



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 30 stp
Miljøvitenskap og naturforvaltning, MINA

Fjernmålingsbaserte modeller av biomasse for trær og buskarter i tregrenseøkotonen

Remote sensing-based models of biomass for trees
and shrub species in the forest-tundra ecotone

Sara Emilie Bråten Aarskog
Skogfag

Forord

Oppgaven er avsluttende for min toårige master i Skogfag utdannelse ved Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) på Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) på Ås. Valget av tema falt på fjernmåling da det virker interessant og fremtidsrettet for kartlegging av skogressursene våre. Oppgaven har gitt meg nyttig kunnskap som vil være fordelaktig i en fremtid i skogbruksnæringen.

Jeg ønsker å takke hovedveilederen min Dr. Ole Martin Bollandsås for hjelp med valg av tema for oppgaven og god hjelp med dataprossesering og gjennomlesinger. Videre vil jeg takke for noen fine uker i fjellet med mine feltarbeidskollegaer Vegard Lien (droneoperatør), Håkon Jamtli Kristiansen og spesielt Chiara Zabeo for god hjelp med mine feltmålinger og databearbeiding.

Jeg vil takke Guro Herborg Ørmen Bukaasen for mange morsomme stunder i og utenfor kollektivet og hjelp med rettskriving av oppgaven. Til slutt vil jeg takke familie, kjæreste, venner og medstudenter for motivasjon og gode minner gjennom noen flotte år.

Sara Emilie Bråten Aarskog

Ås, 15. mai 2023

Sammendrag

Med tregrensens viktige økologiske og klimatiske funksjoner er det ønskelig å enklest mulig innhente informasjon fra områdene. Fjellrike Norge har store områder med tregrenseøkotone som er lite kartlagt siden de er lite tilgjengelige og arbeidet er tidkrevende. For å forenkle arbeidet var det ønskelig å se om fjernmåling kan benyttes for å innhente informasjon. Fjernmålt laserskanning fungerer godt på voksen produktiv skog, men det er usikkert om den lave vegetasjonen i tregrenseøkotonen blir for krevende.

Gjennom datainnsamling fra 37 lokaliteter i Norge, fordelt på en nord-sør breddegradient fra Senja til Veggli, har det blitt gjort biomassemålinger av trær og buskarter etterfulgt av dronebårne laserskanninger. Med feltmålt biomasse som responsvariabel og høyde- og tetthetsverdier fra laserdata som forklaringsvariabel ble det gjennomført en variabelseleksjon før det ved lineær modellering ble gjort en modellseleksjon.

Resultatene viste at høydepersentil 80 med tetthetsvariabel 8 forklarte biomasse bedre enn biomassem modellene med kun én forklaringsvariabel. Hele 59 % av variasjonen i feltmålt biomasse kan forklares av modellen, noe som er bedre enn lignende studier. Selv om vi så at det var langt flere små trær og busker enn store, predikerte modellen vår likevel godt for de store biomasene. Med unormal vekst og forstyrrelser som større trær og ulendt terreng svekkes resultatene. Hadde prøveflatene vært større ville trolig feilene blitt mindre fordi slike faktorer ville blitt jevnet ut på et større område.

Resultatene viser at det er mulig å lage biomassem modeller som klarer å oppfatte deler av det som skjer i tregrenseøkotonen, men det vil forekomme noen usikkerheter. Derfor anbefales det i fremtiden å først innhente laserdata som sier noe om vegetasjonen slik at prøveflatene kan fordeles jevnt mellom ulike biomasestørrelser.

Abstract

With the important ecological and climatic functions of the treeline, it is desirable to gather information from these areas in the easiest way possible. Mountainous Norway has large areas of poorly mapped treeline ecotone, this due to the areas inaccessibility and the time-consuming nature of the mapping. To simplify the process, use of remote sensing to gather the information needed for mapping was tested. Remote sensing, by laser scanning works well in mature productive forests, but it is uncertain whether the method is suitable for the low vegetation in the forest-tundra ecotone.

The data were collected from 37 sites in Norway, distributed along a north-south gradient from Senja to Veggli. The biomass of trees and shrub species were measured in field, followed by unmanned aerial vehicle light detection and ranging (UAV LiDAR). Using the field-measured biomass as the response variable and the explanatory variables height and density-values from the laser data, a variable selection was performed. The variable selection was followed by model selection using linear modelling.

The results showed that the hight percentile 80 with density variable 8, explained biomass better than biomass models with a single explanatory variable. Our model accounted for 59 % of the variation in field-measured biomass, which is an improvement compared to similar studies. Even though a higher number of small trees and shrubs were observed compared to the number of larger ones, the model still performed well in the prediction of large biomass values. However, the results are weakened by abnormal growth and disturbances such as larger trees and rugged terrain. Larger sample plots would have reduced the errors because such factors would have been smoothed out over a larger area.

The results demonstrate the possibility to create biomass models that capture aspects of the treeline ecotone, but some uncertainties will remain. Therefore, it is recommended for future research to first gather laser data that provides information about the vegetation, enabling sample plots to be evenly distributed among different biomass sizes.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	II
Abstract	III
1 Innledning.....	1
1.1 Problemstilling	4
2 Materiale og metode	5
2.1 Studieområde.....	5
2.2 Litteraturdel	6
2.3 Feltnmålinger.....	8
2.4 Beregning av biomasse på prøveflater	11
2.4.1 Utvalgstrær	11
2.5 Fjernmålingsdata	12
2.5.1 Prosessering av laserpunktskyer og beregning av laservariabler	12
2.6 Dataanalyse	13
3 Resultat	14
3.1 Variabelseleksjon	14
3.2 Utvalgte biomassemodeller	15
3.3 Biomassemodell 1	15
3.4 Biomassemodell 2	16
3.5 Biomassemodell 3	16
3.6 Biomassemodell 4	17
3.7 Predikerte biomassemodeller.....	18
4 Diskusjon.....	20
4.1 Resultatene	20
4.2 Mulige feilkilder.....	22
4.3 Videre anvendelse	23
5 Konklusjon	25
6 Referanseliste	26
7 Vedlegg	28
Vedlegg 1. Normalfordeling hos biomassemodellene.....	28
Vedlegg 2. Forklarende bilder fra feltnmålingene	29

1 Innledning

Klimaet er i endring, noe som vil ha konsekvenser for utbredelsen og vekstbetingelsene til skog og vegetasjon. Det er imidlertid ikke slik at klimaendringene vil fortone seg likt over hele kloden, så konsekvensene for skog og vegetasjon vil heller ikke være de samme over alt. Det er også slik at på ulike voksesteder og for ulike typer vegetasjon, vil det være ulike klimafaktorer som er å regne som «minimumsfaktorer» for vekst og utbredelse. Mens temperaturøkning vil føre til økt vekst på noen voksesteder, vil det også kunne føre til redusert vekst hvis temperaturøkningen også fører til mer tørkestress (Lloyd & Fastie, 2002). Andre steder vil hyppigere hendelser av ekstremvær få stor betydning. For eksempel vil skog være mer utsatt for vindfall, tørke med påfølgende insektskader og sykdom på svekkede trær.

Det er fortsatt stor usikkerhet rundt klimaendringers effekt på skog og vegetasjon siden vi i et klimaperspektiv fortsatt er i en tidlig fase og det har naturlig nok ikke blitt gjennomført empiriske undersøkelser knyttet til alle potensielle effekter enda. Kontinuerlig gjennomføres det vitenskapelige studier som enten følger de samme studieområdene over tid eller gjennomfører kontrollerte forsøk der vekstforholdene manipuleres slik at effekten dette har på vegetasjonen kan isoleres og studeres. Et biom som har fått svært mye oppmerksomhet knyttet til både klimaendringer og endringer i arealbruk, er tregrensen. Her lever de ulike artene på toleransegrensen for en eller flere av vekstfaktorene, og det er derfor trolig at det er her vi vil se de største endringene med hensyn til vekst og utbredelse.

Norsk topografi er preget av store områder med fjell og vidde der hele 38 % av Norges areal betegnes som åpen fastmark: areal som ikke er myr, jordbruksareal, skog, bebygdt eller samferdselsområder (Statistisk sentralbyrå, 2017). Dette tilsier mye tregrense, der abiotiske faktorer begrenser vekst og foryngelse hos trær (Griggs, 1938) (Shaw, 1909). Områdene betegnes som dynamiske da det sjeldent er en abrupt og klar grense mellom skog og bart fjell, derfor betegnes områdene som en økoton og ikke grense. Noen steder kan overgangen være svært gradvis og strekke seg over flere hundre meter, kanskje kilometer. Andre steder er den svært abrupt, men da kan det være andre faktorer enn klimafaktorer som er årsaken - for eksempel jorddekket, der det går fra jorddekt mark til berg i dagen. Selv om tregrenseøkotonen har liten eller ingen økonomisk betydning til virkeproduksjon, er den svært viktig med tanke på blant annet bevaring av biologisk mangfold og karbonbinding. Derfor er det viktig å inkludere disse arealene i karbonmonitorering.

Opp gjennom tidene har områdene blitt benyttet til utmarksbeite for små- og storfe, noe som sammen med hjortevilt har begrenset gjengroing i store deler av landet (Mienna et al., 2020). De senere år med økt sentralisering og endret landbrukspolitik har det blitt færre, men større gårdsenheter som driver med fe, noe som har ført til at tregrenseøkotonen i mange tilfeller fortettes av trær der det er færre fe, mens det i områder med flere fe beites hardere. Hjorteviltbestandene har også forandret seg siden 1900-tallet. Hjort (*Cervus elaphus*) er en art som tradisjonelt sett finnes i bratt terreng på sørvestlandet i Norge, men bestanden er i vekst og flere av de emigrerer nå østover og nordover i landet. Elg (*Alces alces*) oppholder seg gjerne i tregrensa sommerstid, men forflytter seg lavere i terrenget vinterstid. Elgbestanden er nå betraktelig mindre enn den var for få år siden, grunnet hardere avskyting siden den store elgstammen var knyttet til mye trafikk- og elgbeiteproblematikk.

I etterkrigstiden ble tregrenseområdene påvirket av skogreising der det ofte ble gitt tilskudd til planting av norsk gran (*Picea abies*), senere også fremmedarten sitkagran (*Picea sitchensis*). Med sin mørke eviggrønne drakt vil det påvirke albedo-effekten i større grad enn lauvtrær og busker som naturlig vokser der. Skogreising er også ofte sett på som negativt fordi skog på sine senere utviklingstrinn vil gi en mørk og tett skog som slipper inn lite sollys. Det har tidligere vært observert både en stigende, statisk og en krympende tregrense. En tregrense som trekker seg oppover i fjellet vil påvirke sårbare arter i den alpine sonen negativt, men mer biomasse vil bidra til økt karbonbinding som er et mål i Parisavtalen (Utenriksdepartementet, 2016).

Studier av de faktiske endringene og de kausale sammenhengene som ligger til grunn er interessante fordi de kan hjelpe oss med å forstå hvilke endringer vi kan forvente under ulike klimaendringsscenarioer og konsekvensene av dem. Det er også viktig at vi til enhver tid har god oversikt over den faktiske utbredelsen fordi vi internasjonalt er forpliktet til å rapportere hvor mye karbon som er bundet i norske skoger og endringer i karbonlageret over tid. Det er Landsskogtakseringen som har ansvar for å rapportere karbonbindingen i Norge. Med kun en prøveflate per 27. kvadratkilometer vil trolig ikke Landsskogtakseringens målinger gi veldig presise estimer for karbonbindingen i tregrenseøkotonen. Derfor er det viktig å innhente informasjon fra disse områdene siden de fra før av har få registreringer der. Feltarbeid er i tillegg krevende, dyrt og tar lang tid. Bruk av fjernmåling der store arealer kan dekkes på relativt kort tid, synes derfor som en attraktiv løsning for å skaffe tilveie nødvendig informasjon om vegetasjonen for å kunne estimere biomasse og fra dette estimere mengden bundet karbon.

