



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2020 30 stp

Fakultetet for Miljøvitenskap og naturforvaltning

Bestemmelse av bestandsalder for gran og furu fra gjentatte lasertakster

Stand age determination for Norway Spruce and
Scots Pine using bitemporal airborne laser scanning
data

Trude Rønning Okkenhaug
Skogfag

Forord

Denne masteroppgaven på 30 studiepoeng markerer slutten på 5 år med skogfaglig utdanning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Først av alt vil jeg takke min hovedveileder Dr. Ole Martin Bollandsås, som kom med forslag til oppgave og for god veiledning gjennom hele prosessen. Videre vil jeg takke PHD stipendiat Lennart Noordermer for opplæring i statistikkprogrammet R, og god hjelp til databehandlingen. En stor takk til begge to for tilgang til datamaterialet, uvurderlig hjelp, gode råd og konstruktive tilbakemeldinger.

Takk til Ingrid Rønning Okkenhaug og Atle Kalbækken for korrekturlesning, jeg setter stor pris på at dere tok dere tid til å lese oppgaven. En ekstra takk til sistnevnte for generell tålmodighet og oppmuntrende ord de siste månedene.

Til slutt vil jeg takke alle mine medstudenter på NMBU for 5 begivenhetsrike år. Uten så mye bra folk hadde ikke 5 år med studier vært mulig. En ekstra takk til de som *kjæmpa kampen* og de som spredde *Glans samt Glæde*, og ikke minst de som har skapt *et begeistrende skogmiljø*.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 21. Mai 2020

Trude Rønning Okkenhaug

Sammendrag

God informasjon om skogens ressurser, tilstand og utvikling er en forutsetning for å ta overveide beslutninger i forvaltning av skog. Bestandsalder er et viktig parameter for å finne optimale tidspunkt for tiltak i skogen. Likevel er alder en variabel det knyttes stor usikkerhet til, og i dag er det ingen enhetlig metode for aldersregistrering i skogbruksplantakster (SPT). I denne studien ble det foreslått en metode for å bestemme bestandsalder ved hjelp av predikert overhøyde og predikert bonitet fra repeterte lasertakster. Det ble benyttet to uavhengige data sett, 78 georefererte prøveflater (232,9 m²) og 42 georefererte kontrollflater (~3700m²) fra et studieområde i Krødsherad. Begge datasettene inkluderte både felldata og laserdata fra to tidspunkt, med 15 år i mellom. Prøveflatene ble benyttet til å utvikle regresjonsmodeller for overhøyde og bonitet. Det ble utviklet egne modeller for gran (*Picea Abies*) og furu (*Pinus Sylvestris*). Modellene ble validert på kontrollflatene som skulle representere små bestand, som var inndelt i mindre delflater på størrelse med prøveflatene. Predikerte verdier for overhøyde og bonitet for hver delflate ble aggregert opp til kontrollflatenivå og ble benyttet til å bestemme alder ved bruk av de treslagsspesifikke bonitetsfunksjonene til Sharma et al (2011). Studien viste at det var mulig å bestemme bestandsalder ved bruk av laserdata fra to tidspunkt med stor grad av nøyaktighet. Det ble oppnådd ”root mean square error” (RMSE) på 13,3 år (20 %) og 8,6 år (11 %) for kontrollflater dominert av henholdsvis gran og furu. De største avvikene lå i eldre granbestand med stor aldersvariasjon innad i kontrollflatene. Metoden passer godt inn i den allerede etablerte arealbaserte metoden som benyttes i forbindelse med SPT i dag. Variablene som er benyttet i modelleringen er vanlig å prosessere ved operative takster, og kostnader ved å inkludere alder etter denne metoden bør være relativt lav. Metoden vil også fungere uten repeterte laserdata dersom det finnes presise data for overhøyde og bonitet

Abstract

Good information about forest resources, condition and development is a prerequisite for making informed decisions in forest management. Stand age is an important parameter for determine optimal timing of forest management and measures, yet it is a parameter there is considerable uncertainty attaches to. There is currently no uniform method for register stand age in forest management inventories (FMI). This study proposed a method for determine stand age using predicted dominant height and predicted site index from bitemporal airborne laser scanner data. There was used two independent datasets, 78 georeferenced sample plos (232,9 m²) and 42 georeferenced validation plots (~3700m²) from a study area in Krødsherad, southeastern Norway. Both dataset included laser data and field data from two different point in times, with a time interval of 15 years. The sample plots where used to develop models for dominant height and site index. There where developed species-specific regression models for Norway Spruce (*Picea Abies*) and Scots Pine (*Pinus Sylvestris*). The models were validated on the validation plots, that were split in grid cells with the same size as the sample plots. Predicted values for dominant height and site index on each grid cells were aggregated to the validation plots, and used to predict age using the site index curves presented by Sharma et al (2011). The study showed that it was possible to determine stand age using bitemporal airborne laser data with a high degree of accuracy. Root mean square error (RMSE) of 13.3 years (20 %) and 8.6 years (11 %) was obtained for the validation plots dominated by spruce and pine respectively. The largest deviations were in older spruce stands with a large age variation within the validation plots. The method has the potential to be included in FMI in the future. The variables used in modeling are common to process at operational inventories. The cost of including age according to this method in the already well established area-based method should be relatively small.

Innholdsfortegnelse

FORORD	III
SAMMENDRAG	V
ABSTRACT	VII
1. INNLEDNING	1
1.1 BAKGRUNN.....	1
1.2 ALDERSBEGREP I SKOGBRUKET	4
1.2.1 Alder for enkeltrær	4
1.2.2 Alder for bestand.	4
1.3 UTVIKLING AV TAKSTMETODER.....	5
1.4 PROBLEMSTILLING	7
2. MATERIALE OG METODE	8
2.1.1 Studieområde.....	8
2.1.2 Datagrunnlag.....	8
2.1.3 Felldata.....	9
2.1.4 Utvelgelse av egnende flater	11
2.1.5 Fasitaldre	12
2.1.5 Laserdata	14
2.2 METODE	15
2.2.1 Utvikling av bonitet og overhøydemodeller	16
2.2.2 Validering av overhøyde- og bonitetsmodeller.....	19
2.2.3 Bestemmelse av alder på kontrollflatene	19
3. RESULTATER	21
3.1 BONITET OG OVERHØYDEMODELLER.....	21
3.2 PREDIKSJON AV OVERHØYDE OG BONITET I KONTROLLFLATENE	21
3.3 ALDER.	22
4. DISKUSJON	26
4. KONKLUSJON	33
6. LITTERATURLISTE	34

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

I all ressursforvaltning fattes det hele tiden store og små beslutninger, og for alle disse beslutningene kreves det et eller annet form for beslutningsgrunnlag. Det er imidlertid slik at det nødvendige omfanget og detaljeringsgraden til informasjonen i beslutningsgrunnlaget er avhengig av kompleksiteten til beslutningen. Skog er på mange måter en heterogen ressurs. Ikke bare globalt sett, der heterogeniteten naturlig nok er svært stor, men også for en skogeier som skal forvalte egen eiendom vil variasjon i skogegenskapene være en utfordring. For det første består ressursen på en skogeiendom av ulike treslag, trær med ulike egenskaper, størrelser, alder etc. Videre vil det på en skogeiendom være ulik produktivitet, ulik topografi og ulik bæreevne for skogsmaskiner. All denne variasjonen gjør forvaltningen mer kompleks ved at det er flere beslutninger som må tas samtidig, og som må gis ulik vekt. Lønnsomheten av skogen som tømmerressurs kan påvirkes av hvilke skjøtselstiltak som treffes, samt når tiltakene treffes. Samtidig som skogen er tømmerressursen til skogeieren har den også andre funksjoner. Den skal være med på å sikre biologisk mangfold, karbonopptak og –lagring, rekreasjon til befolkningen og andre økosystemtjenester. Skogeier må derfor ha oversikt over både miljøverdier og ressurser på egen eiendom for å kunne drive et bærekraftig skogbruk. Ulike skogeiere vil imidlertid ha ulike mål for sin eiendom. Mens noen skogeiere vil fokusere på å maksimere nåverdien av skogen, vil andre sikre at de har en jevn inntekt over flere år. Noen skogeiere vil maksimere volumproduksjonen, mens andre fokuserer på å produsere biologisk mangfold. Med stor grad av heterogenitet i skog, skogeiere med ulike mål for forvaltning av eiendommen, samt mange krav fra samfunnet knyttet til funksjoner skogen skal fylle, er skogforvaltning komplekst både på eiendoms- og samfunnsnivå.

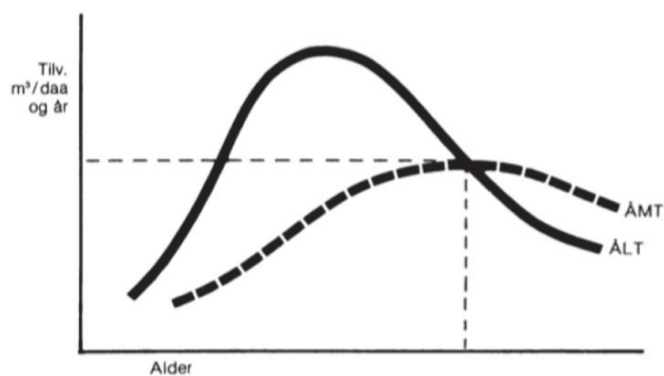
For å sikre en bærekraftig forvaltning av skogressursene har vi, i tillegg til andre lover som gir føringer for skogforvaltningen, en egen lov om i skogbruk i Norge (Skogbrukslova, 2005) med tilhørende forskrifter. Skogbruket er også underlagt egne sertifiseringsordninger for å sikre og dokumentere at skogbruket skjer i tråd med gjeldende lover og forskrifter, der den mest utbredte er Norsk PEFC standard. Den vanligste formen for skogbruk i Norge er i dag det såkalte bestandsskogbruket, som bygger på *bestandet* som behandlingsenhet (Hoen, 2019). Et bestand er et avgrenset skogareal som bør ha tilnærmet samme alder, tetthet, bonitet og treslagssammensetning (Eid et al., 2002). Boniteten representerer skogens produksjonsevne og

her finnes det flere systemer. I Norge brukes H40-systemet, en høydebonitet definert som overhøyden i meter ved brysthøydealder 40 år (Tveite & Braastad, 1981). Overhøyden defineres som aritmetisk gjennomsnittshøyde av de 100 trærne pr hektar (ha) med størst diameter (Tveite & Braastad, 1981).

For å kunne holde oversikt hvilke miljøverdier og skogressurser som finnes i skogen må skogarealene kartlegges med jevne mellomrom. I Norge blir det i hovedsak gjennomført to typer skogtakster, som har ulik geografisk omfang og formål, der Landskogstakseringen er designet for nasjonal og regional overvåkning, mens såkalte skogbruksplantakster (SPT) gjennomføres for å innhente data til støtte for forvaltning av individuelle skogeiendommer (Næsset, 2014). Knyttet til SPT gjøres det registreringer og påfølgende beregninger, som til slutt sammenfattes i en skogbruksplan. Skogbruksplanen er et viktig verktøy for skogeierne for å støtte beslutningene som skal tas knyttet til forvaltning og har blitt et viktig virkemiddel for å fremme bærekraftig skogbruk (Tomter & Dalen, 2014). For å sikre produksjon av skogbruksplaner gir staten tilskudd, i ”Forskrift om tilskudd til skogbruksplan med miljøregistreringer” kommer det frem at skogbruksplanen for hvert bestand eller behandlingsenhet skal inneholde areal, hogstklasse, bonitet, volum fordelt på treslag, alder, tilvekst og miljøverdier (Forskr. om skogbruksplanlegging med miljøreg., 2004). Skogbruksplanen kan også inneholde forslag til hvordan skogeieren skal behandle det enkelte bestand, og mange av disse behandlingsforslagene er basert på prognoser om framtidig utvikling. Prognosene er basert på modeller for vekst, mortalitet og rekruttering. Modellene er satt sammen i ulike prognoseverktøy som for eksempel GEOSKOG som er et geoprosesseringsverktøy basert på AVVIRK-2000 (Eid & Hobbelstad, 2000; Eid & Hobbelstad, 2005), for å sette behandlingsforslag og predikere utviklingen for skogen.

Dersom datamaterialet som ligger til grunn for skogbruksplanen er beheftet med feil, får dette konsekvenser for behandlingsforslagene, som i sin tur kan føre til en ikke-optimal utnyttelse av ressursene (Islam et al., 2009). Feil i de enkelte opplysninger om hvert bestand vil ha ulik betydning for de ulike beslutningene som skal fattes. For eksempel vil en feil i alder ha større betydning for valg av sluttavvirkningstidspunkt og liten betydning for hvor stort inngrep som skal gjøres i ungskogpleien. En feil i en opplysning kan også føre til feil opplysninger om andre egenskaper, der for eksempel feil antatt alder og bonitet kan føre til feil hogstklasse (Eid & Nersten, 1996), og feil alder kan føre til feil bonitet (Eid, 1996).

Informasjon om alderen til bestandet er nødvendig for å predikere veksten, spesielt høydeveksten som er mindre påvirket av bestandets tetthet (Eid et al., 2002). I bestandets ungdom øker høydetilveksten med økende alder, før den etterhvert kulminerer og høydeveksten avtar ved økende alder (Eid et al., 2002). Figur 1 viser hvordan tilveksten utvikler seg. En undervurdering av alder vil dermed kunne føre til en overvurdering av tilveksten, dette gjelder også motsatt, men effekten er større ved undervurdering, da løpende tilvekst avtar med økende alder (Eid, 1991).



Figur 1: Årlig løpende tilvekst (ÅLT) og årlig middeltilvekst (ÅMT). Krysningstidspunktet viser middeltilvekstens kulminasjonsalder (Fitje, 1989)

For en skogeier som ønsker å maksimere nåverdien av skogen kan feil som påvirker tidspunkt for sluttavvirknings gi store konsekvenser (Eid et al., 2004). Feil i alder kan føre til for tidlig eller for sen hogst enn hva som er optimalt (Eid, 2000). En studie av Eid (2000) som simulerte effekten av netto nåverdi av å ha takstdata med ulike nivåer av feil for ulike skoglige parametere, viste at det største nåverditapet kom som en konsekvens av feil bestandsalder. Med en diskonteringsrente på 3 % fant denne studien at en tilfeldig feil for alder på 15 % og 20 % ga et nåverditap på henholdsvis 240 kr/ha og 497 kr/ha (Eid, 2000). Dersom feil i alder fører en undervurdering av alderen kan det føre til en for sen avvirkning enn hva som er optimalt. Da viserpresenten er avtagende med alder, vil det være rasjonelt å avvirke når verditilveksten er lik avkastningskravet, og øke nåverdien ved starte opp neste omløp (Eid et al., 2002). Avvirker man for sent kan man også stå i fare for økende frekvens av råte, da faren for råte øker med økende alder (Granhus & Hysten, 2016). Om alderen derimot blir overvurdert, vil bestandet fremstå som mer hogstmodent enn det egentlig er. Det kan føre til en for tidlig avvirkning, der bestandet kunne stått og vokst seg større, og mer verdifullt. Både i form av økt nåverdi og økning av volumproduksjonen som kan gi økt rånetto.

1.2 Aldersbegrep i skogbruket

1.2.1 Alder for enkelttrær

Alder kan være tvetydig begrep uten definisjon, forskjellen mellom totalalder og andre aldersbegrep kan være flere tiår, og ulik fra tre til tre (Kershaw Jr et al., 2017). Treets totale alder fra spiring betegnes som totalalder, mens alder over brysthøyde er antall år fra treet passerte brysthøyde (Eid et al., 2002). Bruk av brysthøydealder er nyttig om man vil unngå faktorer som har hemmet høydeveksten før trærne har nådd brysthøyde, som for eksempel skjermtrær, tennug, og annen vegetasjon (Tveite, 1977).

Et annet aldersbegrep er husholdningsalder, som har en sterkere tilknytning til den praktiske forvaltningen av skogen, noe også ordet i seg selv reflekterer. Ordet husholdning kan bety økonomi, mens å husholdere kan bety å forvalte eller økonomisere (Bokmålsordboka, 2020). Sånn sett kunne husholdningsalderen blitt kalt for ”forvaltningsalderen”. Husholdningsalder er et aldersbegrep som brukes om alderen for trær som er korrigert for undertrykkelse i ungdomsårene og slik blitt hemmet i høydeveksten. Den betegnes ved antall år treet ville brukt på å nå den høyden det faktisk har dersom det hadde fått vokst fritt i høyden uten ytre hindringer (Eid et al., 2002). Husholdningsalder er også definert over brysthøyde, men kan regnes om til total husholdningsalder. Det er utarbeidet tabeller for hvor mange år trær på ulike boniteter forventes å bruke for å nå brysthøyde (Braastad, 1975).

1.2.2 Alder for bestand.

Etter at bestandsskogbruket ble innført ble det naturlig å gi en samlet alder for hvert bestand. I en homogen skog vil det være nyttig med summariske variabler som middeldiameter, middelhøyde etc. I en mer heterogen skog vil summariske variabler bli mindre nyttig jo større spredningen er, og det vil være mer nyttig med informasjon som beskriver spredningen, som for eksempel spredningsmål som beskriver minimum, maksimum, standardavvik, treslagsprosent etc. På samme måte vil også konseptet bestandsalder gi mindre mening i en fleraldret skog jo større variasjonen i alder er. Dersom man vet med absolutt sikkerhet at bestandet er helt ensaldret, vil det holde å måle alderen på ett tre for å gi alderen for bestandet. Selv med dagens bestandsskogbruk er det ikke sikkert man vet dette med absolutt sikkerhet. Etablering av en fulltett naturlig foryngelse kan kanskje ta opp til 15 år, og bestand som er naturlig foryngtet vil ha trær med varierende alder (Kershaw Jr et al., 2017).

Det er flere oppfatninger om hvordan alderen skal bestemmes. Et aritmetisk gjennomsnitt av alderen for alle trær vil ikke nødvendigvis være det mest representative for bestandet i en forvaltningssammenheng. Argumentet mot dette alternativet er at yngre trær ikke skal vektles like mye som eldre større trær som utgjør hoveddelen av grunnflata eller volumet (Kershaw Jr et al., 2017). Man vil heller relatere alderen i bestandet til de trærne som har størst volum, og det vil derfor være mer nyttig med en volumveid alder. Grunnflaten er lettere å måle enn volumet, og samtidig sterkt korrelert med volum, noe som trolig er grunnen til at man isteden begynte å bruke den grunnflateveide alderen. Andre metoder som er foreslått er å måle alderen for flere prøvetrær som har det volumet som er gjennomsnittlig for bestandet, eller å vurdere alderen til bestandet som alderen til de største trærne (Kershaw Jr et al., 2017).

Når man snakker om *bestandsalder* er dette i de aller fleste tilfeller definert som en grunnflateveid husholdningsalder (Stokland et al., 2014). Dette kan for eksempel gjøres ved å registrere alder på det første treet som kommer med i relaskopet på hver prøveflate (Eid & Nersten, 1996). Den norske landsskogstakseringen definerer bestandsalder som den grunnflateveide totale husholdningsalderen (Viken, 2018). Definisjonen varierer også mellom de ulike nasjonale landsskogstakseringer (Chirici et al., 2011). De fleste europeiske landsskogstakseringer bruker gjennomsnittlig alder av dominerende trær, og kun et fåtall bruker gjennomsnittsalderen av alle trærne (Chirici et al., 2011).

1.3 Utvikling av takstmetoder

De første SPT ble utelukkende gjennomført ved hjelp av manuelle registreringer i felt. Nye fjernmålingsmetoder har gradvis tatt over for tidligere skogtakseringsmetoder. Etter hvert som teknologien har utviklet seg, har man kunnet skaffe mer informasjon til en lavere pris og feltregistreringer har nå fått en annen funksjon. Fra midten av 1970-tallet til 1990-tallet var bruk av stereo fotogrammetri, ved hjelp av geografiske informasjonssystemer den mest vanlige metoden for gjennomføring av SPT (Næsset, 2014). Feltregistreringer ble da i hovedsak gjennomført for å fastsette spesifikke behov for skogbehandlingen og for å bekrefte fototolkning (Næsset, 2014). Fra midten av 90-tallet begynte man å gjøre studier med flybåren laserskanning (FLS) i Norge for å estimere egenskaper som middelhøyde og volum for individuelle bestand (Næsset, 1997a; Næsset, 1997b). Konseptet med å dele data inn i regulære gridceller ble introdusert, og den såkalte arealbaserte metoden ble skissert (Næsset, 1997a; Næsset, 1997b). FLS har blitt brukt operativt til SPT i Norge de siste to tiårene (Næsset et al.,

2004). Den vanligste metoden i Norge er den arealbaserte metoden (Næsset, 2002), med FLS i kombinasjon med referansemålinger på prøveflater.

Den arealbaserte metoden har kan deles inn i fem grunnleggende steg (Næsset, 2014); I første steg blir det utført en bestandsinndeling på bakgrunn av tolkning av egenskaper ved skogen på flybilder. Sammenhengende områder med ensartede skoglige egenskaper som for eksempel treslag og utviklingstrinn blir avgrenset som egne bestand. Neste steg er feltregistreringer, gjerne med stratifiserte prøveflater, der det blir samlet konvensjonelle felldata som f.eks. høyde og diameter. Steg tre er innhenting og behandling av FLS-data, der området blir inndelt i beregningsenheter (gridceller) på størrelse med prøveflatene der det ut fra den tredimensjonale punktskyen beregnes kontinuerlige variabler (FLS-variabler) som representerer høydefordelingen til punktene (høydepersentiler), og variabler som representerer den romlige fordelingen i ulike høydelag (tetthetsvariabler). Steg fire er modelltilpasning der regresjonsmodeller tilpasses for ulike biofysiske egenskaper (f.eks. grunnflate, middelhøyde, volum) fra prøveflatene med FLS variablene som uavhengige variabler. Siste steg er bestandsvis estimering, der de tilpassede modellene blir brukt til å predikere biofysiske egenskaper for hver gridcelle og celleprediksjonene blir aggregert opp til bestandsestimater.

Alder er et av få parametere som ikke er inkludert i den arealbaserte metoden i dag. Alder er et produkt i SPT, men informasjonen er ikke hentet fra FLS-data på samme måte som for eksempel volum. Alder er en variabel det knyttes stor usikkerhet til (Eid, 2000), og pr i dag er det ingen enhetlig metode for aldersregistrering til skogbruksplaner. Tradisjonelt er alder målt ved hjelp av tilvekstbor og telling av årringer på utvalgte prøvetrær. Dette er en tidkrevende og slik ressurskrevende metode, og gjøres derfor sjeldent. Det gjennomføres fortsatt noen takster med markkontroller, der det utføres sporadisk kontroll av alder og bonitet som er registret ved fototakst (Korsvold, 2020). I de fleste skogbruksplaner i dag blir alder framskrevet fra forrige takst (Dypsrud, 2020; Korsvold, 2020). Om alder ikke er tilgjengelig fra forrige takst gjøres gjerne en vurdering av alder ut fra informasjon i flybilder, laserdata, og andre arealressurskart (Korsvold, 2020).

Det er gjort noen studier med ulike metoder ved bruk av fjernmåling til å estimere alderen, med varierende kvalitet på resultatene. Flere av disse har bruk "nearest neighbors" estimering (k-NN). Holmström et al. (2001) benyttet seg av flyfoto, mens to studier i Canada utviklet modeller basert på FLS-avledet skogstrukturvariabler (f.eks. gjennomtrenging av laserpulsene og høyde)

og stedsattributter (som f.eks. elevasjon, helning, fuktighetsindeks) som predikatorer i k-NN (Racine et al., 2014; Wylie et al., 2019). Det er også gjort forsøk med ”k most similar neighbors” metoden (k-MSN), sammen med både flyfoto og FLS (Maltamo et al., 2009). Her i Norge har nylig Storaunet og Rolstad (2020) utviklet bonitetsspesifikke modeller ved bruk av en kombinasjon av FLS og Sentinel-2 baserte variabler til å kartlegge alder. Det har også vist seg nyttig å bruke data fra flere tidspunkt, en annen studie i i Canada brukte høyde-alderskurver og en tidsserie av kronehøydemodeller produsert ved bruk av digital fotogrametri og FLS data (Véga & St-Onge, 2009), mens Vastaranta et al. (2016) utviklet en metode for å klassifisere skogens alder i aldersklasser ved å kombinere en FLS-utledet digital terreng modell (DTM) og digitale overflatemodeller (DSM) laget fra bilder fra bildearkiv.

For store deler av Norge går man nå inn andre omdrev av lasertakster, som gjør at det mulig utrykke endring ved hjelp av de to datasettene over samme område. Dette har åpnet for å utvikle den arealbaserte metoden til også kunne inkludere bonitet ved at man kan estimere høydeutviklingsrater (Noordermeer et al., 2018). Et kjent intervall mellom gjentatte høydemålinger med laser kan også åpne for inkludere alder i den arealbaserte metoden, ved å utnytte sammenhengen mellom utgangshøyde, høydevekst og bonitetskurver. For å estimere H40 boniteten, trengs det observasjoner av alder og overhøyde som inngang i bonitetskurvene. Det vil derfor være mulig å benytte bonitetsfunksjoner for å bestemme alder dersom de andre to variablene er kjent. Noordermeer et al. (2018) foreslo to metoder for å bestemme bonitet uavhengig av alder, ved bruk av gjentatte takster basert på FLS. Ved å finne boniteten uavhengig av alder, vil det dermed være mulig å benytte boniteten og overhøyden i bonitetsfunksjoner for å bestemme alderen ved bruk av laserdata.

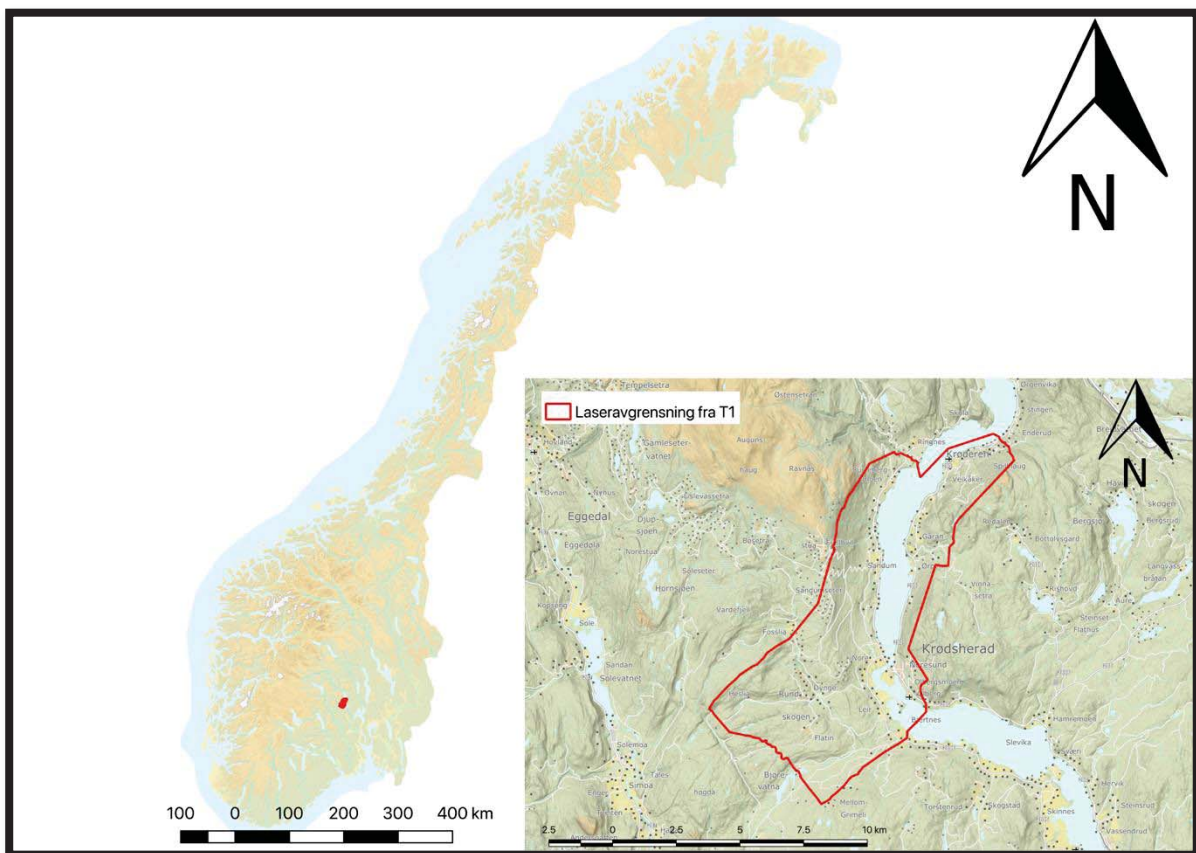
1.4 Problemstilling

Hovedmålet med denne studien var å utvikle en metode for å bestemme alderen til skogsbestand ved bruk av laserdata for to tidspunkt, og vurdere nøyaktigheten. Det ble definert fire delmål: 1) utvikle modeller for overhøyde og bonitet på prøveflater; 2) validere modeller for overhøyde og bonitetsmodeller på uavhengige kontrollflater; 3) bestemme alder på kontrollflatene fra predikert overhøyde og bonitet; 4) vurdere nøyaktigheten til aldersbestemmelsen mot fasitobservasjoner av alder.

2. Materiale og metode

2.1.1 Studieområde

Denne studien baserer seg på data fra et studieområde i Krødsherad kommune (60°10'N, 9°35'Ø, 130–660 moh.) i området Buskerud i Viken fylke. Kommunen har et produktivt skogareal på 234 000 dekar, med en årlig avvirkning på ca. 45 000 - 55 000 m³ tømmer. (Krødsherad Kommune, u.å.) Studieområdet dekker ca. 50km² med boreal barskog, og er omgitt av fjellterreng med høyder opp til 1200 moh. Dominerende treslag er gran og furu, med noe innslag av lauv.



Figur 2: Kart over Norge som viser studieområdet i rødt, med kart over laseravgrønsningen fra T1 nede til høyre i større målestokk

2.1.2 Datagrunnlag

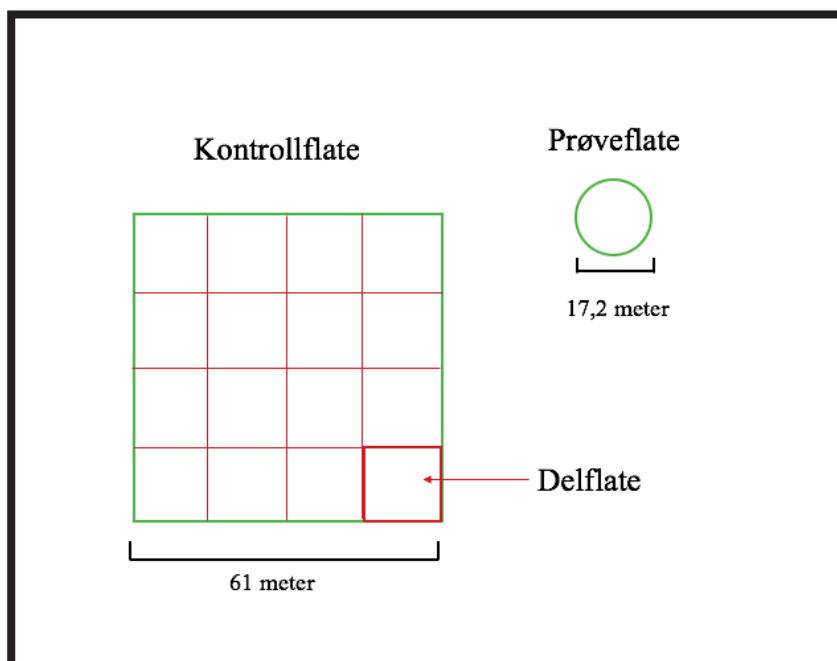
Studien er basert på datasett fra repeterte arealbaserte lasertakster. Datasettene omfatter både felt- og fjernmålingsdata fra to tidspunkter, 2001 (tidspunkt 1 – T1) og 2016-2017 (tidspunkt 2 – T2). Laserdata for T2 er fra 2016, mens felldata for T2 ble innsamlet i både 2016 og 2017. Datainnsamling på både T1 og T2 ble gjort som en del av kommersielle skogtakster i regi av

Viken Skog SA, men det ble også tilrettelagt for at dataene skulle kunne brukes til forskningsformål gjennom feltmålinger som ellers ikke ville blitt gjennomført.

2.1.3 Felldata

Feltemålinger for kalibrering av modeller avhengige av fjernmålingsinformasjon, ble gjort på sirkulære prøveflater med areal lik 232,9 m² (Figur 3). Totalt 116 prøveflater ble fordelt utover takstområdet i henhold til et stratifisert samplingsdesign. Det ble brukt forhåndsdefinerte strata, der Stratum 1 ble definert som ung skog (HKL III), og omfattet 39 prøveflater, Stratum 2 omfattet 38 prøveflater i eldre skog (HKL IV-V) med bonitet under eller lik 11 etter H40 systemet (Tveite & Braastad, 1981) og Stratum 3 var definert som eldre skog med bonitet over 11, og omfattet 39 prøveflater. Skog i hogstklassene I og II ble utelatt fra denne studien.

For uavhengig validering, ble det lagt ut 57 kontrollflater som skulle representere små bestand. Kontrollflatene ble lagt ut subjektivt for å fange opp områdets variasjon og kombinasjoner i treslag, hogstklasse, og bonitet. Kontrollflatene var kvadratiske (61x61m) med et areal på ca. 3721m² (Figur 3). Endelige flatekoordinater viste imidlertid at sidene på kvadratene ikke alltid var parallelle, grunnet utfordringerne topografi. Kontrollflatene varierte derfor i størrelse fra 3377 til 4219 m², med et gjennomsnitt på 3766m². Både prøveflater og kontrollflater ble merket og posisjonsbestemt på T1, samt funnet tilbake til og målt igjen på T2.



Figur 3: Skisse over flatene, en kontrollflate, 16 delflater og en prøveflate

Feltmålinger T1

Planimetriske koordinater for sentrum i prøveflatene og hjørner i kontrollflatene ble bestemt ved bruk av satellittposisjoneringssystemene «Global Navigation Satellite System (GLONASS)» og «Global Positioning System (GPS)» ved hjelp av statisk måling med en Javad Legacy mottaker i 15-30 minutter. Når flere posisjoneringssystemer brukes sammen, betegnes dette som Global Navigation Satellite Systems (GNSS). På et av Kartverkets stamnettpunkter i området fungerte en tilsvarende mottaker som basestasjon. Maks avstand mellom basestasjonen og flatene var 10 km. Målingene gjort for hver prøve- og kontrollflate ble etterprosessert mot data fra basestasjonen.

For prøveflatene ble det foretatt en totalklaving, der alle trær innenfor prøveflaten med diameter i brysthøyde (DBH) over 4 cm for Stratum 1 og over 10 cm for strata 2 og 3 fikk registrert DBH og treslag. Høyden ble registrert med en Vertex høydemåler på utvalgte prøvetrær. Det ble i gjennomsnitt valgt ut 10 prøvetrær med relaskop, dette varierte fra 4 til 13 prøvetrær. For prøvetrær ble det også registrert treslag og diameter ved brysthøyde. Feltmålt overhøyde er beregnet etter gjennomsnittlig høyde for de 100 største trærne med hensyn til diameter, det vil si de to største trærne pr. prøveflate. Bonitet ble ikke registrert på T1. For beregninger av de øvrige parametre se (Næsset, 2004b)

Sett bort fra utvelgelse av prøvetrær, ble feltregistreringer på kontrollflatene gjennomført på samme måte som for prøveflatene. Hvert n'te tre i hver 2 cm diameterklasse ble valgt ut som prøvetre for høydemåling, der n varierte med grunnflata. Antall prøvetrær pr. kontrollflate varierte fra 36 til 77, med 60 trær i gjennomsnitt.

Feltmålinger T2

På T2 ble det i først omgang navigert til flatene ved bruk av en Sony Xperia Z3 mobiltelefon med GPS. 30 av de markerte prøveflatene og 47 av de markerte kontrollflatene ble gjenfunnet. Videre ble det benyttet sanntidskorrigert-GNSS for å finne igjen resterende av de originale posisjonene med en TopCon Hiper Sr mottaker. Dersom markøren fra T2 ikke ble funnet eller det av ulike årsaker var dårlig korreksjonsdata over GSM-nettet, ble punktene (sentrum i prøveflater og hjørner i kontrollflater) logget på nytt med en TopCon Legacy E+ mottaker. Målingene ble etterprosessert med data fra Kartverkets basestasjon. For punktene var gjennomsnittlig distanse mellom T1 og T2 koordinater var 1.07 meter, og det varierte fra 0.01

til 4.46 m, med standardavvik på 0.99 meter. For å kunne plukke ut laserekkoene som grunnlag for videre beregninger, ble beregnede koordinater fra T2 ble brukt som referanse for begge tidspunkt dersom sentrum ikke ble funnet igjen på T2.

Prosedyrene for feltarbeid var likt for begge tidspunkt, men på T2 ble det i tillegg registrert treslag, DBH, høyde, alder og bonitet for utvalgte boniteringstrær. Høyde ble målt som på prøvetrærne og alder ble registrert ved tilvekstbor i brysthøyde på boniteringstrærne. Bonitet på prøveflatene ble registrert med overhøyde og alder etter kurvene til Sharma et al. (2011). Boniteringstrærne ble valgt ut som de to trærne med størst diameter for det dominerende treslaget på hver prøveflate.

Kontrollflatene ble på T2 delt inn i 16 georefererte deflater på samme størrelse som prøveflatene, ca. 233m² (Figur 3). På T1 kunne feltobservasjonene kun relateres til kontrollflatene som helhet, mens på T2 ble feltobservasjoner geografisk referert til delflatene. På T2 ble det grøvste treet av det dominerende treslaget på kontrollflaten som helhet, i hver av delflatene valgt ut som boniteringstre. Videre ble boniteringstrærne registrert på samme måte som for prøveflatene. Sentrale parameterne fra T1 og T2 for både kontrollflater og prøveflater presenteres i Tabell 1.

2.1.4 Utvelgelse av egnede flater

På grunn av at bonitetsfunksjonene er ulik for gran og furu (Sharma et al., 2011; Tveite, 1976; Tveite, 1977) ble datasettene for prøveflatene og kontrollflatene stratifisert som grandominert og furudominert etter hvilket treslag som hadde størst grunnflate. De flatene som var dominert av lauv ble ekskludert. Prøveflatene på T2 hadde nødvendigvis en annen fordeling over de forhåndsdefinerte strataene fra T1, da skogen har vokst og blitt utsatt for behandling og mortalitet siden T1. Totalt 92 prøveflater ble klassifisert som hogstklasse III-V på begge tidspunkt. To av prøveflatene ble ekskludert fra studien på grunn av at laserdata ikke dekket hele flata. En forutsetning for bruk av bonitetskurvene er at skogen ikke skal være hogd fra toppen (Tveite & Braastad, 1981). I denne studien ble den direkte metoden til Noordermeer et al. (2018) benyttet til å predikere bonitet, som er begrenset til skog som har hatt en uforstyrret overhøydevekst. Alle prøveflater der den feltobserverte overhøyden var lavere på T2 enn T1 ble derfor fjernet fra datasettet. Det var dermed 34 grandominerte og 44 furudominerte prøveflater som lå til grunn for modelltilpasningen.

Da det ikke var tilgjengelig overhøyde for delflatene fra T1, ble delflater med predikert (omtalt under metode) overhøyde på T1 større enn på T2 fjernet fra datasettet. Det ble videre kontrollert at ingen av delflatene som hadde predikert bonitet under 5, da boniteter under 5 ikke er definert etter det norske H40systemet (Tveite, 1977). Til slutt ble kontrollflater bestående av færre enn 5 delflater ble fjernet fra datasettet, da de ble ansett som for små til å være egne enheter. Delflatene ble aggregert opp til kontrollflatenivå som gjennomsnitt av tilhørende delflater. Åtte av de 57 kontrollflatene hadde blitt avvirket mellom T1 og T2 og ble tatt ut av datasettet. Datasettet for kontrollflatene besto dermed av 21 kontrollflater for furu og 21 for gran til videre validering.

Tabell 1: Sammendrag av sentrale feltmålte parametere for prøveflatene (232,9m²) og kontrollflater (~3700m²)

Prøveflater – 78 stk.				Kontrollflater – 42 stk. (605 delflater)			
		Variasjon	Gj.snitt			Variasjon	Gj.snitt
Gran	OHT1	10.3 – 25.7	19.1	Gran	OHT1	14.9 – 24.5	19.8
	OHT2	16.5 – 30.3	22.3		OHT2	16.7 – 27.1	22.8
	B	8.2 – 25.6	17.5		B	9.9 – 24.3	16.7
	A	30 - 130	61.6		A	31.2 - 126	72.9
Furu	OHT1	10.4 – 25.3	18.3	Furu	OHT1	13.2 – 25.2	18.8
	OHT2	12.3 – 28.7	20.3		OHT2	13.8 – 26.5	20.9
	B	4.5 – 20.3	13.1		B	7.5 – 20.1	14.1
	A	32 - 173	87.1		A	48 - 157	84.2

OHT1: Overhøyde T1, meter. OHT2: Overhøyde T2, meter. B: H40bonitet, meter. A: alder ved T2, år

2.1.5 Fasitaldre

Fasitalder direkte fra feltobservasjoner

Den observerte alderen ble beregnet som gjennomsnittsalderen av de utvalgte boniteringstrærne på hver kontrollflate. Det ble imidlertid gjort noen preliminære undersøkelser som kan tyde på at det var noen problemer knyttet til denne fasiten. Boniteringstrærne ble valgt ut som det grøvste treet i hver av delflatene. Selv om det ble forsøkt unngått å velge ut trær fra tidligere omløp, er det likevel en viss fare for at det er registrert gjenstående trær som er mye eldre enn resten av kontrollflata. Det var store aldersforskjeller innad i kontrollflatene, spesielt de eldre

flatene. På det meste er denne variasjonen fra 40 til 181 år innad i en kontrollflate. For å prøve å unngå å ha med de aldersregistreringene fra delflater som lå langt utenfor gjennomsnittet for tilhørende kontrollflate ble det brukt en form for ”uteliggereliminering”. Det ble antatt at en uteligger var en observasjon som lå unormalt langt fra andre verdier innad i kontrollflata. Det ble brukt nedre og øvre kvartiler(Q1-Q3) for å separere ut uteliggere, og interkvartil variasjon (IQR) ble beregnet som differansen mellom kvartil Q3 og Q1. Ekstreme verdier i halen av fordelingen ble definert ved den øvre indre grense $Q3+1,5*IQR$ i henhold til Tukey (1977). Delflater med alder over denne øvre grensa i kontrollflata ble antatt å være overstander fra før bestandet ble etablert og tatt ut fra datasettet. Dette førte til at antallet 7 av de 305 grandominerte delflatene ble ekskludert, og 13 av de 300 delflatene som var dominert av furu ble ekskludert. Gjennomsnittsalderen for de utvalgte boniteringstrærne på hver kontrollflate benevnes heretter som $Alder_{FELT}$.

Fasitalder fra feltobservert overhøyde og bonitet

Fasitmåling av alder er trolig mer usikker og sensitiv for valg av observasjonstre enn boniteten. Hvis man antar at alle de grøvste trærne i et bestand vokser etter bonitetskurvene med små avvik, har det ikke så stor betydning hvilket tre man velger til bonitering. I en slik situasjon vil boniteringen dermed være tilnærmet uavhengig av valget av boniteringstre selv om trærne i bestandet varierer i alder. Spesifikt for alder har imidlertid valg av observasjonstre i et bestand med stor aldersvariasjon stor betydning hvis man bruker denne målte alderen til å representere alderen for resten av bestandet. Aldersvariasjonen innad i noen av kontrollflatene var veldig stor, selv etter ”uteliggerelimineringen” beskrevet i forrige avsnitt. Det ble derfor etablert en ny ”fasitalder” fra feltdatasettet, ved å bruke feltobservert overhøyde og feltobservert bonitet i bonitetsfunksjonen til (Sharma et al., 2011) for å bestemme hvilken alder som hører til ved overhøyden i den gitte bonitetskurve. Det ble målt høyde på flere overhøydetrær enn boniteringstrær, så den feltobserverte overhøyden er ikke nødvendigvis det samme som høyden til utvalgte boniteringstrær. Ved å etablere en ny fasitalder på denne måten fjernes noe av effekten av å velge ”feil” tre. Denne nye etablerte fasiten fra feltobservert overhøyde og feltobservert bonitet benevnes heretter som $Alder_{OH}$.

Tabell 2: Variasjon og gjennomsnitt for alle kontrollflater for de to ”fasitaldrene”

Kontrollflater – 42 stk. (585 delflater)			
		Variasjon	Gjennomsnitt
Gran – 21 stk.	Alder _{FELT}	31 – 126 år	72 år
	Alder _{OH}	35 – 105 år	67 år
Furu – 21 stk.	Alder _{FELT}	48 – 141 år	82 år
	Alder _{OH}	53 – 129 år	79 år

2.1.5 Laserdata

Laserdata for både prøveflater og kontrollflater er samlet inn for T1 og T2. Skanningene er utført på sommeren, etter knoppskyting, mens bladene fortsatt sitter på trærne og etter høydeveksten har avtatt. Sentrale datainnsamlingsparametere presenteres i Tabell 3.

Tabell 3: Sentrale parametere fra laserskanningen på T1 og T2

Parameter	T1	T2
Tidsrom	23.juni – 1.august 2001	7.juni – 31.juli 2016
Fly	Piper PA-31	Piper PA-31
Laserskannersystem	Optech ALTM 1210	Riegl LMS Q-1560
Gjennomsnittlig Flyhøyde	650 m	1280 m
Gjennomsnittlig Flyhastighet	75 m/s	69 m/s
Pulsrepetisjonsrate	10 kHz	534 kHz
Skannefrekvens	30Hz	115Hz
Stripeoverlapp	50 %	20 %
Max skannevinkel	15°	20 °
Gjennomsnittlig Punkttetthet	0,9 punkt/m ²	11,8 punkt/m ²

Laserekkoene fra skanningene ble klassifisert av selskapene som utførte laserskanningene til bakkeekko, vegetasjonsekko og støy. Det ble beregnet planimetriske koordinater og ellipsoidiske høyder av laserekkoene, og et triangulært nettverk ble avledet fra ekko klassifisert som bakkeekko, som ble brukt til å konstruere en terrengmodell. Terrengmodellen fungerte som et estimat på terrengoverflaten og ble brukt til å beregne høyden for vegetasjonsekkoene. Elevasjonsverdien til terrengmodellen under hvert vegetasjonsekko ble trukket fra respektive

vegetasjonsekko. Vegetasjonsekko under terskelverdien på to meter ble ekskludert da de ikke ble ansett til å representere kronetreff, og dermed ikke relevant for overhøyden. Dette reduserer også effekten av støy som eksempel steiner og kratt.

Ekko innenfor hver prøveflate og kontrollflate ble brukt til å beregne ulike variabler for å representere høydefordelingen til vegetasjonsekkoene (høydepersentiler) og fordelingen over arealet (tetthetsvariabler). Verdiene til de respektive høydepersentilene (H10, H20, ..., H90) er høyden over terrengmodellen der gitte prosentandeler av vegetasjonsekkoene er akkumulert, regnet fra terskelverdien og i suksessivt stigende høydeverdier. For eksempel er H50-persentilen den høyden over terrengmodellen der 50% av alle vegetasjonsekko har en høyde som er lavere enn den aktuelle høyden. Det vil si at om H50 er 12 meter, vil 50% av alle vegetasjonsekkoene ha havnet under 12 meter. Det ble også beregnet aritmetisk gjennomsnittshøyde (Hmean), maksimal høyde (Hmax), standardavvik (Hcv) og variasjonskoeffisient (Hcv). Tetthetsvariabler for prøveflater og kontrollflater ble beregnet ved å først dele avstanden mellom høyden til H95 og 2 meter over bakken i ti like store fraksjoner. Verdiene til de ulike tetthetsvariablene (D0, D1...D9) ble så beregnet som andelen av antall ekko over den nedre grensen for hver fraksjon og det totale antall ekko. Det vil si at om f.eks. D3 er 0.7, vil 0.7 være andelen av antall ekkosignaler som har truffet høyere enn 3/10 av høyden til H95. Alle variablene er beregnet for både T1 (T1H10 etc.) og T2 (T2H10 etc.) Videre ble det beregnet endingsvariabler til de ulike laservariablene som differansen mellom T1 og T2 (dH10, dH20, ..., dHmax, dHmean og dD0, dD1, ..., dD9). Kun første ekko er benyttet i videre beregninger, da det har blitt indikert tidligere at første ekko er mer stabilt ovenfor variasjon i flyets høyde over bakken enn siste ekko (Næsset, 2004a). Da studieområdets topografi varierte, var det høy sannsynlighet for at det var variasjon i flyets høyde over bakken.

2.2 Metode

I denne metodedelen vil det bli gjennomgått alle stegene frem til bestemmelse av alder og vurdering av resultatene. For å gi en kort oversikt kan dette deles inn i 3 steg;

1. *Utvikle overhøyde- og bonitetsmodeller på prøveflatene, separat for gran og furu.*
Dette ble gjort ved å analysere hvilke laservariabler som er mest egnet som forklaringsvariabler og teste ut ulike regresjonsmodeller. For så å velge ut de modellene med best tilpasning etter visse kriterier.
2. *Validere modellene på uavhengige kontrollflater.* Dette ble gjort ved å benytte de overhøyde- og bonitetsmodellene som ble valgt ut i steg 1 til å predikere bonitet og

overhøyde på delflatene. Videre ble predikerte verdier ble aggregert opp til kontrollflatenivå.

3. *Bestemme alder* ved hjelp av predikert overhøyde på T2, predikert bonitet, treslag og bonitetsfunksjoner.

Til slutt ble resultatene vurdert mot observerte verdier.

Statistikkprogrammet RStudio er brukt til all databehandling og statistiske analyser.

2.2.1 Utvikling av bonitet og overhøydemodeller

Det ble utviklet lineære regresjonsmodeller for overhøyde og bonitet for begge tidspunkt, separat for gran og furu. Den feltmålte overhøyden på T1 ble benyttet som responsvariabel og som forklaringsvariabler ble det benyttet ulike laservariabler fra T1. Tilsvarende for ble gjort for overhøydemodeller for T2. Det er ikke tilgjengelig feltmålt bonitet fra T1, da det kun ble utført feltmålinger av bonitet på T2. For utvikling av bonitetsmodeller er feltmålt bonitet fra T2 responsvariabler, mens laservariabler fra T1, samt endringsvariabelen for de ulike laservariablene er brukt som forklaringsvariabler i modelltilpasningen.

De lineære regresjonsmodellene var på denne formen:

$$(1) \quad y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon$$

y : predikert overhøyde, X : høyde- og tetthetsvariabler fra T1 og T2 (T1D0, ..., T1H10, ..., T2D0, ..., T2) og endringsvariabler for høyde og tetthetsvariabler (dD0, ..., dH10, ..), ε : feilledet

Funksjonen *lm* fra pakken ‘stats’ (R Core Team, 2017) ble brukt til å tilpasse ulike lineære regresjonsmodeller. Denne funksjonen bruker minste kvadraters metode for å beregne koeffisientene ($\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$).

For å sikre at de de mest relevante forklaringsvariablene ble selektert for de endelige modellene, ble flere automatiske seleksjonsprosedyrer testet i R, der ulike kriterier ligger til grunn. Det ble brukt ulike stegvise variabelseleksjonsmetoder som *backward*-, *forward*-, *stepwise*- og *stepwiseback selection* fra pakken ‘mixlm’ (Liland & Sæbø, 2019), og *regsubset* fra pakken ‘leaps’ (Lumley, 2017)

”Forward selection” er en metode der man starter med en ”tom” modell uten prediksjonsvariabler (kun *intercept*), og sekvensielt legger til de forklaringsvariablene som best forbedrer tilpasningen til modellen (Hastie et al., 2009). Prosedyren inkluderer en og en variabel i hver runde. For hvert steg inkluderes den prediksjonsvariabelen som har den minste p -verdien når de andre prediksjonsvariablene som er valgt allerede er i modellen. Neste prediksjonsvariabel blir inkludert om p -verdien er mindre eller lik en bestemt verdi, *alfa*, som her ble satt til 0.05. Om det ikke er tilfelle, stopper prosedyren. Noe som kan være negativt med denne metoden, er at ved å inkludere en og en forklaringsvariabel kan det være til hinder til å oppdage mer kompleks struktur i datasettet (Mendenhall & Sincich, 2014), mens en fordel er at det er liten sannsynlighet for at den produserer overtilpassede modeller (Kjønnerød, 2012).

”Backward selection” er en metode som starter med en ”full modell”, med alle kandidater av forklaringsvariabler, og sekvensielt fjerner den forklaringsvariabelen som har minst påvirkning på tilpasningen til modellen, det vil si den variabelen med størst p -verdi (Hastie et al., 2009). Prosessen stopper når den høyeste p -verdien ikke er større enn *alfa*, som ble satt til 0.05. Fordelen med ”Backward selection” er at forklaringsvariabler med åpenbar relasjon til responsen er inkludert fra start, mens en ulempe kan være at denne prosedyren ikke tar hensyn til interkorrelasjon, som kan føre til at høyt korrelerte variabler ikke blir ekskludert (Kjønnerød, 2012). Mens ”Backward selection” bare kan brukes når antall observasjoner er flere enn antall variabler, kan ”Forward selection” benyttes selv om det ikke er tilfelle. (Hastie et al., 2009).

”Stepwise selection” er en kombinasjon av backward og forward, der det settes verdi for *alfa* for både å bli inkludert i modellen og bli ekskludert fra modellen. Det ble satt en grense på 0.07 for å bli inkludert i modellen og 0.05 for å bli utelatt fra modellen, som gjør at det er enklere å bli inkludert i modellen enn ekskludert, på den måten ble flere variabler vurdert. ”Regsubset” bruker en stegvis algoritme, som velger den beste modellen ved en grense på antall variabler. Regsubset ble utført både framover og bakover. Det ble satt en grense på maks 3 forklaringsvariabler.

De ulike seleksjonsprosedyrene ga ulike modeller som ble vurdert og testet ut hver for seg. Videre ble det konstruert nye modeller med de prediksjonsvariabler som gikk igjen i de ulike prosedyrene, der relevansen av variablene også ble vurdert etter sunn fornuft. For eksempel ville det vært ulogisk å kun bruke tetthetsvariabler i en modell som skal forklare overhøyden, selv om en seleksjonsprosedyre hadde valgt det ut. For bonitetsmodellene ble det i tillegg satt som kriterium for seleksjon av variablene at en tilstandsvariabel for T1 måtte akkompagneres av den korresponderende endringsvariabelen (F.eks. t1H10 og dH10).

Determinasjonskoeffisienten R_a^2 ble beregnet for å vurdere modellene. R_a^2 er et statistisk mål på hvor mye av variasjonen i responsvariabelen som er forklart av den tilpassede modellen, justert for antall forklaringsvariabler i modellen. R_a^2 beregnes etter følgende formel, og gir en verdi mellom 0 og 1.

$$(2) \quad R_a^2 = 1 - \left[\frac{(n-1)}{n-(k+1)} \right] \cdot \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2}$$

n: antall observasjoner, k: antall forklaringsvariabler, y_i : observert verdi nr i, \hat{y}_i : den predikerte verdien av y_i basert på modellen, og \bar{y}_i : gjennomsnittet av observerte verdier

Laservariabler har en høy grad av interkorrelasjon, og flere av seleksjonsprosedyrene tar ikke hensyn til dette. Om to eller flere uavhengige variabler korrelerer i stor grad, vil modellen kunne ha problemer med multikollinearitet. Ved å finne variansinflasjonsfaktor (VIF), ble det testet for hvor stor grad forklaringsvariablene korrelerte. Modeller med VIF-verdier over 10 ble anslått til å ha problemer med multikollinearitet (Montgomery et al., 2012)

VIF beregnes etter følgende formel:

$$(3) \quad VIF = \frac{1}{1-R^2}$$

Der formelen for R^2 er lik formelen for R_a^2 eksklusiv det siste leddet.

En forutsetning for estimering av modellparametere ved hjelp av minste kvadraters metode er at residualene følger normalfordelingen. For å teste dette ble det brukt en "Anderson-Darling test of normality" (AD-test) (Stephens, 1974) på modellenes residualer. For denne testen er nullhypotesen er at residualene er normalfordelt, og blir forkastet om p -verdien er under 0.05. En annen forutsetning er at feilleddet har en konstant variasjon, altså at det ikke er noen problemer med såkalt heteroskedastisitet. At det er fravær av heteroskedastisitet ble testet med en "Breusch-Pagan test of heteroscedasticity" (BP-test) (Breusch & Pagan, 1979). Nullhypotesen for BP-test er at modellen er homoskedastisk, og blir forkastet dersom p -verdien er under 0.05. Modeller med p -verdi fra AD-test og BP-test under 0.05 ble ikke valgt ut.

Av de overhøyde- og bonitetsmodellene som ble vurdert, ble de med høyeste R^2_a -verdi valgt ut, så fremt at forklaringsvariablene var signifikante, residualene var normalfordelt, og at modellen ikke hadde problemer med multikollinearitet eller heteroskedastisitet. RMSE for hver modell etter kryssvalidering ble beregnet med "leave-one-out cross validation" (LOOCV) fra pakken "caret" (Kuhn. et al., 2017)

2.2.2 Validering av overhøyde- og bonitetsmodeller

Modellene som ble utvalgt som overhøydemodeller og bonitetsmodeller (Tabell 4) ble benyttet til å predikere overhøyde og bonitet på delflatene i datasettet for kontrollflatene. Prediksjon av overhøyde og bonitet på delflatene ble så aggregert opp til kontrollflatenivå som gjennomsnittet for delflatene.

Nøyaktigheten til prediksjonene for overhøyde og bonitet ble evaluert med "root mean square error" (RMSE) og gjennomsnittlig avvik (\bar{D}) mellom predikerte og observerte verdier. RMSE uttrykker størrelsen på den totale "feilen", altså både de systematiske og tilfeldige avvikene mellom den observerte og predikerte verdien

RMSE ble beregnet ut fra følgende formel:

$$(4) \quad RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}}$$

n : antall observasjoner (antall kontrollflater). y_i : observert verdi nr i . \hat{y}_i : den predikerte verdien av y_i

Gjennomsnittlig differanse mellom feltobservert og predikert verdi ble regnet ut etter følgende formel:

$$(5) \quad \bar{D} = \frac{\sum_i (\hat{y}_j - y_j)}{n}$$

2.2.3 Bestemmelse av alder på kontrollflatene

Alder på kontrollflatene ble bestemt ved hjelp av de treslagsspesifikke overhøydetilvekstmodellene til Sharma et al. (2011). Disse modellene predikerer bonitet som en funksjon av alder og overhøyde. Predikert bonitet og overhøyde på T2 for hver kontrollflate ble brukt som kjente størrelser i modellen, for det dominerende treslaget på hver kontrollflate,

og alder ble deretter bestemt gjennom en itereringsprosedyre for å finne den kombinasjonen av de tre variablene som var i henhold til modellsammenhengen. Alder som ble bestemt etter denne metoden benevnes heretter som $Alder_{FLS}$.

Nøyaktigheten til aldersbestemmelsen ble evaluert med RMSE, relativ RMSE og gjennomsnittlig avvik (\bar{D}) mellom $Alder_{FLS}$ og observerte verdier. $Alder_{FLS}$ ble sammenlignet med både $Alder_{FELT}$ og $Alder_{OH}$.

RMSE og \bar{D} ble beregnet etter henholdsvis formel (4) og (5)

Den relative RMSE (RMSE%) ble regnet ut etter følgende formel:

$$(6) \quad RMSE\% = \frac{RMSE}{\bar{y}} * 100$$

\bar{y} : gjennomsnittet av observerte verdier

3. Resultater

3.1 Bonitet og overhøydemodeller

Modellene som ble valgt for å predikere bonitet og overhøyde ved T1 og T2 er presentert i Tabell 4, med oversikt over verdier for R^2_a , RMSE etter LOOCV for prøveflatene og VIF-verdier. Alle forklaringsvariabler var statistisk signifikante ($p < 0.01$) og hadde p -verdier > 0.05 fra både AD-test og BP-test.

Tabell 4: Valgte modeller for overhøyde T1, overhøyde T2 og bonitet for gran og furu.

Respons variabel	Modell	R^2_a	RMSE	VIF
Gran				
Overhøyde T1	$7.03 + 0.681 \times T1H90 + 0.313 \times T1H10$	0.85	1.5	1.6
Overhøyde T2	$6.15 + 0.632 \times T2H90 + 0.332 \times T2H30$	0.83	1.6	2.6
Bonitet	$6.70 + 0.317 \times T1H40 + 2.132 \times dH40$	0.79	2.4	1.0
Furu				
Overhøyde T1	$3.78 + 0.476 \times T1Hmax + 0.529 \times T1H40$	0.90	1.3	6.1
Overhøyde T2	$1.05 + 0.88 \times T2H90 + 4.505 \times T2D1$	0.91	1.3	1.4
Bonitet	$-0.93 + 0.536 \times T1H90 + 2.27 \times dH90$	0.81	1.9	1.0

3.2 Prediksjon av overhøyde og bonitet i kontrollflatene

Differansen mellom predikerte og feltobserverte overhøyder og bonitet, etter at de er aggregert opp til kontrollflatenivå er presentert i Tabell 5. Den totale feilen (RMSE) var på ca. 1 meter for de modellpredikerte overhøydene. Både overhøyde og bonitet var noe underpredikert for kontrollflatene dominert av furu. Den største feilen var for predikert bonitet for gran med en RMSE på 1.97 meter, og avvik helt opp i 4.23 meter for en kontrollflate. Den gjennomsnittlige differansen fra observerte bonitet var likevel ikke større enn ca. en halv meter. For gran var det

ingen signifikant forskjell mellom predikert og observert verdi hverken for overhøyder eller bonitet.

Tabell 5: Differanse mellom predikert og observert overhøyde ved T1(meter), overhøyde ved T2 (meter) og bonitet (meter) for 21 kontrollflater med gran og 21 kontrollflater med furu.

	\bar{D}	Variasjonsbredde	RMSE
Gran			
Overhøyde T1	0.03 ^{ns}	-1.49 – 2.20	0.95
Overhøyde T2	0.03 ^{ns}	-1.38 – 1,91	1.01
Bonitet	0.53 ^{ns}	-1.75 – 4.23	1.94
Furu			
Overhøyde T1	-0.98 ^{**}	-2.52 – 0.78	1.21
Overhøyde T2	-0.73 ^{**}	-1.99 – -0.02	0.95
Bonitet	-0.71 [*]	-2.51 – 0.76	1.14

ns: ikke signifikant (p -verdi >0.05), * signifikant på 5 % nivå (p -verdi mellom 0.011 og 0,050), **signifikant på 1%-nivå (p -verdi mellom 0.000 og 0.010)

3.3 Alder.

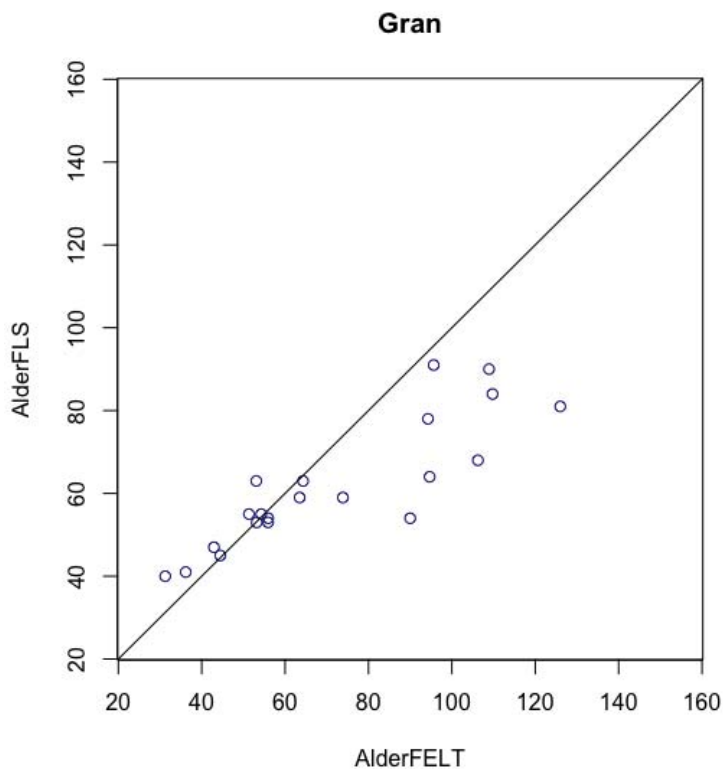
Tabell 6 viser en oversikt over differansene mellom alder bestemt av metoden som er presentert i denne studien ($Alder_{FLS}$) og $Alder_{FELT}$, samt mellom $Alder_{FLS}$ og $Alder_{OH}$. Differansen mellom $Alder_{FLS}$ og $Alder_{FELT}$ for gran lå i intervallet mellom -45 og 9,9 år, i gjennomsnitt var dette en underprediksjon på 10 år. Som det fremgår av Figur 4 ligger de største feilene i de eldste bestandene. Dette er ikke like tydelig for furu, men også her viser $Alder_{FLS}$ en underprediksjon sammenlignet med $Alder_{FELT}$ for mange av de eldste flatene (Figur 5). Feilnivået var generelt lavere for furu enn for gran (Tabell 6).

Ved å sammenligne resultatet for aldersbestemmelsen med $Alder_{OH}$ ga dette et lavere feilnivå for både gran og furu. RMSE sank med ca. 6 år og ca. 7 % for både gran og furu. For gran var det en tendens til at feilen lå i de eldste bestandene også ved å sammenligne mot $Alder_{OH}$ (Figur 6). Figur 7 viser ingen klar forskjell mellom yngre og eldre flater for furu ved å sammenligne predikert alder med $Alder_{OH}$. Gjennomsnittlig differanse mellom $Alder_{FLS}$ og $Alder_{OH}$ ga ingen signifikant forskjell (Tabell 6).

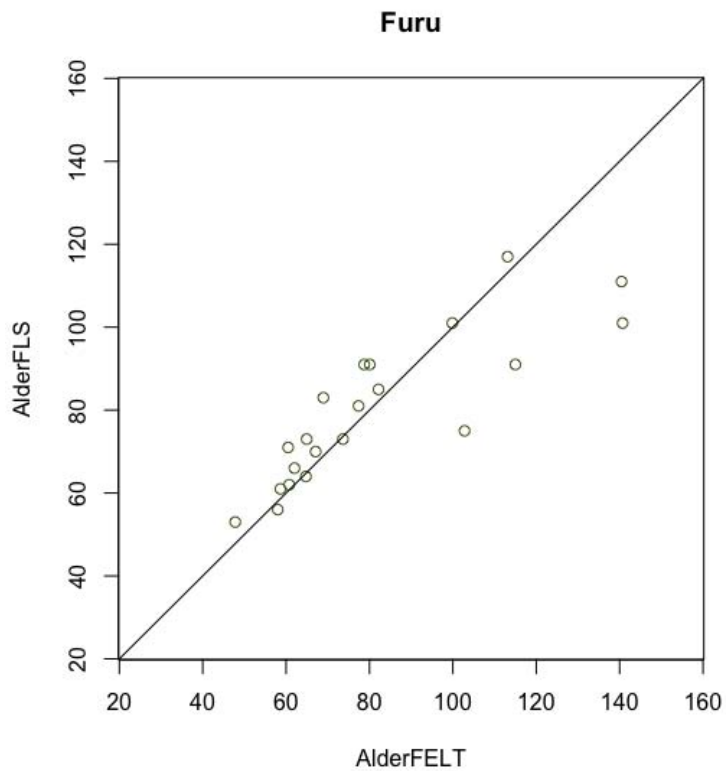
Tabell 6: RMSE og differanser mellom Alder_{FELS} og Alder_{FELT}, samt Alder_{FELS} og Alder_{OH} for alle kontrollflater

	\bar{D}	Variasjonsbredde	RMSE	RMSE %
Gran				
Alder _{FELS} - Alder _{FELT}	-9.9*	-45.0 – 9.9	18.9	26.4 %
Alder _{FELS} - Alder _{OH}	-5.3 ^{ns}	-28.0 – 15.0	13.3	19.9 %
Furu				
Alder _{FELS} - Alder _{FELT}	-2.9*	-39.7 – 14.0	14.7	18.0 %
Alder _{FELS} - Alder _{OH}	1.1 ^{ns}	-18.0 – 20.0	8.6	11.0 %

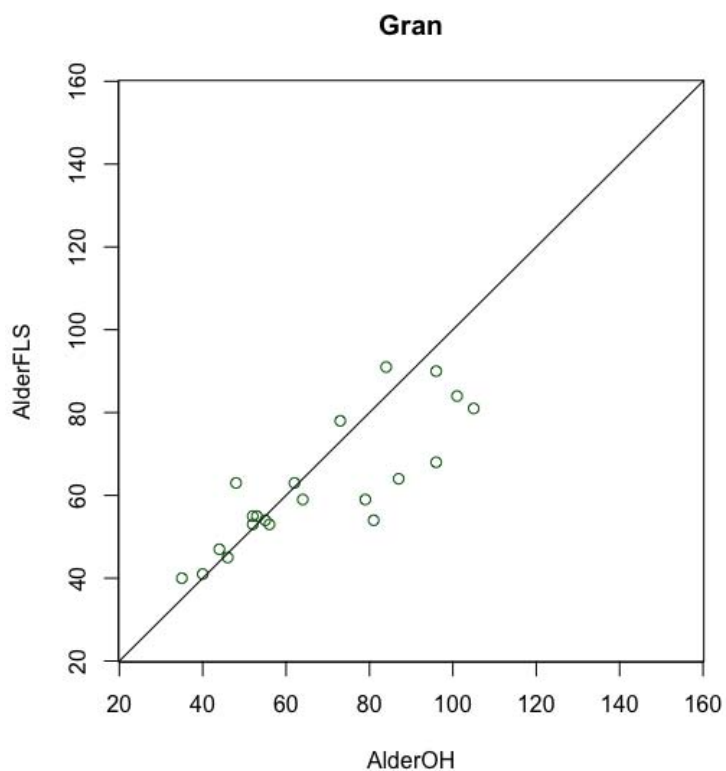
ns: ikke signifikant (p -verdi >0.05), * signifikant på 5 % nivå (p -verdi mellom 0.011 og 0.050)



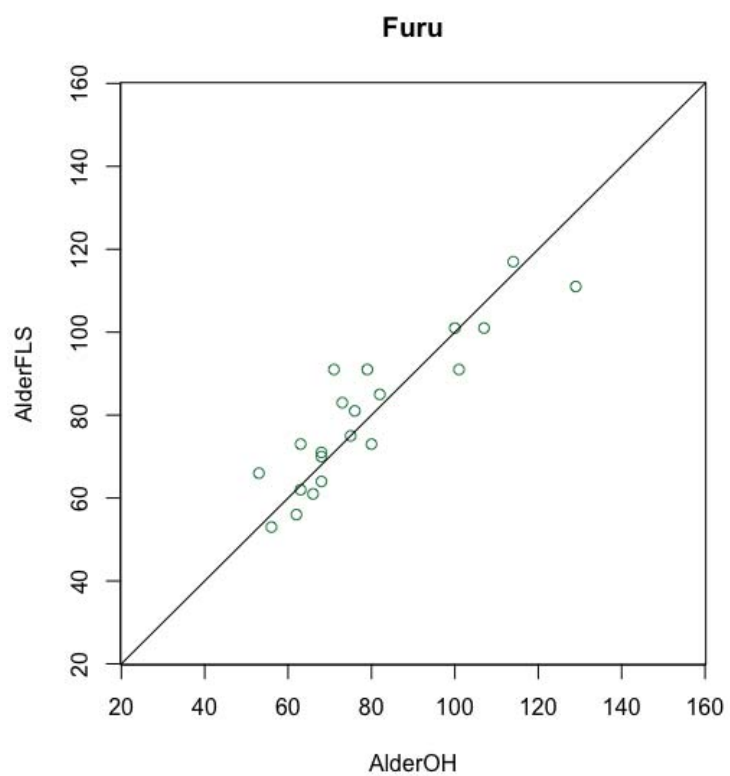
Figur 4: Resultat fra aldersbestemmelsen og observert alder for 21 kontrollflater dominert av gran, med Alder_{FELT} som observert alder.



Figur 5: Resultat fra aldersbestemmelsen og observert alder for 21 kontrollflater dominert av furu, med $Alder_{FELT}$ som observert alder



Figur 6: Resultat fra aldersbestemmelsen og observert alder for 21 kontrollflater dominert av gran, med $Alder_{OH}$ som observert alder



Figur 7: Resultat fra aldersbestemmelsen og observert alder for 21 kontrollflater dominert av furu, med Alder_{OH} som observert alder

4.Diskusjon

Målet med denne studien var å utvikle en metode for å bestemme bestandsalder ved bruk laserdata fra to tidspunkt. For å kunne vurdere prediksjonen av alder var det behov for et sammenligningsgrunnlag. En helt eksakt fasit er vanskelig å oppnå uten å måle alle trærne i skogen, selv da kunne fasiten for skogens alder blitt diskutert, da det er som nevnt innledningsvis er flere definisjoner av hvordan bestandsalder skal bestemmes. Bestandsalderen har lenge vært definert av den grunnflateveide husholdningsalderen, men i praksis er det ofte alderen til de dominerende trærne som blir målt (Storaunet & Rolstad, 2020). Dersom det gjennomføres markkontroll til SPT blir gjerne alder registrert sammen med bonitet, og dermed for de dominerende trærne (Korsvold, 2020). Hvis utgangspunktet for den grunnflateveide bestandsalderen var at man ville relatere alderen i bestandet til de trærne som representerte hoveddelen av av bestandets volum, vil også alderen til de dominerende trærne representere dette. Trolig har det ingen praktisk betydning, og om bestandet er noenlunde ensaldret vil det ikke utgjøre mye forskjell om man bruker den grunnflateveide alderen eller alderen til de dominerende trærne. Høydeutviklingsmodellene som brukes i prognoser er ofte de utviklet av Tveite (Tveite, 1967; Tveite, 1976; Tveite, 1977) der bestandsalder er definert som gjennomsnittlig alder av de 100 grøvste trær pr ha. Det er heller ikke ikke definert i alle studier hvordan alder skal veies, for eksempel i diametertilvekstfunksjonene til Blingsmo (1984) er alder kun definert som brysthøydealder. Det er også gjennomsnittet av de 100 grøvste trærne pr hektar som er definert som alder i produksjonstabellene til Braastad (1975). Alderen til de dominerende trærne vil derfor være egnet til å bruke som bestandsalder.

I denne studien er det presentert to ulike "fasitaldере", $Alder_{OH}$, og $Alder_{FELT}$, som begge representerer alderen til de dominerende trærne, men er beregnet med ulike metoder. Selv om $Alder_{FELT}$ er en faktisk målt alder, er den som nevnt innledningsvis, sensitiv for valg av observasjonstre, spesielt i bestand med stor aldersvariasjon. I Norge er omtrent 40 % av det produktive skogarealet skog som er etablert før bestandsskogbruket ble innført, ved å sette en historisk grense ved 1940 (Storaunet & Rolstad, 2020). Dette tilsier at det er stor sannsynlighet for høy spredning i alder innen bestand for mange eldre bestand i Norge. I noen av kontrollflatene i foreliggende studie var det svært stor aldersvariasjon innad i kontrollflata for de utvalgte boniteringstrærne. Selv om det ble forsøkt unngått å velge ut gjenstående trær fra forrige omløp, viste de preliminare undersøkelsene at dette likevel trolig var tilfelle flere steder. For noen kontrollflater strakk aldersvariasjonen seg over 100 år. Dette gjaldt spesielt i de eldre

bestandene, der noen av trærne kan ha blitt etablert før bestandsskogbruket var etablert for fullt. Ved å bruke metoden for $Alder_{OH}$ for å bestemme alderen, unngår man forstyrrelsen av at mulig ”feil” observasjonstre er valgt ut. Ved bruk av denne metoden fjernes også noe av effekten av målefeil som for eksempel for lite reduksjon ved fastsettelse av husholdningsalder. Denne metoden gir mulighet til å bestemme en enhetlig alder, uavhengig av valg av observasjonstre.

Av Figur 4 og Figur 5, som viser fordelingen $Alder_{FLS}$ og $Alder_{FELT}$, for de grandominerte kontrollflatene, ser man at det var en generell trend at de eldre flatene hadde størst avvik fra observerte verdier. Det ser ut for at de største avvikene fra feltobservert ligger på ca. 80 år (Figur 4 og 5). Den samme trenden, men i noe mindre grad, vises også av Figur 6 for $Alder_{FLS}$ sammenlignet med $Alder_{OH}$ for de grandominerte flatene. Det kan være flere grunner til at feilen øker ved økende feltobservert alder på flatene. Større feil i eldre flater kan forklares av følgefeil som forsterkes av det faktum at bonitetskurvene flater ut ved økende alder. En liten feil i overhøyde vil få et mye større utslag på bestemmelsen av alder der bonitetskurvene er flate, kontra i yngre bestand der kurvene er brattere, som kan føre til større feil i aldersbestemmelsen for $Alder_{FLS}$. En slik feil kan slå begge veier for aldersestimeringen, da en mulig feil i overhøyde kan være både en underestimering og en overestimering. Dette kan derfor gi utslag som både underestimering og overestimering av alder. I denne studien ser det ut for at det har i hovedsak slått ut som en undervurdering av alder. En annen forklaring er at de eldste flatene hadde størst aldersvariasjon. Større variasjon i alder med økende alder gjelder trolig ikke kun for materialet som ligger til grunn i denne studien. Sannsynligheten øker med økende alder for at skogen er påvirket av mindre forstyrrelser, som for eksempel vindfall, som gjør det vanskeligere å predikere i alder i gamle bestand (Wylie et al., 2019). Denne variasjonen kan også forklares av at eldre bestand kan være etablert før bestandsskogbruket. Dersom man setter et historisk skille for bestandsskogbruket til 1940, stemmer dette godt overens med at flater over 80 har de største avvikene. En tredje forklaring kan være at det ikke er redusert nok ved fastsettelse av husholdningsalderen, som er et problem som forsterkes når aldersvariasjonen er stor (Eid, 1992). For det fjerde øker sjansen for feil ved selve borreproven jo eldre trærne er, da det er flere årringer som skal telles. De tre siste nevnte forklaringene vil ha større innvirkning på $Alder_{FELT}$ enn $Alder_{OH}$, som kan være grunnen til at feilen i de eldre flatene gikk ned ved å sammenligne med $Alder_{OH}$ (Figur 6 og 7). Ved å sammenligne $Alder_{FLS}$ med $Alder_{OH}$ for de furudominerte kontrollflatene ga det ingen klar forskjell mellom eldre og yngre flater (Figur 7).

Resultatene fra denne studien viste RMSE-verdier $Alder_{FLS}$ mot $Alder_{FELT}$ på 18,9 år (26%) og 14,7 år (18 %) for henholdsvis gran og furu. Korresponderende RMSE-verdier ved bruk av $Alder_{OH}$ som fasit var 13,3 (20%) og 8,6 (11%). Gjennomsnittlig differanse mellom $Alder_{FLS}$ og $Alder_{FELT}$ ga en signifikant undervurdering av alder for de grandominerende flatene på 10 år og de furudominerende på 2 år. Ved bruk av $Alder_{OH}$ som fasit ga korresponderende verdier -5,3 og +1,1 år, men ingen signifikant forskjell. Det er ingen klar grunn for hvorfor furu gir bedre resultater enn gran, trolig har også dette med variasjon innad i kontrollflatene å gjøre. Det kan også forklares av at predikert bonitet for gran hadde en større RMSE enn furu, selv om den gjennomsnittlige differansen ikke var statistisk signifikant. Dette kan igjen ha med variabelselekteringen for bonitetsmodellene å gjøre. Videre i denne diskusjonen vil det fokuseres på resultatene som ble oppnådd ved bruk av $Alder_{OH}$ som fasit, da det av tidligere nevnte grunner er et bedre sammenligningsgrunnlag.

Hvordan feilnivået i denne studien er i forhold til dagens skogbruksplaner er usikkert, men det er gjort noen studier på 90-tallet (Eid, 1992; Eid, 1996; Eid & Nersten, 1996) og en masteroppgave i 2016 som har kontrollert skogbruksplaner (Husby, 2016). Alle disse har uttrykt systematisk feil som gjennomsnittlig differanse mellom skogbruksplantakst og kontrolltakst, der standardavviket til differansen er brukt som mål på tilfeldig feil. Studiene gjort på 90-tallet viste at det varierte mellom undervurdering på -11% og overvurdering på 11,3% i systematiske feil (Eid, 1992; Eid, 1996; Eid & Nersten, 1996). De samme undersøkelsene viste tilfeldige feil mellom 8 og 25,2%. Det seneste som er gjort av slik kontroll er en masteroppgave fra 2016 (Husby, 2016) som fant systematisk og tilfeldig feil for bestand dominert av gran på henholdsvis 11,2 og 18,9 %, og for bestand dominert av furu på henholdsvis 6,6 og 11 %. Den gjennomsnittlige differansen mellom $Alder_{FLS}$ og $Alder_{OH}$ (Tabell 6) ble beregnet på samme måte som overnevnte kontrolltakster har uttrykt systematisk feil. I relativ verdi vil feilen være 7,9 og 1,3 % for gran og furu, som er en lavere systematisk feil enn hva Husby (2016) fant for både gran og furu ved kontrolltakst av skogbruksplan, og innenfor intervallet for de systematiske feilene som ble funnet på 90-tallet (Eid, 1992; Eid, 1996; Eid & Nersten, 1996). De tilfeldige feilene i kontrolltakstene er ikke direkte sammenlignbar med foreliggende studie, men RMSE som er et uttrykk for den totale feilen, og dermed inkluderer både tilfeldige og systematiske feil, er på nivå med nivå med de tilfeldige feilene som er funnet i kontrolltakstene.

Resultatene er også sammenlignbare med andre studier på aldersbestemmelse ved bruk av fjernmåling (Holmström et al., 2001; Maltamo et al., 2009; Racine et al., 2014; Schumacher et al., 2020; Vastaranta et al., 2016; Véga & St-Onge, 2009; Wylie et al., 2019). Vastaranta et al. (2016) som brukte en tidsserie av bilder og en FLS utledet terrengmodell for å klassifisere alder i aldersklasser, fikk en nøyaktighet på 78%. Deres resultat er ikke direkte sammenlignbart med foreliggende studie, da det var en klassifisering, men også de fikk en lavere nøyaktighet i eldre bestand. I tillegg til effekten av gamle bilder, peker Vastaranta et al. (2016) på at årringer for eldre trær er mer utfordrerne å måle som en mulig forklaring. For å få en oversikt over RMSE-verdier fra noen tidligere studier presenteres disse i Tabell 7.

Tabell 7: Oversikt over RMSE verdier fra noen tidligere studier av aldersbestemmelse med fjernmåling

Studie	Type Fjernmåling	RMSE, år (RMSE %)		Observert alder, år (Gj.snitt, år)
		Gran	Furu	
Holmström et al. (2001)	Flyfoto	7,5 (16%) Kun flyfoto: 9,8år (21 %)		5 - 107 (46)
Maltamo et al. (2009)	FLS Flyfoto,	18år (36%)	22 år (33%)	G: 0-126 (40) F: 21-125 (65)
Racine et al. (2014)	FLS	9 år (19%)		11 - 94 (50)
Wylie et al. (2019)	FLS	15år		8 - 120 (90)
Schumacher et al. (2020)	FLS og multi-spektrale bilder	12 år (22%)		11 - 89 år
Véga og St-Onge (2009)	Repeterte Flyfoto og FLS		7-64år	ukjent

Tidligere studier med k-NN estimering (Holmström et al., 2001; Racine et al., 2014; Wylie et al., 2019) har oppnådd lavere RMSE verdier enn hva Maltamo et al. (2009) oppnådde med k-MSN. Både relativ RMSE og RMSE oppnådd i foreliggende studie er lavere enn det Maltamo et al. (2009) oppnådde. Mens Holmström et al. (2001) oppnådde en lavere relativ RMSE ved bruk av både bestandsinformasjon og flyfoto enn hva som ble oppnådd i de grandominerte

flatene i foreliggende studie, men høyere enn for furuflatene. For både de gran- og furudominerte flatene ble det oppnådd en lavere relativ RMSE enn hva Holmstrøm oppnådde ved bruk av kun flyfoto. RMSE for de grandominerte flatene er også på nivå med det Racine et al. (2014) oppnådde for balsamgran, der de fleste prøveflatene hadde observert gjennomsnittsalder under 80 år. I foreliggende studie hadde kontrollflater med observert alder over 80 år de største differansene mellom observert og predikert alder (Figur 6). RMSE hadde dermed sunket om eldste flatene ble tatt ut. Racine et al. (2014) benyttet seg også av flere variabler, i tillegg til skogstrukturvariabler (f.eks. høyde og tetthetsvariabler) ble også stedsattributter som for eksempel elevasjon, helning og fuktighetsindeks inkludert. Ved kun å benytte skogstrukturvariabler oppnådde de en høyere RMSE. De fant likevel ut at den viktigste variabelen for å bestemme alderen var den høyeste høydepersentilen fra FLS. Wylie et al. (2019) som utviklet en prediktiv modell for svartgran i Canada fra FLS-data, så også ut for å ha mer problemer med eldre bestand, og argumenterte for at høyden ville vært mer nyttig for å forutsi alderen om de begrenset datamaterialet opp til 80 år. De oppnådde en RMSE på 15 år, med en lignende aldersspredning i observert alder som foreliggende studie. Også de brukte flere variabler enn denne studien, som for eksempel topografisk markfuktighets indeks, elevasjon og kovarians. De fant at markfuktighetsindeksen var den mest forklarende variabelen. (Wylie et al., 2019)

En nyere studie i Norge av Schumacher et al. (2020) brukte en kombinasjon av FLS og Sentinel-2 baserte variabler til å kartlegge bestandsalder i over 4800 av landsskogstakseringens prøveflater. De fant at høydeestimer fra FLS og predikert bonitet var de viktigste variablene i modellene for å beskrive alder. Deres bonitetsspesifikke modeller oppnådde RMSE helt ned på 3år (6%) på prøveflatene med de høyeste bonitetene. Resultatene deres varierte med bonitet, der de sammenlignet med både observert bonitet og en predikert bonitet, høyeste RMSE var helt oppe i 56 år (53%). Deres modeller ga også bedre prestasjon for de yngre bestandene enn de eldste, og den største feilen var for bestand over 100 år med lav bonitet. På sine uavhengige kontrollflater, som i hovedsak var grandominert oppnådde de RMSE på nivå med de grandominerte kontrollflatene foreliggende studie (Tabell 6 og 7). Både Racine et al. (2014) og Schumacher et al. (2020) fant at den viktigste variabelen for å forklare alder var den høyeste høydepersentilen. Lignende resultater ble funnet i foreliggende studie, da H90 eller Hmax ble valgt ut i alle bonitets og overhøydemodeller utenom bonitetsmodellen for de furudominerende flatene. Dette samsvarer med at overhøyde er en god forklaringsvariabel for prediksjon av alder.

Véga og St-Onge (2009) som brukte høyde-alders-kurver og en tidsserie av kronehøydemodeller produsert ved bruk av digital fotogrametri og FLS oppnådde en lavere RMSE da de brukte en kombinasjonen av alle fire fotograferte årene, men ved kun å bruke 2 tidspunkt med tidsintervall på 20 år varierte deres RMSE mellom 12 og 64 år. Ved kun bruk av to tidspunkt var deres beste resultat kombinasjonen med lengst tidsintervall, der tidsintervallet var stort nok til å integrere en signifikant høydevekst. Lengden mellom T1 og T2 kunne også hatt innvirkning på foreliggende studie. Da det alltid vil være en viss tilfeldig feil, kunne det vært en fare for at høydeveksten ble ”slukt” av den tilfeldige høydefeilen dersom intervallet mellom T1 og T2 var for kort. Selv om høydeveksten ikke ble benyttet direkte i aldersbestemmelsen, hadde den betydning i form av at predikert bonitet var et resultat av blant annet endringsvariablene til høydepersentilene. Predikert overhøydevekst er ikke presentert som et resultat i denne studien, men ble beregnet av predikert overhøyde T2 minus predikert overhøyde T1. Den predikerte overhøydeveksten var signifikant på 1%- nivå og et tidsintervall mellom T1 og T2 på 15 år ser derfor ut til å være tilstrekkelig.

I denne studien lå predikert overhøyde og predikert bonitet, samt bonitetskurvene til Sharma et al. (2011) til grunn for prediksjon av alderen. Prediksjon av bonitet og overhøyde kan gjøres på flere måter. For eksempel presenterte Noordermeer et al. (2018) både en direkte og en indirekte metode for prediksjon av aldersuavhengig bonitet. Den indirekte metoden ble også testet i foreliggende studie, men i likhet med Noordermeer et al. (2018) ga den direkte metoden bedre resultat. Den indirekte metoden ble ikke gått videre med og er derfor ikke presentert i foreliggende studie. Metoden for prediksjon av bonitet i denne studien er den samme som Noordermeer et al. (2018) benyttet som den direkte metoden. RMSE og gjennomsnittlig differanse mellom predikert og observert overhøyde på kontrollflatene (Tabell 5) er på nivå med det Noordermeer et al. (2018) oppnådde i sin studie. Modellene benyttet i foreliggende studie ser ut for å undervurdere furu, det er også en liten overvurdering for gran, men den er ikke signifikant. I likhet med bonitetsmodellene ser det ut for at overhøydmodellene ga en liten overvurdering, for gran som ikke er signifikant, og en liten undervurdering for furu (Tabell 5). Predikert overhøyde for T2 sammenlignet med kontrollflatene oppnådde RMSE på ca. 1 meter, som er på nivå med det Noordermeer et al. (2018) oppnådde. Ulikheter kan trolig tilskrives modellform.

FLS vil trolig være dominerende for innhenting av data til SPT i Norge noen år fremover, og neste takst vil for de fleste områder i Norge vil være lasertakst nummer to. Implementering av

denne metoden for å bestemme alder bør ikke være tilknyttet store kostnader, da variablene som er brukt til å bestemme alder allerede vil være tilgjengelig. Metoden som er presentert for aldersbestemmelse vil trolig også være brukbar uten bruk av repeterte lasertakster, da bi-temporale data i hovedsak ble benyttet for å bestemme bonitet. Men bruk av bi-temporale data gir muligheten til en forbedret bonitet, som i neste steg vil være mer egnet til bestemmelse av alder. Bollandås et al. (2019) presenterte en metode for å bestemme bonitet med hyperspektrale data som ga lovende resultat, og kan være et alternativ for bi-temporale data. Et annet alternativ til lasertakst nummer to er bildematching for å bestemme bonitet, som også har vist høy nøyaktighet og har en lavere kostnad (Noordermeer et al., Under review). Da det er en forbedret bonitet som ligger til grunn for aldersbestemmelse med repeterte lasertakster, vil trolig metoden fungere om andre fjernmålingsdata blir tatt i bruk som dominerende metoder i framtiden. Validering av metoden for å bestemme alder ved bruk av andre metoder for å bestemme overhøyde og bonitet kan derfor være et alternativ for videre forskning.

4.Konklusjon

Denne studien har vist at det er mulig å bestemme bestandsalder ved bruk av laserdata fra to tidspunkt med stor grad av nøyaktighet. Det ble utviklet modeller for overhøyde og bonitet som ble validert på uavhengige kontrollflater, og predikerte verdier ble benyttet til å bestemme alder. Bestemmelse av bestandsalder har tidligere ikke blitt gjort på den måten det er presentert i denne studien, og disse metodene har vist seg å være konkurransedyktige med resultater fra andre studier for prediksjon av alder med fjernmålingsdata. Valideringen på de uavhengige kontrollflatene viste at metoden trolig er bedre egnet for bestand yngre enn ca. 80 år, sammenlignet med eldre bestand med stor aldersvariasjon.

Bestemmelse av bestandsalder etter metoden presentert i denne studien passer godt inn i den allerede etablerte arealbaserte metoden som benyttes i forbindelse med SPT i dag. For SPT som gjennomføres som lasertakst nummer to, vil informasjon og variablene som er benyttet i denne studien allerede være tilgjengelige. Implementering av bestandsalder etter denne metoden vil derfor være en ”gratis” variabel. Metoden vil også fungere uten repeterte laserdata dersom det finnes presise data for overhøyde og bonitet.

6. Litteraturliste

- Blingsmo, K. R. (1984). *Diametertilvekstfunksjoner for bjørk-, furu- og granbestand = Diameter increment functions for stands of birch, Scots pine and Norway spruce*. Rapport fra Norsk institutt for skogforskning (trykt utg.), b. 7/84. Ås: NISK.
- Bokmålsordboka. (2020). Husholdere. I. Tilgjengelig fra: <https://ordbok.uib.no/HUSHOLDERE> (lest 28.04.2020).
- Bollandsås, O. M., Ørka, H. O., Dalponte, M., Gobakken, T. & Næsset, E. (2019). Modelling Site Index in Forest Stands Using Airborne Hyperspectral Imagery and Bi-Temporal Laser Scanner Data. *Remote Sensing*, 11 (9): 1020.
- Breusch, T. S. & Pagan, A. R. (1979). A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*: 1287-1294.
- Braastad, H. (1975). *Produksjonstabeller og tilvekstmodeller for gran =: Yield tables and growth models for Picea abies*. Ås: Norsk institutt for skogforskning.
- Chirici, G., Winter, S. & McRoberts, R. E. E. (2011). *National Forest Inventories: Contributions to Forest Biodiversity Assessments*. Managing Forest Ecosystems, b. 20. Dordrecht: Dordrecht: Springer Netherlands.
- Dypsrud, S. (2020). *Alder pr bestand - skogbruksplan masteroppgave* (e-post til Trude Rønning Okkenhaug 10.01.2020).
- Eid, T. (1991). Konsekvenser av feil datagrunnlag for planlegging og gjennomføring av planer på skogeiendommer. *Rapp.Skogforsk*, 9/91: 1-28.
- Eid, T. (1992). Bestandsvis kontroll av skogbruksplandata i hogstklasse III-V=. *Medd.Skogforsk*, 45: 1-78.
- Eid, T. (1996). Kontroll av skogbruksplandata fra «Understøttet fototakst». *Norsk Institutt for Skogforskning, og Institutt for Skogfag, Norges Landbrukshøgskole, Ås, Norway, Report*, 8: 21.
- Eid, T. & Nersten, S. (1996). Problemer omkring registreringer og planlegging for en skogeiendom i Birkenes kommune. Del 1; Sammenligning av skogbruksplandata og kontrolldata. *Medd.Skogforsk*, 47(8): 1-56.
- Eid, T. (2000). Use of uncertain inventory data in forestry scenario models and consequential incorrect harvest decisions. *Silva Fennica*, 34 (2): 89-100.
- Eid, T. & Hobbelstad, K. (2000). AVVIRK-2000: a large-scale forestry scenario model for long-term investment, income and harvest analyses. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15 (4): 472-482.
- Eid, T., Fitje, A. & Hoen, H. (2002). *Økonomi og planlegging: teknisk fagskole: fordypningsområde skogbruk*: Oslo: Gan.
- 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.
- Eid, T. & Hobbelstad, K. (2005). Langsiktige investerings-avvirknings-og inntektsanalyser for skog med Avvirk-2000. *Aktuelt fra skogforskningen*.
- Fitje, A. (1989). *Tremåling*: Landbruksforl.
- Forskr. om skogbruksplanlegging med miljøreg. (2004). *Forskrift om tilskudd til skogbruksplanlegging med miljøregistreringer av 04. Februar 2004 nr 449*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-02-04-449?q=skogbruksplan> (lest 28.04.2020).

- Granhus, A. & Hysten, G. (2016). Prosjektet «Råte i granskog–utbredelse og konsekvenser for valg av omløpstid». Sluttrapport.
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J. (2009). *The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*: Springer Science & Business Media.
- Hoen, H. F. (2019). Bestandsskogbruk. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/bestandsskogbruk> (lest 18.04.2020).
- Holmström, H., Nilsson, M. & Ståhl, G. (2001). Simultaneous estimations of forest parameters using aerial photograph interpreted data and the k nearest neighbour method. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16 (1): 67-78.
- Husby, B. (2016). *Kontroll av skogbruksplandata i Melhus kommune*. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://static02.nmbu.no/mina/studier/moppgaver/2016-Husby.pdf> (lest 29.03.20).
- Islam, M., Kurttila, M., Mehtätalo, L. & Haara, A. (2009). Analyzing the effects of inventory errors on holding-level forest plans: the case of measurement error in the basal area of the dominated tree species.
- Kershaw Jr, J. A., Ducey, M. J., Beers, T. W. & Husch, B. (2017). *Forest mensuration*. 5. utg.: John Wiley & Sons.
- Kjønnerød, H. (2012). *PLS-VS: Partial Least Squares med variabelseleksjon*. Masteroppgave. Ås: Universitet for miljø- og biovitenskap. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/188937/kjonnerod2012.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 20.02.20).
- Korsvold, G. (2020). *SV: registrering av alder til skogbruksplan* (e-post til Trude Rønning Okkenhaug 10.01.2020).
- Krødsherad Kommune. (u.å.). *Skogbruket i Krødsherad*. Tilgjengelig fra: <https://www.krodsherad.kommune.no/tjenester/landbruk-og-natur/skogbruk-og-utmark/skogbruket-i-krodsherad/> (lest 29.04.20).
- Kuhn, M., Contributions from Jed Wing & Steve Weston, A. (2017). *Classification and Regression Training* (Versjon 6.0-78) (lest 26.02.20).
- Liland, K. H. & Sæbø, S. (2019). *Mixed Model ANOVA and Statistics for Education* (Versjon 1.2.4) (lest 03.02.2020).
- Lumley, T. (2017). *The leaps package for regression subset selection. R package version 3.0* (Versjon 3.0) (lest 21.02.2020).
- Maltamo, M., Packalén, P., Suvanto, A., Korhonen, K., Mehtätalo, L. & Hyvönen, P. (2009). Combining ALS and NFI training data for forest management planning: a case study in Kuortane, Western Finland. *European Journal of Forest Research*, 128 (3): 305-317.
- Mendenhall, W. & Sincich, T. (2014). *A second course in statistics: regression analysis*. 7 utg.
- Montgomery, D. C., Peck, E. A. & Vining, G. G. (2012). *Introduction to linear regression analysis*, b. 821: John Wiley & Sons.
- Noordermeer, L., Bollandsås, O. M., Gobakken, T. & Næsset, E. (2018). Direct and indirect site index determination for Norway spruce and Scots pine using bitemporal airborne laser scanner data. *Forest Ecology and Management*, 428: 104-114.
- Noordermeer, L., Gobakken, T., Næsset, E. & Bollandsås, O. M. (Under review). Economic utility of 3D remote sensing data for estimation of site index in forest management inventories: A comparison of airborne laser scanning, digital aerial photogrammetry and conventional practices.

- Næsset, E. (1997a). 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. (1997b). Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 61 (2): 246-253.
- 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. (2004a). Effects of different flying altitudes on biophysical stand properties estimated from canopy height and density measured with a small-footprint airborne scanning laser. *Remote Sensing of Environment*, 91 (2): 243-255.
- Næsset, E. (2004b). 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., Hyypä, H., Hyypä, 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.
- Næsset, E. (2014). Area-based inventory in Norway—from innovation to an operational reality. I: *Forestry applications of airborne laser scanning*, s. 215-240: Springer.
- R Core Team, a. c. w. (2017). *The R Stats Package* (Versjon 3.3.3): R Core Team and contributors worldwide (lest 16.01.20).
- Racine, E. B., Coops, N. C., St-Onge, B. & Bégin, J. (2014). Estimating forest stand age from LiDAR-derived predictors and nearest neighbor imputation. *Forest Science*, 60 (1): 128-136.
- Schumacher, J., Hauglin, M., Astrup, R. & Breidenbach, J. (2020). Mapping forest age using National Forest Inventory, airborne laser scanning, and Sentinel-2 data. *arXiv preprint arXiv:2004.13427*.
- Sharma, R. P., Brunner, A., Eid, T. & Øyen, B.-H. (2011). Modelling dominant height growth from national forest inventory individual tree data with short time series and large age errors. *Forest Ecology and Management*, 262 (12): 2162-2175.
- Skogbrukslova. (2005). *Lov om skogbruk av 27. mai 2005 nr. 31*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2005-05-27-31> (lest 28.04.2020).
- Stephens, M. A. (1974). EDF statistics for goodness of fit and some comparisons. *Journal of the American statistical Association*, 69 (347): 730-737.
- Stokland, J. N., Eriksen, R. & Granhus, A. (2014). *Tilstand og utvikling i norsk skog 1994-2012 for noen utvalgte miljøegenskaper*. Oppdragsrapport fra Skog og landskap;2014-03. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2444150> (lest 28.04.2020).
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. (2020). Naturskog i Norge. En arealberegning basert på bestandsalder i Landsskogtakseringens takstomdrev fra 1990 til 2016. *NIBIO Rapport*, 6 (44).
- Tomter, S. M. & Dalen, L. S. (2014). *Bærekraftig skogbruk i Norge*: Norsk institutt for skog og landskap.
- Tukey, J. W. (1977). *Exploratory data analysis*, b. 2: Reading, Mass.
- Tveite, B. (1967). Sambandet mellom grunnflateveid middelhøyde (HL) og noen andre bestandshøyder i gran-og furuskog. *Meddr. norske SkogforsVes*, 22: 483-538.
- Tveite, B. (1976). Bonitetskurver for furu. *Intern rapport.[Upublisert]*.
- Tveite, B. (1977). Bonitetskurver for gran (Site-index curves for Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst)). *Meddelser fra Norsk Institutt for Skogforskning*, 33: 1-84.
- Tveite, B. & Braastad, H. (1981). Bonitering for gran, furu og bjørk. *Norsk Skogbruk*.

- Vastaranta, M., Niemi, M., Wulder, M. A., White, J. C., Nurminen, K., Litkey, P., Honkavaara, E., Holopainen, M. & Hyyppä, J. (2016). Forest stand age classification using time series of photogrammetrically derived digital surface models. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 31 (2): 194-205.
- Véga, C. & St-Onge, B. (2009). Mapping site index and age by linking a time series of canopy height models with growth curves. *Forest Ecology and Management*, 257 (3): 951-959.
- Viken, K. O. (2018). *Landsskogtakseringens feltinstruks 2018*. NIBIO BOK;4(6) 2018. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2496902> (lest 28.04.2020).
- Wylie, R. R., Woods, M. E. & Dech, J. P. (2019). Estimating Stand Age from Airborne Laser Scanning Data to Improve Models of Black Spruce Wood Density in the Boreal Forest of Ontario. *Remote Sensing*, 11 (17): 2022.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway