

ESTIMERING AV BIOMASSEENDRINGER I HOGSTKLASSE 2 VED HJELP AV DATA FRA FLYBÅREN LASER.

ESTIMATING BIOMASS CHANGE IN YOUNG FOREST USING AIRBORNE LASER
SCANNER DATA.

ROAR ØKSETER

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2011



Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved INA (Institutt for naturforvaltning) på UMB (Universitetet for miljø- og biovitenskap), og omhandler endringsestimering ved hjelp av data fra flybåren laser. Arbeidet med masteroppgaven har vært en interessant og lærerik prosess, og markerer slutten for mitt toårige masterstudie i skogfag.

Bakgrunn for den valgte problemstillingen er min interesse for ny teknologi og tidligere arbeidserfaring innenfor skogregistrering. Jeg ble først introdusert for laserteknologien sommeren 2005, da Landsskogstakseringen under Norsk institutt for skog og landskap tok i bruk flybåren laser for takst av Hedemarks dype skoger. I forbindelse med etablering av et større forskningsprosjekt ved INA, ble en masteroppgave innen endringsestimering et mulig og et interessant valg.

En stor takk rettes til mine to veiledere, Dr. Terje Gobakken og Dr. Ole Martin Bollandås, begge ansatt ved INA. De har vært tilgjengelig og bidratt med god konstruktiv kritikk under hele prosessen. Stipendiat Vegard Lien fortjener også takk for hjelp til databehandling og svar på tekniske spørsmål. Denne masteroppgaven hadde grunnlag i datamateriell samlet inn sommeren 1999 av daværende hovedfagsstudent Kjell-Olav Bjerknes, og han fortjener en takk for dette arbeidet.

Til slutt vil jeg takke Kristine for god støtte, samt venner og medstudenter som har bidratt til en fin og minnerik studietid her på Ås.

Universitetet for miljø- og biovitenskap

Ås, 16. mai 2011

Roar Økseter

Sammendrag

Global oppvarming som et resultat av økt utslipp av klimagasser kan føre til konsekvenser for mange økosystemer. Avskoging står for nærmere en femtedel av menneskeskapte klimagassutslipp, noe som har resultert i et ønske om å øke skogbiomassen i verden. For å verifisere at man for et gitt område har økt biomassen trenger man et effektivt verktøy for å måle dette. Flybåren laser er blitt foreslått som et verktøy med et stort potensial for dette formålet. Hovedmålet med denne studien var å se på laserteknologiens evne til å estimere endringer i biomasse over bakkenivå i ung skog.

I Våler kommune i Østfold fylke ble det etablert 39 prøveflater (å 200m^2) i ung skog med varierende bonitetsforhold og treslagsfordeling. Feltregistrering og laserdatainnsamling ble utført sommeren 1999 og 2010. Dette ga et datamateriell med 11 vekstsesonger. Laserdata ble benyttet for å estimere biomassen for hvert tidspunkt og biomasseendringene over denne perioden. Det ble benyttet to ulike metoder for endringsestimering. Den første metoden (metode 1) bestod av to modeller som hver estimerte biomassen for hvert tidspunkt, og endringen ble estimert som forskjellen mellom de to biomasseestimatene. Den andre metoden (metode 2) benyttet endringer i observert biomasse og endringer i laservariable direkte, og bestod kun av én modell.

En kryssvalidering viste en tilfeldig feil på 19,3 og 23,2 % for henholdsvis metode 1 og metode 2. Ingen tidligere undersøkelser ev estimering av endring i biomasse ved bruk av flybåren laser har benyttet data med en så lang tid mellom målingene (observasjonsperiode). Resultatene indikerer at flybåren laser kan benyttes til endringsestimering. Det var ingen klar indikasjon på om metodevalg er avgjørende.

Abstract

Global warming as a result of increased emissions of greenhouse gases may lead to consequences for many ecosystems. Deforestation accounts for almost a fifth of anthropogenic greenhouse gas emissions, resulting in a desire to increase forest biomass in the world. In order to verify that a given area has increased biomass, we need an effective tool to measure this. Airborne laser scanner has been proposed to have a great potential as such a tool. The main objective for this study was to look at laser technology's ability to estimate changes in biomass above ground level.

In total 39 sample plots (each 200m²) were established in young forest with varying site condition and tree species composition, located in Våler municipality in Østfold county. Field data and laser data were collected in the summers of 1999 and 2010. This gave a data material of 11 growth seasons. Laser data were used to estimate the biomass for each point in time and the change of biomass over this period. Two different methods for estimating the biomass changes were used. The first method (Method 1) consisted of two models, and the change was estimated as the difference between the predicted biomass in 1999 and predicted biomass in 2010. The second method (Method 2) used the observed biomass changes and changes in the laser variables directly, and contained only one model.

Based on a cross-validation showed a random error (SD) of 19,3 and 23,2 % for Method 1 and Method 2 respectively. No previous studies have focused on estimating changes in biomass by means of airborne laser scanning and using such a long observation period. The results indicate that airborne laser can be used for estimation of the biomass changes. No major differences between the usages of Method 1 and Method 2 were detected.

Innholdsfortegnelse

| | |
|---|----|
| 1. Innledning..... | 1 |
| 1.1. Bakgrunn | 1 |
| 1.2. Flybåren laserskanning | 1 |
| 1.3. Bruk av ALS for registrering i skog | 3 |
| 1.4. ALS til bruk i endringsestimering | 4 |
| 1.5. Problemstilling..... | 5 |
| 2. Material og metode..... | 6 |
| 2.1. Studieområdet..... | 6 |
| 2.2. Feltdata | 8 |
| 2.2.1. GPS-innmåling av prøveflater | 8 |
| 2.2.2. Feltdata samlet inn i 1999 | 8 |
| 2.2.3. Feltdata samlet inn i 2010 | 9 |
| 2.2.4. Oppsummering av registrerte feltdata..... | 9 |
| 2.3. Laserdata..... | 10 |
| 2.3.1. Innsamling av laserdata..... | 10 |
| 2.3.2. Laservariable | 10 |
| 2.4. Bestemmelse av feltobservert biomasse og biomasseendring på prøveflatene | 12 |
| 2.4.1. Biomassen i 1999 | 12 |
| 2.4.2. Biomassen i 2010 | 12 |
| 2.4.3. Endringer i biomasse..... | 13 |
| 2.4.4. Oppsummering av observert biomasse og biomasseendring | 14 |
| 2.5. Statistisk analyse..... | 15 |
| 2.5.1. Endringsestimering – Metode 1 | 17 |
| 2.5.2. Direkte endringsestimering – Metode 2..... | 18 |
| 2.6. Kryssvalidering..... | 21 |

| | |
|--|----|
| 2.7. Evaluering..... | 21 |
| 2.7.1. Differansen mellom predikert og observert endring | 21 |
| 2.7.2. Standardavviket til differansen | 21 |
| 2.7.3. Metodenes forklaringssevne | 21 |
| 2.7.4. Residualplott for metodene | 22 |
| 2.7.5. Forskjell mellom metodene..... | 22 |
| 2.7.6. Alternativ modellutvalgelse for metode 1 | 22 |
| 3. Resultater | 23 |
| 3.1. Estimering av modeller for tilstand og endringer | 23 |
| 3.1.1. Alternative regresjonsmodeller | 23 |
| 3.1.2. Utvalgte regresjonsmodeller | 26 |
| 3.2. Evaluering..... | 27 |
| 3.2.1. Differanse mellom predikert og observert endring | 27 |
| 3.2.2. Residualplott for metodene | 28 |
| 3.2.3. Alternativ modellutvalgelse | 30 |
| 4. Diskusjon..... | 31 |
| 4.1. Material og metode | 31 |
| 4.2. Utvikling av regresjonsmodeller | 36 |
| 4.3. Endringsestimering | 38 |
| 5. Konklusjon | 41 |
| 6. Litteraturliste | 42 |

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

Økt utslipp av klimagasser som karbondioksid (CO₂) kan føre til en betydelig global oppvarming (IPCC 2007), noe som igjen kan føre til klimaendringer som får konsekvenser for mange økosystemer og interaksjoner mellom dem (Stenseth et al. 2002). Videre er det slik at avskoging står for nærmere en femtedel av de menneskelige klimagassutslippene i verden (Anger & Sathaye 2009; Kindermann et al. 2008), og et ønske om å begrense avskoging og heller øke karbonbinding i skogbiomassen har kommet til uttrykk. Industriland som har ratifisert klimakonvensjonen og Kyoto-protokollen er pålagt å rapportere klimagassutslipp som resultat av endringer i bruk av landområder (Höhne et al. 2007). Etter flere klimatoppmøter har det vært et stort fokus på REDD-mekanismen (Reducing emissions from deforestation and forest degradation in developing countries), som tar sikte på å belønne de utviklingsland som reduserer avskoging i tropisk skog (Dargusch et al. 2010), slik at det bindes mer CO₂ i skogbiomassen. For å være i stand til å verifisere at man for et gitt område faktisk har økt biomassen i skog, trengs det et effektivt system for å måle både dagens situasjon samt følge utviklingen over tid. Selv om det i store deler av verden finnes lange tradisjoner for å måle tømmer volum og biomassen for skogområder basert på feltbaserte metoder, vil det i denne sammenheng, der områdene man er interessert i er store, være behov for å bruke fjernmåling. Ved fjernmåling blir informasjon rundt et objekt hentet inn uten fysisk kontakt mellom måleinstrument og objektet. Dette kan gjøres ved for eksempel å montere måleinstrumenter på satellitter eller fly. Flybårne lasersystem har vist seg å være et effektivt instrument ved estimering av biomasse (Næsset et al. 2004; Næsset 2007). Denne metoden er også blitt nevnt som et verktøy med et stort potensial innenfor overvåking av utvikling og endringer i tropiske skoger (Koch 2010).

1.2. Flybåren laserskanning

Teknologien med et flybåret lasersystem (ALS, Airborne Laser Scanning) ble allerede på 1970-tallet brukt til å overvåke forurensning i vann (Rayner & O'Neil 1979), og er i dag et kraftig verktøy med bruksmuligheter innenfor mange disipliner. Til praktisk skogkartlegging er det ALS-systemer som er basert på diskrete pulser (*discrete pulse*) som er mest benyttet. Her består instrumentet av en laser som sender ut korte lyspulser og en sensor som mottar et avgrenset antall retursignaler av lyspulsene fra bakken eller et objekt på bakken. Alternativet

til diskrete puls-systemer er *continuous waveform*, hvor hele fordelingen av et retursignal fra en lyspuls blir registrert.

For å oppnå at pulsene blir fordelt over areal på tvers av flyretningen og ikke bare rett under flyet, er det montert et speil på laserinstrumentet. Laserpulsene går via dette speilet som beveges frem og tilbake for at laserpulsene blir spredt på tvers av flyretningen. Sammen med at flyet beveger seg fremover får man dekt en korridor under flyet med laserpulser. Hvor bred denne korridoren blir, avhenger av flyets høyde og maksimal vinkel på speilet som fordeler pulsene.

Lyspulsene som blir sendt ut fra flyet kan beskrives som en lyskjegle. Det arealet på bakken som lyspulsene treffer, kalles fotavtrykk (*footprint*) og vil ha en sirkulær form når den faller vinkelrett på bakken og en økende elliptisk form utover i skannet. Arealet på fotavtrykket vil variere med blant annet laserinstrumentets oppsett, flyets høyde og vinkel fra flyet.

Laserinstrumentet karakteriseres ofte ut fra om de har et lite fotavtrykk (*small-footprint*) med en diameter fra noen centimeter til et par meter, eller et stort fotavtrykk (*large-footprint*) med en diameter fra ca. fem meter og oppover. Ved skogregistrering benyttes vanligvis et fotavtrykk på i underkant av 50 cm (Næsset & Gobakken 2008).

Avstanden mellom sensoren og treffstedet kan regnes ut ved at den halve tiden lyspulsene brukte fra den forlot sensoren til det ble registrert en retur, multipliseres med lysets hastighet. Sammen med den kjente avstanden og vinkelen til laserpulsene, brukes en GPS (Global Position System) i flyet for å posisjonsbestemme hvert enkelt lasertreff på bakken. I tillegg brukes en treghetsnavigasjon (Inertial Navigation System, INS) for å registrere flyets orientering i rommet til enhver tid. Dermed vil hvert enkelt retursignal kunne gis en posisjon i tre dimensjoner (x, y og z), med en nøyaktighet på 0,5 m eller bedre (Næsset et al. 2004), og man kan lage en 3D fremstilling av laserpulsenes treffsted.

Energien i en lyspuls vil kunne fordele seg ulikt på et objekt. For eksempel, ved treff av et tre vil noe av lyspulsene returneres fra treet's ytre overflate, mens resten av energien vil bli returnert etter hvert som pulsen penetrerer mellom treet's greiner. Noe av energien vil også bli returnert fra bakken hvis pulsen går igjennom treet's krona. En lyspuls kan dermed gi flere retursignaler, hvor det ved diskrete puls-systemer ofte er den første og den siste returen som er av interesse. Ved bruk av bestemte algoritmer (Axelsson 1999) blir det beregnet en digital

terrengmodell (DTM), som beskriver bakkenivået, terrenget. I praksis blir hvert retursignal klassifisert som bakketreff eller vegetasjonstreff. Videre vil alle vegetasjonstreff få en høydeverdi ved at de blir projisert ned på terrengmodellen, noe som gir dem mulighet til å beskrive høyden og tettheten på vegetasjonen. Det er disse høydemålingene som blir brukt til estimering av ulike skoglige parametere.

1.3. Bruk av ALS for registrering i skog

ALS er en ung teknologi innenfor skogbruket og ble først brukt i skogforskningen i Norge rundt 1995 (Næsset 1997a; Næsset 1997b). Bruk av laserskanning til skogregistreringsformål deles inn i to hovedmetoder; enkelttremetoden (e.g. Hyppä og Inkinen (1999)) og arealmetoden (e.g. Næsset og Bjerknes (2001)). Ved enkelttremetoden blir skoglige parametere utledet fra innsamlet informasjon rundt et enkelttre, og summen av alle individuelle trær innenfor et gitt areal beskriver bestandsdata. Metoden er beregningsmessig krevende og relativt kostbar da det kreves høy punkttetthet. Ved arealmetoden, som blir brukt i denne studien, blir skoglige parametere estimert gjennom en to-steg prosedyre hvor laserdataene blir geo-referert til kjente feltregistrerte verdier. Med de feltregistrerte verdiene fra for eksempel prøveflater på 250 m², beregnes den ønskede skoglige parameteren, som for eksempel volum per hektar. Ved å benytte regresjon ved minste kvadraters metode, blir det beregnet en funksjon som uttrykker sammenhengen mellom laserdata ekstrahert fra prøveflatenes geografiske areal og det feltobserverte volumet på prøveflatene. Videre blir et skogområde delt opp i celler, for eksempel 250 m² store kvadratiske celler, og den estimerte funksjonen estimerer volumet hver celle representerer. Et gjennomsnitt av dette volumet innenfor et bestand blir videre presentert som bestandsvolum. Størrelsen på cellene vil være lik prøveflatenes areal, og varierer derfor ofte mellom 200 - 400 m². Den samme prosedyren benyttes ved estimering av andre skoglige parametere, som for eksempel biomasse, grunnflatesum og treantall.

Forskningen på ALS til bruk som takstmetode innen skogbruket har vist at metoden er økonomisk konkurransedyktig i forhold til tradisjonelle takstmetoder (Eid et al. 2004). Estimering av ulike skoglige parametere som grunnflatesum og bestandsvolum ved hjelp av ALS har en nøyaktighet på lik linje med eller bedre i forhold til tradisjonelle feltbaserte metoder. I 2002 ble laserteknologien tatt i bruk i kommersielle operasjonelle skogtakseringer (Næsset et al. 2004). I skogbruket er god informasjon rundt den eldre skogen av større interesse, da det er denne skogen som gir inntekt på kort sikt. En sluttavvikning ved feil

tidspunkt kan føre til store økonomiske tap. Forskningen på ALS som takstmetode har blant annet derfor hatt større fokus på eldre skog, og tilsvarende mindre på ung skog.

Kjell-Olav Bjerknes sin hovedfagsoppgave fra 2000 fokuserte på estimering av trehøyde og treantall i hogstklasse II, ung skog i rask vekst, ved bruk av laserdata og feltregistreringer (Bjerknes 2000). Studien inkluderte prøveflater i sju forskjellige bestand, med varierende kombinasjoner av treantall, lauvandel og gjennomsnittshøyde. Også senere studier har brukt dette datamaterialet for å estimere trehøyder og treantall i ung skog (Næsset & Bjerknes 2001). Datamaterialet er i senere tid også blitt brukt til å studere egenskapene ALS har til å estimere biomasse over bakkenivå i ung skog (Næsset 2011).

1.4. ALS til bruk i endringsestimering

Ved å sammenstille tilstanden for ulike skoglige parametere for to tidspunkter vil man kunne bruke laserdata til å estimere endringen over denne tidsperioden. Næsset og Gobakken (2005) så på laserteknologiens evne til å overvåke biofysiske parametere. De studerte hvordan vekst påvirket laservariable og hvordan dette igjen varierte i ulike skogtyper. Videre testet de laservariablenes evne til å predikere vekst i skog over en to-års periode, men dette arbeidet ble basert på felldata fra bare ett tidspunkt og vekstfunksjoner ble brukt for å etablere feltobservasjonene på det andre tidspunktet. Yu et al.(2008) gjorde også studier hvor de estimerte endringer over en fem års periode. De studerte her kvaliteten på ulike metoder, men også her var det begrensede kontrolldata fra felt. Bollandsås et al. (2011) gjorde studier på biomasseendring i fjellskog over en fire-års periode og vurderte nøyaktigheten på to ulike metoder. Den ene metoden var basert på at prediksjon av biomasse ble gjort separat for hvert tidspunkt. Videre ble endringen estimert ved å finne endringen mellom de predikerte biomasseestimatene for hvert tidspunkt. Den andre metoden modellerte endringen direkte basert på én modell. Bollandsås et al. (2011) antydte at metoden som bestod av to modeller hadde en ulempe ved at den inneholdt feil fra begge modellene, i forhold til metoden som kun inneholdt feil fra én modell.

1.5. Problemstilling

Hovedmålsettingen ved denne studien var å studere mulighetene for å detektere biomasseendringer i ung skog ved hjelp av ALS. Felt og laserdata fra to tidspunkter (1999 og 2010) ble benyttet. Videre ble metodene brukt av Bollandås et al. (2011) testet for estimering av biomasseendring. I tillegg ble ulike metoder for ekstrahering av laserdata undersøkt for å kunne benytte laservariable ned mot bakken, uten å få for store forstyrrelser fra objekter på bakken. Effekten av bonitet på observert og predikert biomasseendring ble også studert.

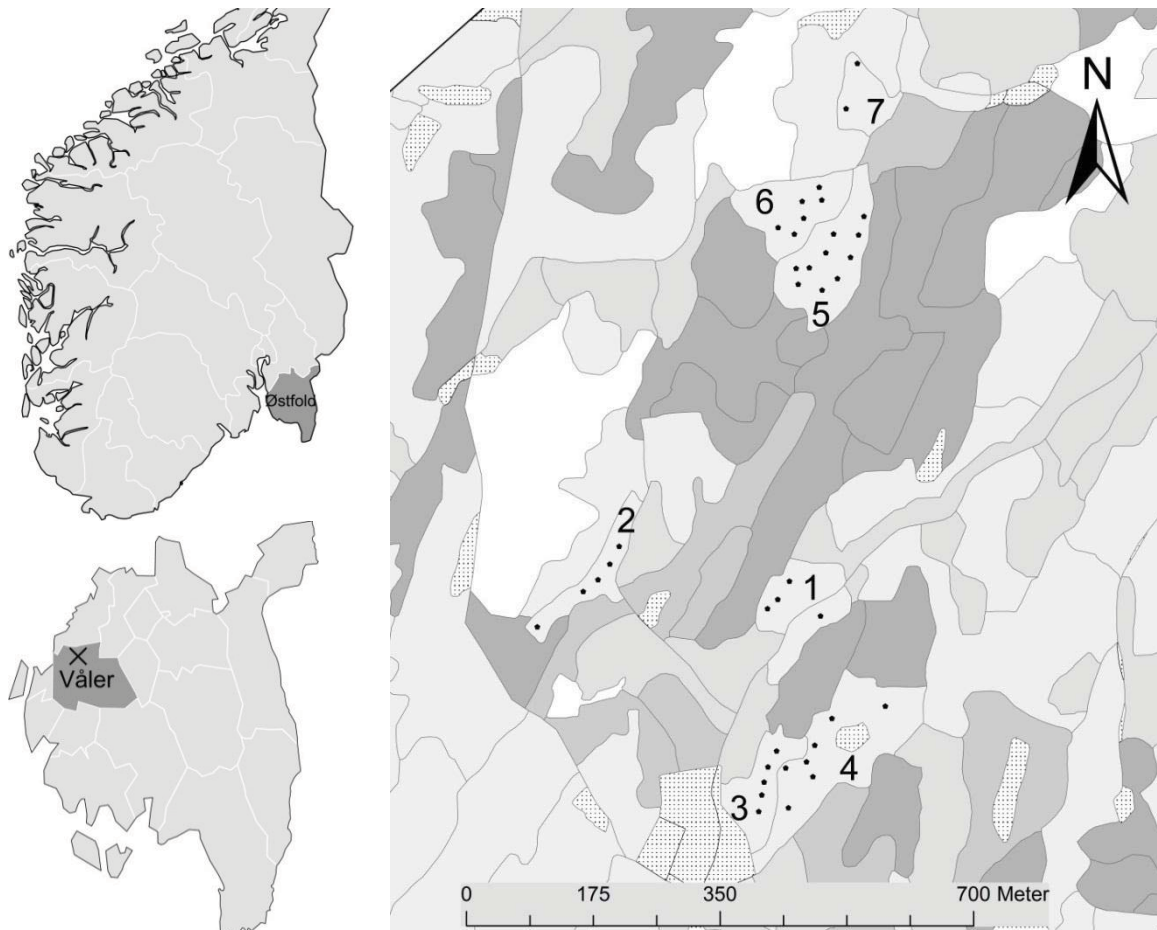
2. Material og metode

2.1. Studieområdet

Data for denne studien er hentet fra et 10 km² stort skogområde i Våler kommune, Østfold fylke (59°30'N 10°55'E, 70-120 m.o.h.). Det samme området var i 1998 gjenstand for første forsøk med arealbasert kartlegging av skogressurser i full skala med ALS (Næsset 2002). Skogen består for det meste av gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus sylvestris*), men har også innslag av noe lauv og da hovedsakelig bjørk (*Betula spp*).

Området i Våler er blitt brukt til en rekke studier knyttet til inventering av ulike skogtyper, ulike biofysiske parametere, studier av forskjeller i egenskaper mellom ulike laserinstrumenter, effekter av ulik intensitet i feltregistreringene med mer. (e.g. Bjerknes (2000), Næsset og Bjerknes (2001) og Næsset (2002)). Totalt er det skrevet flere enn 10 vitenskapelige artikler basert på data fra dette studieområdet.

Sommeren 2010 ble prøveflatene til Bjerknes (2000) oppsøkt og registrert på nytt, og ALS-data ble samlet inn. Datamaterialet for denne studien er med andre ord samlet inn på to tidspunkter, 1999 og 2010 (11 vekstsesonger). De 39 prøveflatene til Bjerknes ligger sentralt til i det omtalte studieområdet (Figur 1)



Figur 1. Øverst til venstre, et kartutsnitt av Norge med Østfold fylke markert. Nede til venstre, Østfold fylke med Våler kommune markert og studieområdet markert med et kryss. Til høyre, et kartutsnitt av studieområdet med de 39 aktuelle prøveflatene fordelt over sju bestand. Bestandene er markert med stigende mørk farge med stigende hogstklasse (1-5).

Prøveflatene er fordelt over sju bestand, som gjennom en områdetakst i 1996 hadde bestandsalder mellom fem og 20 år og ble klassifisert som hogstklasse 2 (Tabell 1). Et av bestandene, bestand nr 2, var et plantet granbestand med en registrert bonitet på 20 etter H_{40} -systemet. De resterende bestandene var naturlig forynget og bestod av furu og lauv og hadde en registrert bonitet på 11 og 14 (Bjerknes 2000).

Tabell 1. Bestandsinformasjon og antall prøveflater (Ant. flater) for de sju aktuelle bestandene (Best.Nr.). Bonitet og bestandsalder (Best. alder) er hentet fra områdetakst gjennomført i 1996.

| Best. Nr. | Treslag | Bonitet | Best. alder | Ant. flater |
|-----------|-----------|---------|-------------|-------------|
| 1 | Furu | F14 | 10 | 4 |
| 2 | Gran | G20 | 5 | 5 |
| 3 | Furu/Gran | F14 | 10 | 5 |
| 4 | Furu | F14 | 10 | 7 |
| 5 | Furu/Gran | F14 | 10 | 10 |
| 6 | Furu | F11 | 20 | 6 |
| 7 | Furu | F11 | 20 | 2 |

2.2. Felldata

2.2.1. GPS-innmåling av prøveflater

For å få ALS-datasettet, laserpulsene, korrespondert med bestemte feltmålinger ute i skogen, var nøyaktig posisjonsbestemmelse nødvendig. Ukorrigerede GPS-målinger for å bestemme posisjonene til prøveflatene var ikke tilfredsstillende i denne sammenhengen. Ved å benytte differensiell GPS (DGPS), som involverer bruk av to GPS-mottakere, kan feilen korrigeres da feilen er felles for to mottakere som er i nærheten av hverandre. Dette ble gjort ved å montere en mottaker på en kjent posisjon (basestasjon) mens en annen mottaker (rover) ble brukt til å logge GPS-posisjoner ute på prøveflatenes sentrum i minimum 15 minutter på hvert punkt. Senere ble de målte GPS-posisjonene ute i felt etterprosessert ved at de ble korrigert for det avviket som basestasjonen registrerte. Denne prosedyren ble utført både i 1999 og i 2010. Avstanden mellom basestasjonen og prøveflatene var i 1996 på 2,8 km (Bjerknes 2000), mens den i 2010 var på maksimalt 1,6 km. Ved GPS-registrering benyttes for øvrig både NAVSTAR-GPS og GLONASS, som er henholdsvis det amerikanske og det russiske satellittsystemet for posisjonsbestemmelse (Daly 1993).

Ved GPS-registreringen i 1999 ble det benyttet fire forskjellige kombinasjoner av GPS-utstyr med ulik kvalitet. Etterprosesseringen fra 1999 ga gjennomsnittlige standardavvik på 1, 6, 6 og 10 cm for de forskjellige kombinasjonene (Bjerknes 2000). Ved GPS-registreringen i 2010 ble utstyret TopCon Legacy benyttet for alle prøveflatene. Etterprosesseringen fra denne GPS-registreringen ga et gjennomsnittlig standardavvik på 0,67 cm.

2.2.2. Felldata samlet inn i 1999

Bjerknes (2000) gjennomførte feltregistreringer i perioden 1. juni til 29. juli 1999, etter en egen feltinstruks (Vedlegg 1) som ble utarbeidet i forkant av feltarbeidet. Her ble hver prøveflate, sirkler på 200m², delt opp i fire kvadranter (50 m² hver). For hver kvadrant ble det registrert antall trær over 1,5 meter i høyde for gran, furu og lauv. Videre ble det registrert høyde på i utgangspunktet fem trær innen hver kvadrant. Utvalget av prøvetrær for høydemåling skjedde systematisk ved å velge hvert n-te tre, hvor $n = \frac{\text{Antall trær innen kvadrant}}{5}$. Høyden på trærne ble målt med en høydestav, og Vertex høydemåler der høyden var over 4 meter. Treslaget for hvert prøvetre ble registrert.

2.2.3. Felldata samlet inn i 2010

I perioden 28. juni til 16. august 2010 ble alle prøveflatene fra 1999 oppsøkt ved å benytte GPS-registreringen som ble utført i 1999. Av de 39 prøveflatene som ble lagt ut i 1999, var det 32 prøveflater hvor sentrum ble gjenfunnet i 2010. De resterende sju prøveflatene ble lagt ut på nytt med korrigerede GPS-registreringer, så en feltregistrering nærmest mulig det opprinnelige sentrum ville bli oppnådd. Feltregistreringene ble utført etter en ny feltinstruks (Vedlegg 2), som ble utarbeidet i forkant av feltarbeidet. For å kunne få et sammenliknbart materiale ble prøveflatens sirkelareal på 200m² opprettholdt. Å dele prøveflatene inn i kvadranter ble utelatt da dette ikke hadde noen hensikt i denne studien. Alle trær over 1,5 meter i høyde over bakken ble registrert med treslag og diameter i brysthøyde. Det ble videre registrert trehøyder for i utgangspunktet fem trær per prøveflate. Utvalget av prøvetrær ble også her utført systematisk ved at hvert n-te tre ble valgt ut, hvor $n = \frac{\text{Antall trær på prøveflaten}}{5}$. Høyden ble registrert fra stubbeavskjær med en Vertex høydemåler for alle prøvetrær.

2.2.4. Oppsummering av registrerte felldata

Antall trær på prøveflatene varierte mellom 1 650 – 7 100 per hektar i 1999 og 1 550 – 15 800 per hektar i 2010 (Tabell 2). Gjennomsnittlig andel gran og lauv økte fra 1999 til 2010, mens andelen furu gikk ned.

Tabell 2. Minimum (Min), maksimum (maks) og gjennomsnittsverdi (Gj. snitt) med tilhørende standardavvik (SD) for registrerte felldata for 1999 og 2010.

| | | Min | Maks | Gj. snitt | SD |
|---------------------------|-------------|-------|--------|-----------|----------|
| Andel gran | 1999 | 0,00 | 0,89 | 0,26 | 0,27 |
| | 2010 | 0,02 | 0,95 | 0,34 | 0,22 |
| Andel furu | 1999 | 0,00 | 0,97 | 0,57 | 0,31 |
| | 2010 | 0,00 | 0,94 | 0,32 | 0,26 |
| Andel lauv | 1999 | 0,01 | 0,48 | 0,17 | 0,11 |
| | 2010 | 0,04 | 0,65 | 0,34 | 0,19 |
| Antall trær per ha | 1999 | 1 650 | 7 100 | 4 197,44 | 1 411,14 |
| | 2010 | 1 550 | 15 800 | 6 360,26 | 3 772,71 |

2.3. Laserdata

2.3.1. Innsamling av laserdata

Flyvninger for laserdatainnsamling over studieområdet ble foretatt, av Fotonor AS den 8. og 9. juni 1999 og av Blom Geomatics AS den 2.juli 2010 (Tabell 3). I 1999 ble det brukt en Optech ALTM 1210 på 690 meter over bakken med en åpningsvinkel på 0,30 mrad. Mens det i 2010 ble brukt en Optech ALTM-Gemini på 900 meters høyde med en åpningsvinkel på 0,29 mrad. Dette ga et gjennomsnittlig fotavtrykk på 21 og 26,1cm for henholdsvis 1999 og 2010.

Tabell 3. Informasjon rundt laserdatainnsamling for både 1999 og 2010.

| Parameter | 1999 | 2010 |
|----------------------------------|---------------------|-----------------------------|
| Oppdragstager | Fotonor AS | Blom Geomatics AS |
| Instrument | Optech ALTM 1210 | Optech ALTM-Gemini 05SEN180 |
| Dato for innhenting | 8. og 9. juni 1999* | 2. juli 2010 |
| Tetthet, pulser/m ² | 1,21 | 1,03 |
| Bølgelengde (nm) | 1064 | 1064 |
| Repetisjonsrate (kHz) | 10 | 100 |
| Skanningsfrekvens (Hz) | 21 | 55 |
| Gjennomsnittlig flyhøyde (m.o.b) | 690 | 900 |
| Laserens åpningsvinkel (mrad) | 0,30 | 0,29 |
| Maks skanningsvinkel (°) | 17 | 14 |
| Maks prosesseringsvinkel | 14 | 13,8 |
| Gjennomsnittlig fotavtrykk (cm) | 21 | 26,10 |

* susteretur som ble brukt til å lage DTM for 1999, ble samlet 6.juni 2000

Det ble beregnet separate terrengmodeller for 1999-datasettet og 2010-datasettet. På grunn av feil i sustereturdatasettet fra 1999, ble det utført flyvninger også 6. juni 2000 (Næsset 2011). Terrengmodellen for 1999 ble dermed beregnet fra sustereturdatasettet fra 2000, mens terrengmodellen for 2010 ble beregnet fra laserdataene samlet inn i 2010.

2.3.2. Laservariable

Ut fra prøveflatens nøyaktige koordinater, ble laserpulser for hver prøveflate på 200m² plukket ut, både for 1999 materialet og 2010 materialet. Ved utplukking av laserpulser fra laserdatasettet fra 1999, ble koordinatene fra sommeren 2010 brukt på de 32 prøveflatene der prøveflatens sentrum fra 1999 var gjenfunnet. På de resterende sju prøveflatene ble koordinatene fra 1999 brukt. For laserdatasettet fra 2010 ble koordinatene registrert i 2010 brukt.

I denne studien er første retur av laserpulsene brukt til å beregne laservariable. Da denne studien omhandlet biomasse i ung skog var det ønskelig å benytte laservariable ned mot bakken, uten å få for store forstyrrelser fra objekter på bakken. Det vil være interessant å vurdere hvor avgjørende en slik grense vil være for en regresjonsmodell. Beregninger av laservariable ble derfor utført med to forskjellige grenser for vegetasjonstreff, 0,5 meter og 1,3 meter, noe som resulterte i to datasett med laservariable for både 1999 og 2010. Treff under de nevnte grensene ble dermed definert som bakketreff.

Av laserpulsene over grensen for vegetasjonstreff ble det beregnet i alt 24 laservariable for hver prøveflate som skulle beskrive laserpulsenes fordeling på prøveflaten; $d_0, d_1, d_2, d_3, d_4, d_5, d_6, d_7, d_8, d_9, h_0, h_{10}, h_{20}, h_{30}, h_{40}, h_{50}, h_{60}, h_{70}, h_{80}, h_{90}, h_{max}, h_{mean}, h_{cv}$ og h_{qmean} . Flere studier har brukt nettopp disse variablene som uavhengige variable i regresjonsmodeller for estimering av forskjellige skoglige parametere (Næsset 2011).

For å beskrive laserpulsenes fordeling i den vertikale retningen, ble laserpulsene fra en prøveflate delt inn i 10 høydepersentiler; 0 % (h_0), 10 % (h_{10}), ... og 90 % (h_{90}). Den prosentvise satsen som hver høydepersentil representerer, er definert som prosent av laserpulser over den angitte grensen for vegetasjonstreff. Verdien til eksempelvis h_0 og h_{60} er høydeverdien for henholdsvis den laveste laserpulsen (0 %) og den laserpulsen hvor 60 % av laserpulsene har lavere høydeverdi. I tillegg til de 10 høydepersentilene, ble det estimert fire andre høydevariable; h_{max} som er den høyeste målte laserpuls, h_{mean} som er gjennomsnittlig laserpulshøyde, h_{cv} som er variasjonskoeffisienten til laserpulshøydene og h_{qmean} som er gjennomsnittlig verdi av kvadratiske laserpulshøyder.

Tetthetsvariable er laservariable som skal beskrive tettheten av skog, og angir andel laserpulser som befinner seg over en bestemt høyde; d_0, d_1, \dots og d_9 . Den vertikale avstanden, l , mellom grensen for vegetasjonstreff og den høyest målte laserpulsen, h_{max} , ble delt inn i 10 like lange vertikale lengder. Eksempelvis beskriver verdien til variablene d_2 og d_4 andel laserpulser av totalt antall laserpulser som befinner seg over henholdsvis $2/10$ av l og $4/10$ av l .

2.4. Bestemmelse av feltobservert biomasse og biomasseendring på prøveflatene

Ved bestemmelse av biomasse på prøveflatene ble det brukt biomassefunksjoner etter Marklund (1988) for alle biomassekomponentene, unntatt bladverk hos lauv, hvor det ble brukt en biomassefunksjon etter Claesson et al. (2001). Variable som blir brukt i funksjonene er trehøyde og diameter i brysthøyde.

2.4.1. Biomassen i 1999

Ved biomasseestimering for datamaterialet etter Bjerknes, er det brukt samme fremgangsmåte som i Næsset (2011).

Diameter i brysthøyde ble ikke registrert ved feltregistreringen i 1999, noe som gjorde det nødvendig å predikere en diameter for prøvetrærne. Det ble her brukt en invertert utgave av en høyde-diameterfunksjonen utviklet av Bollandsås (2007). Den predikerte diameteren og den registrerte høyden ble benyttet i biomassefunksjonene for å finne biomassen for hvert prøvetre. Videre ble gjennomsnittlig biomasse over bakkenivå for hvert treslag innen hver kvadrant funnet og multiplisert med korresponderende antall trær innen kvadrant. Biomassen innen hver kvadrant ble videre summert sammen, og slått sammen med de andre kvadrantene på prøveflaten. Utregningen ble utført etter følgende funksjon:

$$B_{p_{1999}} = \frac{10000}{200} \sum_{q=1}^4 \sum_{s=1}^3 \frac{M_{sq}}{m_{sq}} \sum_{j=1}^{m_{sq}} b_{jsq} \quad (\text{Funksjon 1})$$

der B er totalt observert biomasse over bakkenivå, tonn/ha, for hver prøveflate (p). q er kvadrantnummer, s er treslag, m er antall prøvetrær, M er antall registrerte trær og b er biomassen over bakkenivå for hvert prøvetre (j).

2.4.2. Biomassen i 2010

Siden diameter ved brysthøyde var registrert for alle registrerte trær i 2010 ble det valgt å beregne høydemodeller, ved å benytte de registrerte prøvetrærne. Formålet med høydemodellene var å estimere en høyde for alle trær innen hver prøveflate. Høyden har vist seg å kunne være en funksjon av diameteren (Bollandsås 2007), og da det videre har vist seg at høyden vil flate ut etter hvert som diameter øker, ble det valgt en ikke-lineær regresjonsmodell. Prøvetrærne ble delt inn i to bonitetsklasser, hvor bonitet 11 inngikk i klasse 1, og bonitet 14 og 20 inngikk i klasse 2. Videre ble det beregnet en høydemodell for både gran, furu og lauv innen hver bonitetsklasse. For å hindre at trær skulle få lavere høydeverdi enn 1,3 meter over stubbeavskjær, noe som ville vært ulogisk da disse trærne ikke

er registrert, ble modellene tvunget til å gi en høydeverdi på 1,3 meter ved en diameter på 0 cm. Dermed ble seks modeller etter denne funksjonen beregnet:

$$h(dm) = 13 + (\beta_1 * dbh(mm)^{\beta_2}) + \varepsilon \quad (\text{Funksjon 2})$$

hvor $h(dm)$ er høyden over stubbeavskjær i dm, $dbh(mm)$ er brysthøydiameteren i mm, β_1 og β_2 er modellparametere som må estimeres og ε er feilleddet.

β_1 parameteren var ikke statistisk signifikant for gran og lauv i bonitetsklasse 1, med p -verdier på henholdsvis 0,09 og 0,12. De resterende β_1 parameterne og β_2 parameterne var statistisk signifikant ($p < 0,05$) (Tabell 4). Det var en stor variasjon i forholdet mellom diameter og høyde hos furu, noe som førte til en R^2 -verdi på 0,69 og 0,46 for henholdsvis bonitetsklasse 1 og 2. De resterende modellene viste en god forklaringssevne, med en R^2 -verdi mellom 0,84 og 0,93.

Tabell 4. De estimerte høydemodellene for 2010-datasettet, etter funksjonen $H(dm) = 13 + (\beta_1 * dbh(mm)^{\beta_2})$.

| Bon.kl. | Treslag | β_1^a | β_2^a | R^2 | RMSE | n^b |
|---------|---------|-------------|-------------|-------|-------|-------|
| 1 | Gran | 1.9944 NS | 0.7677 *** | 0.85 | 15,34 | 16 |
| 1 | Furu | 7.9676 ** | 0.5060 *** | 0.69 | 10,46 | 32 |
| 1 | Lauv | 2.0751 NS | 0.8411 *** | 0.92 | 9,08 | 11 |
| 2 | Gran | 0.5433 *** | 1.0813 *** | 0.93 | 8,14 | 143 |
| 2 | Furu | 9.4308 *** | 0.4375 *** | 0.46 | 10,50 | 101 |
| 2 | Lauv | 2.7315 *** | 0.7455 *** | 0.84 | 8,64 | 44 |

^a, NS=ikke signifikant ($p > 0,05$), *= $p < 0,05$, **= $p < 0,01$, ***= $p < 0,001$)

^b, n er antall prøvetrær som inngikk i modellen

Videre ble den registrerte diameteren og den estimerte høyden brukt i biomassefunksjonene, slik at biomassen for hvert enkelt tre ble beregnet. Biomassen for alle trærne på prøveflaten ble summert sammen på følgende vis:

$$B_{p_{2010}} = \frac{10000}{200} \sum_{t=1}^b b_t \quad (\text{Funksjon 3})$$

der B er totalt observert biomasse over bakkenivå, tonn/ha, for hver prøveflate (p), t er antall registrerte trær på prøveflaten og b er biomassen for hvert tre.

2.4.3. Endringer i biomasse

Endringer i den observerte biomassen ble funnet ved å trekke biomassen i 1999 fra biomassen i 2010 for hver prøveflate:

$$\Delta B_p = B_{p_{2010}} - B_{p_{1999}} \quad (\text{Funksjon 4})$$

der ΔB er biomasseendringen for hver prøveflate p .

Prøveflatene som ble benyttet i denne studien var fordelt over flere bestand med ulik registrert bonitet, noe som derfor kunne gi varierende størrelse på endringer. Spesielt da studien inneholder 11 vekstsesonger ville det være interessant å se hvilken effekt bonitet hadde på prøveflatenes biomasseendringer. Dette ble studert ved at prøveflatene for hver bonitet ble delt opp i seks ulike grupper etter biomasseendring, 0-20 tonn/ha endring, 21-40 tonn/ha endring, osv.

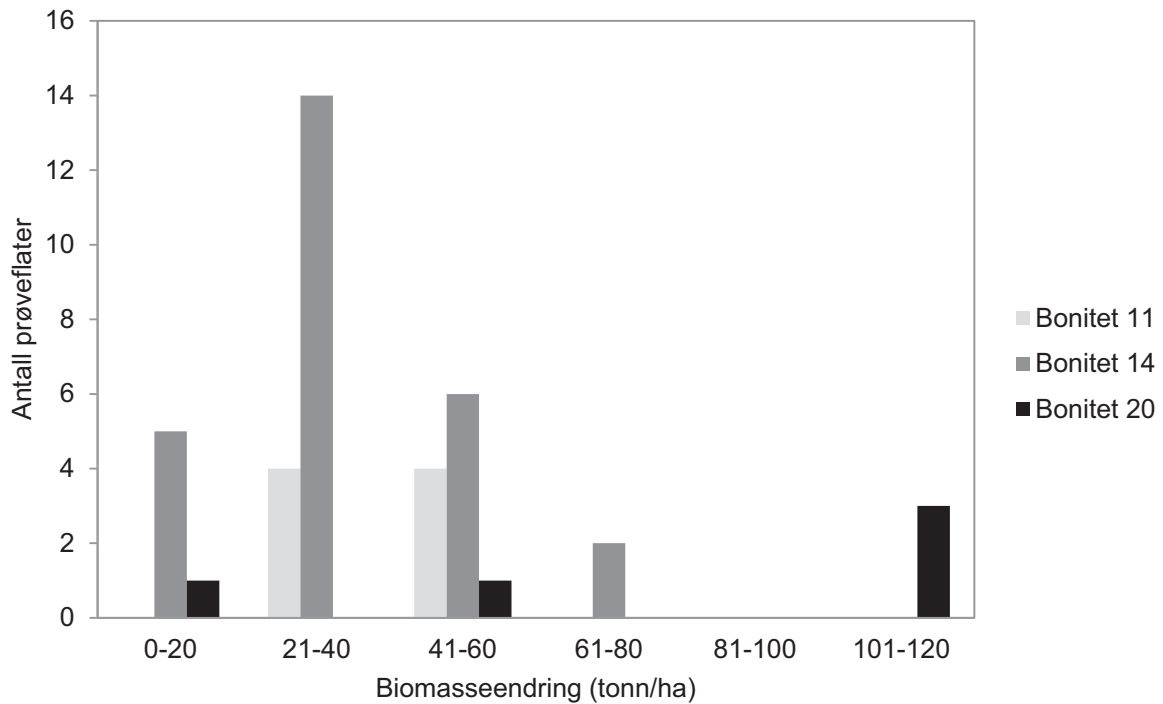
2.4.4. Oppsummering av observert biomasse og biomasseendring

Biomassen i 1999 varierte fra 2,27 tonn/ha til 30,86 tonn/ha, med et gjennomsnitt på 13,64 tonn/ha (Tabell 5). Gjennomsnittlig biomasse i 2010 var på 56,27 tonn/ha, og varierte fra 13,12 tonn/ha til 130,67 tonn/ha. Biomasseendringene på prøveflatene varierte fra 8,77 tonn/ha til 115,10 tonn/ha, med et gjennomsnitt på 42,63 tonn/ha.

Tabell 5. Gjennomsnittlig, minimum (Min. biomasse), maksimum (Maks. biomasse) og standardavviket (SD) for feltobservert biomasse (tonn/ha) i 1999 og 2010 og biomasseendringen (tonn/ha) for hver bonitet og for alle prøveflater samlet.

| Tidspunkt | Bonitet | Antall prøveflater | Gjennomsnittlig biomasse (tonn/ha) | Min. biomasse | Maks. biomasse | SD |
|-----------|---------|--------------------|------------------------------------|---------------|----------------|-------|
| 1999 | 11 | 8 | 22,30 | 10,48 | 30,86 | 7,54 |
| | 14 | 26 | 10,97 | 2,27 | 23,18 | 5,59 |
| | 20 | 5 | 13,70 | 4,59 | 20,24 | 5,80 |
| | Alle | 39 | 13,64 | 2,27 | 30,86 | 7,43 |
| 2010 | 11 | 8 | 65,88 | 40,68 | 86,71 | 15,98 |
| | 14 | 26 | 46,58 | 13,12 | 84,02 | 16,31 |
| | 20 | 5 | 91,34 | 17,05 | 130,67 | 52,55 |
| | Alle | 39 | 56,27 | 13,12 | 130,67 | 27,54 |
| Endring | 11 | 8 | 43,58 | 30,20 | 59,00 | 12,28 |
| | 14 | 26 | 35,61 | 8,77 | 66,47 | 13,86 |
| | 20 | 5 | 77,65 | 12,46 | 115,10 | 47,38 |
| | Alle | 39 | 42,63 | 8,77 | 115,10 | 24,20 |

De fem prøveflatene som i utgangspunktet lå i bonitet 20 hadde en prøveflate representert med under 20 tonn/ha i biomasseendring og tre prøveflater representert med over 100 tonn/ha i biomasseendring (Figur 2). Det var kun fem prøveflater med en biomasseendring på over 60 tonn/ha, hvorav tre prøveflater hadde en biomasseendring på over 100 tonn/ha.



Figur 2. Prøveflatene er delt inn etter bonitet og seks grupper etter størrelse på biomasseendring (tonn/ha), 0-20, 20-40 osv. Hver søyle beskriver antall flater for hver bonitet i hver gruppe.

2.5. Statistisk analyse

Alle statistiske analyser ble utført ved bruk av SAS 9.2. Metodene for endringsestimering ble bygd opp av regresjonsmodeller. Det ble her valgt regresjon ved minste kvadraters metode, med feltobserverte verdier som responsvariable og de 24 nevnte laservariablene som forklaringsvariable. I tillegg ble bonitet benyttet som en forklaringsvariabel, da det var ventet at denne variabelen kunne være korrelert med feltobservert biomasse og biomasseendring.

Datamaterialet bestod av mange forklaringsvariable, noe som gjorde det nødvendig å gjøre et utvalg. Det var da ønskelig å velge ut de forklaringsvariablene som best forklarte variasjonen i responsen. I regresjonsanalysene ble det derfor valgt en stegvis utvalgsprosedyre, hvor forklaringskraften for forklaringsvariablene i en eventuell modell ble identifisert. For at en forklaringsvariabel skulle bli vurdert, måtte den i utgangspunktet ha en statistisk signifikant betydning på responsen. Forklaringsvariabelen måtte også være statistisk signifikant etter hvert som andre forklaringsvariable ble tatt inn i modellen. Dette ble utført ved at det ble satt en øvre grense for parameterestimatets p -verdi på 0,05, både for å bli vurdert som forklaringsvariabel og for å bli værende i modellen.

For å identifisere de beste modellene ble modellene vurdert mot hverandre. Noe som indikerer en god modell er en høy R^2 -verdi, som indikerer regresjonsmodellens tilpasning til de observerte verdiene. Denne verdien er definert som andel variasjon som blir forklart i regresjonsmodellen i forhold til total variasjon i den avhengige variabelen. En modell kun vurdert ut ifra R^2 vil bli for kompleks da denne verdien vil øke når flere forklaringsvariable blir benyttet i modellen. Med andre ord vil R^2 alltid øke og gå mot 1 når en forklaringsvariabel blir lagt inn i modellen, selv om denne ikke har noe med responsen å gjøre. I denne sammenhengen hvor modellene bestod av flere potensielle forklaringsvariable var det aktuelt å vurdere den justerte R^2 :

$$\text{Justert } R^2 = 1 - (1 - R^2) \frac{(p - 1)}{(p - n - 1)} \quad (\text{Funksjon 5})$$

hvor R^2 er den opprinnelige R^2 -verdien, p er antall prøveflater og n er totalt antall forklaringsvariable i modellen. Med den justerte R^2 -verdien, blir den opprinnelige R^2 -verdien justert med antall forklaringsvariable i modellen. Et økt antall forklaringsvariable i modellen vil skape en større brøk i funksjonen, noe som igjen vil føre til en lavere justert R^2 -verdi i forhold til den opprinnelige R^2 -verdien.

Et problem som kan oppstå ved å ha mange potensielle forklaringsvariable er multikollinearitet, definert som høy korrelasjon mellom to eller flere forklaringsvariable i modellen. En høy korrelasjon mellom to forklaringsvariable vil føre til ustabile parameterestimat for de korrelerte forklaringsvariablene. Det finnes ulike måter å identifisere denne korrelasjonen på. Et alternativ, det som ble benyttet i dette tilfellet, er å kalkulere og overvåke størrelsen på "condition number" i hver enkelt modell. Condition number (k) er definert som kvadratroten av brøken mellom den største og den minste egenverdien. En k -verdi under 30 indikerer liten grad av multikollinearitet (Weisberg 1985).

Modellenes residualplott ble også vurdert mot hverandre for å finne en modell som er like god for hele gyldighetsområdet. Residualverdiene til en modell er forskjellen mellom den predikerte og observerte responsverdien. En god modell vil ha en normalfordeling av residualverdiene.

En ofte brukt metode for å vurdere kvaliteten på en modell, som også ble benyttet i denne studien, er modellenes Root Mean Square Error (RMSE). RMSE-verdien er kvadratroten av gjennomsnittet til de kvadrerte residualene, og er et variasjonsmål for differansen mellom predikerte og observerte verdier. En god modell vil ha en liten differanse, noe som vil gi en lav RMSE-verdi.

Forklart innledningsvis var det ønskelig å teste to ulike metoder for estimering av endringer i biomasse.

2.5.1. Endringsestimering – Metode 1

En metode, heretter kalt metode 1, gikk ut på å estimere regresjonsmodeller for biomassen for hvert tidspunkt:

$$B_{1999} = \beta_0 + \sum \beta_i X_{i_{1999}} + \varepsilon \quad (\text{Funksjon 6})$$

$$B_{2010} = \alpha_0 + \sum \alpha_i X_{i_{2010}} + \varepsilon \quad (\text{Funksjon 7})$$

der B_{1999} og B_{2010} er responsvariabelen, observert biomasse, for henholdsvis 1999 og 2010.

$X_{i_{1999}}$ og $X_{i_{2010}}$ er laservariabel i beregnet ut fra laserdatasettet for henholdsvis 1999 og 2010.

β_i og α_i er modellparametere for laservariabel i som må estimeres og ε er feilleddet. Videre blir biomasseendringen estimert ved å finne endringen mellom den predikerte B_{1999} og den predikerte B_{2010} .

For å utvikle en god modell har tidligere studier vist til gode resultater ved å transformere variable (e.g. Næsset og Bjerknes (2001), Næsset (2004) og Næsset (2011)). Transformasjon påvirker fordelingen av modellens residualverdier, og har vist å kunne skape en bedre normalfordeling av denne verdien. Dette kan utføres ved for eksempel å bruke den naturlige logaritmen, kvadratiske verdier eller kvadratroten av variabelen. I mange tilfeller vil slike transformasjoner gjøre at regresjonsmodellen vil få en bedre tilpasning til materialet. I tillegg til de to valgte grensene for vegetasjonstrekk, ble det testet sju ulike modellformer med ulik sammensetning av transformasjoner (Tabell 6). I modellform 7 inngår alle de brukte formene av forklaringsvariablene.

Tabell 6. Oversikt over de ulike transformasjonskombinasjonene mellom respons og forklaringsvariable brukt i metode 1.

| Modellform | Type transformasjon av responsvariabelen | Type transformasjon av forklaringsvariabel | Antall potensielle forklaringsvariable |
|------------|--|--|--|
| 1 | Ingen | Ingen | 25 |
| 2 | Ingen | Naturlig logaritme | 25 |
| 3 | Ingen | Kvadratrot | 25 |
| 4 | Ingen | Kvadratisk | 25 |
| 5 | Naturlig logaritme | Naturlig logaritme | 25 |
| 6 | Kvadratrot | Ingen | 25 |
| 7 | Ingen | Alle former | 97 |

2.5.2. Direkte endringsestimering – Metode 2

En annen metode, heretter kalt metode 2, gikk ut på å estimere endringen i biomasse direkte ved å modellere endringen i biomassen ved hjelp av endringen i forklaringsvariablene:

$$\Delta B = \delta_0 + \sum \delta_i \Delta X_i + \varepsilon \quad (\text{Funksjon 8})$$

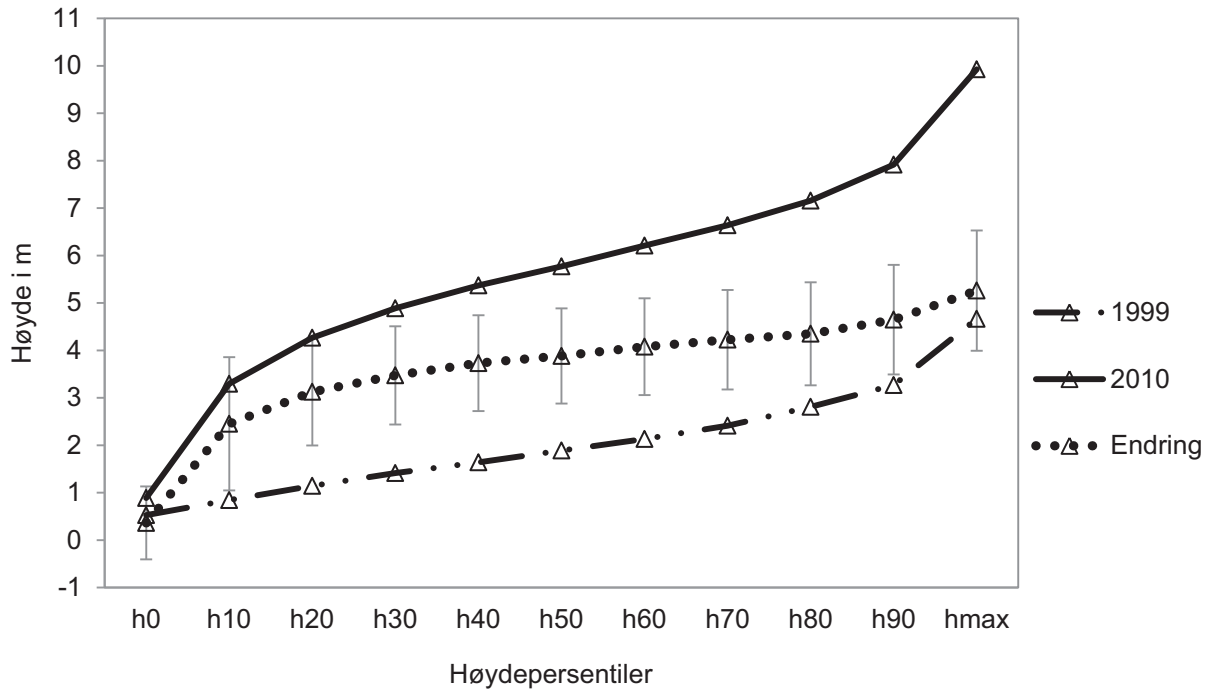
der ΔB er responsvariabelen, endring i den observerte biomassen. ΔX_i er endringen i laservariabel i , δ_i er modellparametere for endring i hver laservariabel i som må estimeres, og ε er feilleddet.

Endringene i hver enkelt laservariabel i ble funnet ved å trekke laservariabelens verdi fra 1999 fra den korresponderende laservariabelverdien fra 2010. Dette ga et nytt datasett med 24 laservariabeler for hver prøveflate, hvor laservariabelverdiene beskriver endringen mellom 1999 og 2010:

$$\Delta X_i = X_{i_{2010}} - X_{i_{1999}} \quad (\text{Funksjon 9})$$

Det ville være interessant å studere i hvilken grad de ulike laservariablene er påvirket av endringen i biomassen mellom tidspunkt 1 og 2, og hvilken endring som vil ha en størst betydning for modellen for endringer i biomassen. Endringen i gjennomsnittsverdien for hver høydepersentil og tetthetsvariabel mellom 1999 og 2010 ble derfor kalkulert, og deretter plottet sammen med gjennomsnittsverdier fra 1999 og 2010 (Figur 3 og Figur 4).

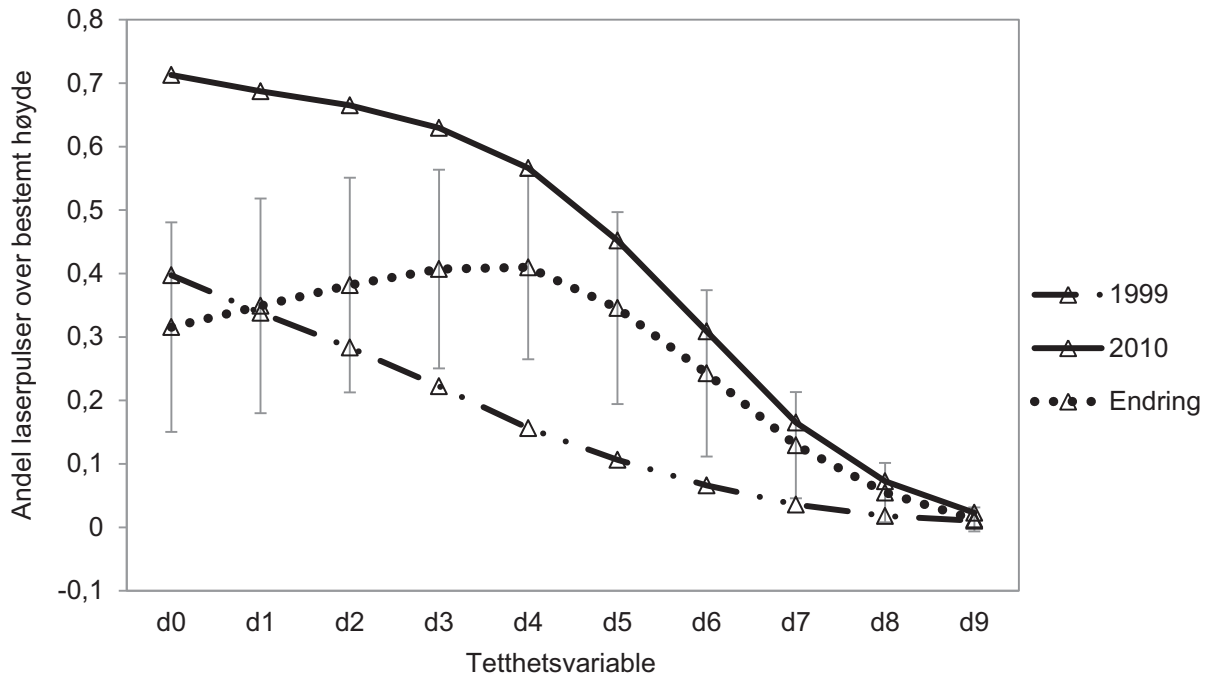
De gjennomsnittlige høydepersentilene viser en jevn økning på 4 meter, med større økning med høyere høyde (Figur 3). Endringen har et forholdsvis jevnt standardavvik på rundt 1 meter.



Figur 3. Gjennomsnittlige høydepersentiler for de 39 prøveflatene for både 1999, 2010 og endringen. Standardavviket for endringen i hver variabel er lagt inn som et intervall. Laservariablene er beregnet med en nedre grense for vegetasjonstreff på 0,5 meter.

For tetthetsvariablene var det variablene d_3 og d_4 som hadde den største endringen, mens den var synkende med økende høyde med minst endring i variablene d_8 og d_9 (Figur 4).

Standardavviket for endringen i tetthetsvariablene var stor for de med lav høyde, og synkende ved økt høyde.



Figur 4. Gjennomsnittlige tetthetsvariable for de 39 prøveflatene for både 1999, 2010 og endringen. Standardavviket for endringen i hver variabel er lagt inn som et intervall. Laservariablene er beregnet med en nedre grense for vegetasjonstreff på 0,5 meter.

Forklaringsvariablene i denne situasjonen kan være negative, noe som utelukker muligheten for transformasjon. Responsvariabelen kan også i prinsippet være negativ, men da responsen i dette tilfellet beskriver endringer i biomasse for ung skog i sterk vekst var dette ikke tilfellet (Tabell 5). Dette endte med, i tillegg til de to valgte grensene for vegetasjonstreff, tre ulike modellformer (Tabell 7).

Tabell 7. Oversikt over de ulike transformasjonskombinasjonene mellom respons og forklaringsvariable brukt i metode 2.

| Modellform | Type transformasjon av responsvariabelen | Type transformasjon av forklaringsvariabel | Antall potensielle forklaringsvariable |
|------------|--|--|--|
| 1 | Ingen | Ingen | 25 |
| 2 | Naturlig logaritme | Ingen | 25 |
| 3 | Kvadratrot | Ingen | 25 |

2.6. Kryssvalidering

Kryssvalidering ble valgt som valideringsmetode for de utvalgte modellene og metodene da det ikke fantes et uavhengig datasett å validere de estimerte regresjonsmodellene på. I denne prosedyren ble datasettet midlertidig redusert med én prøveflate, og en modell ble estimert med bakgrunn av de gjenstående prøveflatene. Det ble så predikert en y -verdi for den ekskluderte prøveflaten. Prosedyren ble gjentatt 39 ganger så alle prøveflatene hadde vært ekskludert en gang, og deres y -verdi var predikert med bakgrunn i de andre prøveflatene.

2.7. Evaluering

2.7.1. Differansen mellom predikert og observert endring

For å studere kvaliteten på de utvalgte modellene og metodene ble differansen mellom predikerte og observerte verdier funnet. Datamaterialet ble også delt inn etter bonitetsverdiene for å studere hvor gode metodene var innen hver bonitet. For å se om differansen mellom den predikerte og observerte verdien var forskjellig fra 0, ble det utført en t -test for hver differanse som ble funnet.

2.7.2. Standardavviket til differansen

En mye brukt metode for å studere kvaliteten på en modell, er standardavviket til differansen mellom predikerte og observerte verdier. For de utvalgte regresjonsmodellene og for hver metode ble standardavviket for denne differansen, residualverdien, beregnet etter følgende funksjon:

$$SD = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_p - \bar{x})^2} \quad (\text{Funksjon 10})$$

hvor x er residualverdien for hver prøveflate p og \bar{x} er den gjennomsnittlige residualverdien.

Dette standardavviket uttrykkes ofte som den tilfeldige feilen til modellen, og da som prosent av observert gjennomsnitt.

2.7.3. Metodenes forklaringssevne

Det var også interessant å vurdere metodene etter hvor mye av variasjonen i de observerte biomasseendringene som ble forklart ved metoden. For regresjonsmodeller vil R^2 -verdien være et uttrykk for denne forklaringssevnen (F.E.). For metode 2 vil derfor F.E. bli gitt direkte fra regresjonsmodellen, som modellens R^2 -verdi. Dette var ikke tilfelle for metode 1, da denne bestod av to modeller. F.E. ble derfor estimert etter følgende funksjoner:

$$SS_{err} = \sum (y_p - \bar{y})^2 \quad (\text{Funksjon 11})$$

$$SS_{tot} = \sum (y_p - f_p)^2 \quad (\text{Funksjon 12})$$

$$F.E. = 1 - \frac{SS_{err}}{SS_{tot}} \quad (\text{Funksjon 13})$$

hvor y er den observerte biomasseendring for hver prøveflate p , \bar{y} er den gjennomsnittlige observerte biomasseendringen, f er den estimerte biomasseendringen for hver prøveflate i og $F.E.$ er metodens forklaringsevne.

2.7.4. Residualplott for metodene

For å studere metodenes kvalitet over gyldighetsområdet, og i hvilken grad metodenes residualverdier hadde en normalfordeling ble metodenes residualplott studert. Den nevnte differansen, residualverdien, for metodene både før og etter kryssvalidering ble plottet mot den observerte endringen.

2.7.5. Forskjell mellom metodene

For å se om det var en forskjell mellom metodene var det aktuelt å gjøre en statistisk test. Det ble her valgt å benytte en parvis t-test, hvor prøveflatenes residualverdier etter en kryssvalidering for de to metodene ble benyttet som par.

2.7.6. Alternativ modellutvelgelse for metode 1

Ved oppbygging av metode 1 er muligheten til transformasjon av forklaringsvariable til stede. Dette er noe som tidligere har vist å kunne skape en bedre normalfordeling av residualverdiene, og regresjonsmodellen vil dermed kunne få en bedre tilpasning til materialet. For metode 2, som kan bestå av forklaringsvariable med negative verdier, er denne muligheten ikke til stede. Da denne muligheten for transformasjon av forklaringsvariable kan være et fortrinn for metode 1 var det aktuelt å studere denne effekten. Dette ble utført med en alternativ utvelgelse av regresjonsmodeller for metode 1, hvor muligheten for transformasjon av forklaringsvariable ble utelatt. Modellform 1 (Tabell 6) ble valgt som grunnlag for metode 1 for prediksjon av biomasse for både 1999 og 2010, og modellform 1 (Tabell 7) ble valgt som grunnlag for metode 2. Med denne oppbyggingen var muligheten for transformasjon av både respons- og forklaringsvariable utelukket for begge metodene.

3. Resultater

De estimerte regresjonsmodellene, etter en utvelgelse av forklaringsvariable basert på kriteriet med en øvre grense for forklaringsvariablenes p -verdi på 0,05, blir presentert og evaluert. Av de estimerte regresjonsmodellene, med ulike kombinasjoner av modellform og grense for vegetasjonstreff, blir det utført et utvalg til bruk i metode 1 og 2. Videre blir metodene presentert og evaluert.

3.1. Estimering av modeller for tilstand og endringer

3.1.1. Alternative regresjonsmodeller

Når grensen for vegetasjonstreff var satt til 1,3 meter hadde de estimerte modellene for biomassen i 1999 en tendens til å bestå av flere statistisk signifikante forklaringsvariable enn når den var satt til 0,5 meter (Tabell 8). Det var noe større multikolaritet (høyere k -verdi) når en grense på 1,3 meter ble benyttet, spesielt for de modellformene som bestod av flere forklaringsvariable. Ingen modeller verken for en grense på 1,3 meter eller 0,5 meter hadde en k -verdi over det kritiske nivået på 30. For samme modellform med ulike grenser var det ingen stor forskjell i deres kvalitet, men både RMSE-verdien og den justerte R^2 -verdien var bedre for de fleste modellformene med en grense på 0,5 meter. Når grensen for vegetasjonstreff var satt til 0,5 meter var det laservariablene d_0 og d_8 som best forklarte variasjonen i biomassen i 1999. Dette var variable som gikk igjen i de fleste testede modellformene. Residualplottene til modellform 1 og 7 var mest normalfordelt og viste en best tilfeldig fordeling. Både RMSE-verdien og den justerte R^2 -verdien var noe bedre for modellform 7 enn modellform 1, med henholdsvis 3,45 mot 3,60 og 0,78 mot 0,76.

Tabell 8. De potensielle regresjonsmodellene for biomassen i 1999, etter en utvelgelse av forklaringsvariable basert på kriteriet med en øvre grense for forklaringsvariablenes p -verdi på 0,05. Hver regresjonsmodell representerer en kombinasjon av modellform (Tabell 6) og nedre grense for vegetasjonstreff (Nedre grense), og er presentert med deres k -verdi (k), justert R^2 -verdi og RMSE-verdi.

| Modellform | Nedre grense | Forklaringsvariable | k | Justert R^2 | RMSE |
|------------|--------------|--|-------|---------------|-------------------|
| 1 | 0,5 | $d_0 - d_8$ | 1,81 | 0,76 | 3,60 |
| 2 | 0,5 | $\ln d_0$ | 1 | 0,69 | 4,13 |
| 3 | 0,5 | $\sqrt{d_0}$ | 1 | 0,73 | 3,89 |
| 4 | 0,5 | $d_0^2 - d_8^2$ | 1,83 | 0,74 | 3,77 |
| 5 | 0,5 | $\ln d_0$ | 1 | 0,78 | 0,29 ^a |
| 6 | 0,5 | $d_0 - d_8$ | 1,81 | 0,76 | 0,50 ^b |
| 7 | 0,5 | $d_0 - d_8^2$ | 1,75 | 0,78 | 3,45 |
| 1 | 1,3 | $d_0 - d_1$ | 23,43 | 0,72 | 3,90 |
| 2 | 1,3 | Bonitet + $\ln d_5 + \ln h_{max}$ | 2,86 | 0,69 | 4,11 |
| 3 | 1,3 | $\sqrt{d_0}$ | 1 | 0,69 | 4,12 |
| 4 | 1,3 | Bonitet + $d_0^2 + h_{80}^2 - h_{qmean}^2$ | 13,34 | 0,78 | 3,49 |
| 5 | 1,3 | $\ln d_0 - \ln d_1 + \ln h_{60}$ | 18,84 | 0,78 | 0,29 ^a |
| 6 | 1,3 | $d_0 - d_1$ | 23,43 | 0,73 | 0,53 ^b |
| 7 | 1,3 | $\sqrt{d_0}$ | 1 | 0,69 | 4,12 |

^{ab} RMSE-verdien med lik benevnelse kan til en viss grad sammenlignes

De estimerte regresjonsmodellene for biomassen i 2010 bestod av flere forklaringsvariable, og flere høydepersentiler var en del av modellene (Tabell 9). Forklaringsvariabelen bonitet var med i flere av de potensielle modellene. Det var ingen stor forskjell mellom grensene for vegetasjonstreff, men alle modellformene fikk bedre RMSE-verdier og justerte R^2 -verdier med en grense på 0,5 meter. Når grensen for vegetasjonstreff var satt til 0,5 meter, var det modellform 7 som hadde residualverdier som nærmost en normalfordeling. Det var også denne modellformen som ga best justert R^2 -verdi og RMSE-verdi, på henholdsvis 0,97 og 5,10. Modellform 7 var den modellformen med høyest k -verdi, men var ikke over det kritiske nivået på 30.

Tabell 9. De potensielle regresjonsmodellene for biomassen i 2010, etter en utvelgelse av forklaringsvariable basert på kriteriet med en øvre grense for forklaringsvariablenes p -verdi på 0,05. Hver regresjonsmodell representerer en kombinasjon av modellform (Tabell 6) og nedre grense for vegetasjonstreff i meter (Nedre grense), og er presentert med deres k -verdi (k), justert R^2 -verdi og RMSE-verdi.

| Modellform | Nedre grense | Forklaringsvariable | k | Justert R^2 | RMSE* |
|------------|--------------|--|-------|---------------|-------------------|
| 1 | 0,5 | Bonitet + $d_3 + d_8 + h_0 - h_{90} + h_{max}$ | 16,32 | 0,93 | 7,46 |
| 2 | 0,5 | Bonitet + $\ln d_3 + \ln d_9 + \ln h_0 + \ln h_{max}$ | 2,90 | 0,88 | 9,54 |
| 3 | 0,5 | Bonitet + $\sqrt{d_3} + \sqrt{d_9} + \sqrt{h_0} + \sqrt{h_{max}}$ | 3,02 | 0,91 | 8,38 |
| 4 | 0,5 | $d_3^2 + d_8^2 + h_0^2 + h_{max}^2 + h_{cv}^2$ | 3,77 | 0,96 | 5,82 |
| 5 | 0,5 | $\ln d_0 + \ln d_9 + \ln h_0 + \ln h_{max}$ | 2,42 | 0,93 | 0,13 ^c |
| 6 | 0,5 | $d_3 + d_8 + h_0 + h_{max} + h_{cv}$ | 4,09 | 0,94 | 0,43 ^d |
| 7 | 0,5 | $-h_0 - \ln d_9 + d_3^2 + h_0^2 + h_{max}^2 + h_{cv}^2 + \sqrt{d_9}$ | 20,42 | 0,97 | 5,10 |
| 1 | 1,3 | Bonitet + $d_3 - h_{mean} + h_{qmean}$ | 23,18 | 0,89 | 9,02 |
| 2 | 1,3 | Bonitet + $\ln d_2 + \ln d_9 + \ln h_{qmean}$ | 2,98 | 0,86 | 10,42 |
| 3 | 1,3 | Bonitet + $\sqrt{d_2} + \sqrt{d_8} + \sqrt{h_0} + \sqrt{h_{max}}$ | 3,37 | 0,89 | 8,93 |
| 4 | 1,3 | $d_3^2 + d_9^2 + h_0^2 + h_{cv}^2$ | 2,28 | 0,93 | 7,39 |
| 5 | 1,3 | $\ln d_2 + \ln d_9 + \ln h_{max}$ | 2,63 | 0,90 | 0,16 ^c |
| 6 | 1,3 | $d_2 + d_8 + h_{max}$ | 3,03 | 0,91 | 0,54 ^d |
| 7 | 1,3 | $d_9 + h_0 + d_3^2 + h_{cv}^2$ | 2,27 | 0,93 | 7,25 |

^{cd} RMSE-verdien med lik benevnelse kan sammenlignes

For de estimerte regresjonsmodellene for endring i biomasse, metode 2, var det en større forskjell mellom grensene for vegetasjonstreff (Tabell 10). Både RMSE-verdiene og den justerte R^2 -verdien var klart bedre med en grense for vegetasjonstreff på 0,5 meter. Med denne grensen var det modellform 1 som viste en best normalfordeling av residualverdiene og den med den beste justerte R^2 -verdien.

Tabell 10. De potensielle regresjonsmodellene for biomasseendringen mellom 1999 og 2010, etter en utvelgelse av forklaringsvariable basert på kriteriet med en øvre grense for forklaringsvariablenes p -verdi på 0,05. Hver regresjonsmodell representerer en kombinasjon av modellform (Tabell 7) og nedre grense for vegetasjonstreff (Nedre grense), og er presentert med deres k -verdi (k), justert R^2 -verdi og RMSE-verdi.

| Modellform | Nedre grense | Forklaringsvariable | k | Justert R^2 | RMSE* |
|------------|--------------|---|-------|---------------|-------------------|
| 1 | 0,5 | bonitet + $d_0 + d_8 - h_{10} - h_{90} + h_{qmean}$ | 7,23 | 0,91 | 7,42 ^e |
| 2 | 0,5 | -bonitet + $d_4 - h_{20} + h_{qmean}$ | 6,76 | 0,83 | 0,23 ^f |
| 3 | 0,5 | $d_0 + d_5 - h_{20} + h_{60} - h_{90} + h_{qmean}$ | 10,85 | 0,90 | 0,55 ^g |
| 1 | 1,3 | $d_0 - h_{10} - h_{max} + h_{qmean}$ | 3,94 | 0,86 | 9,09 ^e |
| 2 | 1,3 | d_4 | 1 | 0,61 | 0,35 ^f |
| 3 | 1,3 | $d_4 - h_{10} + h_{qmean}$ | 4,26 | 0,81 | 0,76 ^g |

* RMSE verdier med like bokstaver kan sammenlignes

3.1.2. Utvalgte regresjonsmodeller

For videre analyser ble grensen for vegetasjonstreff på 0,5 meter valgt. Ved oppbygning av metode 1 ble modellform 7 valgt for prediksjon av biomassen både i 1999 (Tabell 8) og i 2010 (Tabell 9). Metode 2 bestod av modellform 1 (Tabell 10).

Alle de utvalgte regresjonsmodellene hadde ingen transformasjon av responsvariabelen. Av de utvalgte regresjonsmodellene var det den estimerte regresjonsmodellen for biomassen i 1999 som hadde færrest forklaringsvariable og bestod kun av to tetthetsvariable, d_0 og d_8^2 (Tabell 11). Den estimerte regresjonsmodellen for 2010 hadde høyest R^2 -verdi på 0,97, mens den var på 0,80 og 0,92 for henholdsvis biomassen i 1999 og endring i biomassen.

Tabell 11. De utvalgte regresjonsmodellene til bruk i metode 1 og metode 2, presentert med full modell, k-verdi (K), R^2 -verdi, justert R^2 -verdi og RMSE.

| Respons | Funksjon | K | R^2 | Justert R^2 | RMSE* |
|-----------------|--|-------|-------|---------------|-------|
| Biomasse 1999 | $-2,1482 + 43,035 d_0 - 2596,2 d_8^2$ | 1,75 | 0,80 | 0,78 | 3,46 |
| Biomasse 2010 | $-168,7 - 18,715 h_0 - 22,728 \ln d_9 + 100,05 d_3^2 + 6,9184 h_0^2 + 0,2255 h_{max}^2 + 0,012 h_{cv}^2 + 433,34 \sqrt{d_9}$ | 20,42 | 0,97 | 0,97 | 5,10 |
| Biomasseendring | $-24,546 + 1,8974 \text{ bonitet} + 85,266 d_0 + 80,885 d_8 - 5,9078 h_{10} - 11,158 h_{90} + 2,359 h_{qmean}$ | 7,23 | 0,92 | 0,91 | 7,41 |

* RMSE'en her kan ikke sammenlignes da de er en funksjon av y-verdiene, som her er ulik for hver modell.

Etter en kryssvalidering av modellene var det ingen av modellene hvor differansen mellom observert og estimert verdi var statistisk signifikant forskjellig fra 0 (Tabell 12). Den tilfeldige feilen var på 27,2, 12,3 og 23,2 % for henholdsvis modellen for biomassen i 1999, modellen for biomassen i 2010 og modellen for biomasseendringen.

Tabell 12. De utvalgte modellene med observert og predikert gjennomsnittsverdi etter kryssvalidering, med gjennomsnittlig differanse mellom de to og standardavviket for denne differansen, både som enhet og prosent av observert verdi.

| | Biomasse 1999 | Biomasse 2010 | Endring |
|----------------------------|---------------|---------------|----------|
| Gjennomsnittlig observert | 13,64 | 56,27 | 42,63 |
| Gjennomsnittlig predikert | 13,66 | 56,40 | 42,98 |
| Gjennomsnittlig Differanse | -0,01 NS | -0,12 NS | -0,34 NS |
| Standardavvik (Enhet) | 3,71 | 6,90 | 9,88 |
| Standardavvik (%) | 27,2 | 12,3 | 23,2 |

NS= ikke signifikant

3.2. Evaluering

3.2.1. Differanse mellom predikert og observert endring

Etter en kryssvalidering av metodene var gjennomsnittlig differanse mellom den predikerte og observerte endringen, for alle de 39 prøveflatene, ikke statistisk signifikant forskjellig fra 0 ($p > 0,05$). Differansen hadde en større variasjonsbredde for metode 2 enn for metode 1 (Tabell 13). For metode 1 og metode 2 var F.E. på henholdsvis 0,94 og 0,92, og den tilfeldige feilen på henholdsvis 19,3 og 23,2 %.

Tabell 13. Metode 1 og metode 2, presenter med observert og predikert biomasseendring, deres forklaringssevne (F.E.), predikert biomasseendring etter kryssvalidering, gjennomsnittlig differanse mellom observert og predikert biomasseendring etter kryssvalidering, med variasjonsbredde og standardavvik for denne differansen.

| | Metode 1 | Metode 2 |
|-------------------------------------|-----------------|-----------------|
| Observert biomasseendring (tonn/ha) | 42,63 | 42,63 |
| Predikert biomasseendring (tonn/ha) | 42,63 | 42,63 |
| F.E. | 0,94 | 0,92 |
| Kryssvalidering | | |
| Predikert biomasseendring (tonn/ha) | 42,74 | 42,98 |
| Gjennomsnittlig differanse | 0,11 NS | 0,35 NS |
| Maks | 11,80 | 19,78 |
| Min | -30,09 | -32,62 |
| Standardavvik (Enhet) | 8,22 | 9,88 |
| Standardavvik (%) | 19,3 | 23,2 |

NS = Ikke signifikant

Metodene overestimerer biomasseendringene for bonitet 11, og metode 2 overestimerer biomasseendringene for bonitet 20 (Tabell 14). Differansene mellom den predikerte og observerte biomasseendring, etter en bonitetsinndeling, viste seg ikke å være statistisk signifikant forskjellig fra 0.

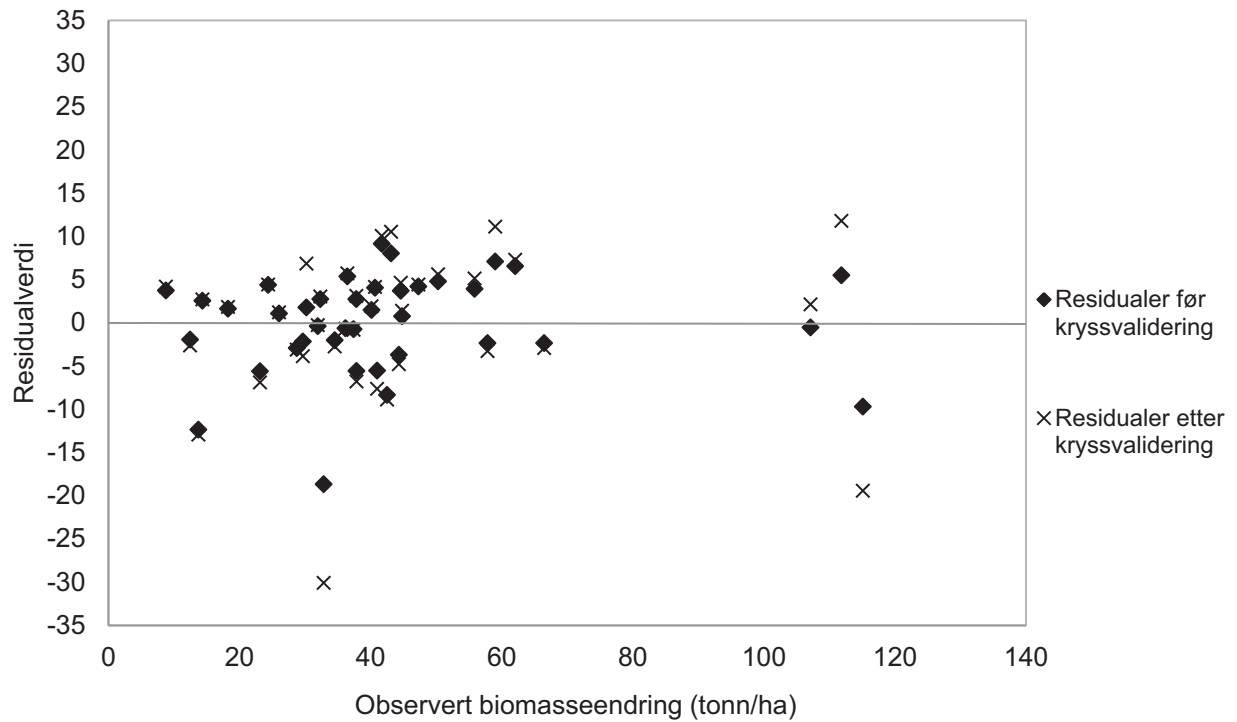
Tabell 14. Presentasjon av begge metodene etter en kryssvalidering. Både den predikerte biomasseendring, observerte biomasseendring og differansen er presentert for alle prøveflatene samlet og bonitetsvis, med antall prøveflater (N), gjennomsnittsverdi (Gj. snitt) og standardavvik (SD). I tillegg standardavviket for differansen i forhold til observert verdi (%) presentert.

| Metode | Bonitet | N | Predikert endring (tonn/ha) | | Observert endring (tonn/ha) | | Differanse | |
|--------|---------|----|-----------------------------|-------|-----------------------------|-------|------------|---------------|
| | | | Gj.snitt | SD | Gj. snitt | SD | Gj.snitt* | SD (%) |
| 1 | Hele | 39 | 42,74 | 25,15 | 42,63 | 24,20 | -0,11 NS | 8,22 (19,28) |
| | 11 | 8 | 44,42 | 14,18 | 43,58 | 12,28 | -0,84 NS | 13,44 (30,84) |
| | 14 | 26 | 35,59 | 13,86 | 35,61 | 13,86 | 0,02 NS | 5,16 (14,49) |
| | 20 | 5 | 77,26 | 51,27 | 77,65 | 47,38 | 0,39 NS | 12,54 (16,15) |
| 2 | Hele | 39 | 42,98 | 23,19 | 42,63 | 24,20 | -0,34 NS | 9,88 (23,18) |
| | 11 | 8 | 44,89 | 13,10 | 43,58 | 12,28 | -1,31 NS | 15,18 (34,83) |
| | 14 | 26 | 35,26 | 14,14 | 35,61 | 13,86 | 0,34 NS | 7,29 (20,47) |
| | 20 | 5 | 80,03 | 38,05 | 77,65 | 47,38 | -2,38 NS | 13,46 (17,33) |

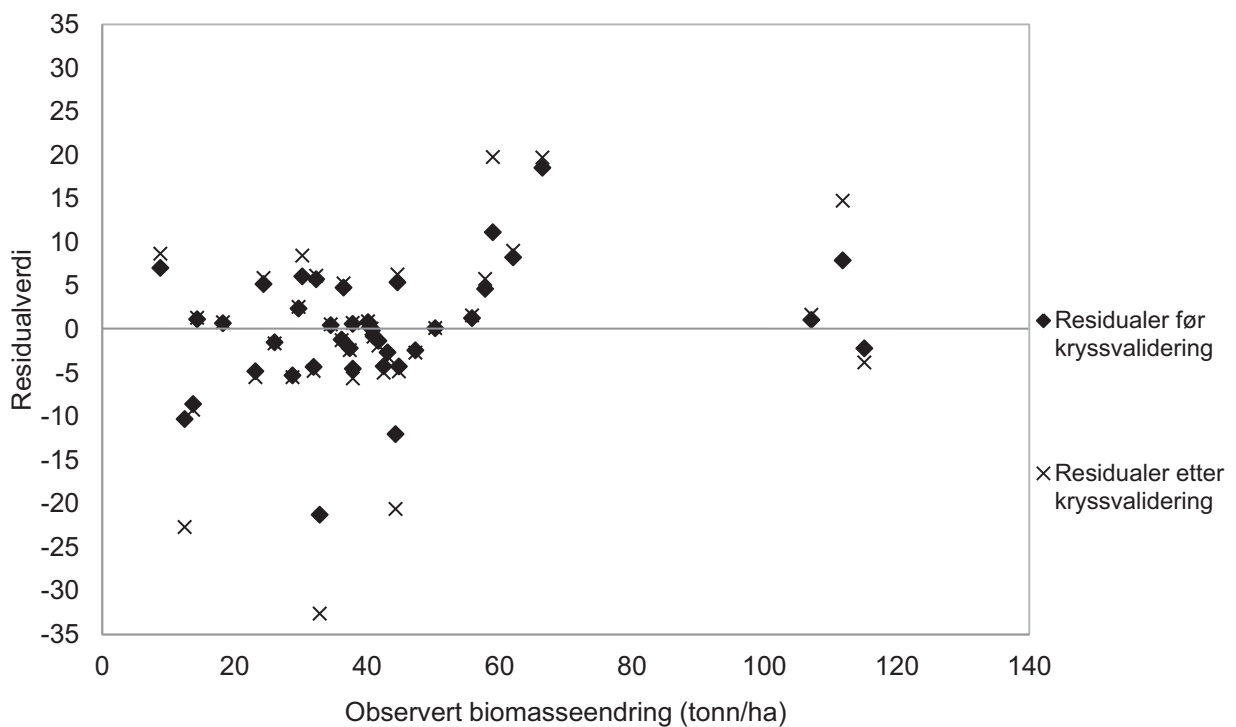
*NS= Ikke signifikant.

3.2.2. Residualplott for metodene

Residualplottet for metode 1 viser en større konsentrasjon av residualverdier like over 0, noe som gjør at antagelsen om normalfordelingen av residualverdiene ikke tilfredsstilles fullt ut (Figur 5 og Figur 6). Videre ga metode 1 mer ekstreme negative enn ekstreme positive residualverdier, noe som i dette tilfellet demper effekten av det større antallet positive residualer. Figur 6 viser at metode 2 hadde en fordeling av residualene som i enda mindre grad enn for metode 1 tilfredsstilte normalfordelingsantagelsen. Residualplottene har en bedre normalfordeling og en bedre tilfeldig fordeling av residualverdiene for metode 1. En større variasjonsbredde for differansen i metode 2 (Tabell 13) viser seg igjen med tydelig større absolutte residualverdier (Figur 6). For enkelte observasjoner ga kryssvalideringen en annen estimert endring, med størst utslag for prøveflater med i utgangspunktet størst under- og overestimering. Forskjellen mellom metodenes residualverdier etter en kryssvalidering var ikke statistisk signifikant forskjellig fra 0 ($p=0,850$ $T=0,19$ $N=39$).



Figur 5. Residualplott for metode 1, forskjeller mellom estimert og observert biomasseendring både før og etter kryssvalidering.



Figur 6. Residualplott for metode 2, forskjeller mellom estimert og observert biomasseendring både før og etter kryssvalidering.

3.2.3. Alternativ modellutvelgelse

Ved en alternativ utvelgelse av modellform for metode 1, fikk metode 1 en forklaringssevne på 0,91 og en tilfeldig feil på 22,0 %. Differansen mellom observert og predikert biomasseendring var ikke statistisk signifikant forskjellig fra 0 (Tabell 15).

Tabell 15. Metode 1 og metode 2 etter en alternativ modellutvelgelse for metode 1, med observert og predikert biomasseendring, deres forklaringssevne (F.E.), predikert biomasseendring etter kryssvalidering, gjennomsnittlig differanse mellom predikert og observert biomasseendring etter kryssvalidering, med variasjonsbredde og standardavvik for denne differansen.

| | Metode 1 | Metode 2 |
|-------------------------------------|-----------------|-----------------|
| Observert biomasseendring (tonn/ha) | 42,63 | 42,63 |
| Predikert biomasseendring (tonn/ha) | 42,63 | 42,63 |
| F.E | 0,91 | 0,92 |
| Kryssvalidering | | |
| Predikert biomasseendring (tonn/ha) | 42,84 | 42,98 |
| Gjennomsnittlig differanse | 0,21NS | 0,35NS |
| Maks | 15,88 | 19,78 |
| Min | -25,16 | -32,62 |
| Standardavvik (Enhet) | 9,37 | 9,88 |
| Standardavvik (%) | 22,0 | 23,2 |

NS = Ikke signifikant

4. Diskusjon

Hovedmålet med denne studien var å studere mulighetene for å detektere biomasseendringer i ung skog ved hjelp av ALS. Feltregistreringer og laserdatainnsamling er utført både i 1999 og i 2010, noe som gir datamaterialet 11 vekstsesonger. Forfatteren kjenner ikke til andre studier med endringsestimering ved bruk av ALS-data der en så lang observasjonsperiode er benyttet.

4.1. Material og metode

Ved feltregistrering ble det valgt å registrere kun trær over 1,5 meter. Siden studien omhandler biomasse i ung skog, kunne det ha vært interessant å registrere trær også under denne grensen, men siden datamaterialet fra 1999 brukte samme grense, og at det hadde vært svært ressurskrevende å registrere alle trær, ble dette ikke utført. Biomassen for trær under 1,5 meter vil uansett være svært lav, og inkludering av også denne vil trolig ikke ha endret på konklusjonene i denne studien slik problemstillingen er definert. Om feltregistreringene hadde vært utført på to forskjellige måter, ville dette hatt større betydning og trolig vært en stor feilkilde knyttet til referansedataene for biomasseendringen. Bjerknes (2000) definerer ikke i sin feltinstruks (Vedlegg 1) om det er fra stubbeavskjær eller bakkenivå denne grensen på 1,5 meter er definert fra. For datamaterialet fra 2010 gjelder grensen på 1,5 meter høyden fra bakken, mens høyderegistreringer er gjort med høyde over stubbeavskjær. Stubbeavskjær er her definert som 20 cm over bakken, noe som samsvarer med vanlig prosedyre ved skogregistrering. En liten systematisk feil vil imidlertid ha liten betydning for resultatene som framkommer i denne studien, da den eventuelle feilen vil elimineres ved at modellene er kalibrert mot feltobserverte verdier for hvert tidspunkt.

En utfordring med å benytte Bjerknes sine prøveflater til en biomasseendringsstudie var manglende diameterregistrering i 1999. Da Bjerknes gjorde studier på estimering av treantall og trehøyder, var ikke diameter i brysthøyde en nødvendig variabel og ble derfor utelatt. Det ble her valgt å benytte samme fremgangsmåte som Næsset (2011), med å benytte en invertert høyde-diameter-funksjon. Høyde-diameter-funksjonen er utviklet av Bollandås (2007) for å predikere trehøyder og bruker diameter i brysthøyde, høyde over havet, breddegrad og bonitet som forklaringsvariable. Etter inverteringen var det altså diameter som ble den avhengige variabelen med trehøyde, høyde over havet, breddegrad og bonitet som forklaringsvariable. Diameter ble predikert for alle prøvetrærne og ble deretter sammen med høyde benyttet som forklaringsvariable i biomassefunksjoner for datasettet fra 1999.

Det var større variasjon i treantall på prøveflatene i 2010 enn i 1999 (Tabell 2). For enkelte bestand hadde det vært en nedgang i antall trær. Dette kan skyldes en form for tynning, naturlig og mekanisk, som for eksempel bestand nr 1 hvor det var tydelige spor etter ungskogpleie. De fleste prøveflater har stått urørt og dermed fått en økning i antall trær per hektar. Enkelte prøveflater har fått en forholdsvis stor økning til rundt 15 000 trær per hektar.

Prøveflatenes sanne koordinat er ikke kjent, og det er derfor vanskelig å fastslå med sikkerhet hvor nøyaktig GPS-registreringene var. Standardavviket som etterprosesseringsprogrammet rapporterer gir likevel et godt estimat på denne feilen. Å multiplisere dette standardavviket med 2 har vist seg å gi et pålitelig estimat på den tilfeldige feilen i flateposisjon (Næset 2001). Det gjennomsnittlige standardavviket gitt av etterprosessering av GPS-registreringene fra 1999 indikerte en gjennomsnittlig tilfeldig feil i flateposisjonene på omkring 20 cm. I 2010 ga etterprosesseringen et standardavvik som indikerte en gjennomsnittlig tilfeldig feil på rundt 1,4 cm. Denne forbedringen i GPS-registreringenes nøyaktighet skyldes hovedsakelig økt kvalitet på det GPS-utstyret som ble benyttet, men også at det i dag finnes flere operative GLONASS satellitter (Polischuk & Revnivykh 2004). For å skape en riktig sammenheng mellom laserdata og feltregistrerte verdier, var det ønskelig at det utplukkede laserdatasettet for en prøveflate skulle ligge nærmest mulig der feltregistreringene ble utført. Det var derfor ønskelig å benytte de mest nøyaktige GPS-koordinatene ved utplukkingen. Ved utplukking av laserpulser fra 1999 ble det derfor valgt å benytte 2010-koordinatene for de prøveflatene der prøveflatens sentrum var gjenfunnet. For de prøveflatene der prøveflatens sentrum ikke ble gjenfunnet, ble det valgt å benytte de opprinnelige 1999-koordinatene, da det ikke var sikkert at GPS-registreringen utført i 2010 ble utført på samme sted som feltregistreringen i 1999. Denne prosedyren vil kunne oppnå ønsket om en mer riktig sammenheng mellom laserdataene og feltregistreringene fra 1999. Ved utplukking av laserdata fra 2010, ble 2010-koordinatene benyttet.

Biomassefunksjonene brukt i denne studien predikerer biomassen for hvert tre, med diameter og høyde som forklaringsvariable. Det var derfor ønskelig å benytte prøvetrærne til å utvikle høydemodeller for datasettet i 2010 for å kunne predikere en høyde for hvert tre som ble registrert. Høyden er sterkt korrelert med diameteren, men det er ikke en felles sammenheng over ulike treslag og boniteter (Bollandsås 2007). Datasettet brukt i denne studien varierte m.h.p treslag og bonitet, og ble derfor delt inn i klasser etter disse variablene. Det ble utviklet

en høydemodell for hvert treslag innenfor hver av to bonitetsklasser, noe som ga totalt seks høydemodeller. Parameterne i høydemodellene viste seg å bli mer statistisk signifikant jo flere trær som ble brukt til å lage modellen. For eksempel for modellen for gran og lauv i bonitetsklasse 1, hvor det inngikk henholdsvis kun 16 og 11 trær (Tabell 4), var β_1 ikke statistisk signifikant med p -verdi på 0,09 for gran og 0,12 for lauv. Alle de andre parameterne ble imidlertid statistisk signifikante. For å unngå ikke-signifikante parametere ble modellene også estimert uten bonitetsinndeling. Dette resulterte i kun statistisk signifikante parametere, men modellene ble generelt dårligere med lavere R^2 -verdier. De statistiske ikke-signifikante parameterne ved bonitetsinndeling har forholdsvis lave p -verdier og opptrer logisk ved at de ligger over 0 og har forventet fortegn. Da det også var relativt få trær der høyden skulle predikeres med disse modellene, ble ikke dette ansett som et stort problem. Det ble derfor valgt å bruke de treslags- og bonitetsstratifiserte høydemodellene selv om noen av disse hadde ikke-signifikante parameterestimater.

For å predikere biomassen over bakkenivå ble biomassefunksjoner etter Marklund (1988) benyttet, med høyde og diameter som forklaringsvariable. Marklund (1988) definerte ingen funksjon for bladverk hos bjørk, så i dette tilfellet ble det valgt en funksjon etter Claesson et al. (2001). Ingen av disse modellene brukes her innenfor sitt gyldighetsområde, men feilen dette gir er likevel trolig liten. Bollandsås et al. (2009) gjorde i denne forbindelse studier på hvor følsom biomassefunksjoner er når de blir brukt utenfor de geografiske områdene de er estimert for. Studien fant at biomassefunksjoner kan til en viss grad benyttes utenfor de geografiske begrensningene funksjonene i utgangspunktet har uten at dette medfører store feil. Forutsetningen var at modellene ikke blir brukt utenfor grunnlagsmaterialets minimum og maksimum trestørrelser med hensyn på diameter og høyde. Marklund (1988) utviklet biomassefunksjoner med bakgrunn i datamateriell samlet inn over hele Sverige.

Biomassefunksjonene dekker gran, furu og bjørk fra en diameter i brysthøyde på 0 cm og høyde på 1,3 meter. Claesson et al. (2001) utviklet for øvrig biomassefunksjoner for gran, furu og bjørk, opp til 10 cm i diameter ved brysthøyde, fra prøveflater i nord-Sverige. Som tidligere nevnt er modellene for biomasse og biomasseendring i denne studien kalibrert med feltobserverte verdier og med de samme biomassefunksjoner for hvert tidspunkt, og en eventuell feil vil også her ha liten betydning for konklusjonen i denne studien.

Denne studien benyttet kun første retur av laserpulsene til å estimere både biomasse og endringer. Bollandsås et al. (2011) valgte å benytte både første- og sisteretur, noe som kan

være nyttig ved estimering av biomasse i ung skog. I ung skog vil en god del av biomassen i skogen være en del av undervegetasjonen, vegetasjon som busker og småtrær som befinner seg under høyere trær. I den forbindelse vil sisteretur kunne representere denne forekomsten, og få en betydning ved estimering av biomasse, hvor all biomasse er interessant og ikke bare nyttbart volum. Næsset og Gobakken (2005) fant at førsteretur var mer følsom for vekst i skog, og derfor egnet seg bedre til endringsestimering. Dette er forståelig da førsteretur representerer den første trufne delen av vegetasjonen, mens sisteretur vil kunne bli returnert fra bakken og derfor være lite påvirket av vekst.

Andelen av ulike treslag var i denne studien varierende mellom de ulike bestandene og prøveflatene (Tabell 2). I granbestandet fantes det for eksempel prøveflater med en andel gran på rundt 90 %, mens i andre bestand kunne denne andelen være ned mot 0 %. I disse bestandene var det furu som dominerte og en andel furu på rundt 90 % var ikke uvanlig. Sammenhengen mellom laservariable og skoglige parametere er avhengig av treets form og tetthet. Dette er igjen et resultat av treslag, hvor for eksempel gran har en mer spiss form enn det bjørk og furu har. Resultatet ut av dette blir at laservariable utledet fra et granbestand og et furubestand vil være ulike, selv om den skoglige parameteren, som for eksempel volum eller biomasse, er lik for begge bestand. Næsset (2011) studerte denne effekten ulike treslag har ved å legge inn variable i regresjonsmodellene som beskrev andelen biomasse av et treslag i forhold til total biomasse. Han fant at slike variable kunne ha statistisk signifikant betydning, og at furu og lauv hadde en tendens til å ha mindre biomasse enn gran for gitte verdier av laservariable. For denne studien kunne det ha vært aktuelt å stratifisere datasettet etter andel treslag, hvor for eksempel et stratum bestod av prøveflater med andel gran > 85 %. Datasettet er imidlertid lite, kun 39 prøveflater, og har få prøveflater med grandominans. En slik stratifiseringsstrategi var dermed lite aktuelt. En alternativ fremgangsmåte ville være å legge inn dummyvariable som beskrev dominans av ulike treslag. Denne prosedyren ble ikke testet i denne studien da dette ikke var mulig innenfor den gitte tidsbegrensningen.

I denne studien ble h_{max} benyttet som en potensiell forklaringsvariabel. Denne forklaringsvariabelen ble statistisk signifikant i flere av de potensielle modellene for biomassen i 2010 (Tabell 9). Tidligere studier med bruk av ALS til estimering av skoglige parametere i eldre skog velger å utelukke denne variabelen som en potensiell forklaringsvariabel (Gobakken & Næsset 2005; Næsset 2004). Ved utregning av tetthetsvariable, utelukkes også de høyeste laserpulsene ved å sette en øvre grense på 95 %

(Gobakken & Næsset 2008). Bakgrunnen for slike valg er laserpulsenes sannsynlighet for å treffe toppen av trærne, som vil være synkende med synkende fotavtrykkstørrelse, antall pulser per m² og avtakende tetthet i skogen. Dette fenomenet har vist seg å resultere i en noe ustabil makshøyde for laserpulsene. For ung skog vil trærne ofte stå tettere, og problemet med en ustabil makshøyde vil dermed bli mindre. I denne studien ble derfor, i likhet med Næsset (2011), laserpulsenes makshøyde benyttet som en øvre grense ved beregning av tetthetsvariable, og h_{max} ble benyttet som en potensiell forklaringsvariabel.

Ved endringsstudier med bruk av ALS, vil ulikt utstyr og ulik prosedyre ved innhenting av laserdata være en utfordring. ALTM-Gemini sensoren som ble benyttet i 2010 hadde høyere repetisjonsrate (100 kHz mot 10 kHz), høyere flyhøyde over bakken (900 meter mot 690 meter) og et større fotavtrykk (26,1 cm mot 21 cm) enn ALTM-1210 som ble benyttet i 1999. Slike systemspesifikke forskjeller er tidligere vist å kunne påvirke laservariablenes beskrivelse av vegetasjonen (Næsset 2005). For eksempel har en økt flyhøyde vist å kunne gi høyere laserpulsverdier. Generelt har slike systemspesifikke effekter vært større for sisteretur enn for førsteretur, men samtidig vært marginale (Næsset 2009).

I denne studien er laserpulsene fra 1999 og 2010 estimert fra hver sine terrengmodeller. Terrengmodellen for 1999-datasettet ble for øvrig beregnet fra laserdatainnsamling utført i 2000, da det ble funnet feil i sistereturdatasettet fra 1999 (Næsset 2011). Ved sammenstilling av ALS-data fra to tidspunkter mente St-Onge og Vepakomma (2004) at det var nødvendig å benytte samme terrengmodell. De mente at dette var nødvendig for å unngå terrengmodeller med ulike verdier som kan resultere i falske vegetasjonsendringer. I denne studien er det benyttet 11 vekstsesonger i ung skog. Dette har ført til en stor endring i biomasse (Tabell 5). En eventuell forskjell mellom de to brukte terrengmodellene vil derfor være liten i forhold til den observerte endringen i biomasse. Betydningen av å benytte to ulike terrengmodeller i denne sammenhengen ble derfor ansett å være liten. Igjen da modellene er kalibrert mot feltobserverte verdier for hvert tidspunkt, vil de systemspesifikke effektene og bruk av to ulike terrengmodeller ikke få noen nevneverdig betydning for konklusjonen i denne studien.

Gjennomsnittlig feltobservert biomasse på prøveflatene i 1999 var på 13,64 tonn/ha, mens den var på 56,27 tonn/ha i 2010 (Tabell 5). Prøveflatene har med andre ord hatt en stor biomasseendring i forhold til biomassen for hvert tidspunkt, med en gjennomsnittlig endring på 42,63 tonn/ha. Observert biomasseendring på prøveflatene varierte fra 8,77 tonn/ha til

115,10 tonn/ha (Tabell 5). Den store variasjonen i biomasseendringer skyldes prøveflatenes fordeling over et område med varierende produksjonsevne. Granbestandet, som var registrert med en bonitet på 20, hadde fem prøveflater hvorav tre prøveflater hadde en biomasseendring på over 100 tonn/ha (Figur 2). Alle de resterende prøveflatene viste en biomasseendring på under 80 tonn/ha. Granbestandet viste også å ha en prøveflate med en biomasseendring på under 20 tonn/ha. Ved utarbeidelse av en skogbruksplan, hvor et bestand er en behandlingsenhet, settes ofte en grense på 2-5 dekar for hvor lite et bestand kan være. Dette blir utført for å skape en mindre detaljert skogbruksplan samtidig som det letter arbeidet med å igangsette skjøtselstiltak. Tilfellet med prøveflater i et bestand med en registrert bonitet på 20, men likevel liten endring, vil kunne være en konsekvens av denne prosedyren, ved at arealet den sanne boniteten representerer er for lite for å bli definert som et bestand. En mulig prosedyre for prøveflater for en endringsstudie kan være å korrigere bonitetsverdien til en mer sann verdi, da både alder og endringen er kjent. I ung skog kan imidlertid dette være en utfordring da de sanne bonitetsforskjellene blir mer synlige jo eldre skogen blir. Samtidig er dette en feil som et datasett ofte vil bestå av.

4.2. Utvikling av regresjonsmodeller

En aktuell problemstilling ved bruk av ALS i ung skog, er hvilken grense man skal sette for hva som skal defineres som vegetasjonstreff. I eldre skog er 2 meter ofte brukt som en slik grense (Næsset 2004; Næsset & Gobakken 2005). Dette blir utført da laservariable over 2 meter vil være nok for modellering av den interessante skoglige parameteren, og for å eliminere muligheten for at objekter på bakken, som for eksempel steiner og stubber, gir innvirkning på laservariablene. I ung skog vil mye av vegetasjonen befinne seg under denne grensen og en lavere grense vil kunne være aktuelt. Næsset (2011), som utførte biomasseestimering ved bruk av ALS i ung skog, deriblant Bjerknes sine prøveflater, benyttet tre ulike grenser for vegetasjonstreff; 0,5 m, 1,3 m og 2,0 m. Studien viste ingen klar effekt av grensen for vegetasjonstreff på sammenhengen mellom laservariable og feltobservert biomasse, men en lavere grense ga noe bedre modeller for prøveflatene til Bjerknes. For denne studien ble det valgt å teste to ulike grenser for vegetasjonstreff; 0,5 m og 1,3 m. De estimerte regresjonsmodellene i denne studien viste ingen klar forskjell mellom grensene (Tabell 8, Tabell 9 og Tabell 10), og valget ville derfor ikke være av stor betydning. Modellene med en grense for vegetasjonstreff på 0,5 meter var imidlertid noe bedre enn de med en grense på 1,3 meter. Grensen på 0,5 meter ble derfor valgt for videre analyser.

Ved beregning av modeller for biomassen for hvert tidspunkt var muligheten for transformasjon av respons- og forklaringsvariable til stede. Tidligere studier kan vise til gode resultater ved transformasjon av variable. Transformasjon av variable vil påvirke modellenes residualverdier, og har vist å kunne skape en bedre normalfordeling av residualverdiene. Av de testede modellformene for biomassen for de to tidspunktene var det modellform 7, modellformen som hadde 97 potensielle forklaringsvariable og videre inneholdt flere varianter av transformasjon av samme laservariabel, som ga en best modell (Tabell 8 og Tabell 9). En utfordring med å benytte flere varianter av samme laservariabel som potensielle forklaringsvariable er korrelasjonen mellom disse. Modellen for biomassen i 1999 inneholdt kun to forklaringsvariable som ikke viste noe høy korrelasjon. k -verdien for den samme modellformen for biomassen i 2010 viste seg å være høyere enn de andre modellformene, men var ikke over det kritiske nivået på 30 (Tabell 9). For oppbygning av metode 1 ble derfor modellform 7 benyttet for estimering av biomassen for hvert tidspunkt.

Metode 2 bestod av kun én modell, hvor endringer i biomasse og laservariable ble benyttet som variable. Her kunne både responsvariablene og forklaringsvariablene i utgangspunktet være negative, noe som vil utelukke muligheten for transformasjon av variable.

Responsverdien for denne metoden, observert endring i biomasse, viste seg imidlertid å være positiv for alle prøveflatene (Tabell 5). Modellformer med transformasjon av responsverdier ble i dette tilfellet testet, men viste ikke å gi noen bedre modell (Tabell 10). Det ble derfor valgt å benytte modellformen uten transformasjon til bruk i metode 2.

Den estimerte modellen for biomassen i 1999 bestod kun av de to tetthetsvariable d_0 og d_8 . Dette var også forklaringsvariable som var representert i flere av modellene utviklet av Næsset (2011) for det samme datasettet. I modellen for biomassen i 2010 ble flere forklaringsvariable benyttet, og flere høydepersentiler fikk en statistisk signifikant forklaringsevne. To former av samme høydepersentil, h_0 og h_0^2 , ble benyttet, men som nevnt var det ingen stor korrelasjon i modellen.

Modellen for metode 2 benyttet de to tetthetsvariablene som ble benyttet i modellen for biomassen i 1999, d_0 og d_8 . Tetthetsvariablene d_0 og d_8 var ikke blant de variablene med størst gjennomsnittlig endring (Figur 4). d_8 var faktisk den tetthetsvariabelen med nest minst endring. Høydepersentilene h_{10} og h_{90} , som også var blant de forklaringsvariablene i denne modellen, viste seg å representere høydepersentilene med både nest minst og nest størst

endring (Figur 3). Det skal nevnes at laservariablenes endring var preget av stor variasjon, noe som ga et forholdsvis stort standardavvik (Figur 3 og Figur 4). Resultatene indikerer imidlertid at det nødvendigvis ikke er en stor endring i laservariable som har best forklaringssevne for endring i biomasse. Det er heller samvariasjonen mellom laservariable og endring i biomasse som er av betydning.

I flere av de potensielle modellene for prediksjon av biomassen i 2010 og den utvalgte modellen for metode 2, fikk forklaringsvariabelen bonitet en statistisk signifikant forklaringssevne. Dette er forståelig da bonitet tydelig hadde en betydning for variasjonen i biomasseendring og biomassen i 2010 (Tabell 5 og Figur 2). Effektene av bonitetsforskjellene var mindre synlig da skogen var forholdsvis ung, og var derfor av mindre betydning som forklaringsvariabel for biomassen i 1999.

For å vurdere modellenes nøyaktighet, og senere metodenes nøyaktighet, ville det ha vært mer ideelt med et uavhengig datasett å validere de på. Dette var noe som ikke var tilgjengelig, og da datasettet var lite ble kryssvalidering benyttet. Etter en kryssvalidering av de utvalgte modellene var modellen for biomassen i 2010 tydelig bedre enn modellen for biomassen i 1999. Modellenes tilfeldige feil, standardavvikene for differansene mellom predikerte og observerte verdier, var på henholdsvis 27,2 og 12,3 % for biomassen i 1999 og i 2010 (Tabell 12). For bestemmelse av volum har tidligere studier vist til en tilfeldig feil på 15,2-24,4 % på prøveflatenivå (ung og eldre skog med prøveflater på henholdsvis 100 og 200 m²) og 9,3-12,3 % på bestandsnivå (Næsset 2004). En tilfeldig feil på 12,3 % for bestemmelse av biomassen på prøveflatenivå, vil være et akseptabelt nivå. For biomassen i 1999 var den tilfeldige feilen noe høy, men kan sammenlignes med resultatene etter Næsset (2011). Det kan tyde på at nøyaktigheten ved bruk av laserteknologi til biomasseestimering er mindre god i ung skog sammenlignet med eldre skog.

4.3. Endringsestimering

Begge metodene kunne forklare variasjonen i de observerte biomasseendringene godt, med en forklaringssevne på 0,94 og 0,92 for henholdsvis metode 1 og 2 (Tabell 13). Som nevnt, ble kryssvalidering benyttet for å vurdere metodenes nøyaktighet. Etter en kryssvalidering av metodene var differansen mellom observert biomasseendring og estimert biomasseendring ikke statistisk signifikant forskjellig fra 0 (Tabell 13). Heller ikke når datasettet var delt inn etter bonitet var denne differansen statistisk signifikant forskjellig fra 0 (Tabell 14). Dette

indikerer at metodene har en god forklaringssevne over hele gyldighetsområdet. Metodenes tilfeldige feil var på henholdsvis 19,3 og 23,2 % for metode 1 og 2 (Tabell 14). Forfatteren kjenner ikke til tilsvarende studier der endringen er betydelig stor i forhold til tilstand som i denne studien, noe som gjør er det vanskelig å sammenligne resultatene med annen litteratur. Denne studien kan vise til en gjennomsnittlig biomasseendring på 313 % av tilstand på tidspunkt 1 (Tabell 5). Bollandsås et al. (2011) hadde til sammenligning en gjennomsnittlig biomasseendring på 6 og 13 % av tilstand på tidspunkt 1. Resultatene indikerer imidlertid at begge metodene har et potensial for å beskrive variasjonen i biomasseendringer i ung skog.

Ved en studie av metodenes residualplott kommer metode 2 noe dårligere ut. De tre prøveflatene med en betydelig stor endring i biomasse (Figur 2), viser seg igjen med store x -verdier i residualplottene (Figur 5 og Figur 6). Residualverdiene til de tre prøveflatene ligger forholdsvis nært 0, og har derfor ikke redusert metodenes nøyaktig nevneverdig.

Bollandsås et al. (2011) mente at metode 1 hadde en ulempe ved at den inneholdt feil fra to modeller. Metode 2 inneholdt kun feil fra én modell, og ville derfor være bedre egnet. I denne studien var det derfor ventet at metode 2 ville være best egnet. Både den tilfeldige feilen, forklaringssevnen og residualplottene til metodene i denne studien indikerer derimot at metode 1 er best egnet. Resultatene viser ingen stor forskjell, og forskjellen mellom metodenes residualverdier var ikke statistisk signifikant forskjellig fra 0 ($p=0,850$). Et datasett med flere prøveflater og med en annen sammensetning av for eksempel treslagsfordeling og bonitet vil kunne gi et annet resultat. Også antall vekstsesonger, og spesielt størrelsen på endringer i forhold til tilstand, kan være grunner til dette resultatet. Bollandsås et al. (2011) utførte endringsstudier med fire vekstsesonger i eldre fjellskog, noe som ga et annet datamateriell enn det som lå til grunn i denne studien. Med bakgrunn i den lille forskjellen mellom metodene i denne studien, er det ingen indikasjon på at metodevalg er avgjørende ved estimering av endringer i ung skog.

En alternativ modellutvelgelse for metode 1, hvor transformasjon av forklaringsvariable var utelatt, ga en noe redusert forklaringssevne på 0,91 (Tabell 15). Den tilfeldige feilen for metodene var fortsatt noe bedre for metode 1 (22,0 mot 23,2 %), men ble noe svakere. Dette kan tyde på at muligheten for transformasjon av forklaringsvariable kom metode 1 til gode, men ga ingen stor bedring.

Flere momenter i denne studien argumenterer for en stratifisering av datamaterialet i forhold til treslagsandel og produksjonsevne. Dette kunne kanskje ha gitt bedre resultater, og vist en bedre indikasjon på om metodevalg kan være avgjørende. Dette ble ikke utført da datasettet var lite. Metodene bør også valideres på et større og uavhengig datasett før det kan trekkes ytterligere konklusjoner.

5. Konklusjon

Resultatene fra denne studien indikerer en mulighet for å benytte ALS til å detektere biomasseendringer. Med det brukte datasettet og de benyttede metodene er det ingen klar indikasjon på om metodevalg er avgjørende.

Datasettet er for øvrig lite og med en stor variasjon. Resultatene fra denne studien bør derfor ikke benyttes til å trekke for sterke konklusjoner, men heller benyttes som tilskudd til videre studier på dette området.

6. Litteraturliste

- Anger, N. & Sathaye, J. (2009). *Reducing deforestation and trading emissions: Economic implications for the post-Kyoto carbon market*. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, s. 2.
- Axelsson, P. E. (1999). Processing of laser scanner data - algorithms and applications. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54 (2-3): 138-147.
- Bjerknes, K. O. (2000). *Flybåren laser til bestemmelse av gjennomsnittshøyde og treantall i hogstklasse II*. Hovedfagsoppgave. Ås: Norges landbrukshøgskole, Institutt for skogfag. 53 s.
- Bollandsås, O. M. (2007). Uneven-aged forestry in Norway: Inventory and management models. Ph.D. 2007:30. Norwegian University of Life Sciences, Department of Ecology and Natural Resource Management.
- Bollandsås, O. M., Rekstad, I., Næsset, E. & Rosberg, I. (2009). Models for predicting above-ground biomass of *Betula pubescens* spp. *czerepanovii* in mountain areas of southern Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24 (4): 318-332.
- Bollandsås, O. M., Gregoire, T. G., Næsset, E. & Øyen, B.-H. (2011). *Detection of biomass change in a Norwegian mountain forest area using small footprint airborne laser scanner data*. Upublisert manuskript.
- Claesson, S., Sahlen, K. & Lundmark, T. (2001). Functions for biomass estimation of young *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula* spp. from stands in northern Sweden with high stand densities. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16 (2): 138-146.
- Daly, P. (1993). Navstar GPS and GLONASS - Global satellite navigation systems. *Electronics & Communication Engineering Journal*, 5 (6): 349-357.
- Dargusch, P., Lawrence, K., Herbohn, J. & Medrilzam. (2010). A Small-Scale Forestry Perspective on Constraints to Including REDD in International Carbon Markets. *Small-Scale Forestry*, 9 (4): 485-499.
- Eid, T., Gobakken, T. & Naesset, E. (2004). Comparing stand inventories for large areas based on photo-interpretation and laser scanning by means of cost-plus-loss analyses. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19 (6): 512-523.

- Gobakken, T. & Næsset, E. (2005). Weibull and percentile models for lidar-based estimation of basal area distribution. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20 (6): 490-502.
- 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-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 38 (5): 1095-1109.
- Hyypä, J. & Inkinen, M. (1999). Detecting and Estimating Attributes for Single Trees Using Laser Scanner. *The Photogrammetric Journal of Finland*, 16 (2): 27-42.
- Höhne, N., Wartmann, S., Herold, A. & Freibauer, A. (2007). The rules for land use, land use change and forestry under the Kyoto Protocol-lessons learned for the future climate negotiations. *Environmental Science & Policy*, 10 (4): 353-369.
- IPCC. (2007). *Climate change 2007: the physical science basis*. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Avery, B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, p. 996.
- Kindermann, G., Obersteiner, M., Sohngen, B., Sathaye, J., Andrasko, K., Rametsteiner, E., Schlamadinger, B., Wunder, S. & Beach, R. (2008). Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (30): 10302-10307.
- Koch, B. (2010). Status and future of laser scanning, synthetic aperture radar and hyperspectral remote sensing data for forest biomass assessment. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65 (6): 581-590.
- Marklund, L. G. (1988). Biomassfunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Umeå, Sveriges Landbruksuniversitet, Institutionen for skogtaxering. 71 s.
- 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. (2001). Effects of differential single- and dual-frequency GPS and GLONASS observations on point accuracy under forest canopies. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67 (9): 1021-1026.
- Næsset, E. & Bjercknes, K. O. (2001). Estimating tree heights and number of stems in young forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 78 (3): 328-340.
- Næsset, E. (2002). Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, 80 (1): 88-99.
- Næsset, E. (2004). Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19 (2): 164-179.
- Næsset, E., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyyppä, H., Hyyppä, J., Maltamo, M., Nilsson, M., Olsson, H., Persson, A. & Soderman, U. (2004). Laser scanning of forest resources: The Nordic experience. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19 (6): 482-499.
- Næsset, E. (2005). Assessing sensor effects and effects of leaf-off and leaf-on canopy conditions on biophysical stand properties derived from small-footprint airborne laser data. *Remote Sensing of Environment*, 98 (2-3): 356-370.
- Næsset, E. & Gobakken, T. (2005). Estimating forest growth using canopy metrics derived from airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 96 (3-4): 453-465.
- Næsset, E. (2007). Airborne laser scanning as a method in operational forest inventory: Status of accuracy assessments accomplished in Scandinavia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22 (5): 433-442.
- Næsset, E. & Gobakken, T. (2008). Estimation of above- and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser. *Remote Sensing of Environment*, 112 (6): 3079-3090.
- 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.
- Næsset, E. (2011). Estimating above-ground biomass in young forests with airborne laser scanning. *International Journal of Remote Sensing*, 32: 473-501.

- Polischuk, G. M. & Revnivykh, S. G. (2004). Status and development of GLONASS. *Acta Astronautica*, 54 (11-12): 949-955.
- Rayner, D. M. & O'Neil, R. (1979). Laser Fluorosensors for Remote Environmental Monitoring. *Optics News*, 5 (3): 13-17.
- St-Onge, B. & Vepakomma, U. (2004). Assessing forest gap dynamics and growth using multi-temporal laser-scanner data. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXVI, Part 8/w2: 173-178.
- Stenseth, N. C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J. W., Chan, K. S. & Lima, M. (2002). Ecological effects of climate fluctuations. *Science*, 297 (5585): 1292-1296.
- Weisberg, S. (1985). *Applied linear regression*, b. (2nd ed.). New York: Wiley. 324 s.
- Yu, X., Hyypä, J., Kaartinen, H., Maltamo, M. & Hyypä, H. (2008). Obtaining plotwise mean height and volume growth in boreal forests using multi-temporal laser surveys and various change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 29 (5): 1367-1386.

Vedlegg 1 – Feltinstruks fra 1999

Dette er en ren kopi av feltinstruks vedlagt i Bjerknes (2000).

Instruks for utlegging av flater og prøvetaking i Hkl II

Hensikten med dette feltarbeidet er å samle inn data som jeg kan koble med det en flybåren laser vil kunne gi meg. Jeg skal først og fremst se om sammenhengen mellom målt trehøyde på bakken og målt trehøyde med laser er tilfredstillende og om jeg eventuelt kan fastslå treantall utfra laserdataene. Jeg må derfor måle høyden og telle antall trær innenfor de enkelte flatene. I tillegg skal løvet registreres, da dette kan gi lasermålingene problemer og er en faktor som må tas med.

Flatene legges fritt i Hkl II hvor jeg søker å finne de spesielle egenskapene som jeg vil studere. Dette vil være følgende grupper av Hkl II: unge/gamle, tette/glisne og løv/ikke løv (8 grupper). Det skal være ca. 15 flater fra hver kombinasjon og dette vil gi totalt ca. 120 flater. Flatene skal legges ca. 3-5 m fra bestandskant for å unngå flater som havner i skyggen til nabobestandet.

Hver flate (hovedflate) skal være på 200 m², noe som tilsvarer en sirkel med radius lik 7,98 meter. Hvert senter markeres med en trepel og koordinat bestemmes med GPS (se GPS instruks). Hver hovedflate deles så inn i 4 delflater på følgende vis: Hovedflaten splittes i nord/syd retning og i øst/vest retning ved hjelp av snorer, som er like lange som flatens diameter, og speilkompass. Dette gir meg 4 like store delflater på 50 m² hver. Dette gjøres for å kunne bruke en høyere oppløsning på dataene hvis dette lar seg kombinere med laserdataene. Hver delflate gis et 2 sifret nummer, hvor det første sifferet er hovedflatens nummer, nummerert fortløpende f.o.m. 1, og det siste sifferet står for delflatens nummer, nummerert etter plassering: NØ=1, SØ=2, SV=3, NV4 (eks. flate 1: 11, 12, 13, 14, flate 2: 21, 22, 23, 24 osv.)

På hver delflate skal følgende måles:

- antall trær fordelt på gran/furu/løv
- løv telles som antall grupper (på ca. 1 m²) – her brukes skjønn for å avgjøre hva som skal anses som grupper
- Høyden til ca. 5 prøvetrær på hver delflate

Trær lavere enn 1,5 meter registreres ikke. De tas ikke med på hverken treantallet eller trehøyden. Dette gjøres fordi laserdataene i denne høyden vil bli filtrert vekk som bakgrunnstøy, steiner og lignende. Alt annet vil bli registrert da det er dagens faktiske situasjon jeg skal måle og ikke, som vanlig i Hkl. II, regulert treantall.

Utplukkingen av prøvetrær skjer på følgende vis: På første delflate som skal registreres gjøres et anslag på antall trær inne i delflaten. Basert på dette tallet finnes hvilke trær som skal høydemåles slik: $\text{Ant trær} / 5 = \text{hver n-te tre}$ som skal høydemåles. Første tre i delflaten skal brukes på alle 4 delflater i flaten. Hvert tre som skal høydemåles blir så markert med merkebånd når antall trær på flaten skal registreres. En snor med lengde 7,98 brukes til å bestemme flatens grenser når tellingen foretas.

Trehøyde søkes målt med høydestav, hvor dette mislykkes brukes Vertex høydemåler. Trehøyde måles til nærmeste desimeter. I tillegg skal treslag registreres og noteres i skjemaet med følgende koder: 1 : gran, 2 : furu, 3 : løv.

Etter at hver flate er ferdig registrert gis hver delflate en gruppekode, etter hva slags kombinasjon delflatene er: unge/gamle = 100/200, tette/glisne = 010/020 og løv/ikke løv = 001/002. F.eks. 111 er ungt tett m/løv og 222 er gammelt, glissent u/løv. Dette gjøres kun som en foreløpig klassifisering av flatene.

GPS instruks

GPS antenne monteres på teleskopstang, slik at den når en høyde på 3,64 meter over bakken (ved full utstrekning). Den plasseres 0,15 meter nord for flatesentrum og rettes opp ved hjelp av en trefot. Mottakeren står så og logger/registerer på stedet i minimum 15 min.

Basestasjonen står på et kjent punkt, et polygonpunkt ved Løken gård, ca. 300 meter SV for Våler kirke. Dette punktets UTM-koordinater i EUREF89 er: 6595510,995 og 605473,425, orotmetrisk høyde er 39,067 og ellipsoidisk høyde er 77,630. Denne står og logger/registerer hele dagen mens feltarbeidet foretas. Antennen monteres på et trestativ og plasseres i lodd over punktet. Antennens høyde over punktet noteres i skjemaet.

Loggerate til rover og base settes til 2 sek. og mask angel skal være 10 på basemottakeren og 12 på roveren.

På kveldstid etterprosesserer jeg dataene slik at mine GPS målinger ute i skogen blir korrigert.

Vedlegg 2 – Feltinstruks fra 2010

Instruks for feltarbeid, datainnsamling, sommeren 2010

Hensikten med feltarbeidet er å finne aritmetisk middelhøyde og biomasse som kan sammenstilles med datasettet som Bjerknes samlet inn i 1999. Bjerknes samlet inn trehøyder og treantall på 39 flater i bestand i HKL 2 med alder fra 8 til 23 år.

Alle 39 flater som ble lagt ut av Bjerknes i 1999 skal oppsøkes. Hver flate er sirkulære og er på 200m², dvs. en sirkel med radius på 7,98 m. Prøveflatenes sentrum ble merket med en trepel og sentrum ble målt inn med GPS. Dette sentrum skal brukes så langt dette lar seg gjøre. Punktet som blir brukt som sentrum blir merket, evt. på nytt, og ny GPS-innmåling skal utføres. GPS-innmåling vil være nødvendig da det vil være vanskelig å bruke samme sentrum som i 1999 på cm-nivå.

Variabler som skal måles på hver prøveflate:

- Antall trær fordelt på gran, furu og bjørk
- DBH for alle trær som er høyere enn 1,5 m over bakken.
- Antall trær under 1,5 m og over 20 cm skal telles, fordelt på gran bjørk og furu
- Trehøyde over stubbeavskjær for alle prøvetrær. 5 prøvetrær per prøveflate plukkes ut. ”fin” topp forutsettes. Totalt 39*5= 195 høydetrær.

Prøveflatens avgrensning bestemmes med avstandsmåling med Vertex (7,98 m), ved at transponderen monteres i sentrum av prøveflaten. Diameter i brysthøyde måles med en dataklave, ved å holde klavearmen vinkelrett på sentrum. Diameterdataene lagres automatisk i dataklaven. Her lagres også treslag. Trær som er blitt klavet merkes med tusj/hvitt fett/kritt, for å unngå dobbeltmålinger. Når alle diametre er målt vil antall trær over 1,5 m fordelt på treslag være registrert.

Antall trær under 1,5 meter og over 20 cm registreres manuelt for hvert treslag.

Det vil bli plukket ut ca. 5 høydetrær automatisk ved hjelp av dataklaven. Prinsippet for

uplukking av høydetrær: $\frac{\text{Antall trær}}{5} = n$ Hvert n-te klavetre får status som høydetre. Ved

begynnelse av takst av en prøveflate telles alle trær. Når klaven markerer et høydetre vil dette treet bli merket med rødt for at trehøyden kan bli registrert etter klaving. Høyden registreres ved hjelp av vertex, og blir notert i dataklaven.