For å forenkle informasjonsinnhenting i skog har det i senere tid blitt mer bruk av fjernmåling, da dette er et effektivt og billig alternativ til feltmålinger. Fotogrammetri og

tredimensjonale målinger fra lasersensorer er datatyper som ofte blir brukt. Fotogrammetri er et noe billigere alternativ der det utfra bilder fra flere vinkler av skogen, kan si noe om blant annet endring i skogdekke og beregne volum. Mens tredimensjonale målinger bruker laserpulser som sendes ut fra sensor og reflekteres i skogområdet for blant annet volumberegning og bonitetsbestemmelse. Av fjernmåling i skogbruket har det vært mye bruk av satellitt og fly som plattform, men de siste tiårene har droner virkelig inntatt markedet. De er håndterbare og det er enklere for folk å bli sertifiserte dronerpiloter. Dronebåren laserskanning har blitt en svært pålitelig og kostnadseffektiv metode for informasjonsinnhenting. Slik kan også kostnader ved feil tiltak grunnet feilinformasjon reduseres.

Med forventede klimaendringer er det viktig å holde oversikt over karbonlageret og endringene der. Da det ble klart at klimaendringene kunne få mange og store konsekvenser, ble samfunnet villig til å bruke store summer på forskning rundt karbonlagring. Tidligere har det vært begrenset med informasjon om tregrenseøkotonen, forskning har fokusert på mer produktive områder som er lettere tilgjengelige. Voksen høyproduktiv boreal skog er godt kartlagt og enklere å innhente informasjon fra enn mindre vegetasjon. Fjernmålt laserskanning har gode resultater på kartlegging av boreal skog (Noordermeer et al., 2019). For å finne ut om dronebåren laserskanning er nøyaktig nok på mindre vegetasjon som det er i tregrenseøkotonen, har feltmålinger blitt gjennomført på flere lokaliteter i tregrenseøkotonen langs en breddegradsgradient i Norge.

Normalt brukes fjernmålt laserskanning på større trær, men det er ønskelig å se hvor nøyaktig målemetoden er med tanke på innhenting av laserdata fra mindre trær og busker helt ned i 20 cm størrelse. Dette er en utfordring på grunn av måleusikkerheten en slik måleteknikk har. Avstandsmålingene mellom sensoren og treffpunktene har i seg selv en usikkerhet, men det er også usikkerhet knyttet til det å klassifisere hvilke laserekko som kommer fra terrengoverflaten og hvilke som reflekteres fra vegetasjonen. Studier har vist at usikkerheten til en terrengmodell konstruert fra laserdata gjerne er 20 - 30 cm (Reutebuch et al., 2003), dette vil være problematisk med at mye av biomassen vil være i dette sjiktet. Vegetasjonen vil være lav og vanskelig å skille fra terrengmodellen siden artene i tregrenseøkotonen grunnet krevende vekstforhold vokser sent og gjerne får et krokete utseende der de ofte vokser langs bakken (Wardle, 1968). Med en slik type vekst og med stor variasjon i hvordan trær og busker ser ut er det krevende å finne en modell som predikerer biomassen best. En modell konstruert på data der det er stor usikkerhet både for feltobservert respons og forklaringsvariabler beregnet fra laserdata, vil være usikker. Sammenhengen mellom laserinfo og felt vil sannsynligvis ikke være

like god i tregrenseøkotonen som i produktiv skog. Likevel tror jeg det er et stort potensial i å bruke fjernmålt informasjon i tregrenseøkotonen.

1.1 Problemstilling

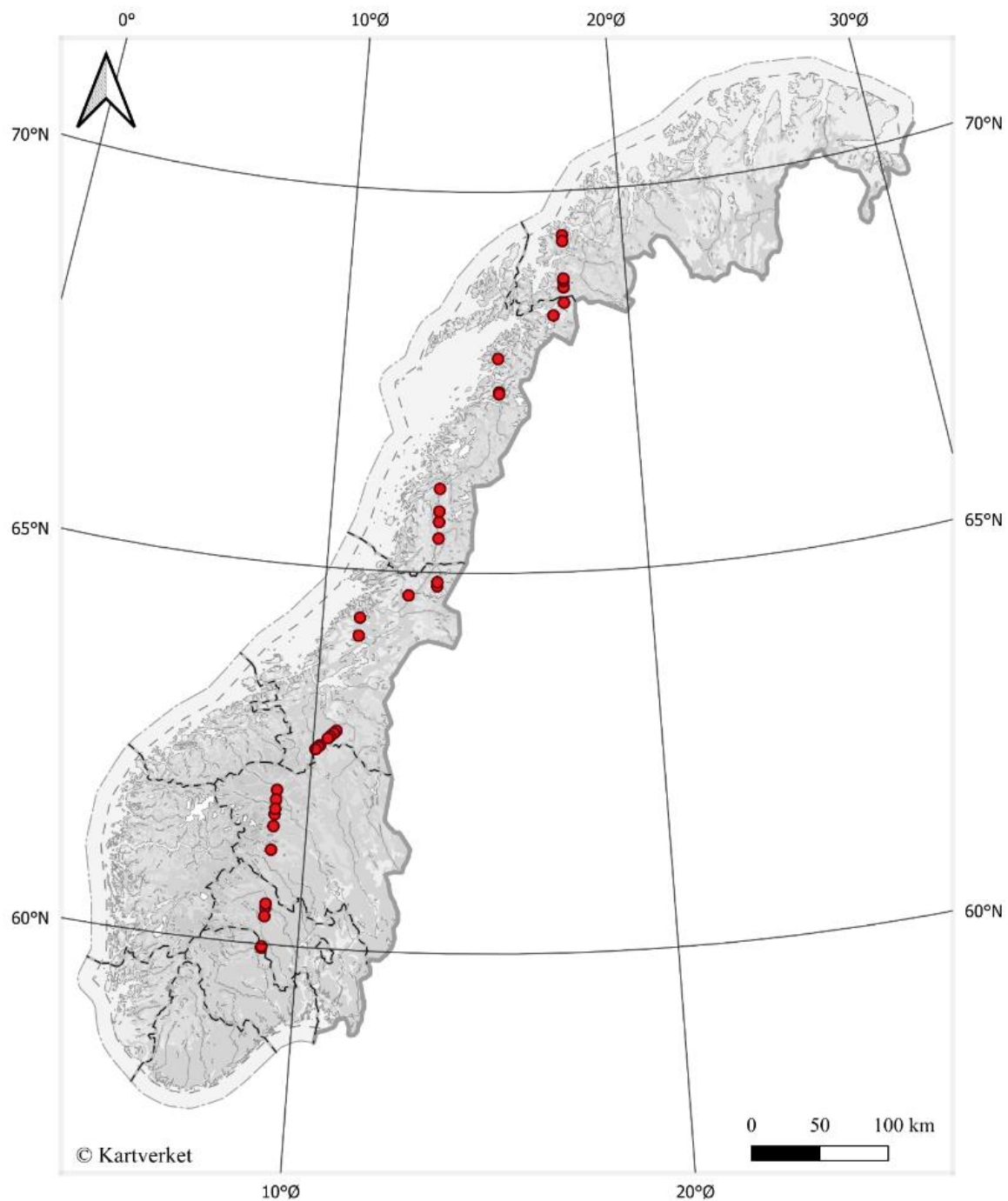
Formålet med denne studien var å undersøke om data fra dronebåren laserskanning kan anvendes til prediksjon av biomasse i tregrenseøkotonen. Lineære prediksjonsmodeller for feltmålt biomasse ble konstruert med forklaringsvariabler beregnet fra laserpunktskyer.

2 Materiale og metode

2.1 Studieområde

Datainnsamlingen ble gjennomført sommeren 2022 på 37 tregrenselokaliteter langs det aller meste av breddegradienten i Norge, fra Senja i nord (69° N) til Veggli i sør (60° N) (Figur 1). Lokalitetene ble etablert allerede i 2008 basert på kartinformasjon for vegetasjonsutbredelse (skogmaske). Lokalitetene måtte også være innen rimelig gangavstand fra bilveg slik at feltarbeidet skulle være gjennomførbart innen en dag. Dette er et studieområde som har blitt brukt til ulike forskningsprosjekter knyttet til tregrensa. Opprinnelig var det *Effect of changing climate on the alpine tree line and mountain forest carbon pools along a 1500 km n-s and elevation gradients* som i 2008 benyttet seg av en punktsamlingsmetode (PCQ) der det ble etablert 107 punkter. Innen hver lokalitet ble det etablert to-fire PCQ punkter etter hverandre i en rett linje oppover i terrenget, avstanden mellom dem var mellom 50 - 150 meter (Figur 2A). Med utgangspunkt i disse punktene ble prosedyren «nærmeste tre» i fire sektorer i ulike høydeklasser innenfor en «søkeradius» på 25 m, brukt til bestemmelse av utvalgstrær. Hvert PCQ-punkt samt alle utvalgstrærne ble koordinatsatt ved hjelp av satellittnavigasjonsutstyr slik at feltobservasjonene kunne kobles romlig til fjernmålingsdata, og slik at alle punkter og trær skulle kunne gjenfinnes. Lokalitetene har i hovedsak vært oppsøkt hvert fjerde år etter oppstart for å identifisere enkelttrærs vekst, avgang og rekruttering for å kunne si noe om endringer i tregrensa. *Changing Forest Area and Forest Productivity – Climatic and Human Causes, Effects, Monitoring Options, and Climate Mitigation Potential* (2018 – 2022) benyttet seg av samme datainfrastruktur, gjennom dette prosjektet ble det gjort ytterligere remålinger slik at det nå eksisterer en tidsserie på 14 år.

Senja hadde lokaliteten som lå lavest over havet med sine 350 meter over havet (moh), mens den høyeste lokaliteten lå på 1971 moh i Dombås. Mange av lokalitetene i nord hadde kystklima, mens de i sør hadde innlandsklima. Majoriteten av lokalitetene ligger etter Köppens klimaklassifisering som baserer seg på temperaturer og nedbør sammen med vegetasjonssoner, i kald-temperert klima og polarklima (Mamen, 2021).



Figur 1. Kart over prøveflatelokalitetene fordelt langs en breddegradsgradient i Norge. Kart laget i QGis (versjon 3.30.0 Hertogenbosch) (Kartverket, 2017).

2.2 Litteraturløp

På de samme lokalitetene er det gjennomført ulike målinger som er blitt brukt i flere skogfaglige samt økologi- og naturforvaltningsstudier knyttet til tregrenseøkotonen, de fleste med fjernmålingsdata. Det er ønskelig å nevne noen av studiene og oppsummere kort hva deres funn er.

Første gang lokalitetene ble brukt var for å se om fjernmålt laserskannings høydeverdier kunne detektere små enkelttrær i tregrensekotonen. Treslag var viktig for detektering av små trær, gran økte sannsynligheten for å bli gjenfunnet og lokal topografi påvirket trolig terrengmodellen. Trehøyde og kroneareal var forklaringsvariablene som viste sterkest signifikans i alle modellene (Thieme et al., 2011).

Det har også blitt sett på om en klyngeanalyse av tre- og ikke-tre -rasterceller kan finnes automatisk ved hjelp av laserhøydedata fra fjernmålt laserskanning. Stor grad av suksessfulle trecellefunn ga større nøyaktighetsfeil ved lavere laserhøydeverdier, men ved en økning på 20 cm ble feilene drastisk mindre men gir fortsatt tilstrekkelige vurderinger av suksessfulle trecellefunn (Stumberg et al., 2014).

For å estimere biomasseendring har direkte og indirekte prediksjoner blitt sammenlignet med fjernmålt laserskanning. Den direkte metoden modellerte endringer og predikerte direkte ved bruk av forskjellene mellom de korresponderende laserskanningsmålingene fra de to målingstidspunktene som prediksjoner, og estimeringen baserte seg på de predikerte forskjellene. Den indirekte metoden modellerte og forutsa over-bakke biomasse ved begge tidspunktene med laserskanningsmålinger som prediksjoner som estimerer endringene fra forskjellene mellom biomasseprediksjonene. Den indirekte metoden var mest presis selv om begge var signifikante (Bollandsås et al., 2018).

Det har også blitt sett på hvordan klima og planteetere bestemmer stammeantall, høyde og dødelighet i tregrensekotonen. Beite hadde mindre å si enn klima (Mienna et al., 2020).

Spektral og tredimensjonell informasjon fra dronebilder har blitt brukt til landdekkeklassifisering. Uavhengig av global, sesongbasert, geografisk regionbasert og sesong regionbasert klassifisering, fant de ingen signifikante forskjeller og spektralegenskapene nær synlig, rødkant og nær infrarød band var viktigst for predikeringen (Mienna et al., 2022).

Hvorvidt karbonlager i jord vil bli påvirket av en stigende tregrense som følge av klimaoppvarming. Fordi annen vegetasjon endrer strø og mikroklimaforhold er det forventet å påvirke jordnedbrytning. De forventet at det ville være mer karbon i jordprøvene fra tundraen over tregrensa enn i skogen nedenfor. Det var store forskjeller mellom og innen lokalitetene, men det var som oftest mer jordkarbon i skogen enn i tundraen (Devos et al., 2022).

Fjernmålt laserdata ble brukt i en tidsserie med tre gjenmålinger på fire års mellomrom til observering av trebeslag og høyde. Fjernmålingsestimater ble sammenlignet med

feltnålingsestimatene og ga fjernmålingsestimater av usikkerhet. Gjentatt prøving med en langsgående modell for predikering av trebeslag viste en nøyaktighet på 83 %. Laserdataene ga gode resultater for høydepredikering selv med få laserpunkter. Begge modellene måtte medberegne tidspunktet for målingene (Noordermeer et al., 2023).

Om krekling og annen vegetasjon påvirket rekruttering og mortalitet i tregrenseøkotonen. Det viste seg at krekling påvirket overlevelsen hos trær positivt men påvirket ikke foryngelsen. Det gjorde derimot vegetasjonshøyde i negativ grad. Det var gjennomsnittlig lite kreklingdekke i studien som kan være årsaken til at krekling ikke hadde noen sammenheng med foryngelsen (Hilstad, 2019).

Det har også blitt sett på tregrensedynamikk der det var en økning i treantall mellom 2008 og 2018. Det var en signifikant trend for relativ økning i høydevekst fra sør til nord, kronediameter økte mindre i samme gradient. Avgangen var størst i sør og minst i nord. Det var signifikant negativ sammenheng mellom høydeendring, sommernedbør og temperatur, og en positiv sammenheng mellom høyde og oseanitet. Endring i diameter hadde negativ sammenheng med sommertemperatur, oseanitet og vinternebbør (Simensen, 2019).

Det blitt brukt tredimensjonale punktskyer fra bildematching til deteksjon av pionertrær i tregrenseøkotonen. Trær på over 1.2 m hadde over 90 % sannsynlighet for å bli funnet, samlet for alle trær (gran, furu, bjørk) i alle høyder over 20 cm ble 73 % funnet. Det var enklest å finne gran etterfulgt av bjørk mens furu hadde mye dårligere resultat, dette kan være grunnet lite furu sammenlignet med de andre artene. Kronevidde var viktigst for deteksjon (Stensli, 2019).

2.3 Feltnålinger

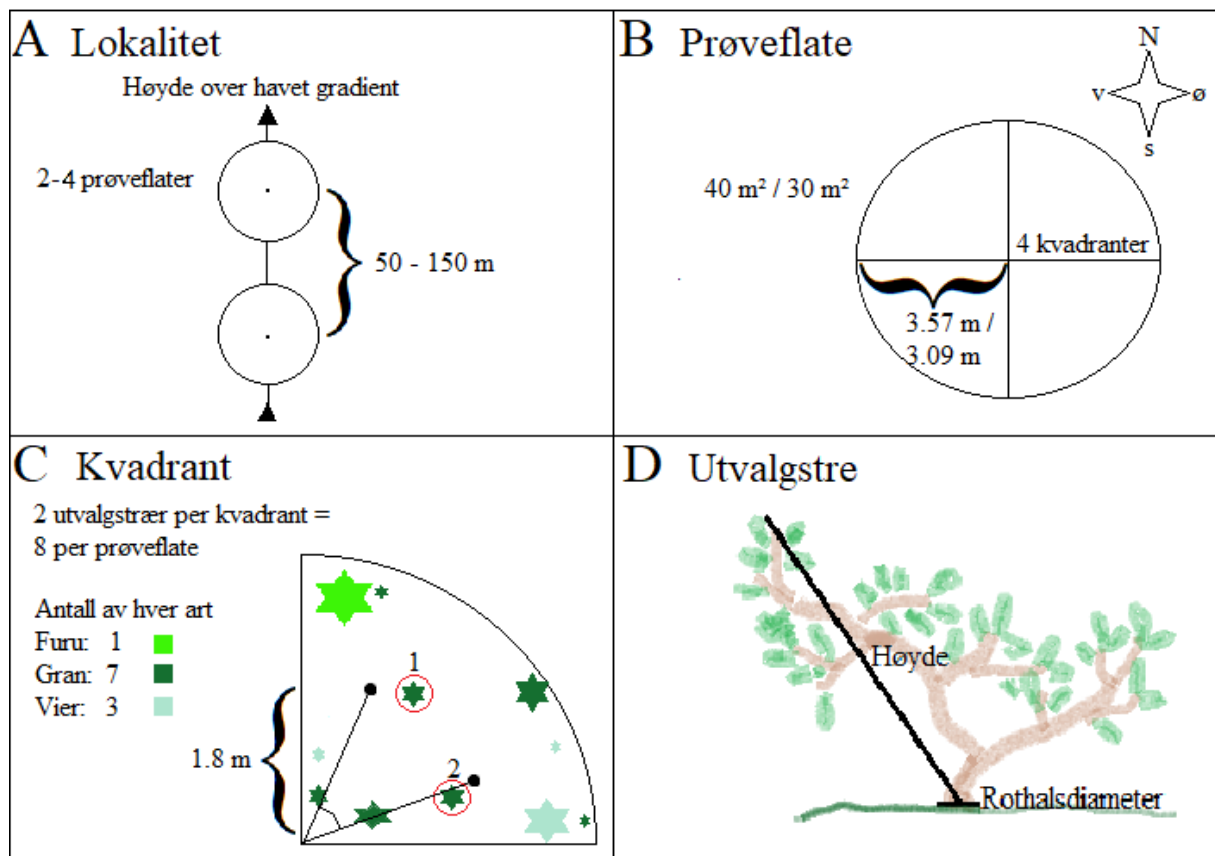
PCQ metoden med målinger av nærmeste tre er en lite egnet samplingsmetode for å lage et referansedatasett for å utvikle en modell for en arealbasert modell for biomasse, da det er en punktsamplingsteknikk uten fast areal. Siden en arealbasert modell trenger feltobservasjoner som arealmessig korresponderer med arealenheten modellene skal predikere for. Selv med bruk av radius lik maksimal PCQ søkeradius, ville det blitt en y-verdi med stor usikkerhet fordi PCQ kun samler trær. Derfor ble det logisk å gjøre datainnsamlingen annerledes med fast radius og kontroll på alle trær innenfor et fast areal.

Arealet til prøveflatene var 40 m² for de prøveflatene som ble etablert først, men etter hvert ble arealet redusert til 30 m² på grunn av at tidsbruken på hver flate ble for stor til at det var

praktisk mulig å gjennomføre alle flatene på hver lokalitet i løpet av en arbeidsdag. En teleskopstang med markerte avstander for radius ble benyttet til å finne ytre kant av flata (Figur 3). Prøveflatene ble delt inn i fire kvadranter av en linje gjennom flatesenter i nord-sør retning og en i vest-øst retning (Figur 2B).

I hver kvadrant ble alle trær over 20 cm registrert der det etter hvert ble nødvendig å bruke markeringsbånd for å skille mellom trær som var høye nok for registrering og ikke, da det etter hvert ble veldig mange (Figur 4). Denne høyden ble bestemt utfra hva fjernmåling normalt klarer å skille mellom vegetasjon og terrengmodell (Reutebuch et al., 2003). Høyde og rothalsdiameter ble målt på opptil to utvalgstrær i hver kvadrant. Trærne ble valgt som de nærmeste til åtte punkter 1,8 meter fra flatesentrum i åtte ulike retninger målt med 360° kompass. Første punkt ble etablert i 22.5° fra flatesentrum og deretter et punkt for hver 45° (Figur 2C). Hvis nærmeste treets rot var utenfor flata, men noen grener krysset linja, ville det som er innenfor prøveflaten bli målt: diameter på groveste grenen der den krysser grensa og måle høyden derifra til høyeste punkt. Disse ble senere sett på som kantstøy da det nesten alltid vil være vegetasjon som ligger i dette området, og ble derfor fjernet.

Registreringene startet i nord og fulgte klokkeretning, hvis det ikke var noen utvalgstrær nærmere enn et allerede målt utvalgstre, ble det registrert som manglende tre (MT). Rothalsdiameter ble målt ved overgangen fra rot til stamme med en klave eller et skyvelære, og høyde ble målt derifra til høyeste punkt (som oftest ble det skrått og ikke rett opp) med en tommestokk eller en Vertex høydemåler (Figur 2D). Ved spesielle hendelser (prøveflater som ligger i snøfonn, steinrøys, helning, bekk eller lignende) ble det lagt igjen en kommentar siden dette kunne være faktorer som påvirker beregningene. Hvis trærne på en prøveflate ble vurdert som svært jevnt fordelt utover arealet, ble det gjort tellinger på kun en eller to kvadranter.



Figur 2. Illustrert studiedesign. Hvordan lokalitet (A), prøveflate (B), kvadrant (C) og utvalgstre (D) er plassert og data i tregrenseøkotonen er innhentet. Illustrasjon laget i Microsoft Paint (versjon 22H2).



Figur 3. Prøveflate i tregrenseøkotonen. Teleskopstang for bruk til å finne ytre kant av prøveflate.



Figur 4. Kvadrant i tregrensekotonen. Trær og busker >20 cm merket med merkebånd klare for registrering.

2.4 Beregning av biomasse på prøveflater

For å beregne biomasse ble biomassefunksjonene som er brukt i Kolstad et al. 2018 Supplement EM1 brukt. Bjørke-modellen ble brukt for artene fjellbjørk, dvergbjørk, osp, selje og hybrid (høyde og diameter), mens gran-modellen ble brukt for gran og einer (høyde og diameter). Furu-modellen ble brukt for furu (diameter) og for rogn ble ubeitet rogn-modellen brukt (høyde) (Kolstad et al., 2018).

Det ble predikert en biomasse for gjennomsnittstreet ved å beregne gjennomsnitt av biomassen til utvalgstrærne. Deretter ble det beregnet et treantall per hektar, og biomassen til gjennomsnittstreet ble multiplisert med dette treantallet. Databearbeiding ble gjort i Microsoft Excel (versjon 2303) før beregninger ble gjort i RStudio i R (versjon 4.2.2).

2.4.1 Utvalgstrær

Av alle plantene som ble registrert, var det 6.3 % utvalgstrær som ble målt. Artene som ble målt var fjellbjørk (*Betula pubescens ssp. cherepanovii*), dvergbjørk (*Betula nana*), vier (*Salix sp.*), rogn (*Sorbus aucuparia*), osp (*Populus tremula*), einer (*Juniperus communis*), gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus sylvestris*). Det ble i tillegg registrert en hybrid av fjellbjørk og dvergbjørk (Tabell 1).

Tabell 1. Deskriptiv statistikk for trær og busker i tregrensa ved 37 lokaliteter i Norge. *Vektet gjennomsnitt

Registrerte trær og busker						
Art	Antall trær over 20 cm (N)	Antall utvalgstrær (n)	Min biomasse (g)	Max biomasse (g)	Gjennomsnittlig biomasse (g)	Standardavvik± (g)
Dvergbjørk	6 911	319	1	129	23	21
Vier	2 123	140	4	375	26	38
Fjellbjørk	549	116	1	7 716	183	724
Einer	630	49	5	1 433	194	276
Gran	67	11	30	28 134	5 622	9 315
Furu	29	9	5	2 466	475	855
Rogn	19	3	2	66	31	33
Hybrid	1	1	34	34	34	NA
Osp	25	1	15	15	15	NA
Samlet	10 351	649	1	28 134	166*	1403

2.5 Fjernmålingsdata

Samme dag som feltnmålingene ble utført, ble en dronebåren laserskanner flydd over lokaliteten. Det krevdes opphold eller svært lite nedbør for at laserpulsene ikke skulle bli forstyrret og rolige vindforhold slik at dronen klarte å holde seg stabil nok og holdt den forhåndsbestemte flyruta. Det ble brukt en drone av typen DJI Matrice 300 RTK med DJI Zenmuse L1 laserskanner. Dronen ble flydd i en konstant høyde over havet, og ikke i en konstant høyde over terrenget. I sterkt hellende terreng ble derfor punkttettheten på bakken varierende langs terrenghøydegradienten. For å dekke hele lokaliteten, ble det flydd flere overlappende flylinjer. Gjennomsnittlig flyhøyde var omtrent 100 meter over terrenget og gjennomsnittlig punkttetthet var omkring 350 punkter per kvadratmeter.

2.5.1 Prosessering av laserpunktskyer og beregning av laservariabler

Punktskyene fra hver lokalitet gjennomgikk flere prosesseringssteg. Først ble koordinatene til alle enkeltpunkter justert ved hjelp av softwaren DJI Terra. Deretter ble punktskyene prosessert i softwaren TerraScan. I dette steget ble blant annet alle flylinjer kalibrert mot hverandre slik at for eksempel høydeskift mellom linjer ble tatt hensyn til. Deretter ble hvert enkelt ekko klassifisert i bakke- og vegetasjonspunkter. Punkter for hver av prøveflatene ble deretter klippet ved hjelp av funksjonen `clip_roi()` i R (lidR-pakken) og variabler som representerte høydefordelingen til vegetasjonspunktene på hver flate ble beregnet ved hjelp av

R-funksjonen `cloud_metrics()` også fra pakken `lidR` (Roussel et al., 2020). Mer spesifikt så ble det beregnet høydepersentiler (5, 10, ..., 95) for alle vegetasjonspunkter på hver flate og navngitt henholdsvis H5, H10, ..., H95. For å representere tettheten for laser ekkoene på hver flate, ble først avstanden mellom maks laserhøyde og bakken delt inn i ti like lange deler, og deretter ble antall ekko over hver delelinje dividert på totalt antall ekko (inkludert bakke-ekko) på flata. Dette resulterte i ti tetthetsvariabler (T0, T1, ..., T9) som hver representerte tettheter av vegetasjonsekko i ulike høydesjikt. I tillegg ble maksimum (Hmaks) og gjennomsnittlig (Hsnitt) laserhøyde samt standardavviket (Hsd) og variasjonskoeffisienten (Hcv) for høydene til vegetasjonsekkoene beregnet.

2.6 Dataanalyse

Det ble tilpasset lineære modeller med feltmålt biomasse som responsvariabel og laservariabler som forklaringsvariabel. Først ble det gjort en variabelseleksjon med `Regsubset()` som har Akaike Information Criterion (AIC) som kriterie i R (`leaps`-pakken). Deretter ble det modellert ved hjelp av `lm()` i R for de valgte variablene. For bestemmelse av endelig modell skulle variablene være: 1) signifikante ($p < 0.05$), 2) ha logisk fortegn og 3) ha en Variance inflation factor (vif) verdi på < 5 . Vif finnes i `car`-pakken og forteller oss noe om hvor like variablene som brukes er, i dette tilfellet vil den skille mellom høydepersentiler og tetthetsvariabler (Gareth et al., 2013). Hvis flere modeller tilfredsstilte disse kriteriene ble best residualplot og størst forklaringsgrad (R^2) vektlagt. Det ble også laget prediksjoner for de valgte modellene som ble plottet mot feltmålt biomasse. Differansene mellom disse ble brukt for å finne standardavvik (SD).

3 Resultat

3.1 Variabelseleksjon

For modellene med én forklaringsvariabel oppfylles alle kravene, siden vif-verdi ikke kan beregnes uten å ha en annen variabel å sammenlignes med. I tillegg har samtlige av de foreslåtte modellene positivt fortegn og er signifikante ($p < 0.05$). Modell 1 med variabel H80 forklarer feltmålt biomasse best ($R^2 = 0.57$), tett etterfulgt av Modell 2 med variabel H85 ($R^2 = 0.51$). Modell 3 med variabel Hsnitt forklarer biomassen noe dårligere ($R^2 = 0.45$). For modellene med to forklaringsvariabler er det kun Modell 4 med variablene H80 og T8 som oppfyller alle kravene ($R^2 = 0.59$, $p < 0.05$ & $vif < 5$ for begge forklaringsvariablene). Resterende modeller ekskluderes siden de ikke oppfyller kravene. Forklaringsvariabel H80 er inkludert i alle modellene som har flere variabler (Tabell 2).

Tabell 2. Variabelseleksjon av de tre beste biomassemodellene (MOD) for hvert antall variabler opp til tre. Høydepersentil (H), tetthetsvariabel (T). Signifikante koder: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

Variabelseleksjon							
MOD	Antall variabler	Rangering	R^2	Variabel	Fortegn	P-verdi	Vif-verdi
1	1	1	0.57	H80	Pos	***	-
2	1	2	0.51	H85	Pos	***	-
3	1	3	0.45	Hsnitt	Pos	***	-
4	2	1	0.59	H80	Pos	***	2.52
				T8	Pos	*	2.52
5	2	2	0.59	H80	Pos	***	18.29
				H85	Neg	.	18.29
6	2	3	0.58	Hsd	Pos		1.92
				H80	Pos	***	1.92
7	3	1	0.68	H80	Pos	***	33.30
				H85	Neg	***	47.73
				H95	Pos	***	4.58
8	3	2	0.68	H80	Pos	***	35.52
				H85	Neg	***	64.56
				H90	Pos	***	9.60
9	3	3	0.67	Hsnitt	Pos	***	6.93
				H80	Pos	***	26.12
				H85	Neg	***	43.96

3.2 Utvalgte biomassemodeller

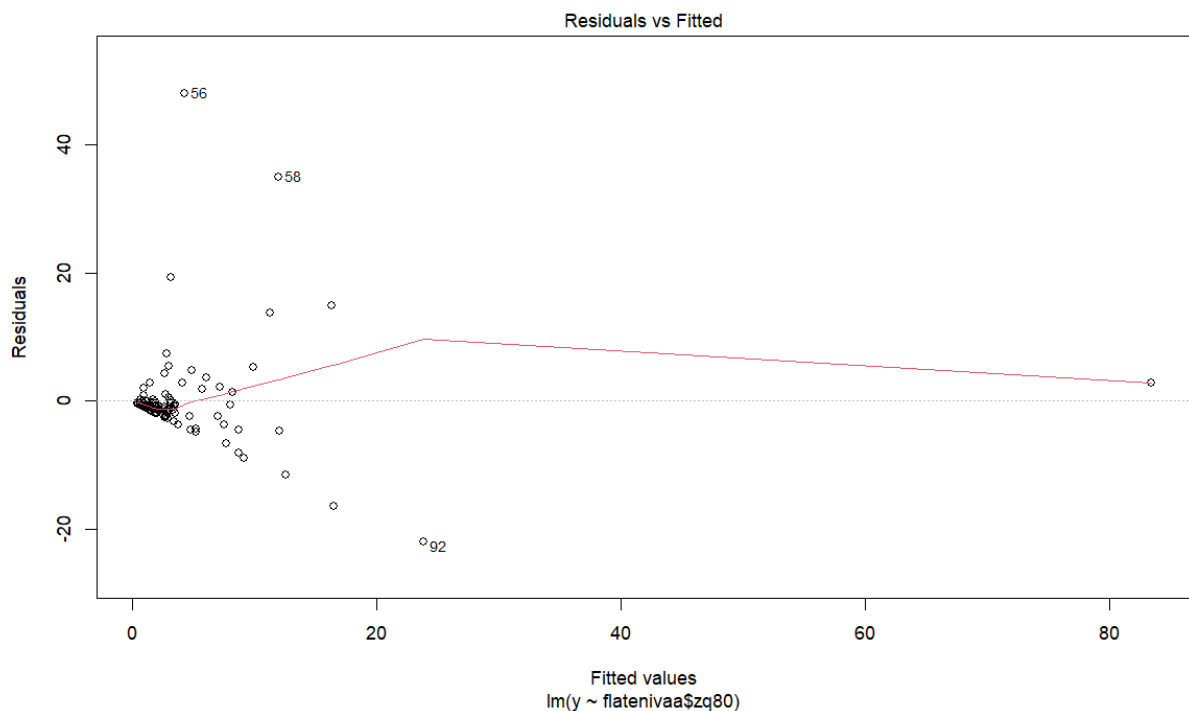
For de utvalgte biomassemodellene er det Modell 4 som har lavest standardavvik (SD = 7.29). Estimater er størst hos Modell 3 (E = 55.98) og minst hos Modell 2 (E = 21.91). Det er stort spenn i estimatene for variablene i Modell 4 der H80 har 34.97 og T8 har 1.47 (Tabell 3).

Tabell 3. Utvalgte biomassemodeller. Høydepersentil (H), tetthetsvariabel (T). Signifikante koder: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1.

Utvalgte biomassemodeller							
MOD	Antall variabler	Variabel	R ²	Standardavvik	Standardfeil	Estimat	p-verdi
1	1	H80	0.57	7.44	2.43	28.87	***
2	1	H85	0.51	8.01	2.12	21.91	***
3	1	Hsnitt	0.45	8.42	6.00	55.98	***
4	2	H80	0.59	7.29	3.80	34.97	***
		T8			0.71	1.47	*

3.3 Biomassemodell 1

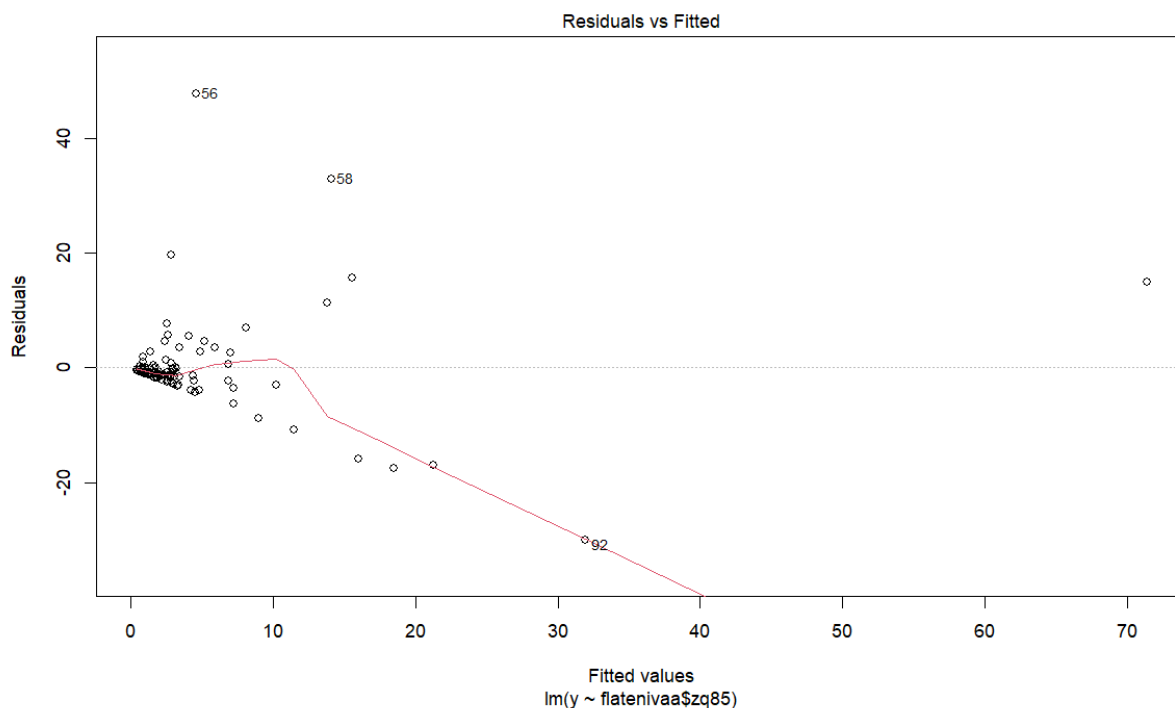
Modell 1 har ekstreme residualverdier på prøveflate 56, 58 og 92, noe som påvirker den tilpassede linjen. Den tilpassede linjen avviker noe fra 0-linjen, det er flest residualer med lave verdier og et residual med høy verdi treffer omtrent 0-linjen (Figur 5).



Figur 5. Lineær modelltilnærming. Residualer mot tilpassede verdier for Modell 1. Lm = Lineær modell, y = feltmålt biomasse, zq80 = H80.

3.4 Biomassemodell 2

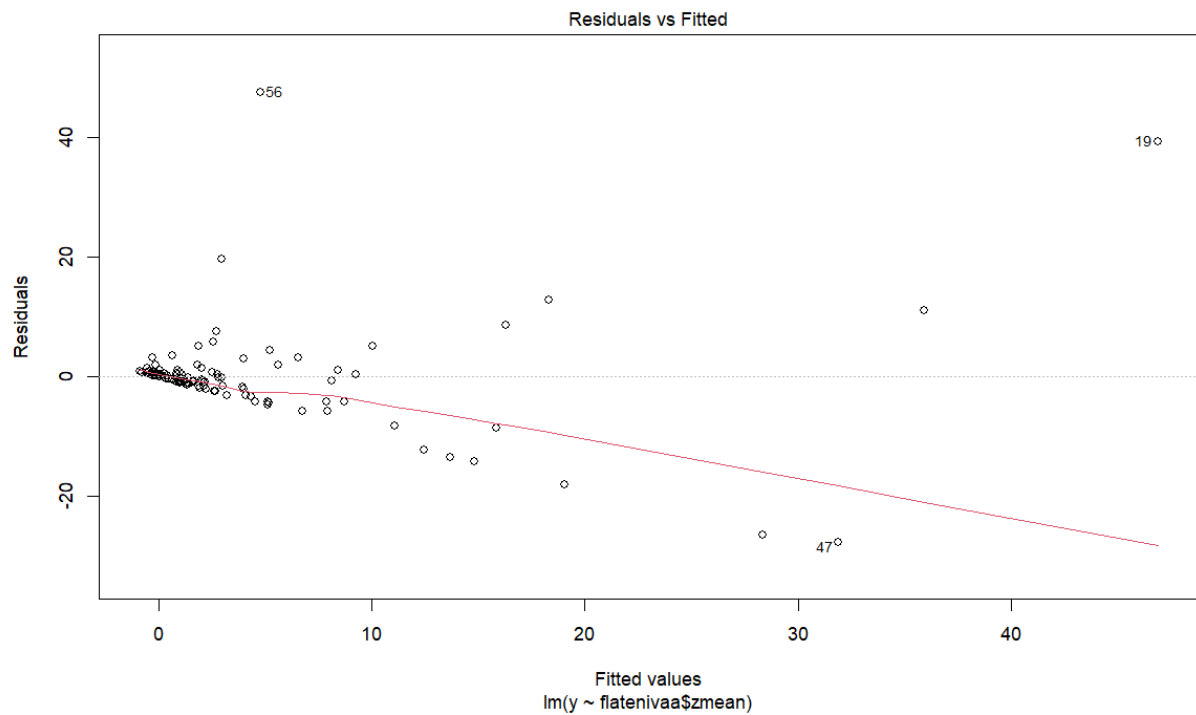
Residualverdiene til prøveflate 56, 58 og 92 er også her ekstreme verdier. Den tilpassende linjen holder 0-linjen i starten før den trekker seg langt ned mot prøveflate 92 slik at den i stor grad avviker 0-linjen. De fleste residualene ligger til venstre med lave verdier (Figur 6).



Figur 6. Lineær modelltilnærming. Residualer mot tilpassede verdier for Modell 2. Lm = Lineær modell, y = feltmålt biomasse, zq85 = H85.

3.5 Biomassemodell 3

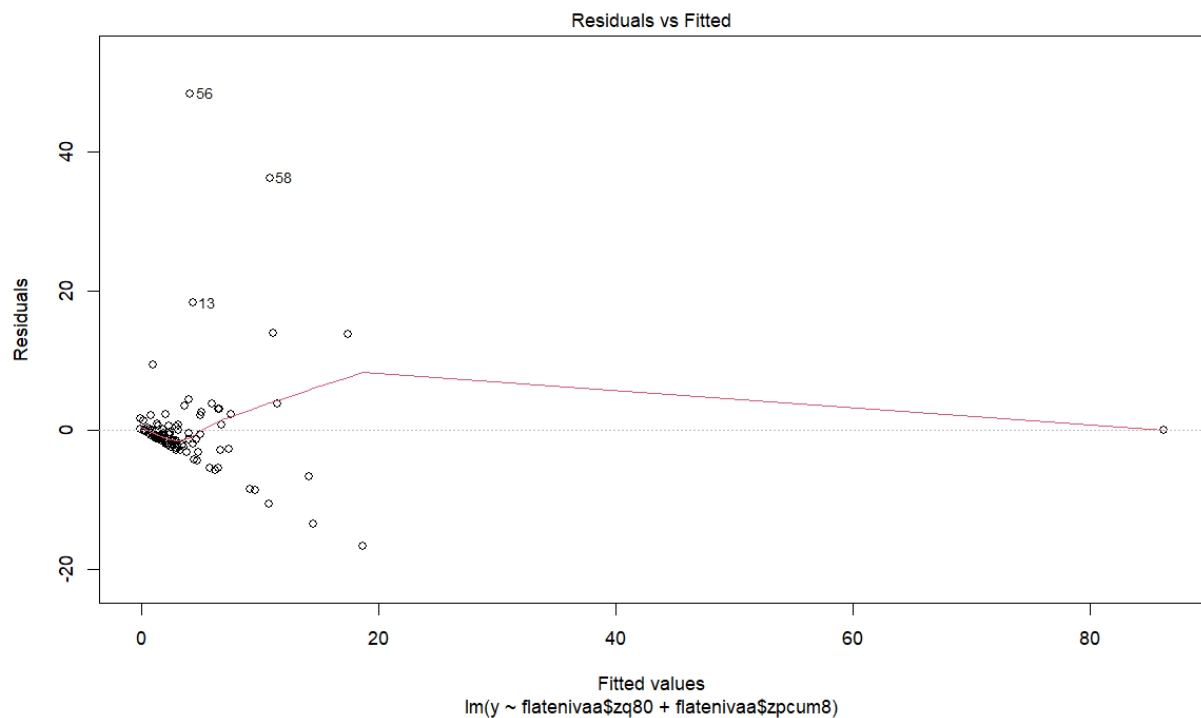
Modell 3 har ekstreme residualverdier i prøveflate 56, 47 og 19, der spesielt 47 og 19 påvirker den tilpassede linjen mye siden de har høyere verdier enn hovedansamlingen av residualene. Dette har ført til at den tilpassede linjen treffer 0-linja noe i starten før den havner under. Her er residualene i en viss grad fordelt mer utover den tilpassede linjen enn i de tidligere modellene, selv om det fortsatt er flest med lavere verdier (Figur 7).



Figur 7. Lineær modelltilnærming. Residualer mot tilpassede verdier for Modell 3. Lm = Lineær modell, y = feltmålt biomasse, $zmean$ = Hsnitt.

3.6 Biomassemodell 4

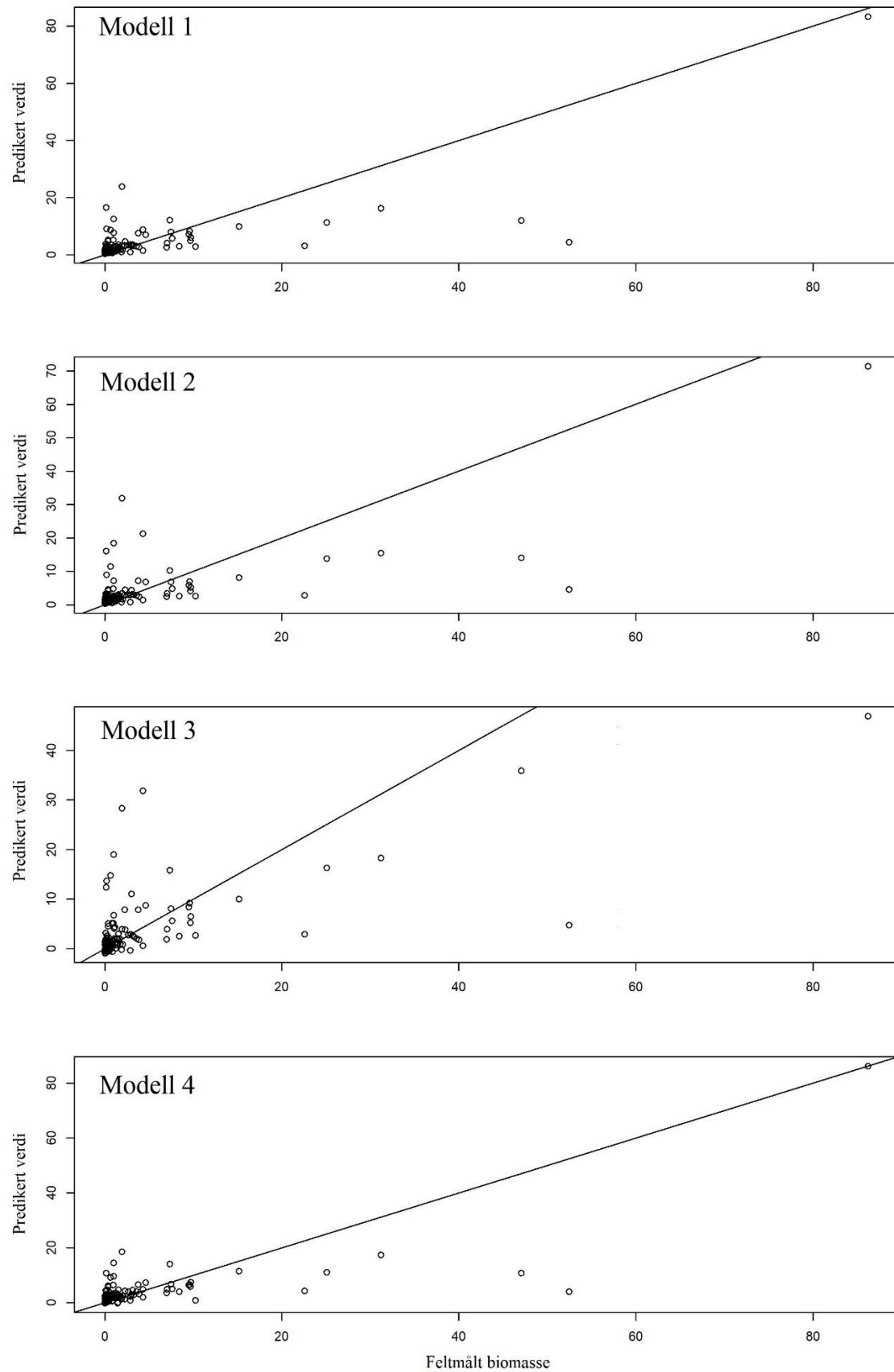
I modell 4 finner er det ekstreme prøveflater (13, 56 og 58), men den tilpassede linja holder seg fortsatt nær 0-linja. De fleste residualene har lave verdier men et residual med høy verdi treffer 0-linjen (Figur 8).



Figur 8. Lineær modelltilnærming. Residualer mot tilpassede verdier for Modell 4. Lm = Lineær modell, y = feltmålt biomasse, $zq80 = H80$, $zpcum8 = T8$.

3.7 Predikerte biomassemodeller

De predikerte biomassemodellene avviker ikke mye fra hverandre med unntak av Modell 3. Alle modellene hadde flest lave verdier, ved lav biomasse treffer biomassemodellene godt. Ved mellomstor biomasse treffer de fleste verdiene under den modelltilpassede linjen. Modell 1 og 4 treffer også godt på de største verdiene (Figur 9).



Figur 9. Utvalgte biomassemodeller samlet. Predikert verdi hos Modell 1, Modell 2, Modell 3 og Modell 4 sammenlignet med feltmålt biomasse.

4 Diskusjon

4.1 Resultatene

De ni biomassemodellene som stod igjen etter variabelseleksjonen hadde ulike kombinasjoner av H80 - H95, Hsnitt, Hsd og T8. At de fleste variablene var høydepersentiler kan tyde på at høyden på vegetasjonen forklarte biomassen bedre enn tettheten. Det var særlig de høye høydepersentilene som gikk igjen, spesielt H80 som ble benyttet i samtlige modeller med mer enn én variabel. Det tyder på at det var vegetasjonsegenskapene og variasjonen i øvre sjikt som i størst grad kunne forklare variasjonen i biomassen. Av de ni modellene som stod igjen etter variabelseleksjonen, var det kun fire modeller som klarte kravene for modellseleksjonen. For modellene med tre forklaringsvariabler er ikke dette overraskende da det kun er blitt brukt to typer variabler, høydepersentiler og tetthetsvariabler. Noe som medførte at modellene fikk flere like forklaringsvariabel-typer, i dette tilfellet flere høydepersentiler, som igjen ga for høy vif-verdi.

Modellene fra modellseleksjonen med én forklaringsvariabel var signifikante, høydepersentilene viste svært høy signifikans ($p < 0.001$) mens tetthetsvariabelen T8 i Modell 4 var moderat signifikant ($p < 0.05$). Standardavviket til residualene etter modelleringen viser differansen mellom de predikerte og observerte verdiene. Standardavvikene var jevne for alle modellene, men Modell 4 hadde minst spredning i feltmålt biomasse omkring den estimerte linjen ($SD = 7.29$). Modell 4 ga best R^2 - verdi der 59 % av variasjonen i feltmålt biomasse kan forklares. Modell 1, Modell 2 og Modell 3 forklarte henholdsvis 57 %, 51 % og 45 %. Det er flere små biomasser enn store, dette førte til at dataene ikke er normalfordelte for noen av modellene (Vedlegg 1, S1 A, B, C & D). Andre studier der fjernmålt laserskanning brukes på lav vegetasjon har fått R^2 verdi på 0.15 (Mukhopadhyay et al., 2023), noe som er langt lavere enn våre resultater. Det er interessant å se hvordan Modell 4 og Modell 1 predikerer store feltmålte biomasser så godt selv om det er en overvekt av små biomasser.

En R^2 verdi på omtrent 60 % er svært bra med tanke på den lave vegetasjonen og funn fra andre studier. Selv med liten endring i R^2 verdien i de andre modellene med kun én variabel, ville Modell 4 blitt valgt, fordi modellen er mindre sensitiv for ekstrapoliering. Hvis man bruker den utover området modellen er konstruert på vil en modell med to variabler som høyde og tetthet sannsynligvis treffe bedre enn modeller med kun høydevariabler. Biomasse er funksjon av tetthet og høyde. Variabelen som hadde best resultat alene var H 80.

Mengden biomasse på et areal er en funksjon av både høyden og tettheten på vegetasjonen. Det var derfor også forventet at de beste utvalgte prediksjonsmodellene ville inkludere både høyde og tetthetsinformasjon slik som Modell 4. Vurdert ut ifra R^2 og egenskapene til residualplottet var forbedringen i forhold til modeller som kun inkluderte høydeinformasjon imidlertid ikke stor, og langt ifra så stor som den effekten tetthetsinformasjon ville ha hatt for en biomassemodell i produktiv skog. I tregrenseøkotnen vokser planter ofte langs bakken kontra i produktiv skog, mye rar vekst i tregrensa gir unormale forholdstall mellom høyde og diameter som man sjelden finner andre steder (Vedlegg 2, S3B). Det kreves at de objektene som treffes har en viss masse før det trigges et laserekko, og siden det som oftest er små trær det er snakk om her, så er det svært mange pulser som går rett i bakken uten at det trigges et ekko fra vegetasjonen. Derfor vil det være vanskeligere å kartlegge trær og busker i tregrenseøkotonen enn i voksen produktiv skog der trærne er mye større enn bakkevegetasjonen. I en studie fra produktiv boreal skog der fjernmålt laserskanning ble sammenlignet med digital fotogrammetri viste resultatene at fjernmålt laserskanning ga gode resultater som var bedre enn fotogrammetri (Noordermeer et al., 2019).

En del prøveflater hadde sammenheng mellom feltmålt biomasse og laservariablene som var ekstreme, de var derfor svært styrende for egenskapene til modellene. Både Modell 1 og Modell 2 hadde de samme ekstreme verdiene fra prøveflatene 56, 58 og 92. Prøveflate 56 hadde en gran som var lav men hadde grov rothalsdiameter, dette kan ha gitt en stor biomasse uten at høydevariablene klarte å plukke det opp. Prøveflate 58 hadde en stor gran på sju meter samt en del gress og lyng, med så mange små trær i resten av datasettet vil et tre på sju meter skille seg godt ut. Prøveflate 92 var preget av mye stein, lå i en skråning og hadde en større blokk på en av kvadrantene (Vedlegg 2, S4C). Faktorer som lokal topografi, har i tidligere studier med fjernmålt laserskanning vært problematisk for terrengmodellen (Thieme et al., 2011). Det skaper usikkerhet der det er vanskelig å skille vegetasjon fra blokker og ulendt terreng. Det var i tillegg regn på dagen prøveflate 92 ble målt noe som er uheldig ved fjernmålt laserskanning der laserpulsene blir avbrutt av regndråper som kan gi mye feil i laserdataene.

Modell 3 hadde ekstreme verdier på prøveflatene 56, 47 og 19. Det eneste som ble nevnt i kommentarene for prøveflate 47 er at det var mye gress i 25 – 40 cm høyde, dette kan bety at laserpulsene ikke har klart å oppfatte denne vegetasjonen og gått rett i bakken. Det gjør det vanskelig å skille terrengmodell fra overflatemodell. Prøveflate 19 lå på en rabbe og kun to utvalgstrær ble målt der. Få målinger og at flata var på en rabbe tyder på at det er lite vegetasjon der og plantene kan ha vært for små til at laserdataene registrerte dem. Disse prøveflatene skilte

seg ut fra de andre modellene og påvirket resultatet mye, det kan tyde på at Hsnitt som forklaringsvariabel forklarer biomasse dårlig.

For Modell 4 viste prøveflatene 56, 58 og 13 ekstreme verdier. På prøveflate 13 ble bare to kvadranter målt og det ble observert mye stor blåbærlyng. Det bør legges merke til at prøveflate 56 er ekstrem i samtlige modeller, med den lave og grove grana med den antagelig store biomassen kan understreke viktigheten av å ikke bare bruke høydeverdier men også inkludere tetthetsverdier i biomassemodellene.

4.2 Mulige feilkilder

Mye rar vekst i tregrensa gir unormale forholdstall mellom høyde og diameter som man sjelden finner andre steder. Dette kan ha påvirket resultatene og begrunnelsen ved å bruke de to variablene høyde og tetthet for biomasseberegninger.

Siden datainnsamlingen skulle gjøres over så store områder innen en sommersesong på lokaliteter det allerede er kort vekstsesong, ble flere dvergbjørk med høstfarger registrert, der noen til og med hadde mistet bladverket (Vedlegg 2, S2B). Dette var noe uheldig for laserskanningen da det vil gjøre det vanskeligere å treffe plantene med laserpulsene og ved feltnmålinger ble det vanskelig å skille levende og død plante. Dette var kun tilfelle ved en lokalitet i Veggli og kun for arten dvergbjørk som alt er en liten plante med små blader, derfor antas det at dette ikke er utslagsgivende for resultatene. Ved noen tilfeller slik som i starten av feltarbeidsperioden når noen snøfonner ikke hadde rukket å smelte enda, ble det vanskelig å avgjøre om de nylig frem smeltede trærne var døde eller levende (Vedlegg 2, S2A). Det ble også registrert et middels stort grantre som først så dødt ut foruten om de laveste grenene, men treet hadde så vidt grønn biomasse på stammen (Vedlegg 2, S2C). Døde planter ble ikke registrert eller målt i felt, noe laserskanningsdataene ikke vil kunne skille på, levende og døde planter.

Noen planter som i utgangspunktet var lavere enn 20 cm, ble likevel registrert grunnet plassering i terrenget. Disse plantene kunne vokse slik at de strakk seg over en kant der de ble høye nok til å bli registrert og dermed bli målt som utvalgstre (Vedlegg 2, S4D). Dette kan ha bidratt til flere små biomasser som er med på å gjøre så datasettet ikke er normalfordelt. Rar vekst i tregrenseøkotonen har ved flere tilfeller ført til at biomassemodellene passer svært dårlig, slik som når et større tre med grov rothalsdiameter har høyeste punkt like over rota slik at høyden blir svært lav selv om treet er stort og har vokst mye rundt utover bakken (Vedlegg

2, S4A). Flere stammer, rotsystem over bakken med mer gjorde så det ved flere tilfeller var vanskelig å avgjøre hvor rothalsdiameter skulle måles (Vedlegg 2, S2D).

Romlig mismatch mellom felt og laser kan oppstå, og dette vil sannsynligvis forverres om det er mye vind. Værforhold kan ha påvirket den flybårne laserskanningen, vind gjør det krevende for dronen å holde posisjonen sin og følge flylinjen, nedbør kan ha forstyrret laserpulsene. Det var få dager med dårlig vær og de verste vindkastene og regnskyllene ble unngått. Det var stor variasjon mellom flatene om det var åpent eller tett med vegetasjon (Vedlegg 2, S3A). Noen flater hadde mye gress eller blåbærlyng som ikke ble målt fordi dette ikke er trær eller busker. Objekter som steinblokker som dekte noen kvadranter vil kunne påvirke sammenhengen mellom feltmålt biomasse og dronebårne laserskanninger. Vann er en mulig feilkilde da det kan forstyrre laserpulsene, dette er ikke sett på som et stort problem da det kun var noen få prøveflater som hadde planter hengende over bekk eller lignende (Vedlegg 2, S4B).

Trær som vokser nær ytterkanten av prøveflatene, både innenfor og utenfor flatene, vil kunne bidra til å svekke sammenhengen mellom felt- og fjernmålt informasjon. Dette omtales som kanteffekt. Noen prøveflater hadde store trær utenfor som skygget for deler av flatene og vegetasjonen som faktisk ble målt. Selv med store trær med rot inne i flata vil det ikke være en garanti for at disse blir utvalgstrær, derfor er dette noe som må medberegnes. Flater uten trær kunne få målinger fra trær med rot utenfor flata, disse ble senere fjernet og kun trær som hadde rot innenfor ble inkludert. Dette begrunnes med at det ble sett på som en del av kantstøyen som alltid vil være der uavhengig om det er utvalgstrær å ta av eller ikke. Dette er sannsynligvis et større problem i tregrenseøkotonen enn i produktiv skog. Prøveflatenes størrelse kan ha påvirket resultatet, ville flatene vært større ville dataene plukket opp flere variasjoner slik at store trær ikke nødvendigvis ville blitt sett på som ekstreme observasjoner. Større flater ville også blitt mindre påvirket av kanteffekt fra tilgrensende vegetasjon og skyggetrær. Det kunne også resultert i færre flater med MT.

4.3 Videre anvendelse

Selv om denne studien har vist at styrken for modellsammenhengen mellom feltmålt biomasse og variabler beregnet fra laserdata kun er moderat, så er likevel slik at estimering av biomasse i tregrenseøkotonen med arealbasert tilnærming kan fungere svært godt for store områder. Hvis modellen som anvendes ikke har systematiske feil, så vil et gjennomsnitt av

hundre- eller tusenvis av prediksjoner fortsatt være forventningsrett selv om presisjonen er moderat eller lav. Man kan imidlertid gjøre mye for å sikre at man utvikler en modell som er så god som mulig hvis man planlegger godt hvor feltreferanseflatene etableres. I dette forsøket ble det målt vesentlig flere flater med lite biomasse sammenlignet med stor biomasse, men ved å sikre at hele variasjonsbredden for biomasse er dekket vil grunnlaget for å tilpasse modellen kunne forbedres betydelig. I det tilfellet anbefales det å samle laserdata først slik at man ved hjelp av laserdataen kan få objektive målinger hvor biomassen er stor og hvor den er liten slik at prøveflaten kan fordeles jevnt over biomassegradienten. Dette er gjort i tidligere studier der høyde per tetthet er regnet ut på forhånd for å bruke som forhåndsinformasjon slik at prøveflatene dekker både høy og lav vegetasjon (Hawbaker et al., 2009; Maltamo et al., 2011). For prediksjoner for et stort område i tregrensa, slik som når arealbasert lasertakst vil ha prediksjonsceller på 30 m². Prediksjonen kan ha stor differanse på en enkelt celle, men ved gjennomsnitt over mange celler vil nok Modell 4 komme ganske nært det sanne gjennomsnitt for det samme området. Selv med en upresis modell kan det gjøre en ganske god jobb på et stort område fordi det blir aggregert og regnet gjennomsnitt. Modell 4 som ble valgt kan brukes ved endringer i tregrensekotonen som skal rapporteres.

5 Konklusjon

Behovet for en forenkling av informasjonsinnhenting fra tregrenseøkotonen er ønskelig da det i dag er svært usikre estimerer derfra og med et økosystem som er svært sårbart og i stor endring skal Norge rapportere tilstanden. Det var ønskelig å se om dronebåren laserskanningsdata samsvarte med feltmålt biomasse. Med et ønske om å bruke både høyde- og tetthetsverdier som forklaringsvariabel var det variabelkombinasjonen høydepersentil 80 og tetthetsvariabel 8 i Modell 4 som samsvarte best med feltmålingene med en R^2 verdi på 0.59. Resultatene er anvendelige og det kan se ut som det har potensiale til å predikere biomasse i tregrenseøkotonen. I fremtiden bør metoden videreutvikles der det gjennomføres to flyvninger for å plassere ut prøveflater strategisk med fordeling mellom flater som inneholder mye og lite vegetasjon.

6 Referanseliste

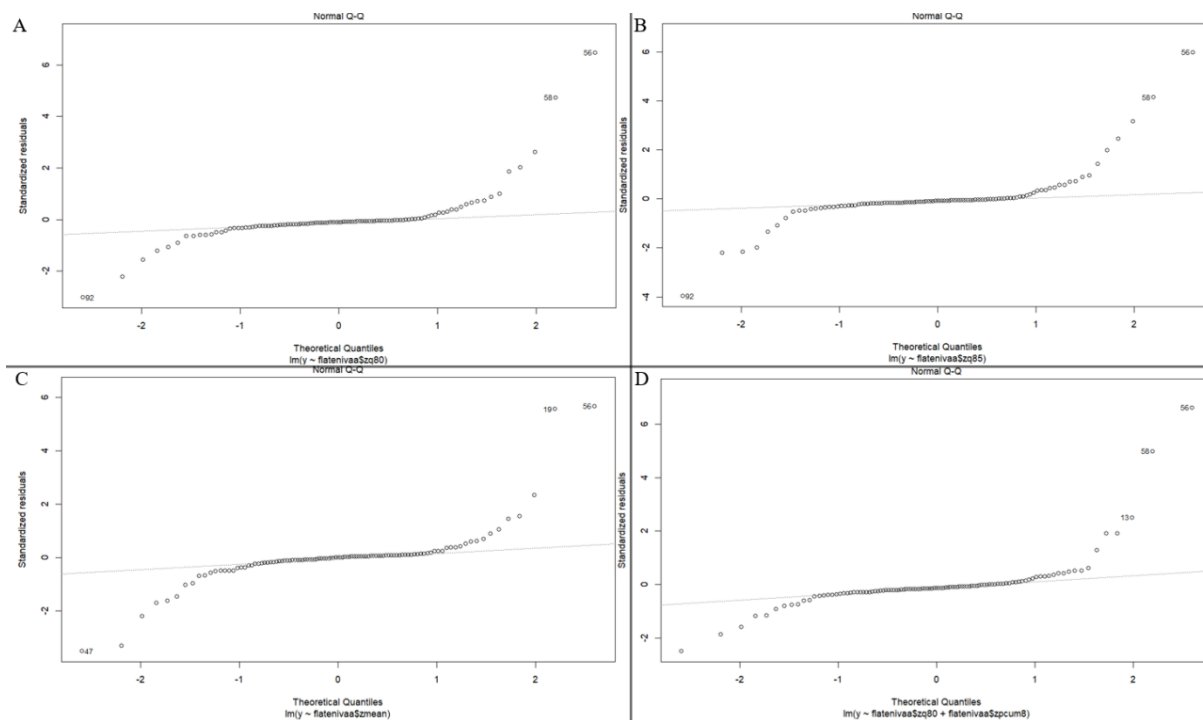
- Bollandsås, O. M., Ene, L. T., Gobakken, T., & Næsset, E. (2018). Estimation of biomass change in montane forests in Norway along a 1200 km latitudinal gradient using airborne laser scanning: a comparison of direct and indirect prediction of change under a model-based inferential approach. *Scandinavian journal of forest research*, 33(2), 155-165.
- Devos, C. C., Ohlson, M., Næsset, E., & Bollandsås, O. M. (2022). Soil carbon stocks in forest-tundra ecotones along a 500 km latitudinal gradient in northern Norway. *Scientific Reports*, 12(1), 13358.
- Gareth, J., Daniela, W., Trevor, H., & Robert, T. (2013). *An introduction to statistical learning: with applications in R*. Springer.
- Griggs, R. F. (1938). Timberlines in the northern Rocky Mountains. *Ecology*, 19(4), 548-564.
- Hawbaker, T. J., Keuler, N. S., Lesak, A. A., Gobakken, T., Contrucci, K., & Radeloff, V. C. (2009). Improved estimates of forest vegetation structure and biomass with a LiDAR-optimized sampling design. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(G2).
- Hilstad, I. E. (2019). *Krekling (Empetrum nigrum) sin påverknad på mortalitet og rekruttering på tre i tregrenseøkotonen* Norwegian University of Life Sciences, Ås].
- Kartverket. (2017). *Topografisk Norgeskart gråtone*. GEONORGE. Retrieved 30.03.2023 from <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/topografisk-norgeskart-graatonen/e84c9a6d-2297-4323-9078-36ac4b8e35e4>
- Kolstad, A. L., Austrheim, G., Solberg, E. J., Venete, A. M., Woodin, S. J., & Speed, J. D. (2018). Cervid exclusion alters boreal forest properties with little cascading impacts on soils. *Ecosystems*, 21, 1027-1041.
- Lloyd, A. H., & Fastie, C. L. (2002). Spatial and temporal variability in the growth and climate response of treeline trees in Alaska. *Climatic change*, 52(4), 481-509.
- Maltamo, M., Bollandsås, O., Næsset, E., Gobakken, T., & Packalén, P. (2011). Different plot selection strategies for field training data in ALS-assisted forest inventory. *Forestry*, 84(1), 23-31.
- Mamen, J. (2021). *Köppens klimaklassifikasjon*. Retrieved 22.02.2023 from https://snl.no/K%C3%B6ppens_klimaklassifikasjon
- Mienna, I. M., Klanderud, K., Ørka, H. O., Bryn, A., & Bollandsås, O. M. (2022). Land cover classification of treeline ecotones along a 1100 km latitudinal transect using spectral-and three-dimensional information from UAV-based aerial imagery. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 8(4), 536-550.
- Mienna, I. M., Speed, J. D. M., Klanderud, K., Austrheim, G., Næsset, E., & Bollandsås, O. M. (2020). The relative role of climate and herbivory in driving treeline dynamics along a latitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science*, 31(3), 392-402.

- Mukhopadhyay, R., Næsset, E., Gobakken, T., Mienna, I. M., Bielza, J. C., Austrheim, G., Persson, H. J., Ørka, H. O., Roald, B.-E., & Bollandsås, O. M. (2023). Mapping and estimating aboveground biomass in an alpine treeline ecotone under model-based inference.
- Noordermeer, L., Bielza, J. C., Saarela, S., Gobakken, T., Bollandsås, O. M., & Næsset, E. (2023). Monitoring tree occupancy and height in the Norwegian alpine treeline using a time series of airborne laser scanner data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 117, 103201.
- Noordermeer, L., Bollandsås, O. M., Ørka, H. O., Næsset, E., & Gobakken, T. (2019). Comparing the accuracies of forest attributes predicted from airborne laser scanning and digital aerial photogrammetry in operational forest inventories. *Remote Sensing of Environment*, 226, 26-37.
- Reutebuch, S. E., McGaughey, R. J., Andersen, H.-E., & Carson, W. W. (2003). Accuracy of a high-resolution lidar terrain model under a conifer forest canopy. *Canadian journal of remote sensing*, 29(5), 527-535.
- Roussel, J.-R., Auty, D., Coops, N. C., Tompalski, P., Goodbody, T. R., Meador, A. S., Bourdon, J.-F., De Boissieu, F., & Achim, A. (2020). lidR: An R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. *Remote Sensing of Environment*, 251, 112061.
- Shaw, C. H. (1909). The causes of timber line on mountains; the role of snow. *The Plant World*, 12(8), 169-181.
- Simensen, K. L. (2019). *Tregrensedynamikk i Norge: endringer i treantall, mortalitet og vekst for pionærtrær langs en breddegradsgradient* Norwegian University of Life Sciences, Ås].
- Statistisk sentralbyrå. (2017). *Skog, fjell og vidde dominerer*. Retrieved 22.02.2023 from <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/skog-fjell-og-vidde-dominerer>
- Stensli, S. G. (2019). *Deteksjon av pionærtrær i tregrenseøkotonen ved bruk av tredimensjonale punktskyer fra bildematching* Norwegian University of Life Sciences, Ås].
- Stumberg, N., Bollandsås, O. M., Gobakken, T., & Næsset, E. (2014). Automatic detection of small single trees in the forest-tundra ecotone using airborne laser scanning. *Remote Sensing*, 6(10), 10152-10170.
- Thieme, N., Martin Bollandsås, O., Gobakken, T., & Næsset, E. (2011). Detection of small single trees in the forest–tundra ecotone using height values from airborne laser scanning. *Canadian journal of remote sensing*, 37(3), 264-274.
- Utenriksdepartementet. (2016). *Prop. 115 S (2015–2016)*. Regjeringen. Retrieved 18.04.2023 from <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/prop.-115-s-20152016/id2498557/?ch=1>
- Wardle, P. (1968). Engelmann spruce (*Picea engelmannii* Engel.) at its upper limits on the Front Range, Colorado. *Ecology*, 49(3), 483-495.

7 Vedlegg

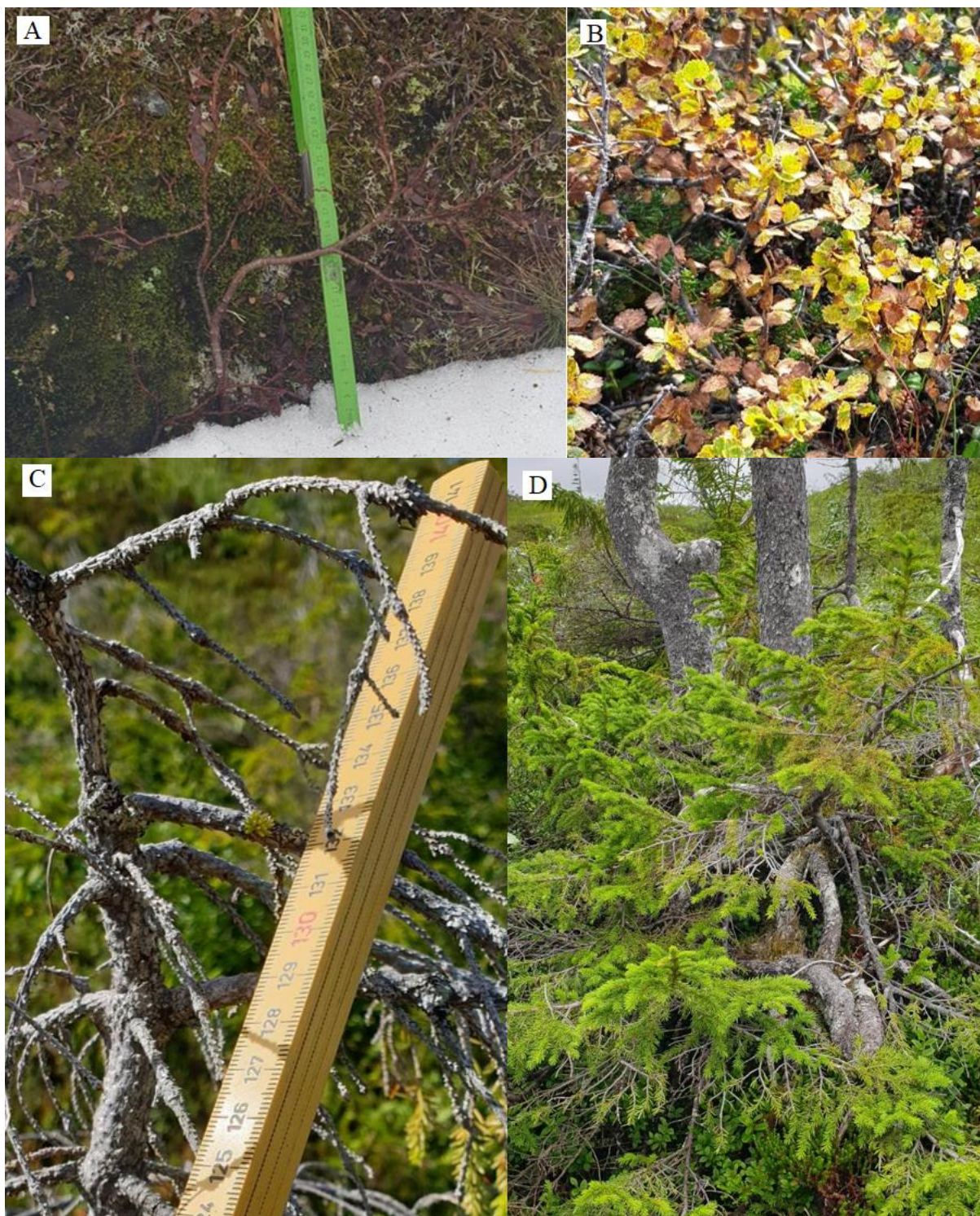
Vedlegg 1. Normalfordeling hos biomassemodellene

Det ble funnet mange små planter og noen store, men få mellomstore, noe som gjør normalfordelingen skjev og plottene klarer ikke følge normal Q-Q linja (S1 A, B, C & D).



S1. Normalfordeling for biomassemodell 1 (A), 2 (B), 3 (C) og 4 (D).

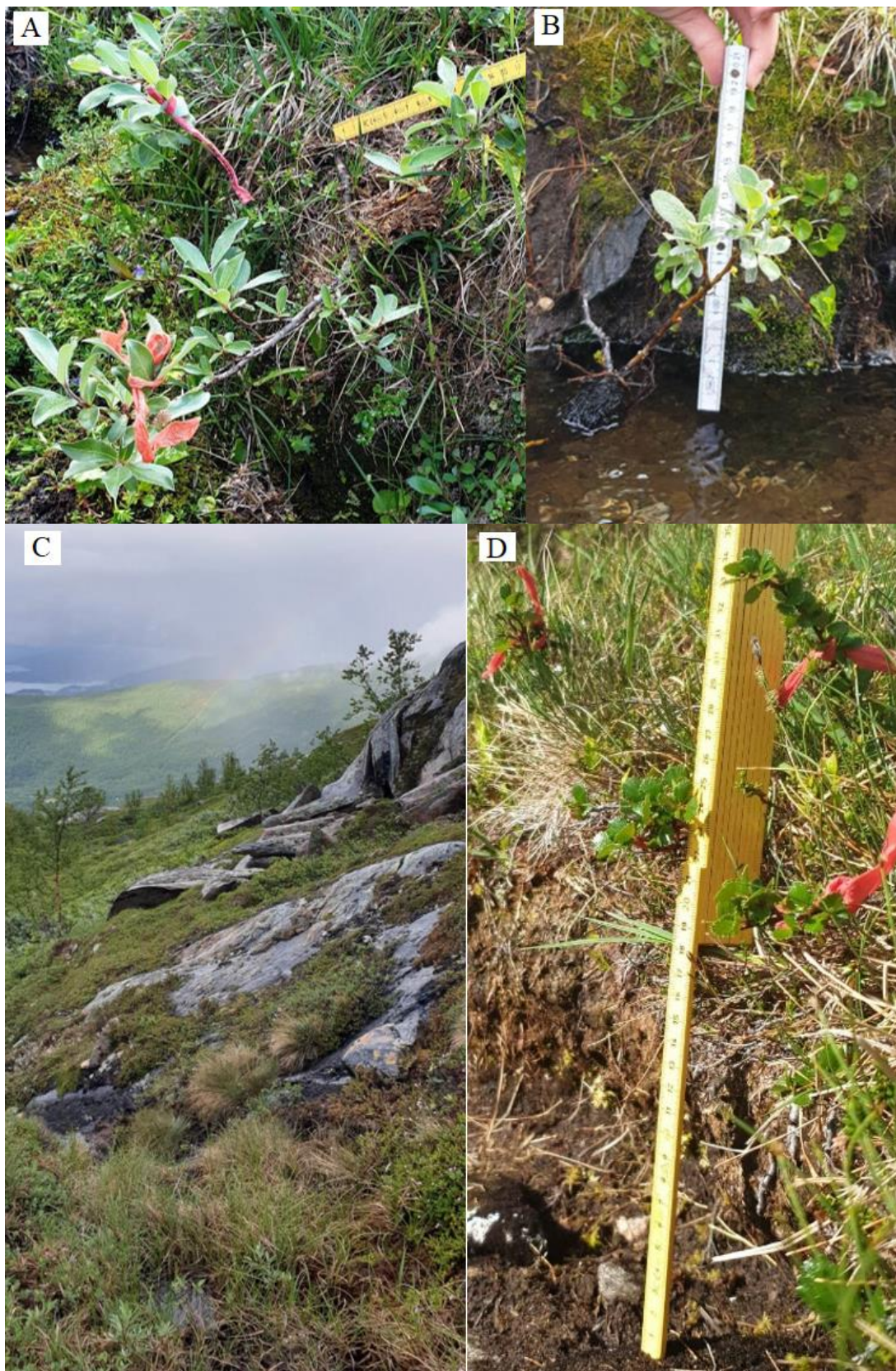
Vedlegg 2. Forklarende bilder fra feltmålingene



S2. Nylig fremsmeltet plante (A). Dvergbjørk (*Betula nana*) i høstfarger (B). Høyeste levende del av gran (*Picea abies*) (C). Rot av gran (D).



S3. Annen vegetasjon høyere enn vier (*Salix* sp.) (A). Einer (*Juniperus communis*) vokser langs stein.



S4. Lav høyde på selje (*Salix* sp.) selv om planten er større (A). Vier høydekontrolleres for mulig registrering over vann (B). Prøveflate 92, ekstrem observasjon for biomassemodell 1 og 2 (B). Liten dvergbjørk (*Betula nana*) blir registrert fordi den vokser over en kant, noe som medfører at den blir høy nok (> 20 cm) (D).



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway