



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2021 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Gjenbruk av prediksjonsmodeller ved arealbasert lasertakst – korrigering av prediksjoner ved hjelp av feltobservasjoner

Reuse of prediction models by area-based forest
inventory - correction of predictions using field
observations

Kaja Skyrud Skarpnord

Skogfag

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet som avsluttende oppgave for min masterstudie i skogfag ved Norges miljø og biovitenskapelig universitet (NMBU).

Jeg vil rette en stor takk til min veileder Dr. Ole Martin Bollandsås, som har hjulpet meg gjennom hele prosessen med valg av metodikk, statistiske beregninger- og modelleringer, og tekstbehandling. Jeg har satt stor pris på din behjelpelighet og faglige veiledning.

Jeg vil også rette en stor takk til PHD-student Ana de Lera Garrido, som har også vært svært behjelpelig i R studio under hele prosessen.

Jeg takker til slutt familien min og min samboer, og alle andre medstudenter ved NMBU som har bidratt med motivasjon.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 21. mai 2021

Kaja Skyrud Skarpnord

Sammendrag

Skogbruksplantakster har som hensikt å gi informasjon som kan benyttes til å ta forvaltningsbeslutninger i skogbruket og gjøres i dag ved hjelp av flybåren laserskanning (FLS) etter arealmetoden. En viktig kostnadselement i disse takstene er måling av prøveflater i felt, som brukes til å konstruere modeller, og relaterer biofysiske skogegenskaper til beregninger avledet fra FLS-data. Tilgang på felt- og laserdata fra første og andre takstomdrev har gitt gode muligheter for forskning på gjenbruk av feltdata i konstruksjon av prediksjonsmodeller med den hensikt å redusere kostnader. Hovedformålet til denne studien var å undersøke, sammenligne og validere bestandsestimater for grunnflateveid middelhøyde, grunnflate og volum etter såkalt romlig gjenbruk av prediksjonsmodeller i arealbasert lasertakst.

Modeller ble konstruert på data fra Nordre Land og validert på kontrollflater i Krødsherad. Prediksjonene ble brukt både ukorrigert og korrigert ved hjelp av oppdaterte observasjoner av prediksjonsfeil på ulike antall kalibreringsflater fra Krødsherad. Prediksjonsmodeller ble konstruert med 3 ulike stratifiseringskriterier. Differansen mellom estimer og feltobserverte verdier på kontrollflatene for de ulike scenarioene med ulike stratifiseringsgrunnlag for prediksjonsmodellene og ulike antall kalibreringsflater, ble brukt til å beregne gjennomsnittlige differanser (nøyaktighet) og standardavvik til differansene (presisjon). Evaluering av nøyaktighet og presisjon for hvert scenario ble gjort ved sammenligninger med resultatene fra en ordinær takst i Krødsherad.

En utfordring med eksterne modeller kan være at estimer får systematiske avvik. I denne studien ble estimators systematiske avvik korrigert med korrigerte estimer fra ekstern modell sammen med et korreksjonsledd med oppdatert informasjon, men det kan likevel ikke utelukkes at systematiske avvik ikke kan korrigeres dersom skoglige forhold avviker mellom områdene eller andre stratifiseringskriterier brukes. Bruk av korreksjonsledd med oppdatert informasjon i en ekstern modell ved arealbasert lasertakst ga også mulighet for å oppnå samme nøyaktighets- og presisjonsnivå som en ny takst med re-målte prøveflater, og dette kunne oppnås ved bruk av nærmere halvparten så mange prøveflater av det som blir brukt per stratum i dag. Det varierte hvilket stratifiseringskriterie som ga mest presise estimer, avhengig av om presisjonen ble vurdert på takstnivå eller på bestandsnivå. Det bør videre forskes på om eksterne modeller vil ha større nytte av et korreksjonsledd og om de vil kreve flere kalibreringsflater, i de tilfeller der de eksterne modellene ikke passer like godt.

Abstract

The main purpose of forest inventories is to give information that can be utilized for decisions in forest management planning, and forest inventories is today performed by means of area-based airborne laser scanning (ALS) assisted forest inventories. A major cost element in these inventories is the measurement of field sample plots used for constructing models, relating biophysical forest attributes to metrics derived from ALS data. Access to field and laser data from the first and second acquisition has provided good opportunities for research on the reuse of field data in the construction of prediction models with the aim to reduce costs. The main purpose of this study was to investigate, compare and validate stand estimates for mean height weighted by basal area, basal area and volume after spatial reuse of prediction models in area-based laser inventories.

Models were constructed on data from Nordre Land and validated on validation plots in Krødsherad. The predictions were used both uncorrected and corrected by means of updated observations of prediction errors on different numbers of calibration plots from Krødsherad. Prediction models were constructed with 3 different stratification criteria. The difference between estimates and field-observed values on the validation plots for the different scenarios, with different stratification criteria for the prediction models and different number of calibration plots, was used to calculate average differences (accuracy) and standard deviations of the differences (precision). Evaluation of accuracy and precision for each scenario was done by comparisons with the results from an ordinary forest inventory in Krødsherad.

A challenge with external models may be that estimates have systematic deviations. In this study, the systematic deviations of estimates were corrected with corrected estimates from an external model together with a correction term with updated information, but it can still not be ruled out that systematic deviations cannot be corrected if forest conditions deviate between areas or other stratification criteria are used. The use of correction terms with updated information in an external model by area-based forest inventory using ALS also made it possible to achieve the same level of accuracy and precision as a new forest inventory with re-measured sample plots. This could be achieved by using almost half as many sample plots compared to what is used per stratum today. The stratification criteria which gave the most precise estimates varied, depending on whether the precision was investigated at forest level or at stand level. It should be further researched whether external models will benefit more from

a correction term and if they will require more calibration plots, in those cases where the external models do not fit as well.

Innhold

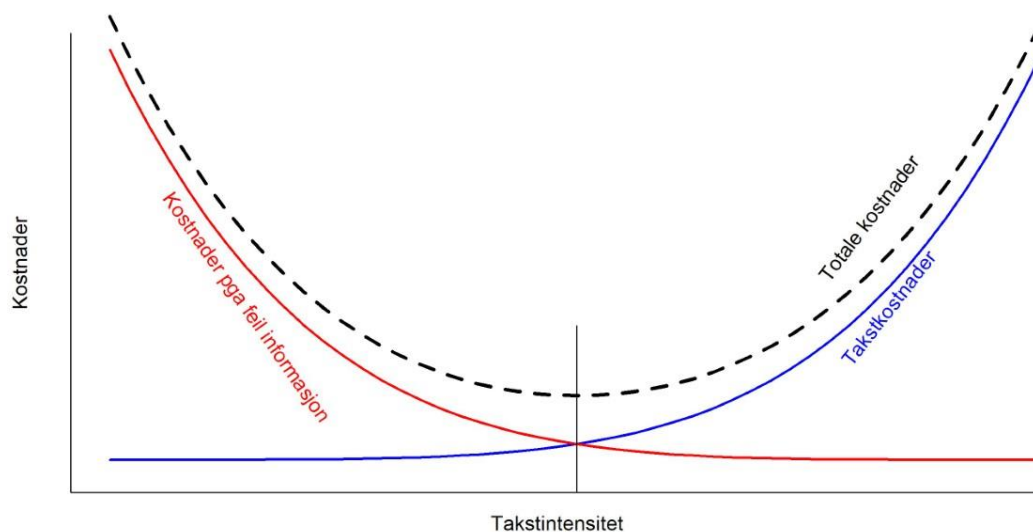
Forord.....	i
Sammendrag.....	ii
Abstract.....	iii
Innledning.....	3
Bakgrunn.....	3
Arealbasert lasertakst.....	5
Andre omdrev av operativ lasertakst	5
Utvikling av lasertakst.....	8
Problemstilling	11
Materiale og metoder.....	12
Studieområde	12
Stratifisering	13
Feltdata	14
Prøveflater	14
Kalibreringsflater	14
Kontrollflater	15
Feltregistreringer	16
Laserdata	18
Modelltilpasning	18
Korreksjon av verdier.....	19
Ny takst.....	20
Validering av metodikken	21
Simulering.....	21
Validering av stratifiseringskriterier	22
Resultater	23
Prediksjonsmodell	23
Estimater for bestandsparametere	24
Volum med ulike stratifiseringskriterier i modellene	24
Grunnflate med ulike stratifiseringskriterier i modellene	26
Middel høyde med ulike stratifiseringskriterier i modellene	27
Diskusjon	29
Validering av stratifiseringssystemer.....	29
Effekter av ratiokorreksjoner.....	31
Konklusjon	34
Referanser	35

Vedlegg 1 - Boksplott over standardavviket til gjennomsnittlig differanse sin spredning etter simulering med 1000 iterasjoner	37
Vedlegg 2 - Tabeller for bestandsparametere med ulike stratifiseringskriterier	40
Vedlegg 3 - Tekniske detaljer rundt FLS.....	46

Innledning

Bakgrunn

Skogbruksplantakster har som hensikt å gi informasjon som kan benyttes til å ta forvaltningsbeslutninger i skogbruket. De mest interessante bestandsparametere i skog mht. forvaltningsbeslutninger er trehøyde, stående volum, diameterfordeling og treantall. Presise estimer av bestandsparametere er derfor viktige, og dette kan legge grunnlaget for ved å bruke store ressurser på takstplanlegging samt på faktiske målinger i felt og på data fra ulike fjernmålingsdatakilder. Det er imidlertid også viktig at de marginale takstkostnadene ikke overstiger nytten de gir. Det er nemlig slik at det knytter seg kostnader også til det å ta dårlige beslutninger som følge av et dårlig takstgrunnlag, noe som gjerne er tilfellet hvis det legges for få ressurser i taksten. Det finnes imidlertid et takstnivå der økt takstintensitet vil gi økte totale kostnader (takstkostnader + kostnad av feil forvaltningsbeslutning (Figur 1). Skogbruksplantakster foregår i dag som en kombinasjon av feltmålinger og fjernmålte data. Fjernmålte data kan være todimensjonale bilder tatt fra fly eller satellitt, eller det kan være tredimensjonale målinger fra en laserskanner som er montert under et fly, dvs. flybåren laserskanning (FLS) (Bollandsås, 2020). Fjernmålinger dekker større arealer sammenlignet med hva som er mulig med feltmålinger, men feltmålinger kalibrerer modeller som er avhengige av variabler beregnet fra laserdata (Bollandsås, 2020).



Figur 1: Illustrasjon av sammenhengen mellom takstkostnader (blå linje) og kostnader som følge av feil informasjon fra takst (rød linje) ved økende takstintensitet. Totale kostnader (stiplet linje) presenterer summen av de to kostnadskomponentene beskrevet over. Optimal takstintensitet er i punktet hvor de totale kostnadene har sitt minimum (vertikal linje opp fra x-aksen).

Verdens første operative lasertakst av kombinasjonen feltnmålinger og FLS, ble utført i Nordre Land kommune i 2002 (Næsset, 2004b). Metoden som ble benyttet kalles den arealbaserte metoden og ble først beskrevet av Næsset (1997a; 1997b), for senere å bli beskrevet som en to-steps prosedyre av Næsset og Bjerknes (2001) og Næsset (2002) (Næsset, 2014). Næsset og Bjerknes (2001) utførte den første fullskala-testen på ungskog, mens Næsset (2002) utførte den første fullskala-testen for hkl 3-5. Skogtakster i Norge er i dag hovedsakelig basert på den arealbaserte metoden (Næsset, 2014; Ørka et al., 2018).

Studier har vist at den arealbaserte metoden gir mer presise estimater på bestandsparametere enn andre takstmetoder over store områder, fra 500-1000 km², også på bestandsnivå (Næsset, 2014). Takstkostnadene er i seg selv større ved lasertakst enn ved konvensjonelle metoder, men på grunn bedre informasjon og mulighet for bedre forvaltningsbeslutninger med lasertakst, er metoden mer kostnadseffektiv totalt sett (se Figur 1) (Eid et al., 2004).

Arealbasert lasertakst

Arealbasert lasertakst er lagt opp som en to-steps prosedyre (Næsset, 2004b). Metoden benytter seg av feltdata, laserdata og flybilder. Kombinert gir disse tre kildene nødvendig informasjon for å kunne utvikle modeller avhengig av informasjon fra laserdataene, som muliggjør prediksjon av bestandsparametere på beregningsceller over hele takstområdet. Prediksjonene blir deretter aggregert til bestandsestimater (Noordermeer et al., 2020; Næsset, 2002).

Mer detaljert er stegene i metoden altså at ortofoto i kombinasjon med laserdata først brukes til å innhente informasjon om bonitet, alder og dominerende treslag, samt til å tolke bestandsgrenser. Det er også vanlig å benytte tidligere bestandsinndelinger og observasjoner fra tidligere takster til dette. Deretter blir takstområdet stratifisert i hensiktsmessige strata (Næsset, 2004b). Prøveflater er mindre flater med feltregistreringer, og disse legges vanligvis ut etter en stratifisert, systematisk samplingsmetode, der systematisk sampling utføres med en tilfeldig start, evt. legges de ut som systematiske clustersamplere (Næsset, 2014). De geolokalisererte prøveflatene fra hele området blir videre oppsøkt i felt, og det blir gjort målinger på enkeltrær med hensyn på diameter, treslag, hogstklasse og høyde. Deretter blir det gjort beregninger av volum, middelhøyde etc. for hver flate. Laserdata for hver prøveflate, ekstrahert fra punktskyen (se vedlegg 3 for tekniske detaljer), blir deretter brukt til å beregne laservariabler. Stratifisert prediksjonsmodeller, med god sammenheng mellom laservariabler og skoglige egenskaper, blir deretter konstruert med skoglige egenskaper som responsvariabler og med laservariabler som forklaringsvariabler. Prøveflatenes beregninger brukes altså til å estimere forhold mellom laserdata og observerte, skoglige egenskaper i statistiske modeller slik at modellene kan kalibreres (Næsset, 2009; Næsset, 2011). Beregningsceller, på størrelse lik prøveflatene blir deretter definert, og inndelt i strata etter stratifiseringskriteriene. Laservariablene blir deretter beregnet for hver beregningscelle. Ut fra prediksjonsmodellen blir bestandsparametere predikert for hver beregningscelle i takstområdet og prediksjonene til cellene innen et bestand aggregeres til estimater på bestandsnivå (Noordermeer, 2017).

Andre omdrev av operativ lasertakst

I 2016 og 2017 ble områder som var med i utprøvingen av lasertakst i Norge, taksert for andre gang (de Lera Garrido et al., 2020). På grunn av relativt presise GPS-navigasjoner kunne de samme flatene registreres på nytt ved andre takstomdrev. Tilgang på felt- og laserdata fra første

og andre takstomdrev har gitt gode muligheter for forskning på gjenbruk av felldata i konstruksjon av prediksjonsmodeller (Bollandsås et al., 2021). Fordelene med gjenbruk av felldata er at felldata kan utnyttes fra en annen tid eller annet sted i den statistiske modelleringen ved lasertakst, noe som vil kunne føre til reduksjoner i felddatainnsamling og dermed vil kunne føre til kostnadsreduksjoner da feltmålinger utgjør en stor andel av kostnadene ved arealbasert lasertakst.

Ved årsskiftet 20/21 avsluttet NMBU et prosjekt i samarbeid med flere aktører, der problemstillingen var gjenbruk av felldata (*«Andre takstomdrev med arealbasert lasertakst – mulighet for gjenbruk av prøveflatadata»*). Fire alternative metoder for arealbasert lasertakst ble utført i områdene Hole, Nordre Land og Krødsherad, områder som ble taksert som arealbasert lasertakst i første takstomdrev. Prosjektet undersøkte muligheten for gjenbruk av felldata, og tre av metodene baserte seg på å utnytte felldata innsamlet fra første omdrev. Ved en av metodene ble prediksjonsmodeller konstruert ved hjelp av feltmålinger fra første takstomdrev eller fra et annet område, en annen metode konstruerte prediksjonsmodeller ved å benytte fremskrevet felldata fra første takstomdrev, og en tredje metode konstruerte en prediksjonsmodell ved å re-måle prøveflatene fra første takstomdrev. Den fjerde metoden baserte seg ikke på forrige takstomdrev overhodet, men konstruerte en prediksjonsmodell på data fra re-målinger av prøveflatene som ble etablert i første takstomdrev (Bollandsås et al., 2021; de Lera Garrido et al., 2020).

Romlig eller temporær gjenbruk av en modell innebærer at en modell blir brukt utenfor det området eller tidspunktet de er konstruert for – dette kalles «eksterne modeller». Næset og Gobakken (2008) fant at prediksjonsmodeller for bestandsparametere ikke er generelle på tvers av takstområder og -prosjekter, men at gode resultater kan oppnås ved bruk av eksterne modeller dersom begge områdene har lignende forhold mellom felt- og laserdata. Det er med andre ord ikke garantert at eksterne modeller vil kunne gi gode estimater. Fordeling av grein- og barmasse bestemmer i hovedsak egenskapene i punktskyen, som gir egenskaper til laservariable, mens stammeform og stammevolum ikke påvirker punktskyens egenskaper direkte. Grein- og barmassefordeling påvirkes av høyde over havet, terrenghelling, breddegrad, nedbørsmønstre og treslag. Fordeling av grein- og barmasse kan dermed være forskjellig mellom ulike takstområder selv om skoglige egenskaper som predikers har samme verdi (Gobakken & Næset, 2008; Næset, 2009). Av den grunn kan områder med likt totalvolum få ulik grein- og barmassefordeling, noe som videre gir ulike egenskaper på laservariabler, og til slutt ulike prediksjoner. Laserinstrument med ulike egenskaper og innstillinger kan påvirke

punktskyen i noen grad, men Næset og Gobakken (2008) konkluderte med at modeller blir mer påvirket av ulike skoglige egenskaper mellom områder enn ulike laserinstrumenter. Uansett, med dagens teknologiutvikling vil fly og lasersensorer hele tiden utvikles og det er lite sannsynlig at en generell modell kan brukes med denne variasjonen i instrumenter (Bollandsås et al., 2021).

de Lera et al. (2020) gjorde analyser knyttet til temporær gjenbruk av modeller i Krødsherad, der feltdata fra første takstomdrev ble kombinert med laserdata fra andre takstomdrev. Studien fant at bruk av både oppdaterte felt- og laserdata ga mer nøyaktige og presise estimater enn metoder som benyttet seg av feltdata fra første takstomdrev, eller fremskrev feltdata fra første takstomdrev. de Lera et al. konkluderte med at relative RMSE-verdier var gode nok ved gjenbruk av data, men at estimatene hadde systematiske avvik fra referanseverdiene. Dette er også vist i studier fra Canada (van Ewijk et al., 2020). Studier på romlig gjenbruk av modeller utført i Norge, viste også systematiske avvik fra referanseverdiene og det ble derfor konkludert med at prediksjoner med eksterne modeller kan resultere i systematiske avvik mellom predikerte og observerte verdier dersom skoglige egenskaper avviker (Bollandsås et al., 2021; de Lera Garrido et al., 2020).

Selv om det åpenbart er problemer knyttet til bruk av eksterne modeller, kan de fortsatt være verdifulle dersom de potensielle systematiske feilene som innføres i prediksjonsfasen kunne blitt kontrollert. Da kontrollering ikke kan gjøres analytisk, basert på kjennskap til utgangsenergi og andre sensoregenskaper, er eneste måte å benytte seg av en empirisk strategi. Ved å gjøre et begrenset antall feltobservasjoner i området som skal takseres, kan nivået på de systematiske feilene observeres nivået ved å anvende den eksterne modellen på prøveflatene og sammenholde disse med feltobserverte verdier. Dermed kan også et gjennomsnittlig forhold mellom feltobserverte verdier og predikerte verdier beregnes, og dette forholdet kan brukes som en korreksjon til alle prediksjoner som blir gjort med den eksterne modellen (Bollandsås et al., 2021; de Lera Garrido et al., 2020). For at dette skal være et alternativ til å gjennomføre en helt vanlig takst, må det antallet feltobservasjoner som etableres være betydelig færre enn det som er vanlig i den ordinære taksten. Korrigering av systematiske avvik, ved inkludering av et korreksjonsledd til estimater fra en ekstern modell, vil dermed kunne resultere i redusert feltarbeid og som nevnt vil dette redusere takstkostnadene. Bollandsås et al. (2021) gjorde analyser av romlig gjenbruk av en modell konstruert for Nordre Land, med og uten korreksjonsledd, på kontrolldata for takstområder i Krødsherad og Hole. For begge områder

gjorde korreksjonsleddet at systematiske prediksjonsavvik ble eliminert. Korreksjonsleddet var beregnet basert på av 10 nyetablerte prøveflater.

Stratifiseringskriteriene som legges til grunn for modellen er også av betydning for nøyaktighet og presisjon. I boreal skog vil kronestruktur endres med alder, mens både høyde, kronestruktur, glissenhet og treslag har i noen grad sammenheng med bonitet. Stratifisering ut fra hogstklasse og bonitet har derfor vært antatt som gode stratifiseringskriterier. Næsset og Gobakken (2008) fant likevel at treslag var den sterkeste prediksjonsvariabelen, mens bonitet ikke ga noe bidrag til modellen dersom treslag allerede var inkludert og bonitet var heller ikke var en statistisk signifikant variabel. Bonitet og treslag ble funnet til å være sterkt sammenkoblet, og derfor ville en kombinasjon av hogstklasse og bonitet være et godt alternativ til treslag, dersom info om treslagsfordeling ikke var tilgjengelig. I takstområder med stor høydevariasjon har også høyde spilt inn som et stratifiseringskriterie, da spesielt grantrær har hatt en tendens til å få smalere kroner nærmere tregrensen (Næsset, 2014). Siden stratifiseringskriteriene på bestandsnivå vanligvis samles inn ved bruk av fototolkning vil verdier på bestandsnivå kunne utsettes for feil. Dette kan føre til feil i de endelige bestandsestimatene på grunn av at mindre hensiktsmessige regresjonsmodeller blir brukt til å predikere bestandsparametere.

Utvikling av lasertakst

Siden lasertakst ble tatt i operativ bruk i 2002 har det blitt gjort mange studier med det formål å forbedre og redusere kostnadene ved takstmetoden. Analyser knyttet til hvilke faktorer som har størst betydning for takstens nøyaktighet og presisjon har derfor blitt sett på. Faktorer som har blitt undersøkt er blant annet effekter av punkttetthet i laserdata (Næsset & Gobakken, 2008), antall prøveflater som skal legges ut, prøveflatenes størrelse (Gobakken & Næsset, 2008), nøyaktighet i posisjonering av prøveflatene (Gobakken & Næsset, 2009), hvordan prøveflater fordeles (Gobakken et al., 2013) og hvor kostnadene kan reduseres.

Tidligere studier har vist at varierende flyhøyder og fotavtrykkstørrelse ikke i særlig grad påvirker estimatene (Næsset, 2004b), og at en punkttetthet på 1 punkt m^{-2} ga presise estimater på bestandsparametere, selv om senere studier har vist at punkttettheten kan reduseres fra normal punkttetthet på 0,7-1,0 punkt m^{-2} , til 0,25 punkt m^{-2} uten at kvaliteten på estimatene reduseres særlig, noe som reduserer kostnadene (Næsset & Gobakken, 2008). Bedre teknologi på nyere instrument har imidlertid resultert i høyere punkttetthet som følge av økt skannefrekvens og pulsrepetisjonsrater (Bollandsås et al., 2021; Næsset, 2009).

Antall prøveflater som bør legges ut i den arealbaserte metoden, og størrelse på prøveflatene, har betydning både for de totale kostnadene knyttet til feltarbeidet og for nøyaktigheten til selve prediksjonene. I studier der man har hatt feltobserverte kontrollobservasjoner tilgjengelig, har standardavviket til differansen mellom estimerte og observerte verdier, vist seg å reduseres med økende antall prøveflater benyttet i taksten, og innsparinger ved å redusere prøveflater bør derfor vurderes nøye før dette anses som den beste løsningen (Gobakken & Næsset, 2008; Gobakken et al., 2013).

Nøyaktighet i posisjonering av prøveflater med FLS-data har vist seg å være svært viktig for laservariabel og bestandsparametere sin nøyaktighet ved prediksjon på bestandsnivå ved bruk av arealmetoden (Gobakken & Næsset, 2009). Standardavviket til differansen mellom gjentatte estimater og feltobservert verdi, der estimatene var basert på laserdata der det var introdusert ulike systematiske skift i xy-koordinaten til flatesentrum i en simulering, økte med økt feilposisjonering. Små prøveflater har vist seg å være mer følsomme for posisjonsproblemer enn større og påvirkes mer av kanteffekter, derfor anbefales en flatestørrelse på 200-625 m² for den arealbaserte metoden, eller en flateradius på 8-14 m (White et al., 2013). Prøveflater i Norge er typisk 200-250 m². Større prøveflater som en kompensasjon for færre prøveflater bør likevel ikke antas å være den beste løsningen. Hva som er den mest hensiktsmessige størrelsen og det mest hensiktsmessige antallet vil avhenge av skogstruktur og bestandstetthet (Gobakken & Næsset, 2008).

Videre har studier vist at FLS-assistert flate-utvelgelse med flater fra hele variasjonsbredden i de ulike strata har bidratt til å redusere RMSE på predikert volum sammenlignet med systematisk utlegging av prøveflater. Selv om forskjellene ikke er store, blir det gjennomsnittlige avviket mindre ved FLS-assistert flate-utvelgelse sammenlignet med tilfeldig utvalg (Gobakken et al., 2013).

Områdene i Krødsherad og Nordre Land var som sagt blant områdene som ble re-målt i 2016 og 2017, og disse områdene ble benyttet til studien. Premisset i denne studien var at områdene hadde oppdaterte, observerte verdier på re-målte prøveflater, posisjonert ved første takstomdrev, og systematiske avvik i modellene kunne derfor korrigeres med et korreksjonsledd fra oppdaterte feltobservasjoner, på re-målte prøveflater. Studien tok derfor utgangspunkt i flere antall prøveflater som skulle inngå i etablering av korreksjonsleddet, for å se effekten av antallet som ble inkludert. Dersom kvaliteten på informasjonen blir redusert, vil

estimatene gi dårligere forvaltningsbeslutninger og gjøre takstmetoden mindre lønnsomt totalt sett.

Tidligere studier har sett på stratifiseringskriterier som baserer seg på både treslag, bonitet og hogstklasse. På grunn av at avvirkning, endringer i bestandsgrenser og lignende kan ha forekommet siden første takstomdrev, ble det ikke den romlige fordelingen til de skoglige egenskapene i studien like godt representert i andre takstomdrev som ved første takstomdrev. Dette kunne føre til at det samme antallet prøveflater, eller et tilstrekkelig antall prøveflater, i hvert stratum ikke var mulig å oppdrive ved andre takstomdrev. Dette var også grunnen til at denne studien benyttet seg av andre stratifiseringskriterier enn det ved første takstomdrev, da andre stratifiseringskriterier resulterte i flere prøveflater og kontrollflater per stratum. En analyse av effekten av eksterne modeller med ulike stratifiseringskriterier er derfor interessant å inkludere i dette studiet.

Utvalgsmetoden for prøveflater kan også ha betydning for resultatene. Nyetablerte prøveflater vil i større grad få dekket variasjonsbredden for bestandsparameterne og videre kunne lage mer robuste modeller enn re-målte prøveflater kan, på grunn av lavere dekning av variasjonsbredden ved når dette ikke er i fokus ved re-måling av prøveflater. Dersom de re-målte prøveflatene imidlertid velges ut med tanke på variasjonsbredden kan dette muligens være et godt alternativ til etablering av nye prøveflater. En ulempe med re-målinger av flateposisjoner er imidlertid at det vil være tid- og ressurskrevende arbeid. Det er uansett interessant å undersøke kvaliteten på informasjonen ved fra re-måling av prøveflater.

Studien undersøkte bruk av et korreksjonsledd til prediksjonene ved romlig gjenbruk av modeller for Nordre Land, benyttet i Krødsherad. Uavhengig testing er en viktig del av studien, og validering av takstmetodene på kontrollflater i Krødsherad var derfor en del av opplegget. Kontrollflater er større feltregistrerte flater på størrelse med et bestand og vil være representativt å sammenligne estimer fra prediksjonsmodellene på for å vurdere modellene. Ved å sammenligne predikerte og observerte verdier kan usikkerheten ved romlig gjenbruk, og effekten av et korreksjonsledd, analyseres. Effekten av eksterne modeller med ulike stratifiseringskriterier ble også undersøkt.

Problemstilling

Hovedformålet til denne studien var å undersøke, sammenligne og validere bestandsestimater for grunnflateveid middelhøyde, grunnflate og volum etter såkalt romlig gjenbruk av prediksjonsmodeller i arealbasert lasertakst. Modeller ble konstruert på data fra Nordre Land og validert på kontrollflater i Krødsherad. Prediksjonene ble brukt ukorrigert, men også korrigerert ved hjelp av oppdaterte observasjoner av prediksjonsfeil på ulike antall kalibreringsflater fra Krødsherad. Flere prediksjonsmodeller ble konstruert med ulike stratifiseringskriterier. Differansen mellom estimater og feltobserverte verdier på kontrollflatene for de ulike scenarioene med ulike stratifiseringsgrunnlag for prediksjonsmodellene og ulike antall kalibreringsflater, ble brukt til å beregne gjennomsnittlige differanser (nøyaktighet) og standardavvik til differansene (presisjon). Konfidensintervaller for gjennomsnittlige differanser ble beregnet etter en simuleringsrutine der hvert scenario ble kjørt 1000 ganger. Evaluering av nøyaktighet og presisjon for hvert scenario ble gjort ved sammenligninger med resultatene fra en ordinær takst i Krødsherad.

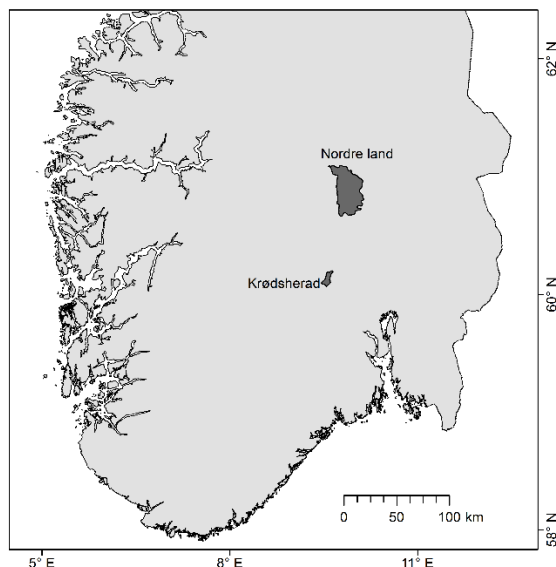
Problemstillingen ble delt i tre delmål:

- Analysere effekten av korreksjon av prediksjoner med ekstern modell, på nivået av systematiske og tilfeldige feil på estimater av volum, middelhøyde og grunnflate
- Vurdere effekten av antall prøveflater som ligger til grunn for korreksjonsleddet
- Vurdere effekter av eksterne modeller ved ulike stratifiseringskriterier.

Materiale og metoder

Studieområde

Studieområdene for dette arbeidet var områder i kommunene Krødsherad (60°10'N, 09°35'Ø) og Nordre Land (60°50' N, 10°85' Ø). Begge kommunene var blant de første områdene hvor operative, arealbaserte lasertakster ble utført i Norge. Områdene ligger sørøst i Norge (Figur 2), med boreal skog dominert av enten furu (*Pinus sylvestris* L.) eller gran (*Picea abies* (L.) Karst.) (Næsset & Gobakken, 2008). I Krødsherad er også store deler dominert av løvtrær, spesielt bjørk (*Betula pubescens* Ehrh) (de Lera Garrido et al., 2020). Området i Krødsherad dekker et område på 65 km² og området i Nordre Land dekker et område på 49 km² (Næsset, 2004b). Datagrunnlaget for denne studien ble samlet inn i forbindelse med operative skogbruksplantakster i de to områdene, data som også er brukt i ulike forskningsprosjekter.



Figur 2: Studieområdenes lokalisering i Norge. Kart av: Lennart Noordermeer

Både prøveflater og kontrollflater ble valgt ut fra stratifisert, systematisk samplingsmetode. Feltregistreringene ble utført i 2003-2004 i Nordre Land og i 2001 i Krødsherad. Disse flatene ble som sagt gjenfunnet og målt i 2016 og 2017 (de Lera Garrido et al., 2020; Noordermeer et al., 2020). Den forhåndsbestemte posisjonen førte til at variasjonsbredden hos prøveflatene ikke var garantert å være like stor ved andre takstomdrev og at lik stratifisering som ved første takstomdrev kunne føre til for få prøveflater i hvert stratum. Denne studien har tatt

utgangspunkt i data fra andre takstomdrev, og stratifiseringsopplegget for første takstomdrev la altså føringer for denne studiens variasjonsbredde og begrensninger for mulige stratifiseringskriterier.

Stratifisering

Flybildene ble tatt i oktober 2016 og har en oppløsning på 0,25 m (de Lera Garrido et al., 2020). Fototolkning ved bruk av stereofotogrammetri ble brukt til å oppdatere info om treslag, hogstklasse og bonitet, samt bestandsinndeling. I Krødsherad ble bestandsgrensene ble merket opp med stereoskopisk fotogrammetri, og grensekoordinatene ble lagret i et geografisk informasjonssystem (GIS) ved bruk av Euref89 geodetiske datum (de Lera Garrido et al., 2020). Bestandsgrensene ble stratifisert ut fra bonitet, hogstklasse og treslag.

Det ble brukt tre ulike sett med stratifiseringskriterier basert på henholdsvis bonitet (St. H40), hogstklasse (St. HKL) og treslagsfordeling (St. TS). Ved hvert sett med stratifiseringskriterier ble det delt inn i to strata. Ved bruk av St. H40 tilhørte alle prøveflater på lav-middels bonitet ($H40 \leq 11$) i stratum 1 og de med middels-høy bonitet ($H40 > 11$) tilhørte stratum 2. Ved bruk av St. HKL skilte stratifiseringen mellom HKL III og HKL IV og V, der alle prøveflater i HKL III tilhørte stratum 1 og prøveflater i HKL IV og V tilhørte stratum 2. Ved bruk av St. TS skilte stratifiseringen mellom prøveflater med gran og furu som hovedtreslag, der alle prøveflater av med størst grad av gran tilhørte stratum 1 og prøveflater med størst grad av furu tilhørte stratum 2.

Skogen utvikler seg, og i løpet av de 15 årene siden forrige takstomdrev har det blitt foretatt hogst og andre inngrep. Dette førte til at både bestandsinndelingen og utviklingstrinnet til hver av feltobservasjonene kan ha blitt endret. På grunn av dette ble det utarbeidet regler for hva som skulle gjøres dersom en flate ble delt mellom to eller flere strata, eller dersom en flate hadde vokst seg inn i et annet stratum ved andre takstomdrev sammenlignet med første takstomdrev. Dersom flater i andre takstomdrev tilhørte HKL I og HKL II, hadde lav bonitet ($H40 \leq 8$) eller var dominert av bjørk i andre takstomdrev ble disse ekskludert før stratifiseringen. Videre, dersom en flate var delt og tilhørte flere strata grunnet en avvirkning, men området som var avvirket var under 10 m^2 , ble hele flaten beholdt. Hvis området som var avvirket var større enn 10 m^2 , ble hele flaten utelukket fra studien. Dersom delingen av flaten skyldtes andre årsaker, for eksempel forskjeller i bonitet eller HKL, tilfalt flaten det stratum som det største området tilhørte.

Feltdata

Prøve-, kalibrerings- og kontrollflater sin senterposisjon ble gjenfunnet ved å bruke globale, kinematiske satellittnavigasjonssystemer i sanntid. Trepinner ble brukt til å markere flatenes senterposisjon i første takstomdrev og der trepinnene ikke ble funnet i andre takstomdrev, ble forskjellige satellittbaserte navigasjonssystem benyttet til å gjenfinne senterposisjonen (de Lera Garrido et al., 2020; Noordermeer et al., 2020). De ekskluderte flatene ble ikke benyttet i studien.

Prøveflater

Prøveflater ble benyttet til modellkonstruksjonen og ble hentet fra Nordre Land. I Nordre Land var prøveflatene 250 m² sirkulære prøveflater (Noordermeer et al., 2020). Det ble benyttet 160 prøveflater i Nordre Land og antall prøveflater per stratum varierte med stratifiseringskriteriene. St. H40 besto av 65 prøveflater for lav-middels bonitet ($H40 \leq 11$) og 95 prøveflater for middels-høy bonitet ($H40 \geq 14$). St. HKL besto av 24 prøveflater i stratum 1 (HKL III) og 136 prøveflater i stratum 2 (HKL IV og V). St. TS besto av 127 prøveflater i stratum 1 (gran-dominert) og 33 prøveflater i stratum 2 (furu-dominert). En oversikt over antall prøveflater per stratifiseringskriterie ses i tabell 1.

Kalibreringsflater

Kalibreringsflater ble benyttet til kalibrering av prediksjonene og ble hentet fra Krødsherad. I Krødsherad var prøveflatene sirkulære og hadde en størrelse på 232,9 m² (Næsset, 2004a). Det ble benyttet data fra 89 prøveflater i Krødsherad og antall prøveflater per stratum varierte med stratifiseringskriteriene. St. H40 besto av 23 prøveflater for lav-middels bonitet ($H40 \leq 11$) og 66 prøveflater for middels-høy bonitet ($H40 \geq 14$). St. HKL besto av 23 prøveflater i stratum 1 (HKL III) og 66 prøveflater i stratum 2 (HKL IV og V). St. TS besto av 46 prøveflater i stratum 1 (gran) og 43 prøveflater i stratum 2 (furu). En oversikt over antall kalibreringsflater per stratifiseringskriterie ses i tabell 1.

Tabell 1: Oversikt over antall prøveflater for de ulike stratifiseringskriteriene.

Stratifisering	Stratum	Krødsherad	Nordre Land
H40	1	23	65
	2	66	95
HKL	1	23	24
	2	66	136
ts	1	46	127
	2	43	33
Totalt		89	160

Kontrollflater

Kontrollflatene ble benyttet til validering av modellene og lå i Krødsherad. Størrelsen var 3700 m² i gjennomsnitt (Næset, 2004b). For hver kontrollflate ble det etablert et kvadratisk rutenett bestående av 16 ruter, der hver kvadratiske rute hadde et areal på 232,9 m², lik prøveflatenes størrelse i Krødsherad. Rutene ble i de videre analysene behandlet som beregningsceller i en operasjonell, arealbasert lasertakst. Ut fra dette skulle en kontrollflate utgjøre 61×61 m, men på grunn av bratte bakker og andre praktiske årsaker ble arealet ikke eksakt 61×61 m og arealene ble i praksis i intervallet mellom 3121 og 4219 m² (Næset, 2004b).

Det ble benyttet data fra 53 kontrollflater i Krødsherad og antall kontrollflater per stratum varierte også her med stratifiseringskriteriene. St. H40 besto av 11 kontrollflater for lav-middels bonitet ($H40 \leq 11$) og 42 kontrollflater for middels-høy bonitet ($H40 \geq 14$). St. HKL besto av 16 kontrollflater i stratum 1 (HKL III) og 37 kontrollflater i stratum 2 (HKL IV og V). St. TS besto av 29 kontrollflater i stratum 1 (gran-dominert) og 24 kontrollflater i stratum 2 (furu-dominert). En oversikt over antall kontrollflater for begge områdene er å finne i tabell 2.

Tabell 2: Oversikt over antall kontrollflater i Krødsherad ved de ulike stratifiseringskriteriene.

Stratifisering	Stratum	Antall kontrollflater
H40	1	11
	2	42
HKL	1	16
	2	37
Ts	1	29
	2	24
Totalt		53

Tabell 3: Oversikt over areal per prøveflate og kontrollflate for begge områder.

Område	Krødsherad	Nordre Land
År	2016	2017
Areal prøveflater (m ²)	233	250
Areal kontrollflater (m ²)	3700	1000

Feltregistreringer

For trær innenfor prøveflatene og kontrollflatene ble det registrert treslag og målt brysthøydiameter (dbh). Nedre grense for dbh var 4 og 10 cm for henholdsvis HKL III og HKL IV og V. Diameter ble målt med en klave til nærmeste mm.

Prøvetrær for høydemålinger ble valgt ut med en sannsynlighet proporsjonal med grunnflaten. Det ble valgt en relaskopfaktor slik at gjennomsnittlig 10 prøvetrær ble plukket ut per prøveflate i både Krødsherad og Nordre Land (de Lera Garrido et al., 2020; Noordermeer et al., 2020). Dersom det var færre enn 10 trær på en flate ble alle trærne valgt som prøvetrær. Prøvetrær på kontrollflatene ble også valgt ut med en sannsynlighet proporsjonal med grunnflaten, her ved å velge ut hvert n'te klave-tre i hver diameterklasse. I gjennomsnitt 58 prøvetrær ble valgt ut for hver kontrollflate i Krødsherad (de Lera Garrido et al., 2020).

Prøvetrærnes høyde ble målt med en Vertex hypsometer til nærmeste dm (Noordermeer et al., 2020). Siden det kun var prøvetrærne som ble målt i høyde, ble høydene for resten av trærne estimert ved hjelp av høyde-diametermodeller konstruert av Vestjordet (1967) og Fitje og Vestjordet (1977). Volum for enkelttrær ble deretter estimert med volumfunksjoner for enkelttrær konstruert av Braastad (1966), Brantseg (1967) og Vestjordet (1967), som er basert på høyde og diameter som prediktorvariabler (Næsset, 2004b). Dette ga et tariffvolum, og ut fra prøvetrærne ble et forhold mellom virkelig volum og tariffvolum beregnet. Dette forholdet ble brukt som korreksjonsfaktor på tariffvolumet for alle trærne og totalvolum og totalvolum per treslag per prøveflate, ble beregnet som summen av volum til enkelttrærne per flate (Fitje, 1996). Volum ble videre skalert til å gjelde per hektar.

Høyden til resten av klavetrærne ble til slutt predikert ved bruk av volummodellene for enkelttrær (Brantseg, 1967; Braastad, 1966; Vestjordet, 1967), der høyden ble satt til å være ukjent (de Lera Garrido et al., 2020). Grunnflate per prøveflate ble beregnet ut fra dbh-målingene per prøveflate og gjaldt som grunnflate per hektar (m² ha⁻¹) etter oppskalering.

Middelhøyde ble beregnet ut fra Lorey's formel for grunnflateveid middelhøyde, der gjennomsnittshøyde er vektet med grunnflate (Næsset, 2004b).

Tabell 4. Sammendrag av feltdata for områdene før stratifisering.

	<i>Område</i>	<i>Variabel</i>	<i>Variasjonsbredde</i>	<i>Snitt</i>
<i>Prøveflater</i>	Nordre Land	Andel gran (%)	0-100	78.0
		H40 (m)	8 - 23	12.7
		H _{lor} (m)	7.5-27.7	17.6
		G (m ² ha ⁻¹)	4.3-81.6	27.7
		V (m ³ ha ⁻¹)	18.0-899.7	244.7
	Krødsherad	Andel gran (%)	0-100	40.0
		H40 (m)	8 - 23	15.1
		H _{lor} (m)	8.6-25.9	17.0
		G (m ² ha ⁻¹)	1.5-72.6	29.6
		V (m ³ ha ⁻¹)	13.2-904.3	252.2
<i>Kontrollflater</i>	Krødsherad	Andel gran (%)	0-100	51.0
		H40 (m)	8 - 23	15.7
		H _{lor} (m)	10.1-26.6	17.8
		G (m ² ha ⁻¹)	0.5-70.3	28.0
		V (m ³ ha ⁻¹)	2.6-740.3	244.8

Laserdata

Laserdata fra andre takstomdrev var allerede innsamlet i regi av operative skogplantakster av Viken Skog SA for begge studieområdene i forbindelse med de nevnte prosjektene (Noordermeer et al., 2020). Laserinstrumentet Riegl LMS Q-1560 ble benyttet for begge områdene, mens oppsettparametere var noe forskjellig (se tabell 5). Flygningene ble utført i 2016 for begge områdene. I Nordre Land og Krødsherad var punkttettheten henholdsvis 4 og 12 punkt m⁻² (Noordermeer et al., 2019).

Alle laservariable var beregnet fra høydefordelingene av både første og siste laserekko (se vedlegg 3). Variabler beregnet fra punktskyen av førsteekko ble i tidligere studier blitt funnet til å ha en sterkere korrelasjon til de fleste av bestandsparemeterne som var av interesse i en skogbruksplantakst sammenlignet med tilsvarende variabler beregnet fra sisteekko (Næsset, 2014). I denne studien ble det derfor kun beregnet laservariable fra førsteekko (Næsset, 2009).

Tabell 5: Oppsettparametere for flygningene over områdene

Område	Krødsherad	Nordre Land
År	2016	2016
Instrument	Riegl LMS Q-1560	Riegl LMS Q-1560
Tidsrom	7.juni-31.juli	5.-13- sept.
Pulsrepetisjonsrate (kHz)	534	400
Skannefrekvens (Hz)	115	100
Flyhøyde	1300	2900
Punkttetthet	12	4

Modelltilpasning

Det ble utviklet stratumvise prediksjonsmodeller for de tre bestandsparemeterne; volum per hektar (V), grunnflate per hektar (G) og middelhøyde (H). Responsvariabelen er en bestandsparemetere og forklaringsvariablene er laservariable, slik som høyde- og tetthetsvariabler. All databehandling og statistisk analyse ble utført ved hjelp av det statistiske verktøyet R (Team, 2018). Med funksjonen «regsubsets()» ble de laservariablene som ga den beste sammenhengen mellom responsvariabler og forklaringsvariabler funnet, og funksjonen fremstilte forslag til modeller der de forklaringsvariablene med best sammenheng inngikk i modellene. Lineære prediksjonsmodeller ble deretter konstruert ved å bruke funksjonen «lm()» med de utvalgte forklaringsvariablene. Modellformen for en observert verdi (y), kan

spesifiseres som ligning 1 nedenfor, der β_0 er et konstant ledd, β_i er en gitt laservariable, l_i er laserdata, og ε er feilleddet, dvs. leddet som fanger opp feil i modellen. p står for antall laservariable som inngår i modellen.

$$y = \beta_0 + \sum_{i=1}^p \beta_i \times l_i + \varepsilon \quad (\text{ligning 1})$$

Det maksimale antall laservariabler som kunne inngå i funksjonen ble valgt, samt hvor mange mulige modellforslag som skulle presenteres. Ved å sette en grense for antall laservariabler ble overtilpasning unngått (Noordermeer, 2017). I dette tilfellet ble tre modellforslag fremstilt basert på maksimalt 4 forklaringsvariabler. Videre ble den beste modellen funnet ut fra Bayesian informasjonskriteria (BIC) og varians inflasjon faktor (VIF) (de Lera Garrido et al., 2020). BIC favoriserer minimering av residualfeil og straffer inkludering av flere variabler i en modell med å legge til et straffeled i modellen, ettersom en modell blir bedre jo flere variabler som legges til. BIC så dermed på modellens tilpasning til dataene, men også på kompleksiteten av modellen, der modellen med den laveste verdien av BIC var best (kassambara, 2018). VIF ble benyttet for å vurdere multikollinearitet for hver forklaringsvariabel slik at det ikke ble for stor inflasjon mellom variablene. Dersom en forklaringsvariabel hadde en VIF på 5 eller mer, ble denne forklaringsvariabelen ekskludert fra modellen da denne hadde lavest signifikansnivå (Noordermeer, 2017). Det ble ut fra dette konstruert en prediksjonsmodell for Nordre Land til bruk på Krødsherad med tilsvarende modellform som ovenfor.

Korreksjon av verdier

For å korrigere mulige systematiske avvik i de eksterne modellenes prediksjoner, ble observasjoner av faktiske prediksjonsfeil brukt på et utvalg kalibreringsflater i området der kontrollflatene var observert (Krødsherad). Kalibreringsflatene i hvert stratum ble valgt ut slik at flatene dekket variasjonsbredden i volum. Dette ble gjort ved å gruppere flatene i fire like store grupper langs variasjonsbredden i volum og valgte deretter ut like mange (1-6) kalibreringsflater fra hver gruppe ved hjelp av tilfeldig sampling med tilbakelegging. Dette resulterte i 6 ulike utvalg, med henholdsvis 4, 8, 12, 16, 20 og 24 flater i utvalget.

For å kunne gjøre analyser knyttet til hvilket antall kalibreringsflater som var tilstrekkelig, ble modellens prediksjoner korrigert med et stratifisert ratioforhold (k) mellom observert og

predikert verdi på et gitt, men tilfeldig utvalg av kalibreringsflater i Krødsherad (se ligning 2). Dette ble gjort ved konstruksjon av korrigerte estimater. Ratioforholdet var gitt som summen av utvalget sitt observerte volum (y) delt på summen av utvalget sitt predikerte volum ($\hat{y}$), der antallet kalibreringsflater i stratumet (n) varierte. Korrigering av prediksjonsmodellen ble gjort ved at modellens prediksjon ($\hat{y}$) for hver celle ble multiplisert med ratioforholdet (k) som korreksjonsledd (se ligning 3).

$$k = \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{\hat{y}_i} \quad (\text{ligning 2})$$

$$y_R = \hat{y} \times k \quad (\text{ligning 3})$$

Ratioforholdet kan ikke sies å være et generelt forhold for takstområdet ved kun ett utvalg av prøveflater. Dermed, for å benytte et mer robust ratioforhold som korreksjonsledd og styrke resultatene, ble det utført 1000 iterasjoner for hvert utvalg av et gitt antall prøveflater, med tilbakelegging.

Ny takst

Det ble også laget stratumvise modeller for hver av de ulike stratifiseringskriteriene i en ny takst for Krødsherad, hvor oppdatert data fra Krødsherad ble benyttet til å utvikle modellene. Modellene for Krødsherad hadde tilfeldig sampling av 40 prøveflater per stratum, med tilbakelegging. Prøveflatenes posisjon var de samme som ved første takstomdrev. Det ble tatt utgangspunkt i 40 prøveflater da dette var samme antall prøveflater som det ble tatt utgangspunkt i ved modellutviklingen i første takstomdrev i Krødsherad, som den gang var et tilstrekkelig antall prøveflater for modellkonstruksjon (de Lera Garrido et al., 2020). Modelltilpasningen ble utført på samme måte som de korrigerte estimatene, sett bort fra at den nye taksten ikke inneholdt korreksjonsledd.

Validering av metodikken

For å kunne sammenligne prediksjoner med observerte verdier på kontrollflatene ble prediksjoner for de 16 cellene som utgjør én kontrollflate, aggregert til et estimat for den gjeldende kontrollflaten. Videre ble estimatene beregnet som vektete gjennomsnitt av prediksjonene, der verdier for volum og grunnflate ble vektet med arealet til kontrollflatene og verdier for middelhøyde ble vektet med antall ekko på per kontrollflate. Dette ble gjort for både de observerte og predikerte verdiene. For å kunne sammenligne verdiene ble differansen mellom estimert og observert verdi beregnet for hver kontrollflate (D). Det var ønskelig å sammenligne gjennomsnittlig differanse for alle kontrollflatene i takstområdet (MD), og derfor ble differansen for alle kontrollflatene i takstområdet utregnet (se ligning 4), der $\hat{Y}_i$ er estimert verdi for kontrollflate i, Y_i er observert estimat for kontrollflatene i og n er antall kontrollflater i stratumet (n). MD ble et mål på nøyaktigheten for takstområdet og den systematiske feilen. De observerte verdiene anses som sanne verdier.

$$MD = \sum_{i=1}^n \frac{(\hat{Y}_i - Y_i)}{n} \quad (\text{ligning 4})$$

Det ble også beregnet et standardavvik til alle differansene (SD), som et mål på presisjon og den tilfeldige feilen.

Simulering

Studiens resultater kan imidlertid ikke sies å være generelle ved kun ett gjentak for takstområdet og det ble derfor utført en simulering som besto av 1000 iterasjoner av ulike utvalg, men med et likt antall prøveflater til utvalget i korreksjonsleddet for å styrke resultatene.

Resultatene etter for de 1000 iterasjonene ble framstilt grafisk ved hjelp av boksplott. Boksplott viser spredningen av et estimat og dermed usikkerheten. Boksplott ble illustrert for MD og SD for hvert utvalg av prøveflater og for ny takst, og viser spredningen til de 1000 gjennomsnittlige avvikene og de 1000 standardavvikene for hvert utvalg av flater.

Det var ønskelig å finne ut om korreksjonsprosedyren var forventningsrett og korrigerer systematiske avvik, og derfor ble det for hver simulering beregnet gjennomsnittlig differanse

på kontrollflatene ($\overline{MD}$) og standardfeil (SE), som standardavvik til de 1000 MD. SE ble dermed et mål på standardavviket på takstnivå. For å finne ut om det var systematiske avvik ble konfidensintervallet rundt $\overline{MD}$ beregnet. Et 95 % konfidensintervall (KI) rundt $\overline{MD}$ ble konstruert ved at $\overline{MD}$ ble addert eller subtrahert til SE, som var ganget med t-verdien for 95 % konfidensintervall (se ligning 5). t-verdien for et 95 % intervall ligger på 1,96.

$$KI = \overline{MD} \pm SE \times t_{0,025} \quad (\text{ligning 5})$$

For å uttrykke variasjonen til differansen mellom kontrollflater (D) ble det beregnet gjennomsnittlig standardavvik til MD per simulering ($\overline{SD}$). $\overline{SD}$ ble et mål standardavviket på bestandsnivå.

Validering av stratifiseringskriterier

Vurdering og sammenligning av stratifiseringskriteriene ble gjort ved å undersøke om de korrigerte estimatene var like gode som, eller bedre enn, sine korresponderende nye takster ved estimering på uavhengige kontrollflater. For å kunne sammenligne estimatene per stratifiseringsopplegg, ettersom stratum 1 og 2 ikke inneholder de samme flatene ved de ulike stratifiseringsoppleggene, ble det beregnet et vektet gjennomsnitt av estimatene for begge strata sett under ett, der estimatene også her ble vektet med areal på kontrollflaten for volum og grunnflate, mens middelhøyde ble vektet med antall ekko per kontrollflate. Gjennomsnittet av det gjennomsnittlige estimatet for begge stratum videre benyttet til å vurdere stratifiseringssystemene til de korrigerte estimatene opp mot hverandre og opp mot korresponderende ukorrigerte estimer og nye takster. Det ble gjort vurderinger av stratifiseringssystemet for begge strata sett under ett i det respektive stratifiseringsopplegget, ettersom sammenligning av stratum på tvers av stratifiseringsopplegg ikke var mulig da de ikke berodde på de samme kriteriene.

Resultater

Resultatene inneholder en oversikt over modellene for bestandsparemetene og verdier til $\overline{MD}$, SE og $\overline{SD}$. Simuleringsresultatene ble presentert grafisk og i tabeller. Grafiske presentasjoner i dette kapitlet viser fordelingen til MD for hver bestandsparemet, presentert som boksploTT. BoksploTT for SD og tabeller med bestandsparemetenes verdier ligger vedlagt i vedlegg 1 og 2.

Den svarte streken i «boksen» i boksploTTet viser til medianen for estimatet, dvs. den midterste verdien av avvikene i sortert rekkefølge. Medianen kan også kalles 50-persentilen. Selve «boksen» viser variasjonsbredden til de gjennomsnittlige avvikene som ligger mellom 1. og 3. kvartil (dvs. de 50 % av avvikene som er sentrert rundt medianverdien, med 25 % av avvikene på hver side). Halene i boksploTTet representerer ikke maksimumsverdien, men 97,5 % persentiler ettersom man har ekskludert «outliers» (ekstra store avvik) da de ligger langt unna resten av verdiene.

Prediksjonsmodell

Modellene for de ulike bestandsparemetene og for de ulike stratifiseringskriteriene er basert på forskjellige forklaringsvariabler og en oversikt over forklaringsvariablene er å finne i tabell 6.

Tabell 6: Tabell med oversikt over forklaringsvariablene til hver ukorrigerte modell og til de korresponderende modellene for ny takst. Hskew.F = Hskewness (skjevhet).

Stratum	Responsvariabel	Stratifiseringskriterie	Ukorrigert modell	Modell for ny takst
			Forklaringsvariable	Forklaringsvariable
1	V	H40	H70.F+D5.F	Hmean.F+D1.F
1	V	HKL	Hskew.F+H80.F+D7.F	Hcv.F+H10.F
1	V	TS	Hcv.F+H30.F+D4.F	Hmean.F+D1.F
1	G	H40	Hcv.F+H20.F + D3.F	H20.F+D1.F
1	G	HKL	Hsd.F+Hskew.F+D5.F+D8.F	H80.F+D0.F
1	G	TS	Hsd.F+D5.F	Hcv.F+H10.F+D9.F
1	H	H40	H80.F+D9.F	H10.F+H70.F+D2.F
1	H	HKL	H70.F + D2.F	H90.F+D9.F
1	H	TS	H80+D0.F	H50.F+D7.F
2	V	H40	Hsd.F+H20.F+D0.F	Hmean.F+D0.F+D5.F
2	V	HKL	Hcv.F+Hkurt.F+D1.F	Hcv.F+H10.F+D8.F
2	V	TS	Hsd.F+H30.F+D0.F	Hmean.F + D9.F
2	G	H40	Hmean.F+D4.F	Hsd.F+H10.F+D0.F
2	G	HKL	Hmean.F+D0.F	Hmean.F+D2.F
2	G	TS	H20.F	H90.F+D1.F
2	H	H40	H70.F+D7.F	Hmean.F+D6.F
2	H	HKL	H80.F+D9.F	H80.F
2	H	TS	H30.F+D0.F	H80.F+D9.F

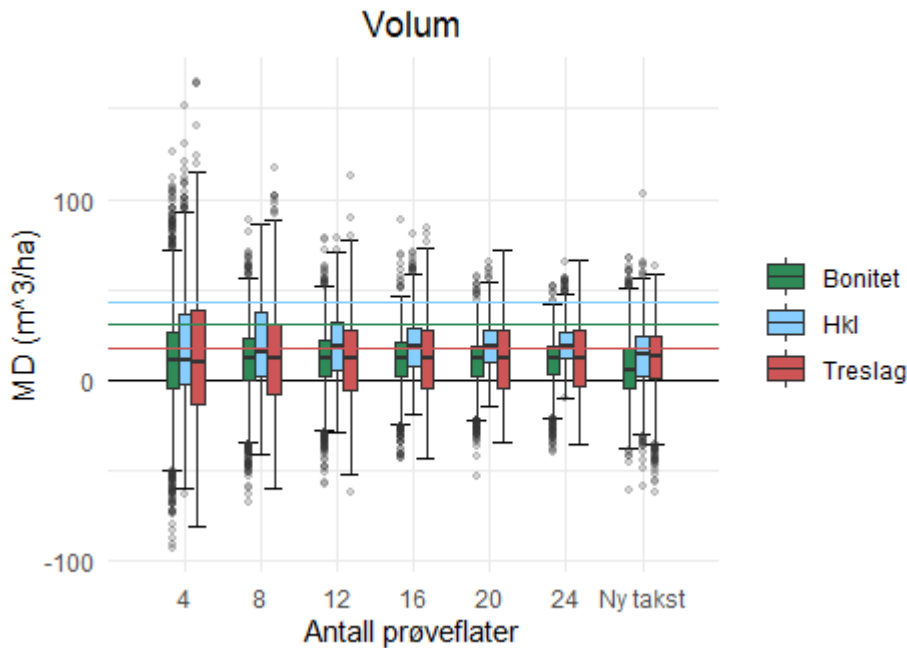
Estimater for bestandsparametere

Volum med ulike stratifiseringskriterier i modellene

Figur 3 viser fordelingene til MD for volum for de tre stratifiseringssystemene sine estimater med korreksjonsledd, samt ukorrigerte estimater og estimater fra ny takst. Felles for både ny takst sine estimater og de korrigerede estimatene er at $\overline{MD}$ ikke er signifikant forskjellig fra null og figuren viser at variasjonen er relativt liten mellom stratifiseringsoppleggene. Ukorrigerede estimater for St. H40 og St. HKL har differanser som er signifikant forskjellig fra null, mens ukorrigeret estimat med St. TS har avvik som ikke er signifikant forskjellig fra null.

Figuren viser også at presisjonen på takstnivå til korrigeret estimat er mindre presis enn estimatene fra ny takst for alle stratifiseringsopplegg ved 4 kalibreringsflater inkludert i ratioforholdet, men at estimatene blir mer presise med økende antall kalibreringsflater i ratioforholdet. St. TS har de mest presise korrigerede estimatene av de tre stratifiseringsoppleggene i tilfellet når korrigeret estimat blir mer presist enn ny takst (6,7-5,9

% ved 16-20 kalibreringsflater) (Tabell 7 og 8 i vedlegg 2). Korrigert estimat med St. HKL har nest mest presist estimat av stratifiseringsoppleggene når korrigert estimat blir mer presist enn korresponderende ny takst sitt estimat (7,3-6,1% ved 12-16 kalibreringsflater). St. H40 er det stratifiseringskriteriet med minst presist estimat når korrigert estimat blir mer presist enn korresponderende ny takst sitt estimat (8,6-7,3 % ved 8-12 kalibreringsflater).



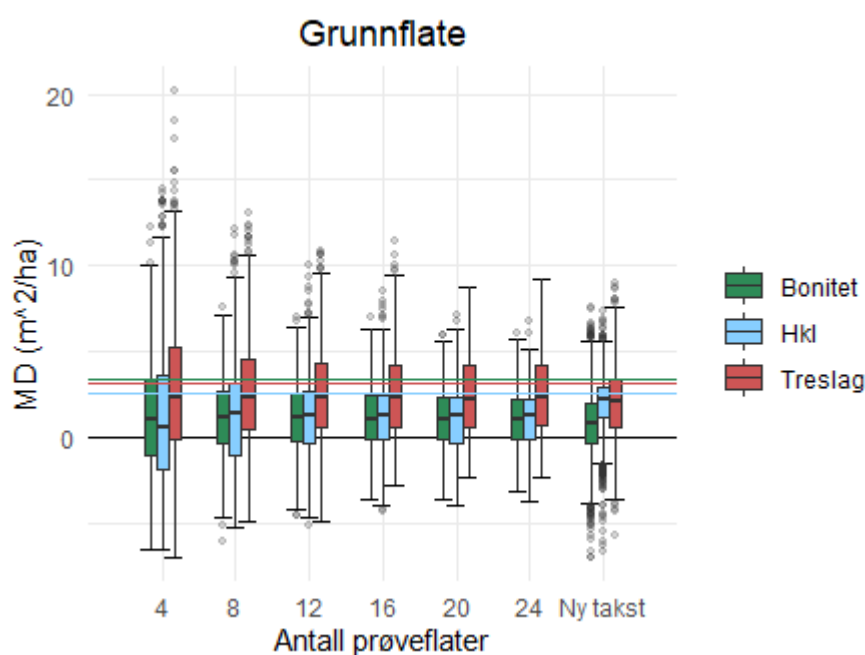
Figur 3. Boksplott for spredningen til volum sitt gjennomsnittlige avvik (MD) mellom estimert og observert volum sammenslått for begge strata etter simulering med 1000 iterasjoner, med ulike stratifiseringskriterier og ulikt antall kalibreringsflater inkludert i korreksjonsleddet av modellen. Ny takst for de ulike stratifiseringskriteriene er også fremstilt lengst til venstre på x-aksen, da 40 prøveflater ble tilfeldig valgt ut ved konstruksjon av modellen. Horisontal, grønn linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. H40. Horisontal, blå linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. HKL og horisontal, rød linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. TS. Grå sirkler over/under boksplott er outliers.

Estimatene på bestandsnivå var relativt lite presise i denne studien, der St. H40 har de mest presise korrigerte estimatene av de tre stratifiseringsoppleggene (32 %), etterfulgt av St. HKL (35 %) og St. TS (42-43 %) (se Figur 6 i vedlegg 1 og Tabell 7 og 8 i vedlegg 2). Ny takst med St. TS hadde mest presist estimat (29 %), etterfulgt av St. HKL (30,8 %) og St. H40 (32,6 %). $\overline{SD}$ var omtrent like presis uavhengig av økningen i kalibreringsflater i ratioforholdet for alle tilfeller. $\overline{SD}$ var mindre presis i alle ukorrigerede modeller sammenlignet med de korresponderende korrigerte modellene.

Grunnflate med ulike stratifiseringskriterier i modellene

Figur 4 viser fordelingene til MD for grunnflate ved de tre stratifiseringssystemene sine estimer med korreksjonsledd, samt ukorrigerede estimer og ny takst. Resultatene for grunnflate er konsistente med resultatene for V ved at både ny takst sine estimer og de korrigerede estimatene har verdier for $\overline{MD}$ som ikke er signifikant forskjellig fra null, og at presisjonen for korrigerede estimer er mindre enn ny takst for alle stratifiseringsopplegg ved 4 kalibreringsflater, og øker med økende antall kalibreringsflater i ratioforholdet. Ukorrigerede estimer for St. H40 og St. TS har differanser som er signifikant forskjellig fra null, mens ukorrigeret estimat med St. HKL har differanser som ikke er signifikant forskjellig fra null.

Korrigeret estimat med St. TS er mest presist av de tre stratifiseringsoppleggene på takstnivå i tilfellet når korrigeret estimat blir bedre enn ny takst (6,1-5,4 % ved 16-20 flater) (se Tabell 9 og 10 i vedlegg 2). Korrigeret estimat med St. HKL er nest mest presist av stratifiseringsoppleggene i tilfellet når korrigeret estimat blir mer presist enn korresponderende ny takst sitt estimat (6,7-5,7 % ved 12-16 kalibreringsflater). St. H40 er den korrigerede modellen med minst presise estimer når korrigeret estimat blir bedre enn ny takst (7,0-5,9 % ved 8-12 kalibreringsflater).



Figur 4. Boksplott for fordelingen av grunnflate sitt gjennomsnittlige avvik (MD) mellom estimert og observert grunnflate sammenslått for begge strata etter simulering med 1000 iterasjoner, med ulike stratifiseringskriterier og ulikt antall kalibreringsflater inkludert i korreksjonsleddet av modellen. Ny takst for de ulike stratifiseringskriteriene er også fremstilt

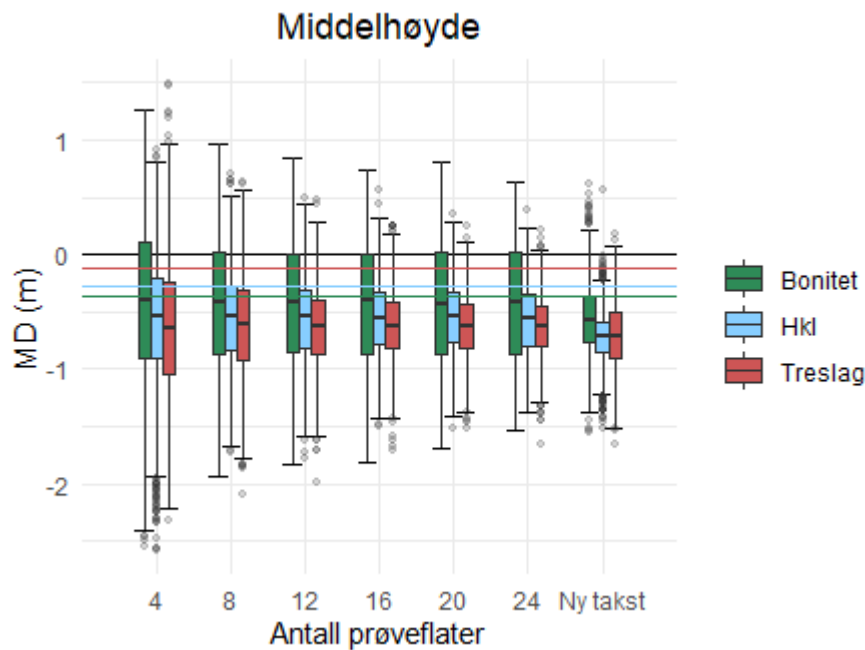
lengst til venstre på x-aksen, da 40 prøveflater ble tilfeldig valgt ut ved konstruksjon av modellen. Horisontal, grønn linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. H40. Horisontal, blå linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St.HKL og horisontal, rød linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St.TS. Grå sirkler over/under boksplott er outliers.

Estimatene på bestandsnivå var relativt lite presise i denne studien, der St. H40 har de mest presise korrigerede estimatene av de tre stratifiseringsoppleggene (30 %), etterfulgt av St. HKL (33 %) og St. TS (37 %) (Figur 7 i vedlegg 1 og Tabell 9 og 10 i vedlegg 2). Ny takst med St. HKL hadde mest presist estimat (26,5 %), etterfulgt av St. TS (27,1 %) og St. H40 (27,3 %). $\overline{SD}$ var omtrent like presis uavhengig av økningen i kalibreringsflater i ratioforholdet for alle tilfeller. $\overline{SD}$ var mindre presis i alle ukorrigerede modeller, bortsett fra St. HKL, som hadde et mer presist estimat enn den korresponderende korrigerede modellen med noen prosentdesimaler.

Middelhøyde med ulike stratifiseringskriterier i modellene

Figur 5 viser fordelingene til MD for middelhøyde ved de tre stratifiseringssystemene sine estimater med korreksjonsledd, samt estimater med ukorrigeret estimat og ny takst. Figuren viser at det er relativ liten variasjon for de ulike stratifiseringsoppleggene og at medianverdien er tilnærmet lik for alle stratifiseringsoppleggene, bortsett fra for ny takst. Ny takst har differanser som er signifikant forskjellige fra null, mens de korrigerede estimatene har differanser som ikke er signifikant forskjellig fra null. MD til ny takst er lavest for St. H40 (-3,6 %) og høyest for St. HKL (-4,1 %) (Tabell 11 og 12 i vedlegg 2). Ukorrigerede estimater for St. H40 har differanser som er signifikant forskjellige fra null, mens ukorrigerede estimater med St. HKL og St. TS har differanser som ikke er signifikant forskjellig fra null.

Resultatene for presisjon på takstnivå er konsistente med resultatene for både V og G ved at presisjonen for korrigerede estimater er mindre presis enn ny takst for alle stratifiseringsopplegg ved 4 kalibreringsflater inkludert i ratioforholdet, og at estimatene blir mer presise med økende antall kalibreringsflater i ratioforholdet. St. HKL har mest presise estimater blant de tre stratifiseringsoppleggene i tilfellet når korrigeret estimat blir mer presist enn korresponderende ny takst sitt estimat (1,7-1,2 % ved 12-16 kalibreringsflater). St. H40 sitt estimat er mer presist enn ny korresponderende takst ved 1,3-1,2 % ved 20-24 kalibreringsflater. Korrigeret estimat med St. TS blir ikke mer presis enn den korresponderende nye taksten og har en presisjon på 1,3 % ved 24 kalibreringsflater.



Figur 5. Boksplott for fordelingen av middelhøyde sitt gjennomsnittlige avvik (MD) mellom estimert og observert middelhøyde sammenslått for begge strata etter simulering med 1000 iterasjoner, med ulike stratifiseringskriterier og ulikt antall kalibreringsflater inkludert i korreksjonsleddet. Ny takst for de ulike stratifiseringskriteriene er fremstilt lengst til venstre på x-aksen, da 40 prøveflater ble tilfeldig valgt ut ved konstruksjon av modellen. Horisontal, grønn linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. H40. Horisontal, blå linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. HKL og horisontal, rød linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. TS. Grå sirkler over/under boksplott er outliers.

St. H40 har de mest presise korrigerede estimatene på bestandsnivå av de tre stratifiseringsoppleggene (5,1 %), etterfulgt av St. HKL (6,1 %) og St. TS (8,4 %) (Figur 8 i vedlegg 1 og Tabell 11 og 12 i vedlegg 2). Ny takst med St. H40 hadde mest presist estimat (5,3 %), etterfulgt av St. HKL (6,2 %) og St. TS (6,1 %). $\overline{SD}$ var like presis uavhengig av økningen i kalibreringsflater i ratioforholdet for alle tilfeller. $\overline{SD}$ var 0,1-0,2 % mindre presis i ny ukorrigert modell med St. H40 og St. HKL sammenlignet med korresponderende korrigert modell.

Diskusjon

Validering av stratifiseringssystemer

Ved vurdering av nøyaktighet viste studien at $\overline{MD}$ ved estimering av grunnflate (G) og volum (V) ikke var signifikant forskjellig fra null verken for ny takst eller for stratifiseringsstrategier med korrigerte estimater og det var dermed ikke mulig å si at et estimat er bedre enn et annet. Ved estimering av middelhøyde (H) var $\overline{MD}$ signifikant forskjellig fra null for alle nye takster, men ikke for de korrigerte estimatene. Korrigerte estimater med St. HKL og St. TS hadde imidlertid differanser som var signifikant forskjellig fra null ved de største antallene kalibreringsflater som kunne inngå i ratioforholdet for både V og G i et stratum. Grunnen til at det ikke var signifikante differanser ved tilfellene med færre kalibreringsflater kan komme av at det ikke var nok kalibreringsflater til å produsere presise nok estimater slik at konfidensintervallet til MD var signifikant forskjellig fra null.

Hvilken ekstern modell som etter korrigering ga best estimater mht. tilfeldig feil, var avhengig av om det var anslag på avvirkningsnivå for en større eiendom (takstnivå), eller informasjon på bestandsnivå for å beslutte rett skogbehandling, som var interessant. Studien ga relativt gode estimater på takstnivå, da SE holdt seg under 10 % for alle bestandsparametere uansett modell og antall kalibreringsflater inkludert i ratioforholdet, bortsett fra ved 4 kalibreringsflater inkludert i ratioforholdet. Alle de korrigerte estimatene fikk mer presise estimater enn korresponderende ny takst på takstnivå ved estimering av V og G og korrigerte estimater med St. TS var de mest presise av de tre stratifiseringsoppleggene for både V og G, ved 16-20 kalibreringsflater i ratioforholdet. Korrigerte estimater med St. HKL hadde de nest mest presise estimatene, ved 12-16 kalibreringsflater, mens korrigerte estimater med St. H40 ga de minst presise estimatene og krevde færrest kalibreringsflater før estimatene var mer presise enn ny takst (8-12 kalibreringsflater). Dette er betraktelig færre prøveflater enn det som benyttes per stratum i arealbaserte lasertakster i dag, og selv et utvalg på 24 kalibreringsflater med oppdatert informasjon inkludert i korreksjonsleddet ved bruk av ekstern modell ville ført til en stor reduksjon av prøveflater i forhold til dagens bruk av prøveflater (Næsset, 2004b). Det var imidlertid ikke store forskjeller i differansene, og St. TS skilte seg i underkant av 2 % fra dårligste stratifiseringsopplegg; St. H40. Selv om forskjellen i presisjon var relativt liten, var forskjellene større i antall kalibreringsflater som ble lagt ut ved det tilfellet der korrigert estimat var mer presist enn ny takst.

Korrigerte estimater måtte ved estimering av middelhøyde ha 12-24 kalibreringsflater før estimatet var like presist som ny takst, og estimatet ble aldri mer presist enn ny takst for korrigerte estimater med St. TS. Estimatenes var likevel mer presise enn G og V allerede ved 4 kalibreringsflater inkludert i ratioforholdet, noe som viste at middelhøyde hadde mer presise estimater enn V og G uansett hvilket antall kalibreringsflater som var inkludert.

Presisjonen på bestandsnivå ga relativt store tilfeldig feil i denne studien (se Figur 6, 7 og 8 i vedlegg 1). $\overline{SD}$ lå ikke under 30 % ved estimering av V og G for noen av korreksjonstilnærmingene. Stratifiseringsoppleggene med ny takst ved estimering av G og ny takst med St. TS ved estimering av V, holdt seg nede på 27-29 % for $\overline{SD}$, men ingen lå lavere. Alle $\overline{SD}$ var i tillegg omtrent like presise uavhengig av økningen i kalibreringsflater i ratioforholdet, noe som tydet på at variasjonen til SD ikke ble mindre med økende antall kalibreringsflater. Dette kan komme av at utvalget med gruppering av volum sin variasjonsbredde førte til at variasjonsbredden ble dekket godt nok.

Resultatene kunne sammenlignes med tidligere forskningsartikler som benyttet FLS-data til å estimere skoglige egenskaper, slik som Næset (2004b) og de Lera (2020). Det må imidlertid bemerkes at disse studiene benyttet seg av helt andre stratifiseringskriterier og modeller, og at resultatene ikke kan sammenlignes direkte ettersom nøyaktigheten av de korrigerte estimatene har helt andre kriterier. Studiens standardavvik på bestandsnivå ($\overline{SD}$) ble tilsvarende standardavviket i Næssets (2004b) studie ettersom han kun utførte én iterasjon og dermed blir hans standardavvik lik det gjennomsnittlige standardavviket i denne studien. Næset sin modell og stratifisering ga et standardavvik for volum mellom 9,3 og 12,3 % for HKL 3 til 5. Grunnflate sitt standardavvik varierte mellom 8.7 og 13.6 %. Disse resultatene var langt bedre enn noen av denne studiens standardavvik. Grunnen til denne studiens dårlige resultater på bestandsnivå kunne muligens skyldes de lite detaljerte stratifiseringskriterier per stratifiseringsopplegg, ettersom både korrigert estimat og ny modell i dette studiet har lav presisjon på bestandsnivå. Næset derimot, dekket de tre ulike stratifiseringskriterier i én modell. Systematisk avvik var ikke signifikant forskjellig fra null hos verken Næset eller i denne studien. (Næset, 2004b)

Tidligere studier har vist at valg av type modell til prediksjon, dvs. ekstern modell med enten ratio/regresjonsestimater/reparameterisering eller ny takst etc. påvirker resultatene, samt ulike laserinstrument/lasersensorer og skogforhold. Men, valg av stratifiseringskriterier vil også påvirke resultatene. Treslag har hatt god sammenheng med laservariabler og ble ansett som det

best egnede stratifiseringskriteriet, ifølge tidligere studier (Næsset & Gobakken, 2008). Det også ble konkludert med at bonitet og HKL sammen ville være et godt alternativ til treslag, da det ikke var stor sammenheng mellom bonitet og laservariable alene. Bonitet har likevel som oftest en stor sammenheng med treslag, ettersom gran er det treslaget som vokser på god bonitet. Denne studien så at treslag som stratifiseringskriterie ga de mest presise estimatene bestandsparametere for ny takst på takstnivå, og dermed også for de korrigerte estimatene. Bonitet som stratifiseringskriterie hadde imidlertid relativt lik presisjon som treslag på takstnivå med kun noen prosenter i forskjell, samt hadde mest presise estimer på bestandsnivå (12 % mer presist enn St. TS for volum). Grunnen til at bonitet er like presis og mer presis enn treslag kan skyldes nettopp denne sammenhengen mellom bonitet og treslag.

Stratifiseringskriterier vil påvirke estimatene, men pga. mindre detaljerte stratifiseringskriterier ved bruk av kun ett stratifiseringskriterie i konstruksjonen av prediksjonsmodeller og dermed muligens stor variasjon mellom verdiene på flatene, er det vanskelig å peke på ett stratifiseringskriterie som er bestemt bedre et annet ved vurdering av presisjon på både takst- og bestandsnivå. Tidligere studier har funnet ut at en kombinasjon av de tre stratifiseringskriteriene har vist bedre resultater enn ved bruk av kun ett alene, noe som muligens kan stemme også i dette studiet (Næsset & Gobakken, 2008; Næsset, 2014).

Effekter av ratiokorreksjoner

Resultatene tydet på at de ukorrigerede prediksjonene ga forholdsvis gode estimer, og at prediksjoner korrigert på grunnlag av relativt få kalibreringsflater, ga estimer som var sammenlignbare med estimatene fra den nye taksten. En grunn til at de korrigerede modellene ble bedre enn ny takst ved bruk av kun 8-20 kalibreringsflater til korreksjonsleddet, kan komme av at modellene fra Nordre Land tilfeldigvis var gode for Krødsherad i utgangspunktet, muligens som følge av like skogforhold i begge områder (de Lera Garrido et al., 2020).

Den nye taksten hadde systematiske avvik som var signifikant forskjellig fra null, mens de korrigerede modellene hadde systematiske avvik som ikke var signifikant forskjellig fra null. En mulig grunn til at de korrigerede modellene ikke hadde signifikante systematiske avvik, kunne være at modellene ikke hadde mange nok kalibreringsflater inkludert i ratioforholdet til å produsere nøyaktige nok estimer, slik at konfidensintervallet til MD ble signifikant forskjellig fra null (Bollandsås et al., 2021). Det er derfor interessant å analysere nøyaktigheten til ukorrigerede estimer sammenlignet med en ny takst, for å se hvor godt et ukorrigert estimat er

i utgangspunktet, og om eksterne modeller med oppdaterte feltdata på re-målte prøveflater har effekter av ratiokorreksjoner.

Nøyaktigheten til volumestimering for de ukorrigerede estimatene med St. H40 og St. HKL var ikke like god som ny takst ettersom ukorrigerede modeller hadde gjennomsnittlige differanser signifikant forskjellig fra null. Selv om ukorrigeret estimat med St. TS ikke var signifikant forskjellig fra null, var fremdeles verdiene høyere enn den korresponderende ny taksten. Videre var det kun ukorrigeret estimat med St. H40 som hadde lavere SE sammenlignet med korresponderende ny takst, men det kan nevnes at ny takst med St. H40 var den minst presise blant stratifiseringsoppleggene og dermed var ikke dette særlig godt. Selv om det ikke var mange prosentandeler som skilte presisjonen på takstnivå for ukorrigerede estimater sammenlignet med korresponderende ny takst, var de ukorrigerede estimatene likevel litt mindre presise enn korresponderende ny takst for alle stratifiseringsoppleggene, og et korreksjonsledd hadde positiv effekt på estimatenes presisjon på takstnivå.

Presisjonen på bestandsnivå var mindre i de ukorrigerede estimatene enn i ny takst for alle stratifiseringskriteriene, og selv om det kun skilte 2 % mellom ukorrigeret estimat og ny takst for St. H40, lå ukorrigeret estimat med St. HKL 7 % høyere enn korresponderende ny takst og St. TS lå 14 % høyere enn korresponderende ny takst. Et korreksjonsledd gjorde heller ikke presisjonen på bestandsnivå med korrigerede estimater mer presis enn ny takst.

Studien viste at SE fra de korrigerede estimatene ble mer presis jo flere kalibreringsflater som ble inkludert i korreksjonsleddet, mens $\overline{MD}$ enten ble lavere for hver økning av kalibreringsflater, eller hoppet opp med 0,1 % ved ett utvalg, for deretter å fortsette å synke. Det er likevel ikke gunstig å være avhengig av et korreksjonsledd for å få en god prediksjon, ettersom en et korreksjonsledd vil kunne føre til et mer presist estimat på takstnivå, men ikke nødvendigvis på bestandsnivå. Det var derfor viktig å se på $\overline{SD}$ i tillegg til SE, ettersom estimat på bestandsnivå kan variere stort i begge retninger selv om SE er lav. Ved å se på $\overline{SD}$ i tillegg til SE, ble modellene analysert ut fra hvor godt de fungerte på bestandsnivå, uten en for stor variasjon per bestand – i dette tilfellet per kontrollflate. Det ble som nevnt like viktig at en takst ga gode estimater på bestandsnivå som på takstnivå, skulle taksten ha en nytte.

Ved sammenligning av en ekstern modell fra Nordre Land med romlig gjenbruk i Krødsherad, var gjennomsnittlig differanse signifikant forskjellig fra null ($30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) før bruk av stratumspesifikke ratioforhold (Bollandsås et al., 2021). Etter korrigerering av estimater med ratioforhold, basert på 10 nyetablerte prøveflater, ble gjennomsnittlig differanse i studien på

17,3 m³ ha⁻¹ og var ikke signifikant forskjellig fra null. Dette stemte overens med denne studiens resultater, der ukorrigerde estimater var signifikant forskjellig fra null, mens korrigerde modeller stort sett ikke var signifikant forskjellig fra null – til tross for mindre detaljerte stratifiseringskriterier i denne studien. Unntaket i denne studien var ukorrigerde estimater med St. TS, som ikke hadde gjennomsnittlige differanser som var signifikant forskjellig fra null.

Det må uansett påpekes at det kunne vært forventet bedre estimater i den nye taksten til Krødsherad dersom det hadde blitt lagt ut nyetablerte prøveflater i stedet for at prøveflatene fra første takstomdrev ble re-målt, dette på grunn av at nyetablerte prøveflater i større grad forventes å dekke variasjonsbredden for bestandsparameterne og videre kan lage mer robuste modeller. Selv om re-målte prøveflater er en tid- og ressurskrevende metode, ga utvalgsmetoden for kalibreringsflater mest sannsynlig en god variasjonsbredde ettersom $\overline{SD}$ holdt seg lik over økningen i kalibreringsflater som inngikk i ratioforholdet (Gobakken et al., 2013). Å sammenligne resultatene i denne studien med en ny takst med nyetablerte prøveflater vil kunne gi svar på om re-måling av prøveflater med denne utvalgsmetoden er en aktuell metode.

Konklusjon

Studien har vist at estimerer kan korrigere systematiske avvik ved bruk av korrigerte estimerer fra ekstern modell sammen med et korreksjonsledd med oppdatert informasjon ved arealbasert. Studien viste også at bruk av korreksjonsledd med oppdatert informasjon i en ekstern modell ved arealbasert lasertakst ga mulighet til å oppnå samme nøyaktighets- og presisjonsnivå som en ny takst med re-målte prøveflater, og at dette kunne oppnås ved bruk av nærmere halvparten så mange prøveflater av det som blir brukt per stratum i dag, dersom den eksterne modellen er god for området. Modellene ble funnet gyldige til å benyttes på andre uavhengige datasett, basert på resultatene fra validering på kontrollflatene og andre studier, men det må likevel tas høyde for at eksterne modeller vil kunne gi systematiske avvik dersom skoglige forhold avviker mellom områdene eller andre stratifiseringskriterier brukes.

Det varierte hvilket stratifiseringskriterie som ga mest presise estimerer, avhengig av om det ble sett på presisjon på takstnivå eller på bestandsnivå. Det er derfor vanskelig å peke på et stratifiseringskriterie som ga best effekt på de eksterne modellene. Tidligere studier har vist at en kombinasjon av stratifiseringskriterier gir de mest presise estimatene, noe som muligens vil være tilfellet også her.

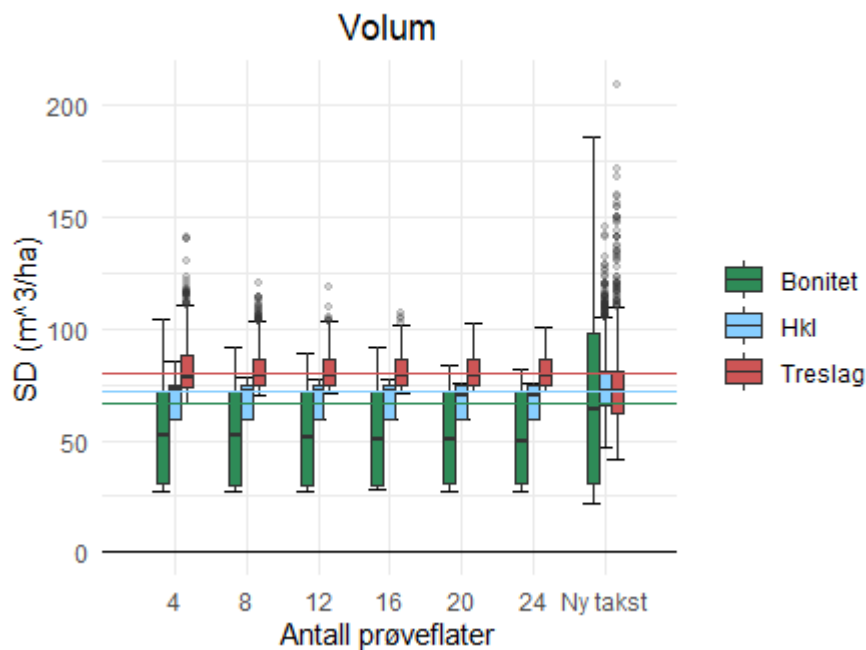
Det bør videre forskes på om eksterne modeller vil ha større nytte av et korreksjonsledd eller vil kreve flere kalibreringsflater inkludert i korreksjonsleddet i de tilfeller der de eksterne modellene ikke passer like godt eller der ny takst benytter seg av nyetablerte prøveflater, slik at variasjonsbredden blir dekket bedre. Ved å undersøke effekten av bruk av re-målte prøveflater sammenlignet med nyetablerte prøveflater ved bruk av kalibreringsflater som inngår i korreksjonsleddet, kan også effekten av re-måling undersøkes bedre.

Referanser

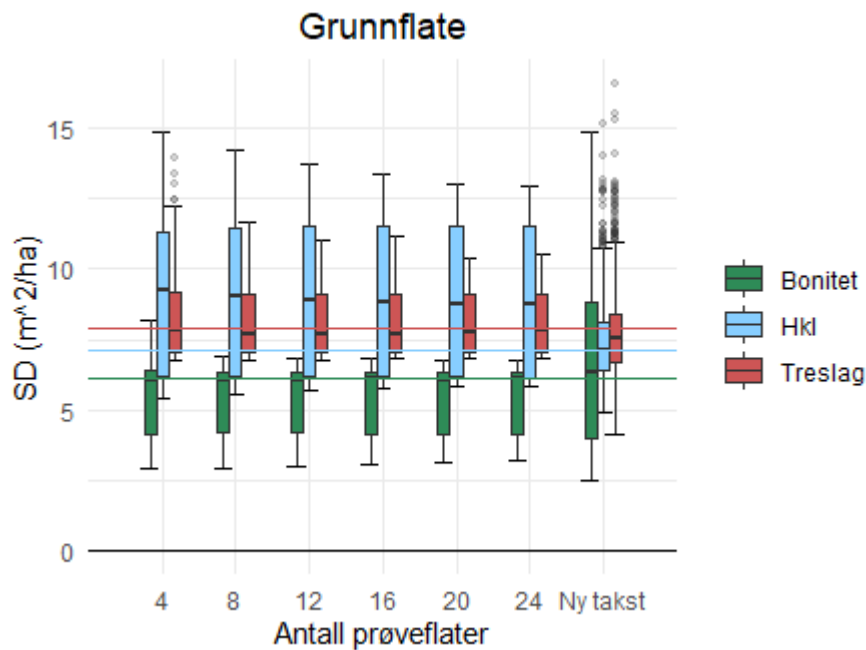
- Axelsson, P. (2000). DEM generation from laser scanner data using adaptive TIN models. *International Archives of the Photogrammetry and Remote Sensing*, 33: 110-117.
- Bollandsås, O. M. (2020). Kompendium i skogregistrering. *NMBU*: 1-11.
- Bollandsås, O. M., De Lera Garrido, A., Gobakken, T. & Næsset, E. (2021). Andre takstomdrev med arealbasert lasertakst – mulighet for gjenbruk av prøveflatedata. 1-30.
- Brantseg, A. (1967). Furu sønnafjells. Kubering av stående skog. Funksjoner og tabeller. . *Meddr norske SkogforsVes.*, 22: 689-739.
- Braastad, H. (1966). Volumtabeller for bjørk. *Meddr norske Skogforsøksvesen*, 21: 265-365.
- de Lera Garrido, A., Gobakken, T., Ørka, H., Næsset, E. & Bollandsås, O. (2020). Reuse of field data in ALS-assisted forest inventory. *Silva Fennica*, 54 (5). doi: 10.14214/sf.10272.
- 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): 11. doi: 10.1080/02827580410019463.
- Fitje, A. (1996). *Emner om Skogregistrering*. Landbrukshandelen. Ås.
- Fitje, A. V., E. (1977). Bestandshøydekurver og nye høydeklasser for gran (stand height curves and new tariff tables for Norway spruce). *Medd.Nor.inst.skogforsk.*, 34: 1-68.
- 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. doi: <http://dx.doi.org/10.1139/X07-219>.
- Gobakken, T. & Næsset, E. (2009). Assessing effects of positioning errors and sample plot size on biophysical stand properties derived from airborne laser scanner data. *Canadian Journal of Forest Research*, 39 (5): 1036-1052. doi: 10.1139/X09-025.
- Gobakken, T., Korhonen, L. & Næsset, E. (2013). Laser-assisted selection of field plots for an area-based forest inventory. *Silva Fennica* 47: 20 p. doi: 10.14214/sf.943.
- kassambara. (2018). *Articles - Regression Model Validation*. I: STHDA (red.). Tilgjengelig fra: <http://www.sthda.com/english/articles/38-regression-model-validation/158-regression-model-accuracy-metrics-r-square-aic-bic-cp-and-more/> (lest 07.04.21).
- Noordermeer, L. (2017). TAKSERING AV UNGSKOG MED FLYBÅREN LASERSKANNING *NMBU*: 64.
- Noordermeer, L., Økseter, R., Ørka, H. O., Gobakken, T., Næsset, E. & Bollandsås, O. M. (2019). Classifications of Forest Change by Using Bitemporal Airborne Laser Scanner Data. *Remote Sens. Environ.*, 11. doi: 10.3390/rs11182145.
- Noordermeer, L., Gobakken, T., Næsset, E. & Bollandsås, O. M. (2020). Predicting and mapping site index in operational forest inventories using bitemporal airborne laser scanner data *For. Ecol. Manage.*, 457: 17768. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117768>.
- 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. & Bjerknes, K.-O. (2001). Estimating tree heights and number of stems in young forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sens. Environ.*, 78: 328-340. doi: 10.1016/S0034-4257(01)0028-0.
- Næsset, E. (2002). Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sens. Environ.*, 80: 88-89.
- Næsset, E. (2004a). Accuracy of forest inventory using airborne laser scanning: evaluating the first nordic full-scale operational project. *Scand. J. For. Res.*, 19 (6): 554-557. doi: 10.1080/02827580410019544.
- Næsset, E. (2004b). Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. *Scand. J. For. Res.*, 19 (2): 164-179. doi: 10.1080/02827580310019257.
- Næsset, E. & Gobakken, T. (2008). Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sens. Environ.*, 112: 3079-3090. doi: 10.1016/j.rse.2008.03.004.
- Næsset, E. (2009). Effects of different sensors, flying altitudes, and pulse repetition frequencies on forest canopy metrics and biophysical stand properties derived from small-footprint airborne laser data,. *Remote Sensing of Environment*, 113 (1): 148-159. doi: 10.1016/j.rse.2008.09.001.
- Næsset, E. (2011). *Arealbasert lasertakst: takstopplegg og erfaringer*. Institutt for naturforvaltning. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap. Tilgjengelig fra: http://www.umb.no/statisk/lidar/seminar2011/4_Naeset_Arealbasert_lasertakst.pdf (lest 12.04.20).

- Næsset, E. (2014). Area-Based Inventory in Norway – From Innovation to an Operational Reality. I: Maltamo, M., Næsset, E. & Vauhkonen, J. (red.) *Forestry applications of airborne laser scanning: Concepts and case studies*, s. 215-240. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Team, R. C. (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Tilgjengelig fra: <https://www.R-project.org/>.
- van Ewijk, K., Tompalski, P., Treitz, P., Coops, N. C., Woods, M. & Pitt, D. (2020). Transferability of ALS-Derived Forest Resource Inventory Attributes Between an Eastern and Western Canadian Boreal Forest Mixedwood Site. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 46: 214-236.
- Vestjordet, E. (1967). Funksjoner og tabeller for kubering av stående gran. *Medd norske SkogforsVes.*, 22: 539-574.
- Ørka, H. O., Bollandsås, O. M., Hansen, E. H., Næsset, E. & Gobakken, T. (2018). Effects of terrain slope and aspect on the error of ALS-based predictions of forest attributes. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 91: 225-237.

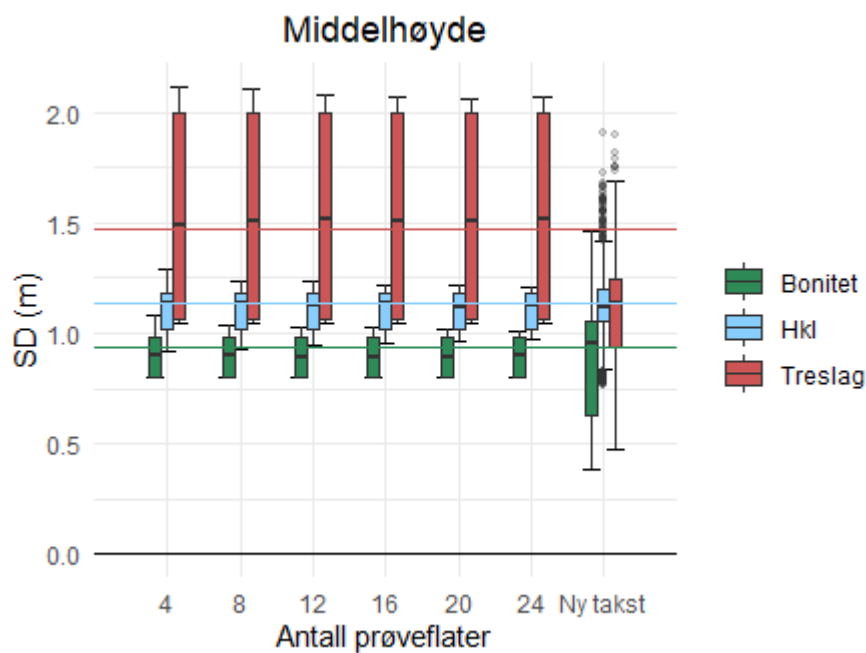
Vedlegg 1- Boksplott over standardavviket til gjennomsnittlig differanse sin spredning etter simulering med 1000 iterasjoner



Figur 6. Boksplott for fordelingen av SD til volum, sammenslått for begge strata etter simulering med 1000 iterasjoner, med ulike stratifiseringskriterier og ulikt antall kalibreringsflater inkludert i korreksjonsleddet. Ny takst for de ulike stratifiseringskriteriene er fremstilt lengst til venstre på x-aksen, da 40 prøveflater ble tilfeldig valgt ut ved konstruksjon av modellen. Horisontal, grønn linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. H40. Horisontal, blå linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. HKL og horisontal, rød linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. TS. Grå sirkler over/under boksplott er outliers.



Figur 7. Boksplott for fordelingen av SD til grunnflate, sammenslått for begge strata etter simulering med 1000 iterasjoner, med ulike stratifiseringskriterier og ulikt antall kalibreringsflater inkludert i korreksjonsleddet. Ny takst for de ulike stratifiseringskriteriene er fremstilt lengst til venstre på x-aksen, da 40 prøveflater ble tilfeldig valgt ut ved konstruksjon av modellen. Horizontal, grønn linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. H40. Horizontal, blå linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. HKL og horizontal, rød linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. TS. Grå sirkler over/under boksplott er outliers.



Figur 8. Boksploott for fordelingen av SD til middelhøyde, sammenslått for begge strata etter simulering med 1000 iterasjoner, med ulike stratifiseringskriterier og ulikt antall kalibreringsflater inkludert i korreksjonsleddet. Ny takst for de ulike stratifiseringskriteriene er fremstilt lengst til venstre på x-aksen, da 40 prøveflater ble tilfeldig valgt ut ved konstruksjon av modellen. Horisontal, grønn linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St. H40. Horisontal, blå linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St.HKL og horisontal, rød linje viser resultat for ukorrigerede prediksjoner med modell konstruert på data fra Nordre Land med St.TS. Grå sirkler over/under boksploott er outliers.

Vedlegg 2- Tabeller for bestandsparametere med ulike stratifiseringskriterier

Tabell 7: Absolutte verdier for volum i stratum 1 og 2, samt for vektet gjennomsnitt av stratum 1 og 2 sett under ett, med ulike stratifiseringskriterier. Fet, uthevet skrift indikerer at differansen er statistisk signifikant forskjellig fra null (95% signifikansnivå).

Variabel V	Stratum	Modell, utvalg	H40			HKL			TS		
			$\overline{MD}$	SE	$\overline{SD}$	$\overline{MD}$	SE	$\overline{SD}$	$\overline{MD}$	SE	$\overline{SD}$
V	S1	Ny takst	5.9	13.0	32.3	15.7	15.6	66.2	3.1	18.2	77.5
	S1	Ukorrigeret modell	39.8	8.3	27.7	23.8	15.0	59.9	27.6	15.0	80.6
	S1	4	15.7	17.7	31.1	17.7	28.7	61.2	-2.2	31.4	76.3
	S1	8	16.4	12.5	30.6	19.2	21.8	60.6	-0.7	22.8	75.9
	S1	12	16.5	10.0	30.4	19.9	17.8	60.4	-2.6	17.8	75.3
	S1	16	16.2	8.7	30.4	19.9	16.1	60.2	-2.0	16.5	75.4
	S1	20	16.0	7.7	30.4	18.6	13.7	60.0	-2.3	14.4	75.2
	S1	24	15.9	7.1	30.4	19.7	13.1	60.0	-2.4	13.9	75.2
	S2	Ny takst	8.2	21.1	100.0	9.5	17.5	82.8	21.0	15.4	68.9
	S2	Ukorrigeret modell	29.1	11.8	76.5	50.9	12.5	75.7	6.3	16.3	79.7
	S2	4	6.7	35.8	73.3	19.8	34.0	75.0	29.7	32.2	87.8
	S2	8	5.1	24.2	72.4	20.2	22.8	74.7	26.8	23.7	86.5
	S2	12	6.0	20.6	72.4	19.1	16.3	74.6	27.0	18.7	86.5
	S2	16	5.7	18.3	72.2	18.6	12.9	74.5	26.8	16.5	86.3
	S2	20	4.5	15.9	71.9	19.9	11.8	74.5	26.6	14.7	86.2
	S2	24	4.7	14.9	71.9	19.0	8.7	74.5	26.8	12.7	86.3
	S1 og S2	Ny takst	7.8	19.4	85.9	11.3	16.9	77.8	11.2	16.9	73.6
	S1 og S2	Ukorrigeret modell	31.3	11.1	66.3	42.7	13.2	71.0	18.0	15.6	80.2
	S1 og S2	4	8.5	32.0	64.5	19.2	32.4	70.8	12.2	31.8	81.5
	S1 og S2	8	7.5	21.8	63.7	19.9	22.5	70.5	11.7	23.2	80.7
	S1 og S2	12	8.2	18.4	63.6	19.3	16.7	70.3	10.8	18.2	80.4
	S1 og S2	16	7.9	16.3	63.5	19.0	13.9	70.2	11.0	16.5	80.3
	S1 og S2	20	6.9	14.2	63.3	19.5	12.3	70.2	10.8	14.6	80.2
	S1 og S2	24	7.0	13.3	63.3	19.2	10.0	70.1	10.8	13.3	80.2

H40 = bonitet etter H40-systemet, HKL = hogstklasse, TS = treslagsfordeling, V = volum ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), S1 = stratum 1, S2 = stratum 2, S1 og S2 = vektet gjennomsnittlig verdi for stratum 1 og 2, $\overline{MD}$ = gjennomsnittlig differanse mellom observert og predikert verdi for alle kontrollflater i en simulering, SE = standardavvik til $\overline{MD}$, $\overline{SD}$ = gjennomsnittlig standardavvik for $\overline{MD}$.

Tabell 8. Relative verdier for volum i stratum 1 og 2, samt for vektet gjennomsnitt av stratum 1 og 2 sett under ett, med ulike stratifiseringskriterier. Fet, uthevet skrift indikerer at differansen er statistisk signifikant forskjellig fra null (95% signifikansnivå).

Variabel V	Stratum	Modell, utvalg	H40			HKL			TS		
			$\overline{MD}$ %	SE %	$\overline{SD}$ %	$\overline{MD}$ %	SE %	$\overline{SD}$ %	$\overline{MD}$ %	SE %	$\overline{SD}$ %
V	S1	Ny takst	3.2	7.2	17.7	7.9	7.8	33.2	1.2	6.9	29.4
	S1	Ukorrigert modell	29.8	8.0	26.5	20.3	9.7	38.7	14.3	8.4	45.2
	S1	4	8.6	10.4	23.6	8.9	15.4	37.6	-0.8	12.3	40.6
	S1	8	9.0	7.3	23.7	9.6	11.7	37.9	-0.3	9.0	40.8
	S1	12	9.0	5.8	23.7	10.0	9.6	38.0	-1.0	7.0	40.5
	S1	16	8.9	5.1	23.7	10.0	8.7	38.0	-0.7	6.5	40.6
	S1	20	8.8	4.5	23.6	9.3	7.4	37.8	-0.9	5.7	40.6
	S1	24	8.8	4.2	23.6	9.8	7.1	38.0	-0.9	5.4	40.6
	S2	Ny takst	3.0	7.7	36.5	3.4	6.3	29.7	8.6	6.3	28.2
	S2	Ukorrigert modell	12.4	5.6	36.4	27.9	6.2	38.0	4.7	8.4	41.3
	S2	4	2.4	13.3	33.7	7.1	13.2	34.4	12.2	13.5	45.1
	S2	8	1.9	9.0	33.5	7.2	8.8	34.4	11.0	9.9	44.7
	S2	12	2.2	7.6	33.6	6.9	6.3	34.3	11.1	7.8	44.7
	S2	16	2.1	6.8	33.6	6.7	5.0	34.2	10.9	6.9	44.7
	S2	20	1.6	5.9	33.5	7.2	4.6	34.4	10.9	6.1	44.6
	S2	24	1.7	5.5	33.5	6.8	3.4	34.3	11.0	5.3	44.7
	S1 og S2	Ny takst	3.1	7.6	32.6	4.7	6.7	30.8	4.5	6.6	28.9
	S1 og S2	Ukorrigert modell	16.0	6.1	34.3	25.6	7.3	38.2	10.0	8.4	43.5
	S1 og S2	4	3.7	12.7	31.6	7.6	13.9	35.3	5.0	12.8	42.7
	S1 og S2	8	3.4	8.6	31.5	8.0	9.7	35.5	4.8	9.4	42.6
	S1 og S2	12	3.6	7.3	31.6	7.8	7.3	35.4	4.5	7.4	42.4
	S1 og S2	16	3.5	6.4	31.5	7.7	6.1	35.4	4.6	6.7	42.5
	S1 og S2	20	3.1	5.6	31.4	7.8	5.4	35.4	4.4	5.9	42.4
	S1 og S2	24	3.2	5.2	31.4	7.7	4.5	35.4	4.5	5.4	42.4

H40 = bonitet etter H40-systemet, HKL = hogstklasse, TS = treslagsfordeling, V = volum ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$), S1 = stratum 1, S2 = stratum 2, S1 og S2 = vektet gjennomsnittlig verdi for stratum 1 og 2, $\overline{MD}$ % = gjennomsnittlig differanse mellom observert og predikert verdi for alle kontrollflater i en simulering, SE % = standardavvik til $\overline{MD}$ %, $\overline{SD}$ % = gjennomsnittlig standardavvik for $\overline{MD}$ %.

Tabell 9. Absolutte verdier for grunnflate i stratum 1 og 2, samt for vektet gjennomsnitt av stratum 1 og 2 sett under ett, med ulike stratifiseringskriterier. Fet, uthevet skrift indikerer at differansen er statistisk signifikant forskjellig fra null (95% signifikansnivå).

			H40		HKL			TS				
Variabel	Stratum	Modell, utvalg	$\overline{MD}$	SE	$\overline{SD}$	$\overline{MD}$	SE	$\overline{SD}$	$\overline{MD}$	SE	$\overline{SD}$	
G	S1	Ny takst	-0.1	1.8	4.1	1.9	1.8	6.9	0.8	1.7	7.7	
	S1	Ukorrigert modell	1.7	1.5	4.8	0.0	2.2	8.8	4.4	1.4	7.4	
	S1	4	0.1	2.8	4.3	0.2	4.5	11.6	0.9	2.9	7.1	
	S1	8	0.1	2.0	4.3	0.2	3.2	11.6	1.0	2.1	7.1	
	S1	12	0.1	1.6	4.3	0.2	2.5	11.6	0.8	1.6	7.1	
	S1	16	0.1	1.4	4.2	0.2	2.2	11.6	0.8	1.5	7.1	
	S1	20	0.1	1.2	4.2	0.0	1.9	11.6	0.8	1.3	7.1	
	S1	24	0.0	1.1	4.2	0.1	1.7	11.6	0.8	1.2	7.1	
	S2	Ny takst	1.8	1.6	8.8	2.0	1.5	7.7	3.3	1.6	7.6	
	S2	Ukorrigert modell	3.9	1.0	6.5	3.8	1.1	6.4	1.8	1.7	8.5	
	S2	4	2.3	3.0	6.4	2.2	3.0	6.2	4.5	3.6	9.3	
	S2	8	2.2	1.9	6.4	2.2	1.9	6.2	4.2	2.6	9.2	
	S2	12	2.2	1.6	6.4	2.1	1.4	6.2	4.3	2.1	9.2	
	S2	16	2.3	1.5	6.4	2.1	1.2	6.2	4.2	1.8	9.2	
	S2	20	2.2	1.3	6.4	2.1	1.0	6.2	4.2	1.7	9.1	
	S2	24	2.2	1.2	6.4	2.0	0.9	6.2	4.2	1.4	9.1	
	S1 og S2	Ny takst	1.4	1.7	7.8	2.0	1.6	7.5	1.9	1.6	7.7	
	S1 og S2	Ukorrigert modell	3.4	1.1	6.2	2.6	1.4	7.1	3.2	1.5	7.9	
	S1 og S2	4	1.8	2.9	6.0	1.6	3.4	7.9	2.5	3.3	8.1	
	S1 og S2	8	1.8	1.9	5.9	1.6	2.3	7.8	2.4	2.3	8.0	
	S1 og S2	12	1.8	1.6	5.9	1.6	1.7	7.8	2.4	1.8	8.0	
	S1 og S2	16	1.8	1.4	5.9	1.5	1.5	7.8	2.4	1.7	8.0	
	S1 og S2	20	1.7	1.3	5.9	1.4	1.3	7.8	2.3	1.5	8.0	
	S1 og S2	24	1.7	1.2	5.9	1.4	1.2	7.8	2.3	1.3	8.0	

H40 = bonitet etter H40-systemet, HKL = hogstklasse, TS = treslagsfordeling, G = grunnflate ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$), S1 = stratum 1, S2 = stratum 2, S1 og S2 = vektet gjennomsnittlig verdi for stratum 1 og 2, $\overline{MD}$ = gjennomsnittlig differanse mellom observert og predikert verdi for alle kontrollflater i en simulering, SE = standardavvik til $\overline{MD}$, $\overline{SD}$ = gjennomsnittlig standardavvik for $\overline{MD}$.

Tabell 10. Relative verdier for grunnflate i stratum 1 og 2, samt for vektet gjennomsnitt av stratum 1 og 2 sett under ett, med ulike stratifiseringskriterier. Fet, uthevet skrift indikerer at differansen er statistisk signifikant forskjellig fra null (95% signifikansnivå).

Variabel	Stratum	Modell, utvalg	H40			HKL			TS		
			$\overline{MD} \%$	SE %	$\overline{SD} \%$	$\overline{MD} \%$	SE %	$\overline{SD} \%$	$\overline{MD} \%$	SE %	$\overline{SD} \%$
G	S1	Ny takst	-0.5	7.9	17.5	7.6	7.0	27.4	2.6	5.7	26.0
	S1	Ukorrigert modell	1.5	8.7	29.0	8.4	10.6	42.6	20.3	7.2	38.9
	S1	4	0.5	11.4	27.2	0.7	20.0	47.1	2.9	10.4	34.9
	S1	8	0.6	8.0	27.2	0.9	14.0	47.2	3.3	7.3	35.0
	S1	12	0.6	6.5	27.2	0.9	11.0	47.1	2.7	5.7	34.8
	S1	16	0.4	5.6	27.2	0.6	9.7	47.0	2.8	5.3	34.9
	S1	20	0.2	5.0	27.1	0.0	8.2	46.7	2.8	4.6	34.8
	S1	24	0.1	4.5	27.1	0.3	7.7	46.9	2.7	4.4	34.8
	S2	Ny takst	6.2	5.5	29.8	6.8	5.2	26.1	12.2	5.9	28.5
	S2	Ukorrigert modell	17.5	5.0	32.4	13.9	4.6	28.1	9.6	7.6	37.2
	S2	4	7.7	10.4	30.8	7.3	10.2	26.8	16.9	13.9	40.8
	S2	8	7.4	6.7	30.7	7.3	6.5	26.7	15.7	10.0	40.4
	S2	12	7.6	5.8	30.8	7.2	4.8	26.7	16.0	8.1	40.5
	S2	16	7.7	5.1	30.8	7.1	4.0	26.7	15.8	7.1	40.4
	S2	20	7.4	4.5	30.7	7.0	3.5	26.7	15.7	6.4	40.3
	S2	24	7.4	4.2	30.7	6.8	3.1	26.6	15.7	5.5	40.4
	S1 og S2	Ny takst	4.8	6.0	27.3	7.1	5.7	26.5	6.9	5.8	27.1
	S1 og S2	Ukorrigert modell	14.2	5.8	31.7	12.2	6.4	32.4	15.5	7.4	38.2
	S1 og S2	4	6.2	10.6	30.1	5.3	13.1	32.9	9.3	12.0	37.6
	S1 og S2	8	6.0	7.0	30.0	5.4	8.8	32.9	8.9	8.6	37.4
	S1 og S2	12	6.1	5.9	30.0	5.3	6.7	32.9	8.7	6.8	37.4
	S1 og S2	16	6.2	5.2	30.1	5.1	5.7	32.8	8.7	6.1	37.4
	S1 og S2	20	5.9	4.6	30.0	4.9	4.9	32.7	8.6	5.4	37.3
	S1 og S2	24	5.9	4.3	30.0	4.9	4.5	32.7	8.6	4.9	37.3

H40 = bonitet etter H40-systemet, HKL = hogstklasse, TS = treslagsfordeling, G = grunnflate ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$), S1 = stratum 1, S2 = stratum 2, S1 og S2 = vektet gjennomsnittlig verdi for stratum 1 og 2, $\overline{MD} \%$ = gjennomsnittlig differanse mellom observert og predikert verdi for alle kontrollflater i en simulering, SE % = standardavvik til $\overline{MD}$, $\overline{SD} \%$ = gjennomsnittlig standardavvik for $\overline{MD} \%$.

Tabell 11. Absolutte verdier for middelhøyde i stratum 1 og 2, samt for vektet gjennomsnitt av stratum 1 og 2 sett under ett, med ulike stratifiseringskriterier. Fet, uthevet skrift indikerer at differansen er statistisk signifikant forskjellig fra null (95% signifikansnivå).

			H40		HKL			TS			
Variabel	Stratum	Modell, utvalg	$\overline{MD}$	SE	$\overline{SD}$	$\overline{MD}$	SE	$\overline{SD}$	$\overline{MD}$	SE	$\overline{SD}$
H	S1	Ny takst	-0.4	0.2	0.7	-0.7	0.2	1.1	-0.5	0.2	1.2
	S1	Ukorrigert modell	0.4	0.2	0.8	0.1	0.3	1.1	-0.1	0.2	1.1
	S1	4	0.0	0.5	0.8	-0.3	0.4	1.0	-0.5	0.5	1.1
	S1	8	0.0	0.4	0.8	-0.3	0.3	1.0	-0.5	0.4	1.1
	S1	12	0.0	0.3	0.8	-0.3	0.3	1.0	-0.5	0.3	1.1
	S1	16	0.0	0.3	0.8	-0.3	0.2	1.0	-0.5	0.3	1.1
	S1	20	0.0	0.2	0.8	-0.3	0.2	1.0	-0.5	0.2	1.1
	S1	24	0.0	0.2	0.8	-0.3	0.2	1.0	-0.5	0.2	1.1
	S2	Ny takst	-0.8	0.2	1.1	-0.8	0.2	1.2	-0.9	0.2	0.9
	S2	Ukorrigert modell	-0.6	0.2	1.0	-0.4	0.2	1.2	-0.2	0.4	1.9
	S2	4	-0.9	0.6	1.0	-0.8	0.6	1.2	-0.7	0.6	2.0
	S2	8	-0.9	0.4	1.0	-0.8	0.4	1.2	-0.7	0.4	2.0
	S2	12	-0.9	0.3	1.0	-0.8	0.3	1.2	-0.7	0.3	2.0
	S2	16	-0.9	0.3	1.0	-0.8	0.2	1.2	-0.7	0.3	2.0
	S2	20	-0.9	0.2	1.0	-0.8	0.2	1.2	-0.7	0.3	2.0
	S2	24	-0.9	0.2	1.0	-0.8	0.2	1.2	-0.7	0.2	2.0
	S1 og S2	Ny takst	-0.7	0.2	1.0	-0.7	0.2	1.1	-0.7	0.2	1.1
	S1 og S2	Ukorrigert modell	-0.4	0.2	0.9	-0.3	0.2	1.1	-0.1	0.3	1.5
	S1 og S2	4	-0.7	0.6	1.0	-0.7	0.5	1.1	-0.6	0.6	1.5
	S1 og S2	8	-0.7	0.4	0.9	-0.6	0.3	1.1	-0.6	0.4	1.5
	S1 og S2	12	-0.7	0.3	0.9	-0.6	0.3	1.1	-0.6	0.3	1.5
	S1 og S2	16	-0.7	0.3	0.9	-0.6	0.2	1.1	-0.6	0.3	1.5
	S1 og S2	20	-0.7	0.2	0.9	-0.6	0.2	1.1	-0.6	0.3	1.5
	S1 og S2	24	-0.7	0.2	0.9	-0.7	0.2	1.1	-0.6	0.2	1.5

H40 = bonitet etter H40-systemet, HKL = hogstklasse, TS = treslagsfordeling, H = middelhøyde (m), S1 = stratum 1, S2 = stratum 2, S1 og S2 = vektet gjennomsnittlig verdi for stratum 1 og 2, $\overline{MD}$ = gjennomsnittlig differanse mellom observert og predikert verdi for alle kontrollflater i en simulering, SE = standardavvik til $\overline{MD}$, $\overline{SD}$ = gjennomsnittlig standardavvik for $\overline{MD}$.

Tabell 12. Relative verdier for middelhøyde i stratum 1 og 2, samt for vektet gjennomsnitt av stratum 1 og 2 sett under ett, med ulike stratifiseringskriterier. Fet, uthevet skrift indikerer at differansen er statistisk signifikant forskjellig fra null (95% signifikansnivå).

Variabel	Stratum	Modell, utvalg	H40			HKL			TS		
			$\overline{MD} \%$	SE %	SD %	$\overline{MD} \%$	SE %	SD %	$\overline{MD} \%$	SE %	SD %
H	S1	Ny takst	-2.2	1.5	4.2	-4.4	1.1	7.0	-2.9	1.2	7.0
	S1	Ukorrigert modell	2.9	1.6	5.2	0.5	1.6	6.5	-0.4	1.1	6.1
	S1	4	0.2	5.1	3.1	-2.2	2.8	6.4	-3.0	5.9	3.1
	S1	8	0.1	5.1	2.2	-2.1	2.0	6.4	-2.9	5.9	2.2
	S1	12	0.0	5.1	1.8	-2.2	1.7	6.4	-3.0	5.9	1.8
	S1	16	0.1	5.1	1.6	-2.2	1.4	6.4	-3.0	5.9	1.5
	S1	20	0.0	5.1	1.4	-2.2	1.3	6.4	-3.0	5.9	1.4
	S1	24	0.0	5.1	1.3	-2.2	1.2	6.4	-3.0	5.9	1.3
	S2	Ny takst	-4.0	1.1	5.6	-3.9	1.2	5.9	-4.7	1.1	5.0
	S2	Ukorrigert modell	-2.7	0.8	5.2	-1.7	1.0	6.1	1.1	2.4	11.8
	S2	4	-4.7	5.1	3.0	-4.1	2.9	6.0	-3.9	11.4	3.2
	S2	8	-4.7	5.1	2.1	-4.0	1.9	6.0	-3.9	11.4	2.3
	S2	12	-4.6	5.1	1.7	-4.0	1.6	6.0	-3.9	11.4	1.8
	S2	16	-4.7	5.1	1.5	-3.9	1.2	6.0	-3.8	11.4	1.5
	S2	20	-4.6	5.1	1.3	-3.9	1.2	6.0	-3.8	11.4	1.4
	S2	24	-4.6	5.1	1.2	-4.1	1.0	6.0	-3.8	11.4	1.3
	S1 og S2	Ny takst	-3.6	1.2	5.3	-4.1	1.2	6.2	-3.8	1.1	6.1
	S1 og S2	Ukorrigert modell	-1.5	1.0	5.2	-1.0	1.2	6.3	0.3	1.7	8.6
	S1 og S2	4	-3.7	3.0	5.1	-3.5	2.9	6.1	-3.5	3.1	8.4
	S1 og S2	8	-3.7	2.1	5.1	-3.4	1.9	6.1	-3.3	2.3	8.4
	S1 og S2	12	-3.6	1.7	5.1	-3.5	1.7	6.1	-3.4	1.8	8.4
	S1 og S2	16	-3.7	1.6	5.1	-3.4	1.2	6.1	-3.3	1.5	8.4
	S1 og S2	20	-3.6	1.3	5.1	-3.4	1.2	6.1	-3.4	1.4	8.4
	S1 og S2	24	-3.6	1.2	5.1	-3.5	1.1	6.1	-3.3	1.3	8.4

H40 = bonitet etter H40-systemet, HKL = hogstklasse, TS = treslagsfordeling, H = middelhøyde (m), S1 = stratum 1, S2 = stratum 2, S1 og S2 = vektet gjennomsnittlig verdi for stratum 1 og 2, $\overline{MD} \%$ = gjennomsnittlig differanse mellom observert og predikert verdi for alle kontrollflater i en simulering, SE % = standardavvik til $\overline{MD} \%$, SD % = gjennomsnittlig standardavvik for $\overline{MD} \%$.

Vedlegg 3- Tekniske detaljer rundt FLS

FLS blir samlet inn samtidig som flyfoto samles inn, og området blir delt inn i beregningsceller på lik størrelse som prøveflatene. FLS er en fjernmålingsteknikk som benytter fjernmålingsteknologien «Light Detection and Ranging» (LiDAR). En LiDAR-sensor sender ut pulser av nærinfrarødt lys som fordeles fra side til side, og sensoren registrerer tiden det tar fra pulsen forlater sensor til den reflekteres tilbake. Denne refleksjonen betegnes som et laserekko. Avstanden mellom sensoren og ekkoet kan beregnes utfra tidsregistreringen ettersom pulsen beveger seg med lysets hastighet. En puls kan resultere i flere ekko dersom den treffer et tre eller et annet større objekt der pulsen vil reflekteres fra de ulike delene av objektet som er truffet av laserpulsene. Et enkelt ekko kan derfor klassifiseres i kategorier basert på ulike terskelverdier for akkumulert energi som er returnert fra hver puls (Næsset, 2014). Kategoriene skiller mellom ekko som er reflektert fra vegetasjonen og de som er reflektert fra bakken. Klassifisering av denne forskjellen er nødvendig for å kunne beregne høyden til hvert vegetasjonsekk over bakken, og ikke bare over ellipsoiden.

I tillegg til selve avstandsmålingen mellom sensor og ekko, er det flere parametere som må være kjent for at det skal være mulig å koordinatfeste hvert ekko. For det første er nødvendig at sensorens posisjon er kjent. Til dette brukes en GPS-mottaker på flyet. Videre er det også nødvendig å ha kontroll på flyets tredimensjonale orientering (roll, pitch, heading) når hver puls forlater sensoren, og til dette brukes en såkalt INS (Inertial Navigation System). I tillegg registreres skannevinkelen, altså i hvilken vinkel i forhold til sensorens loddakse pulsen forlot sensoren. Når alle disse parameterne er kjent, kan man sammen med avstandsmålingen gjøre en beregning av den tredimensjonale koordinaten til hvert ekko.

Etter at hele punktskyen er koordinatbestemt, er neste steg å skille mellom vegetasjons- og bakkeekko. Dette er nødvendig for å kunne beregne høyden til hvert vegetasjonsekk over bakken, og ikke bare over ellipsoiden. Klassifikasjonen gjøres ved hjelp av en algoritme som evaluerer naboskapet mellom de enkelte ekkoene, og der brukeren også kan sette grenser for hvor bratte vinkler som kan tolereres mellom naboeikko i den resulterende digitale terrengmodellen, DTM (Axelsson, 2000). DTM'en representerer terrengoverflaten, alle vegetasjonsekk kan dermed få beregnet en høydeverdi over terrenget i tillegg til at de er stedfestet og utgjøre det vi kaller en punktsky (Noordermeer et al., 2020). Punktskyen i seg selv er vanskelig å utnytte direkte i statistiske modeller for ulike bestandsparametere, og det er

derfor nødvendig å beregne såkalte laservariable for å representere punktskyen. Laservariablene som beregnes representerer både ekkoenes høydefordeling og fordelingen i xy. Høydefordelingen representeres ved persentiler, der alle høydene først rangeres fra lavest til høyest over DTM'en, og deretter registreres ved hvilke høyder ulike andeler av ekkoene blir akkumulert. For eksempel, 50-persentilen er høydeverdien til det ekkoet som deler de høyderangerte ekkoene i to (medianverdien). Det beregnet videre såkalte tetthetsvariabler som skal uttrykke tettheten på skogen. Dette gjøres ved å først dele punktskyen mellom laveste og høyeste vegetasjonsekko inn i 10 like høye fraksjoner. Det vil da bli ulike antall ekko i hver fraksjon. Deretter telles antall ekko man finner over de respektive fraksjonsgrensene, og deretter divideres dette antallet på det totale antallet ekko som traff den enheten man beregner for. I eldre skog brukes også gjerne en såkalt terskelverdi, for eksempel 2 meter. Både beregning av høydepersentilene og fraksjonsinndelingen blir gjort relativt til denne terskelen, og formålet er å fjerne effekten av ekko fra undervegetasjon som ikke er relevant for tømmervolum etc, og fra ekko som er feilklassifisert som (Noordermeer, 2017).



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway