V., Mikoláš, M., Lachat, T., Larrieu, L., Paillet, Y., Buechling, A., Bače, R., & Keeton, W. S. (2023). Importance of conserving large and old trees to continuity of tree-related microhabitats. *Conservation Biology*, 37(3), e14066.
- Lichtenthaler, H. K., Lang, M., Sowinska, M., Heisel, F., & Miehe, J. A. (1996). Detection of Vegetation Stress Via a New High Resolution Fluorescence Imaging System. *Journal of Plant Physiology*, 148(5), 599-612. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(96\)80081-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0176-1617(96)80081-2)
- 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.
- Löfstrand, R., Folving, S., Kennedy, P., Puumalainen, J., Coch, T., Kenter, B., Köhl, M., Lämås, T., Petersson, H., & Tuominen, S. (2003). Habitat characterization and mapping for umbrella species—an integrated approach using satellite and field data. *Advances in forest inventory for sustainable forest management and biodiversity monitoring*, 191-204.
- Lundström, J., Jonsson, F., Perhans, K., & Gustafsson, L. (2013). Lichen species richness on retained aspens increases with time since clear-cutting. *Forest Ecology and Management*, 293, 49-56.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.027>
- Maguire, D. (2006). Tree Morphology. In. <https://doi.org/10.1002/9780470057339.vat023>
- Maltamo, M., Næsset, E., & Vauhkonen, J. (2014). Forestry applications of airborne laser scanning. *Concepts and case studies. Manag For Ecosys*, 27, 460.
- Maschler, J., Atzberger, C., & Immitzer, M. (2018). Individual tree crown segmentation and classification of 13 tree species using airborne hyperspectral data. *Remote Sensing*, 10(8), 1218.
- Matveinen-Huju, K., Niemelä, J., Rita, H., & O'Hara, R. B. (2006). Retention-tree groups in clear-cuts: do they constitute 'life-boats' for spiders and carabids? *Forest Ecology and Management*, 230(1-3), 119-135.
- Mäyrä, J., Keski-Saari, S., Kivinen, S., Tanhuanpää, T., Hurskainen, P., Kullberg, P., Poikolainen, L., Viinikka, A., Tuominen, S., & Kumpula, T. (2021). Tree species classification from airborne hyperspectral and LiDAR data using 3D convolutional neural networks. *Remote Sensing of Environment*, 256, 112322.
- McEwan, A., Marchi, E., Spinelli, R., & Brink, M. (2020). Past, present and future of industrial plantation forestry and implication on future timber harvesting technology. *Journal of Forestry Research*, 31, 339-351.

- Michalowska, M., & Rapinski, J. (2021). A Review of Tree Species Classification Based on Airborne LiDAR Data and Applied Classifiers. *Remote Sensing*, 13, 353.  
<https://doi.org/10.3390/rs13030353>
- Morsdorf, F., Mårell, A., Koetz, B., Cassagne, N., Pimont, F., Rigolot, E., & Allgöwer, B. (2010). Discrimination of vegetation strata in a multi-layered Mediterranean forest ecosystem using height and intensity information derived from airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment*, 114(7), 1403-1415.
- Moskalik, T., Borz, S. A., Dvořák, J., Ferencik, M., Glushkov, S., Muiste, P., Lazdiņš, A., & Styranivsky, O. (2017). Timber harvesting methods in Eastern European countries: A review. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 38(2), 231-241.
- Næsset, E. (1997). Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing*, 52(2), 49-56.
- Næsset, E. (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.
- Næsset, E. (2004). Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(2), 164-179.
- Næsset, E., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyyppä, H., Hyyppä, J., Maltamo, M., Nilsson, M., Olsson, H., Persson, Å., & Söderman, U. (2004). Laser scanning of forest resources: the Nordic experience. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(6), 482-499.
- Näslund, M. (1936). Skogsförsöksanstaltens gallringsförsök i tallskog. *Meddelanden från Statens skogsförsöksanstalt*.
- Nilsson, M. (1996). Estimation of tree heights and stand volume using an airborne lidar system. *Remote Sensing of Environment*, 56(1), 1-7.
- Nygaard, P. H., Øyen, B-H. (2020). *Skogshistorisk tilbakeblikk med vekt på utviklingen av bestandsskogbruket i Norge*. [https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2654343/NIBIO\\_RAPPORT\\_2020\\_6\\_45.pdf?sequence=4](https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2654343/NIBIO_RAPPORT_2020_6_45.pdf?sequence=4)
- Ørka, H. O., Gobakken, T., Næsset, E., Ene, L., & Lien, V. (2012). Simultaneously acquired airborne laser scanning and multispectral imagery for individual tree species identification. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 38(2), 125-138.
- Ørka, H. O., Næsset, E., & Bollandsås, O. M. (2009). Classifying species of individual trees by intensity and structure features derived from airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 113(6), 1163-1174.
- Ørka, H. O., Næsset, E., & Bollandsås, O. M. (2010). Effects of different sensors and leaf-on and leaf-off canopy conditions on echo distributions and individual tree properties derived from airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment*, 114(7), 1445-1461.
- Packalen, P., Strunk, J. L., Pitkänen, J. A., Temesgen, H., & Maltamo, M. (2015). Edge-tree correction for predicting forest inventory attributes using area-based approach with airborne laser scanning. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 8(3), 1274-1280.
- PEFC-Norge. (2024a). *Vår Historie*. PEFC. <https://pefc.no/alt-om-oss/vaar-historie>
- PEFC-Norge. (2024b). *Visjon og misjon*. PEFC. <https://pefc.no/alt-om-oss/misjon-og-visjon>
- PEFC-Skogstandard. (2022). Norsk PEFC Skogstandard. In (Vol. 13): PEFC Norge.
- Persson, A., Holmgren, J., & Soderman, U. (2002). Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 68(9), 925-932.
- Persson, Å., Holmgren, J., Söderman, U., & Olsson, H. (2004). Tree species classification of individual trees in Sweden by combining high resolution laser data with high resolution near-infrared digital images. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 36(8), 204-207.
- Pretzsch, H. (2014). Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. *Forest Ecology and Management*, 327, 251-264.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.027>

- Puhe, J. (2003). Growth and development of the root system of Norway spruce (*Picea abies*) in forest stands—a review. *Forest Ecology and Management*, 175(1-3), 253-273.
- Roussel, J.-R., Bourdon, J.-F., & Achim, A. (2020). Range-based intensity normalization of ALS data over forested areas using a sensor tracking method from multiple returns.
- Sedliak, M., Sačkov, I., & Kulla, L. (2017). Classification of tree species composition using a combination of multispectral imagery and airborne laser scanning data. *Central European Forestry Journal*, 63(1), 1-9.
- Seidl, J. (2023). IDENTIFICATION OF RETENTION AREAS USING AIRBORNE LIDAR DATA. A CASE STUDY FROM CENTRAL SWEDEN. *Geographia Technica*, 18(2).
- Shang, X., & Chisholm, L. A. (2013). Classification of Australian native forest species using hyperspectral remote sensing and machine-learning classification algorithms. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7(6), 2481-2489.
- Slodicak, M., & Novak, J. (2006). Silvicultural measures to increase the mechanical stability of pure secondary Norway spruce stands before conversion. *Forest Ecology and Management*, 224(3), 252-257.
- Sparks, A. M., Corrao, M. V., & Smith, A. M. S. (2022). Cross-Comparison of Individual Tree Detection Methods Using Low and High Pulse Density Airborne Laser Scanning Data. *Remote Sensing*, 14(14), 3480. <https://www.mdpi.com/2072-4292/14/14/3480>
- Spînu, A. P., Asbeck, T., & Bauhus, J. (2022). Combined retention of large living and dead trees can improve provision of tree-related microhabitats in Central European montane forests. *European journal of forest research*, 141(6), 1105-1120.
- Tatum, J., & Wallin, D. (2021). Using Discrete-Point LiDAR to Classify Tree Species in the Riparian Pacific Northwest, USA. *Remote Sensing*, 13(14), 2647.
- Toivonen, J., Kangas, A., Maltamo, M., Kukkonen, M., & Packalen, P. (2023). Assessing biodiversity using forest structure indicators based on airborne laser scanning data. *Forest Ecology and Management*, 546, 121376.
- Tomter, S. M., & Dalen, L. S. (2014). Bærekraftig skogbruk i Norge. In: Norsk institutt for skog og landskap.
- Vastaranta, M., Holopainen, M., Haapanen, R., Yu, X., Melkas, T., Hyypä, J., & Hyypä, H. (2009). Comparison between an area-based and individual tree detection method for low-pulse density ALS-based forest inventory. *Proceedings of Laser Scanning, Paris, France*, 1-2.
- Vestjordet, E. (1967). Functions and tables for volume of standing trees. Norway spruce.
- Wehr, A., & Lohr, U. (1999). Airborne laser scanning—an introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54(2-3), 68-82.
- White, J., Tompalski, P., Vastaranta, M., Wulder, M. A., Saarinen, N., Stepper, C., & Coops, N. C. (2017). A model development and application guide for generating an enhanced forest inventory using airborne laser scanning data and an area-based approach. In: Natural Resources Canada= Ressources naturelles Canada.
- Wing, B. M., Ritchie, M. W., Boston, K., Cohen, W. B., & Olsen, M. J. (2015). Individual snag detection using neighborhood attribute filtered airborne lidar data. *Remote Sensing of Environment*, 163, 165-179.
- Wu, Y., & Zhang, X. (2020). Object-Based Tree Species Classification Using Airborne Hyperspectral Images and LiDAR Data. *Forests*, 11(1), 32. <https://www.mdpi.com/1999-4907/11/1/32>
- Yao, W., Krzystek, P., & Heurich, M. (2012). Identifying standing dead trees in forest areas based on 3D single tree detection from full waveform lidar data. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 1, 359-364.
- Yu, X., Hyypä, J., Holopainen, M., & Vastaranta, M. (2010). Comparison of area-based and individual tree-based methods for predicting plot-level forest attributes. *Remote Sensing*, 2(6), 1481-1495.
- Zeng, H., Peltola, H., Talkkari, A., Venäläinen, A., Strandman, H., Kellomäki, S., & Wang, K. (2004). Influence of clear-cutting on the risk of wind damage at forest edges. *Forest Ecology and Management*, 203(1), 77-88. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.057>

Zhen, Z., Quackenbush, L. J., & Zhang, L. (2016). Trends in Automatic Individual Tree Crown Detection and Delineation—Evolution of LiDAR Data. *Remote Sensing*, 8(4), 333.  
<https://www.mdpi.com/2072-4292/8/4/333>