



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 30 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Fjernmåling som verktøy i kartlegging av geologiske landformer i skog

Remote sensing as a tool in mapping geological
landforms in forests

Tollef Tinholt Låg

Masteroppgave i skogfag

Forord

Denne oppgaven blir mitt siste kapittel som skogfagstudent på Ås. Jeg vil takke min veileder Hans Ole Ørka som for det første ga meg et forslag til en masteroppgave som appellerte til meg. Jeg fikk også god oppfølging og tilbakemeldinger gjennom hele masterskrivingen. Mye av oppgaven baserer seg på tidligere forskning gjort av Ørka, og uten denne litterære tyngden hadde nok oppgaven sett ganske annerledes ut.

Jeg vil også takke mitt fantastiske kollektiv som virkelig passet på meg under de siste månedene av masterperioden. Takk for at dere lot meg snike meg unna både vaskedager og fellesmiddager. Tusen takk til familie og venner for at dere tilbød dere å lese igjennom utkast og for konstruktive tilbakemeldinger.

Takk for meg Ås.

Tollef Tinholt Låg

Sammendrag

Meningen med denne oppgaven har vært å undersøke mulighetene ved kartlegging av livsmiljøer i skog, med det overordnede målet å hjelpe til å forhindre tap av viktige livsmiljøer. Dette har blitt gjort ved å utvikle verktøy i QGIS som har muligheten til å skille geologiske landformer fra skoglandskap ved å bruke allmenn tilgjengelig laserdata.

Det ble først utviklet modeller for bergvegger og bekkekløfter i Qgis. Som inndata ble det brukt laserdata og elvenettverksdata fra prøveområdet i Folloregionen. Deretter ble det utført feltarbeid i mars-april måned for å kontrollere modellene.

Resultatet viste at modellen for å finne bergvegger hadde en høy suksessrate. Bare 4% av de registrerte bergveggene ble ikke funnet av modellen. Av de bergveggene som ble funnet, hadde 95% av de kvalitetene som gjorde at de kunne klassifiseres som MiS-livsmiljøer. Den største feilkilden for bergvegger var knyttet til helning. Modellen for å finne bekkekløfter hadde også en relativt høy suksessrate på 45%. Den største feilkilden for bekkekløftmodellen var at den ikke klarte å oppdage alle bekkekløftene som ble funnet i felt.

Denne oppgaven viser at det er mulig å bruke verktøy laget i QGIS for å effektivisere kartleggingen av livsmiljøer i skog. Ved å bruke disse metodene kan man spare tid og kostnader samtidig som man oppnår relativt nøyaktige resultater. Det blir konkludert med at videre forskning og utvikling av disse metodene kan føre til en høyere nøyaktighet, spesielt for bekkekløfter.

Abstract

The goal of this project has been to streamline the mapping of forest habitats, with the ultimate aim of helping to prevent the loss of important habitats. This has been achieved by developing models in QGIS that are capable of distinguishing geological landforms from forest landscapes using laser data.

Initially, models were created to identify stream gorges and rock walls, which were then run using laser data from a sample area in the Follo region in Viken, Norway. Fieldwork was carried out in March-April to verify the accuracy of the models.

The results showed that the model for identifying rock walls had a high success rate, with only a 4% false negative rate. The model managed to correctly identify 95% of the rock walls that could be classified as WHK habitats. The biggest source of error was related to slope. The model for identifying stream gorges also had a relatively high success rate of 45%. The biggest source of error related to stream gorges was that the model did not recognise all the stream gorges that were found during the fieldwork.

This project demonstrates that it is possible to use tools created in QGIS to streamline the mapping of forest habitats. By using these methods, time and costs can be saved while achieving accurate results. It is concluded that further research and development of these methods could lead to even greater accuracy, especially for stream gorges.

Innholdsfortegnelse

1.	Introduksjon	6
1.1.	Bakgrunn	6
1.2.	Målsetting.....	10
2.	Material og metode.....	10
2.1.	Områdebeskrivelse.....	10
2.2	Laserdata	12
2.3	Databehandling	13
2.4	Feltvalidering.....	16
3	Resultater	20
3.1	Bergvegger.....	20
3.2	Bekkekløfter	27
4	Diskusjon	31
5	Konklusjon	36
6	Litteraturliste	37

1. Introduksjon:

1.1. Bakgrunn

I Norge er skogen det økosystemet som huser den største mengden av biologisk mangfold (Michelsen, 2008). Halvparten av artene på den norske rødlista er avhengig av skogen som et økosystem (Michelsen, 2008). Den gir oss viktige økosystemtjenester som blant annet regulering av klimaet, karbonlagring og vannrensing, men er også en kilde til tømmer og biomasse (Lindhjelm & Magnussen, 2012; Pohjanmies et al., 2017).

Skogen utgjør det biologiske grunnlaget for en mangfoldig industri med lange tradisjoner i Norge og Skandinavia (Kaldal, 2023). Det er derfor svært viktig at det blir gjort grundig kartlegging over de biologiske verdiene vi har, slik at viktige habitater kan skjermes mot inngrep.

Registrering, kartlegging og overvåkning av nøkkelbiotoper i skog er svært viktig for en fakta- og kunnskapsbasert forvaltning av det biologiske mangfoldet. Det å ha artsrike og stabile nøkkelbiotoper i skogene våre er avgjørende for å legge til rette for at alle arter i skog skal ha en sunn og bærekraftig populasjon (Gjerde et al., 2007; Sverdrup-Thygeson et al., 2016). Får man et skoglandskap med for få eller fragmenterte nøkkelbiotoper vil dette slå negativt ut på arter som er avhengige av disse biotopene for å overleve (Sverdrup-Thygeson, 2002).

Behovet for kartlegging av områder med høyt artsmangfold er bakgrunnen for at miljøregistreringer i skog (MiS) ble startet i 2001, for å kunne drive en nasjonal registrering og bedre kunne stedfeste de biologiske miljøverdiene vi har i norske skoger (Landbruksdirektoratet, 2020). MiS ble utviklet som en metode for å registrere miljøverdier i skog. Denne kartleggingen ble innlemmet i skogbruksplanleggingen i Norge. Dette skulle gjøre det enklere for alle aktører innenfor skogsektoren å ta de forhåndsreglene som trengs for å bevare disse arealene (Gjerde et al., 2007). Etter 2015 ble MiS tilpasset Natur i Norge (NiN) metodikken, i et forsøk på å skape et system for all offentlig finansiert naturkartlegging i Norge (Nilsen, 2020).

Miljøregistrering i skog inkluderer 12 livsmiljøer. De er relatert til levende og døde trær, brannflater og geologiske landformer (Landbruksdirektoratet, 2020). Denne oppgaven vil fokusere på to av disse livsmiljøene: bekkekløfter og bergvegger. Det disse to har til felles er at de begge er knyttet til geologiske landformer. For disse typer livsmiljøer er himmelretning og fuktighet essensielt for mange av artene som trives i disse områdene (Ørka et al., 2022).

Bergvegger, skrinne som de ofte ser ut, er faktisk det levestedet som er viktigst for moser i skog. Det er spesielt bergvegger som har egenskaper som rike-fuktige, eller som rike-tørre som mest interessant

å få kartlagt. Det er i disse bergveggene sannsynligheten er størst for å finne sjeldne mose- og lavarter (Landbruksdirektoratet, 2021). For at en bergvegg kan bli klassifisert som et MiS-livsmiljø, må den ha en høyde på over 3 m, og en helningsgrad på over 80 grader (Landbruksdirektoratet, 2021).

Hvis man gir elver nok tid, graver de seg gjennom jordsmonnet og begynner å erodere i grunnfjellet. Bekkekløfter er resultatet av dette, der man får kløfter der vann har gravd seg helt ned til fjellet. De bratte sidene kan enten være berg som har blitt stående igjen, eller et jordlag som sakte glir ut og forvitrer. Det gir bekekløften ofte to sideskråninger på hver side (Tømborg, 2006). Det er denne konstante strømmen av vann som gjør resten av kløften fuktig, og skaper et fuktig «belte». Vannstrømmen gjør også at det ofte er svært næringsrikt ved krysningspunktet mellom vann og kløft, da vannstrømmen fører med seg en konstant flyt av næringsstoffer. Her finner vi biotoper som er svært viktige for næring- og fuktighetskrevende moser, hengelav og andre arter som trenger permanent høy luftfuktighet. Samtidig vil solhelningen spille en stor rolle, da man kan få f.eks. sydvendte kløfter med høy varmeinnstråling. Har de i tillegg høyt næringsinnhold og høy luftfuktighet kan dette gi et miljø som kan huse rike artssammensetninger (Landbruksdirektoratet, 2021). For at en bekekløft skal bli klassifisert som et MiS-livsmiljø må den ha en lengde på mer enn 25 m, og en høydeforskjell på over 5 m fra elv til rygg (Landbruksdirektoratet, 2021).

Det blir pekt at miljøregistreringen i dag er mangelfull, både angående kvalitet og omfang (Gaarder et al., 2007). En rapport som omhandlet alle naturtyper, og kartleggingen av disse, slo fast at bare 20% av alle MiS-livsmiljøene var funnet og kartlagt i 2007 (Gaarder et al., 2007). Skogbruket får kritikk fra flere hold for å ikke gjennomføre gode nok MiS kartlegginger. Dette fikk skognæringen merke når NRK vinteren og våren 2023 lagde en omfattende reportasje på dette temaet (Nord, 2023). Utover våren 2023 har NRK hatt fokus på å sette søkelys på håndtering av miljøutfordringer i næringa. Med oppslag som «Anmeldelsene som forsvant i skogen» (Nord et al., 2022). «Skogbruket bryter egne miljøregler – beholder det grønne sertifikatet» (Johansen et al., 2023). og «Kampen for de unike skogene» (Fagernæs-Håker et al., 2023). Bedre miljøregistrering kan sørge for at flere parter har en bedre oversikt over miljøverdiene i skog. Hvis dette blir brukt riktig kan det minimere tap av MiS-livsmiljøer og andre vernede områder.

Når en MiS registrering gjennomføres, baserer kartleggeren seg på en utformet instruks, med egne kriterier for hvordan feltregistreringen skal foregå. Dette er et standardisert verktøy som i praksis fungerer likt uansett hvor man utfører registreringene i Norge. Dette ble vektlagt for å få et system som var tidsbesparende, enkelt å bruke i felt, og som ikke krevde mye opplæring (Landbruksdirektoratet, 2020). Men selv om verktøyet har blitt utviklet for å være effektivt, er god kartlegging av miljøverdier i skog på bakkenivå en tidvis vanskelig og tidkrevende prosess. Kartleggere

må bevege seg gjennom ulendt terreng, der landskapets topografi bidrar til dårlig sikt og faren for å gå glipp av livsmiljøer er stor. Verktøy som kan gjøre MiS kartleggingen mer effektiv og kvalitativt bedre er derfor etterspurt.

Fjernmålingsdata og spesielt flybåren laserskanning har i lang tid blitt brukt for å prøve å effektivisere kartlegging av skog. De første laserne som kunne måle avstand kom i begynnelsen av 1960-årene. Derifra gikk det rundt 15 år før man begynte å se på bruken av disse til kartlegging av skoglandskap (Nelson, 2013). Sovjetunionen var tidlig ute med å forstå at laserskannere kunne festes på fly for å kartlegge terrenget i et skoglandskap. Dette var et resultat av at man så at laserskanneren kunne trenge gjennom trekronen til gran og furuskog (Nelson, 2013). Det var likevel ikke før 1990-tallet at man for alvor begynte å se potensialet i flybåren laserskanning for storskala skogkartlegging (Vauhkonen et al., 2014). Grunnen til at flybåren laserskanning har et slikt potensiale, er at man kan få detaljert informasjon om blant annet strukturen over kronedekket innenfor et område (Lefsky et al., 2002). Det kan også brukes for å finne middelhøyde, overhøyde, grunnflatemiddeldiameter, treantall og volum (Hill & Thomson, 2005). Hill kaller denne typen flybåren laserskanning «small footprint» (Hill & Thomson, 2005). I dag blir laserdata sett på som et helt essensielt verktøy i skogkartlegging over hele verden (Næsset, 2007).

Med moderne laserdata er det ikke bare «small footprint» kartlegging som er mulig. Blant annet har det blitt gjort forsøk der en bruker laserdata til å skille gammel naturskog fra gammel kulturskog. Det ble konkludert med at flybåren laserskanning var nøyaktig nok til å skille gamle plantede bestand og gamle bestand der skogen hadde forynget seg selv (Sverdrup-Thygeson et al., 2016). Man har også sett på mulighetene det har i forbindelse med kartlegging av enkelte arter i et skoglandskap (Müller & Vierling, 2014). Det har også blitt gjort forsøk på å kartlegge bakkevegetasjon ved bruk av laserdata. Her ble det konkludert med at informasjon man fikk fra trærnes høyde og kronetetthet egnet seg bedre til dette enn selve lyspunktene som traff bakken. Det ble også konkludert med at det trengs mer forskning på dette området (Øie, 2020).

Det å bruke laserdata til å kartlegge terrenget i et skoglandskap byr nemlig på noen utfordringer. For å kunne kartlegge terrenget i en boreal skog, krever det at lyspulsene kommer seg helt ned til bakken (Hyypä et al., 2000). Siden lasersensoren sender ut lyspulser som har en bølgelengde som ofte ligger på den infrarøde delen av lysspekteret, er de ikke særlig gode til å penetrere tykke trekroner. For lauvskog kan til en viss grad unngå dette problemet ved å kartlegge på en årstid der trærne ikke har blader. Da blir det lettere for lyspulsene å nå ned til bakken. For barskog har man ikke den muligheten. En måte man har forsøkt å minimalisere dette problemet på, er å utvikle lasere som sender ut så mange signaler at man øker sjansen for å treffe hull i trekronene (Hyypä et al., 2000).

Noe som hindrer storskala terrengkartlegging av denne typen i dag er nemlig kvaliteten på laserdata. Slik det fungerer i dag, sender laseren ut lyspulser til et mål og beregner avstanden til målet basert på lyset som blir reflektert til en detektor i instrumentet (Lopac et al., 2022). Tiden som lyspulsene bruker på å returnere tilbake til LiDAR-instrumentet blir brukt til å beregne avstanden til målet (Akay et al., 2009). Her vil en økt punktetthet som gir et større antall målinger av terrenget, nevnt i avsnittet over være viktig for å få en mer nøyaktig måling (Hyypä et al., 2000). Lyspunkter som skytes ut med en høyere energi, påvirker lyspunktene penetrasjonsevne av skogdekket, og vil dermed føre til mer nøyaktig kartlegging. Baksiden av kraftigere LiDAR-instrumenter er at de ofte kommer med en høyere prislapp (Singh et al., 2015). Med den voldsomme fremgangen man har sett på laserteknologi de siste årene, kan man tenke seg at problemer knyttet til kartlegging av vanskelig terreng blir mindre i fremtiden (Maltamo et al., 2014).

Dermed ligger det et stort potensial i å bruke moderne laserdata til å kartlegge potensielle livsmiljøer som knytter seg til terrengformasjoner. Ved å bruke laserdata vil det være mulig å kartlegge tredimensjonale strukturer på et bakkeplan i et skoglandskap (Hill et al., 2013). Det har også blitt gjort forsøk på å finne andre livsmiljøer som knytter seg nettopp til tredimensjonale strukturer. Liggende og stående død ved er to livsmiljøer der mulighetene for en effektiv og storskala kartlegging med flybåren laserdata har et stort potensiale (Pesonen et al., 2008).

Det er også mulig å bruke laserdata til å kartlegge geologiske landformer. De senere årene har vist at dette kan gjøres med en relativt høy nøyaktighet for kartlegging også i et borealt skoglandskap (Ørka et al., 2022). I dette studiet ble bergvegger og bekkekløfter detektert ved hjelp av laserdata. Det ble kartlagt et spesifikt område i Gjøvik kommune på 1600 hektar. Studiet konkluderte med at metoden var effektiv, men at mengden feilkartlegginger gjorde at potensialet for et slikt verktøy lå i å effektivisere manuell MiS kartlegging, ikke å bytte den ut (Ørka et al., 2022). Dette forsøket ble testet i et relativt lite prøveområde. Det er ikke forsøk som har prøvd å oppskalere metoden for å dekke et mer heterogent skogsområde, for å se om metoden egner seg som et generelt verktøy til nettopp slik kartlegging. Det å kunne bruke tilgjengelig laserdata for å kunne kartlegge livsmiljøer og nøkkelbiotoper i norske skoger er noe som kan hjelpe til med å gjøre denne type kartlegging bedre, billigere og mindre tidkrevende. På grunn av landformenenes «synlighet» i områdets geografi, kan MiS-livsmiljøer som knytter seg til landformer være ideelle å kartlegge ved bruk av flybåren laserskanning.

1.2. Målsetting

Formålet med denne oppgaven er å bidra til å utvikle en tids- og kostnadseffektiv metode for storskala grovkartlegging av to utvalgte livsmiljø knyttet til geologiske landformer i MiS kartlegging. Hensikten er at metoden skal benytte allmenn tilgjengelig inndata, som laserdata og elvedata fra et åpent elvenettsdatabase.

Oppgavens problemstilling er dermed som følger:

Kan informasjon fra laserdata benyttes som et hjelpemiddel som automatisk identifiserer potensielle MiS-livsmiljøer innenfor bergvegger og bekkekløfter?

2. Material og metode

2.1. Områdebeskrivelse

Studieområdet for oppgaven ligger i distriktet Follo i Viken fylke, og omfatter Nordre Follo, Ås, Nesodden, Frogn, Vestby og Enebakk kommune (Figur 1). Disse kommunene har et samlet areal på 819 km² (Kartverket, 2020). Distriktet ligger sør for Oslo, langs Oslofjorden. Det er grunnfjell i dagen i store deler av regionen, spesielt i områder som heller ned mot Oslofjorden (Thorsnæs & Askheim, 2021). Lengre sør mot Ås finnes en moreneavsetning som har betydelig løsmasser over grunnfjellet. Sør for morenen er det mye løsavsetninger, både leire og sand (Bryhni, 2023). Den stående kubikkmassen i Oslo og Viken fylke var rundt 995.000 m³ totalt i perioden 2017-2021. Av disse var rundt 400.000 m³ gran, 259.000 m³ furu og 210.000 m³ lauv som sto på produktivt skogsareal (Statistisk sentralbyrå, 2022b). Dette vil si at man har en treslagsfordeling på produktivt skogsareal på 46% gran, 30% furu og 24% lauv.



Figur 1: Kart over studieområdet med de ulike kommunene avgrenset i rødt.

Området der feltarbeidet ble gjort, strekker seg fra Ingerstrand og sydover til Vestby. Man finner en stor variasjon i landskapet innenfor dette området. Et kystnært klima, med mye fjell i dagen og furumoer finner man i nærheten av Oslofjorden, ved Bunnefjorden. Lengre øst i Ytre Enebakk finner man områder som er preget av lite menneskelig aktivitet og mye granskog. Når det er sagt er også Viken fylke og Folloregionen er et av de mest bebygde områdene i landet. (Statistisk sentralbyrå, 2022a).

Innenfor dette området ble feltarbeidet for oppgaven utført i 10 kvadranter, alle en kvadratkilometer store. Variasjonene i landskapet mellom de ulike kvadrantene er store, og er ikke-tilfeldig utvalgt, da

det med høy sikkerhet finnes geologiske landformer av interesse for denne oppgaven innenfor kvadrantene.

2.2 Laserdata

Laserdataene som ble brukt i dette prosjektet ble produsert av selskapet Terratec AS på vegne av Kartverket Oslo og Viken. Området som ble dekket var på totalt 1833 km², og dekker store deler av Folloregionen. Laserskanningen ble gjennomført i månedene april-mai i 2021. I disse månedene ble det gjort fem flygninger. Lasersensoren var montert på et gyroskop av typen SOMAG GSM4000, til et fly. Det ble benyttet to forskjellige fly for å dekke området. En Piper PA-31 Navajo og en Piper PA-31-350 Chieftain. Lasersensoren var av type Riegl VQ-1560ii (Terratech, 2021).

Det ble utført diverse korreksjoner og kontroller før og under flygning for å maksimere homogeniteten av punktskyen. Blant annet ble det foretatt en prosjektkalibrering for hver flygning for å motvirke småflyets retning, sideveis helling og opp- og nedoverhelling for å sikre nøyaktigheten og konsistens mellom hver flygning. Det ble også foretatt en stripeutjevning for å løse tilfeldige avvik mellom flystripene som kan skyldes små variasjoner i flyhøyde, atmosfæriske forstyrrelser og hastighet (Terratech, 2021).

Det ble påpekt noe turbulens under flyvningen som førte til en lavere punktetthet noen steder, men dette ble fanget opp igjennom kvalitetssikring av det ferdige produktet. Produktet ble en 5 punkt's punktsky som ble dannet i prosjektets kartprojeksjon Euref89 UTM32. Produktet hadde en punktetthet (pkt/m²) på over 100% dekning, for 96,2% av området. Den tidvise lave punktettheten enkelte steder har blitt tatt høyde for ved å oppjustere eller nedjustere høyden etter avvik mellom laserdata og kontrollpunkter. Terratech AS skriver i sin laserskanningsrapport at de anser dataene som gode (Terratech, 2021).

2.3 Databehandling

I dette prosjektet blir programvaren QGIS benyttet som verktøy for bearbeiding av laserdataene. Tilleggsprogramvare som ble installert og brukt under byggingen av modellene var GRASS og SAGA GIS. Videre er det gjennom QGIS og Saga GIS at modellene for å finne hver landskapsform er utviklet, testet og implementert. Under modellimplementeringen ble det benyttet Qgis versjon 3.22 Biatowieza og Saga Gis 7.8.2.

2.3.1 *Generering av DTM-modeller*

For å oppnå automatisert deteksjon av spesifikke landskapsformer basert på laserdata, ble det benyttet DTM-er (digitale terrengmodeller) med forskjellig oppløsninger. Det ble brukt en TIN algoritme for å danne disse DTM-er i de ulike pikselstørrelsene. Deretter ble denne sammenhengende DTM filen klippet til kvadrantene som modellene skulle testes i. Modellene krevde DTM-er i fire forskjellige oppløsninger. Det ble hentet inn DTM-er med pikselstørrelse på 1 x 1 m, 0,5 x 0,5 m og 0,25 x 0,25 m. Prosessen var lik for tre av de fire forskjellige DTM-ene. Den fjerde DTM-en hadde en pikselstørrelse på 5 x 5 m. Denne ble laget ved å oppjustere DTM-en på 1 x 1 m.

2.3.2 *Identifisering av bergvegger*

For å kartlegge bergvegger, ble høydeforskjellen i et 3 x 3 celleområde i laserdata beregnet. Dette vinduet på 3 x 3 celleområdet flytter seg over hele DTM-en for å dermed beregne høydeforskjellene for hvert punkt. Celler som hadde en høydeforskjell på mer enn tre meter til sin nærmeste nabocelle identifiseres som mulige bergvegger.

Det ble brukt DTM modeller med tre forskjellige oppløsninger. Fremgangsmåten var lik for alle tre modellene. Oppløsningene på de tre var 1 m, 0,5 m og 0,25 m. Ved å ha tilgang til disse forskjellige DTM-ene, kan man finne bergvegger med ulik helning, da høydeforskjellen, og dermed vinkelen minker desto mindre oppløsningen er. Denne metoden lar en ta hensyn til både vinkel og høydeforskjellene samtidig. Dermed kan man med de tre oppløsningene finne bergvegger med ulik vinkel som er innenfor minstekravet, samt høydekravet satt av Landbruksdirektoratet (Ørka et al., 2022).

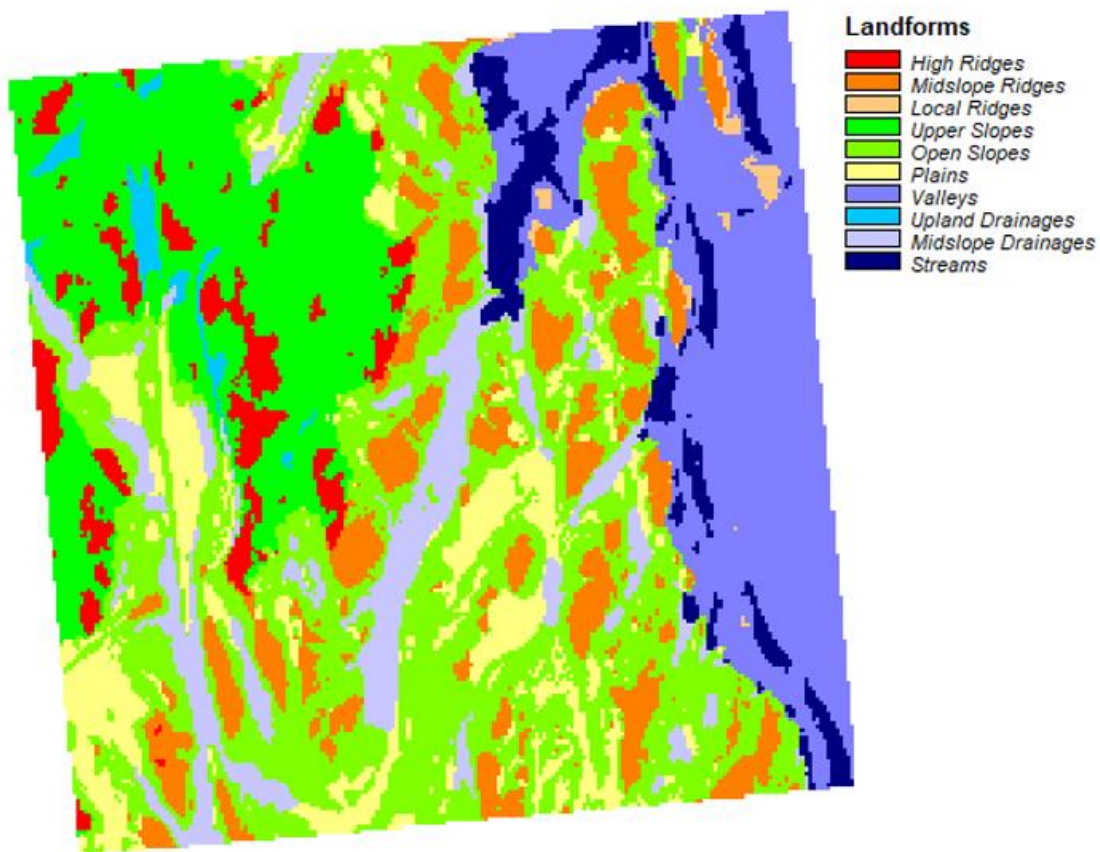
Når alle de potensielle bergveggene er funnet, ble pikslene til de mulige bergveggene omgjort til polygoner. Deretter ble det laget en positiv buffer, etterfulgt av en negativ buffer rundt polygonene.

Både den negative og positive bufferen ble angitt en bufferavstand på 2 m. Dette var med på å glatte ut uregelmessigheter og hull i polygonene, og bidrar til å gjøre de mer konsistente. Deretter ble det gjort en utvelging på størrelse for bergveggene, og alle polygonene som var mindre enn 250 m² ble fjernet som potensielle bergvegger fra laserdatasettet med 1 x 1 m oppløsning. Dette størrelsesutvalget er ikke et MiS krav. Det ble valgt ut for å kunne gi et godt sammenligningsgrunnlag for resultatet til Ørka et al. (2022), der det har blitt brukt et likt utvalg. Deretter ble alle de potensielle bergveggene som ble funnet på hver av de tre DTM modellene slått sammen (Ørka et al., 2022).

Det som ble igjen, var et kartlag som var bygget på de tre DTM oppløsningene. Det ble dermed mulig å dele inn de mulige bergveggene i tre forskjellige grupper. Hvis bergveggen har blitt kartlagt av alle laserdatasettene, eller bare to eller en, vil dette bety en slakere bergvegg. desto færre laserdatasett bergveggen ble kartlagt av, desto slakere helning vil den mest sannsynlig ha. Dermed reduseres sannsynligheten for at det er et potensielt MiS-livsmiljø.

2.3.3 Identifisering av bekkekløfter

For å finne bekkekløfter i et skoglandskap ble det i modellen brukt to DTM-er med oppløsninger på 5 x 5 m og 1 x 1 m. For å klassifisere ett område inn i ulike landskapsformer, ble metoden til Weiss brukt (Weiss, 2001). Dette er en metode som kan benyttes til å automatisk klassifisere forskjellige landformer baserte på den topografiske posisjonsindeksen (TPI) (Weiss, 2001). Denne indeksen måler hvor mye et landskapsområde skiller seg ut ifra de omkringliggende omgivelsene i forhold til høyde. En positiv TPI verdi betyr at området er høyere enn naboområdene. Negativ TPI verdi betyr at området ligger lavere enn naboområdene. Denne metoden ble her brukt for å klassifisere landskapsformer i 10 kategorier (Weiss, 2001). Dette ble gjort i Saga Gis ved å bruke et verktøy som deler inn en DTM med en oppløsning på 5 x 5m meter inn i disse kategoriene, og lager dermed en klassifisering av terrengmodellen som illustrert (figur 2).



Figur 2: Fordelingen av landformklassifisering etter en TPI-analyse av et laserdatakartlag.

Den landformverdien som er relevant for områder med høy sannsynlighet for å inneholde bekkekløfter heter *streams* (elver), markert som de mørkeblå områdene i landformklassifiseringen over (figur2). Denne har den laveste verdien for de ulike klassene. Dette er på grunn av de definerende egenskapene til denne klassen at man tenker den vil inneholde mulige bekkekløfter. Kombinasjonen av små- og storskala TPI ble brukt til klassifiseringen av de ulike landformene. Av disse kombinasjonene var et «naboskap» på 50 m og 1000 m det som ga mest nøyaktige målinger. Dette ble også gjort i Saga Gis.

Siden bekkekløfter alltid har mindre eller større vannførende elver og bekker som renner igjennom dem, var det naturlig å bruke et kartlag over elvenettverket i området som et verktøy for å identifisere de potensielle bekkekløftene. Elvenettverket som ble brukt i denne oppgaven er hentet fra Geonorge, og heter ELVIS elvenett. Dette er et landsdekkende elvenettverk laget og kvalitetssikret av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE, 2020). Elvedatasettet ble kombinert med områdene som ble klassifisert som elver etter TPI-analysen for å visualisere de potensielle bekkekløftene.

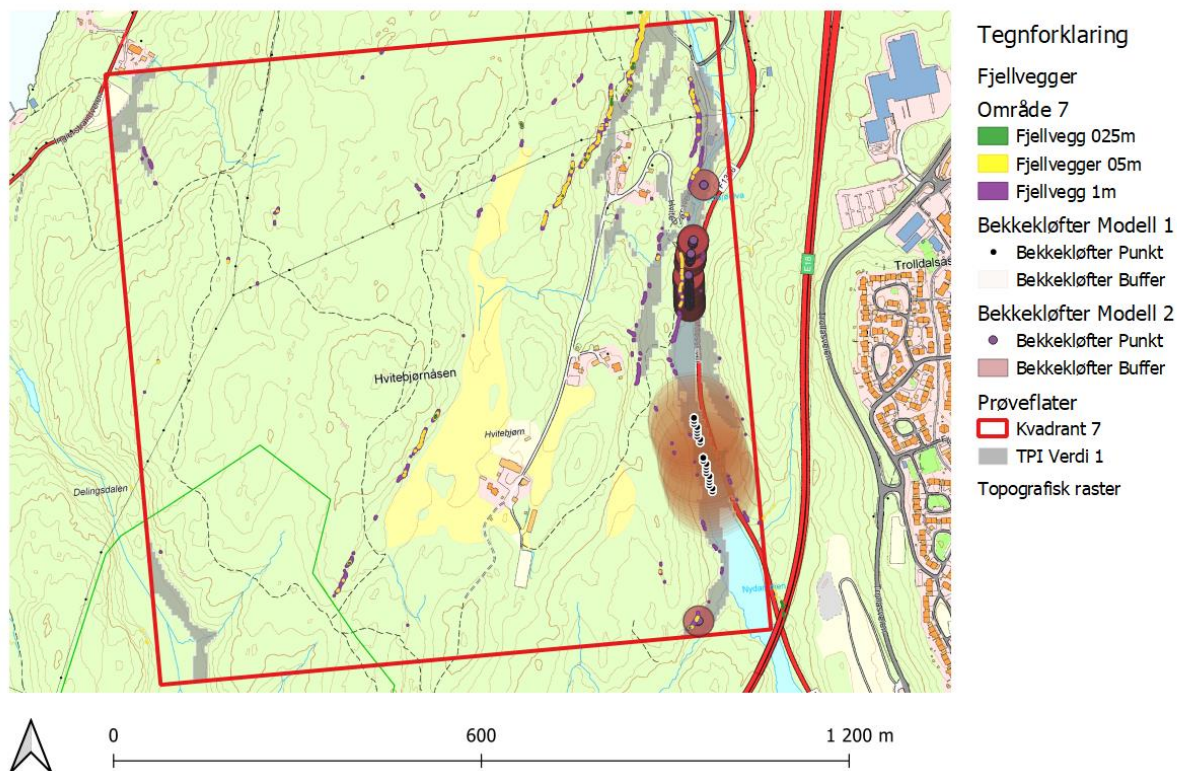
Det ble deretter utført en interpolasjon mellom bekkekløftenes sideskråninger. Dette, sammen med høydedata fra bekkene i bunn av kløftene ble brukt for å finne områder der bekkekløftene hadde en høyde fra elven til toppen av sideskråningene på lik eller mer enn 5 m. For å møte lengdekriteriene på 25 m, ble punkter som møtte høydekriteriet sammenslått hvis de var nærmere enn 25 m. Deretter ble det utført en bufring for å visualisere bekkekløftens areal. Dette ble klippet til landformverdien elver, som kommer fra TPI-analysen. Dette visualiserte de mulige bekkekløftene.

Etter feltvalideringen meldte behovet for en mer nøyaktig modell seg. Modellen beskrevet over viste seg å være for grovmasket for områdene. For å skape en mer nøyaktig modell, ble inndataene for noen av verktøyene endret. Forskjellene mellom de to modellene er i inndatalaget for verktøyet v.sample som ble brukt rett før TIN-modellen ble utformet, og v.sample for punktdatasettet for elvene. Dette verktøyet ble brukt for å gi høydeverdier til punktene for sideskråningen på bekkekløften og elvedatasettet. For den gamle bekkekløftmodellen, bekkekløftmodell 1 var inndatasettet for disse verktøyene en DTM over området med en pikselstørrelse på 5 x 5 m. For den nye bekkekløftmodellen, bekkekløftmodell 2 ble dette byttet ut med en DTM med pikselstørrelse på 1 x 1 m. Dette ga uttrykk i modellenes nøyaktighet. Bekkekløftmodell 2 ligner derfor mer metoden som ble brukt av Ørka et al. (2022).

2.4 Feltvalidering

Siden modellene ble utarbeidet før feltarbeidet, ble det også laget kart over området med relevante kartlag som ble laget i modellene. Samt basiskart fra Statens Kartverk. Utdatalagene fra bergveggmodellen ble tatt med. Her ble de potensielle bergveggene fra de tre forskjellige DTM-ene lagt over hverandre, med det kartlaget med høyest oppløsning lagt øverst. Utdatalag fra bekkekløftmodell 1 og 2 ble tatt med, og i mange tilfeller ble lengdekravet på 25 m fjernet. Dette var for at det skulle være lettere å identifisere bekkekløfter som modellene kan ha gått glipp av. Andre kartlag som var til hjelp for dette formålet ble også tatt med. For eksempel ble resultatet fra landformklassifiseringen, altså områdene som ble klassifisert som elver, lagt inn som et kartlag. Dette vises i figur under som TPI verdi 1 (figur 3). Dette bidro til å kunne bedømme hvor sannsynligheten var høy for å finne bekkekløfter. Kantsonene for landformkategorien elver ligger også vanligvis i kuperte områder, der sannsynligheten er relativt høy for å finne bergvegger. Dette ble brukt sammen med høydekurvene for å finne bratte områder innenfor kvadrantene.

Prøveflate 7 med informasjon til
feltarbeidet



Figur 3: Bilde og tegnforklaring på diverse kartlag som ble brukt som verktøy for feltarbeid. Området over er for kvadrant 7.

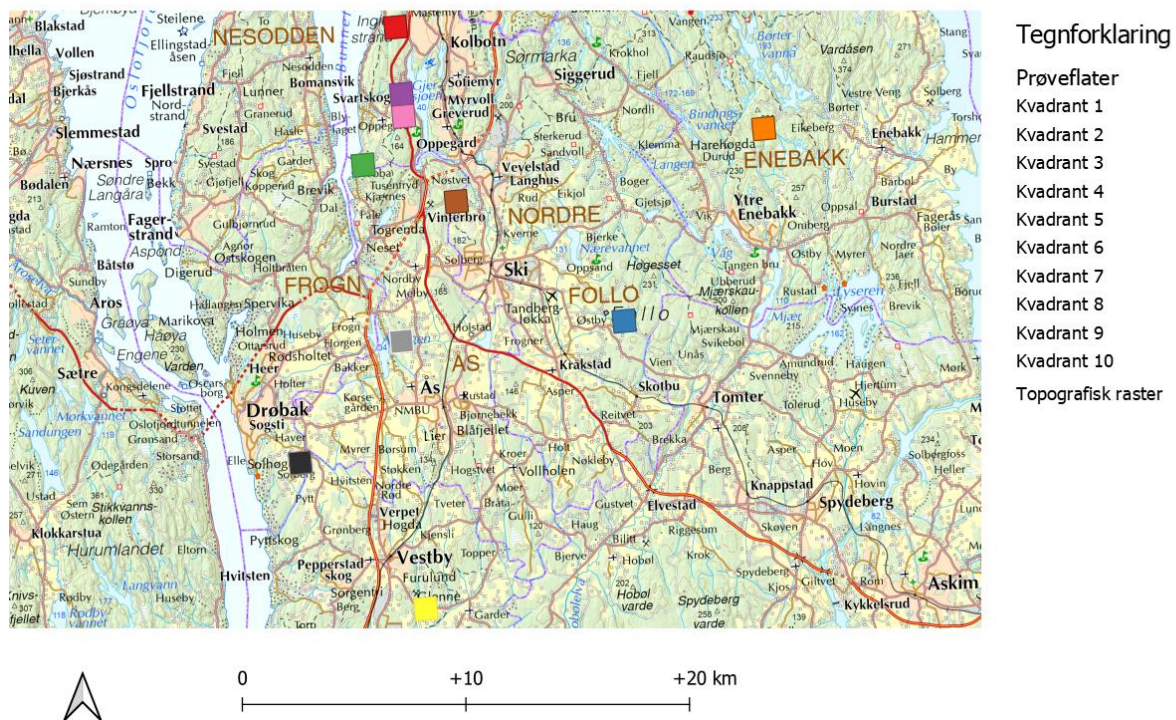
Feltarbeidets hensikt er at det skulle fungere som et sammenligningsgrunnlag for å verifisere om modellene har klart å finne relevante landformer. Det ble også lett etter landformer som ikke har blitt plukket opp av modellene. Dette vil kunne gi en mulighet til å teste ut problemstillingen i praksis, ved å sjekke nøyaktigheten av modellene for bekkekjøfter og bergvegger.

Feltarbeidet ble gjort i april måned 2023, etter at snøen var smeltet. Regionen ble delt inn i kvadranter med en størrelse på én kvadratkilometer. For feltarbeidet ble det valgt ut 10 kvadranter som skulle undersøkes for bergvegger og bekkekjøfter. Disse områdene ble valgt på grunnlag av at det med høy sikkerhet var geologiske landformer av interesse innenfor områdene. 9 av 10 kvadranter lå slik at skog var den dominerende vegetasjonstypen. Den gjenværende kvadranten lå i et område med mye dyrket mark, men hadde et nedsenket bekkeparti som var av interesse. Dette var kvadrant nr. 8 i figuren under (Figur 4).

På bakgrunn av den store mengden potensielle bergvegger som var i disse kvadrantene, og da tiden det ville ta å gjøre en fullstendig kartlegging, ble det bestemt at man skulle gjøre et utvalg. I fire av

kvadrantene ble det gjort en fullstendig kartlegging av alle bergveggene uavhengig av størrelse, mens i de resterende ble det fokusert på bergvegger over 250 m².

Feltområde med prøveflater



Figur 4: Kart som viser de ti kvadrantene for feltarbeidet.

Starten på kartleggingen ble bestemt ut ifra kvadrantens veitilgjengelighet. Deretter ble kvadranten kartlagt ved å bevege seg fra landform til landform, ved hjelp av kart vist i figur 3. Underveis ble landformer som modellen ikke hadde registrert kartlagt. Her var diverse utdatalag fra modellene, samt et kartlag med landformklassifiseringen elver, som fremhevd kuperte raviner og bekkekløfter innenfor kvadranten brukt. Da fikk man områder med en høyere sannsynlighet for å inneholde både bergvegger og bekkekløfter. Disse områdene ble prioritert under feltarbeidet i letingen etter landformer som modellen hadde oversett.

Når mulige landformer ble funnet, ble veileder for kartlegging av MiS-livsmiljøer etter NiN Veileder versjon 1.0.3 konsultert (Landbruksdirektoratet, 2021). Her finnes klare retningslinjer og kriterier for å identifisere MiS-livsmiljøer i felt, og er ansett som en autoritativ referanse innenfor fagområdet. Denne veilederen sier at alle bekkekløfter med en lengde på mer enn 25 m, og en høydeforskjell på over 5 m

fra topp til bunn skal kartlegges. For bergvegger skal alt med en høyde på over 3 m og en helningsgrad på over 80 grader registreres (Landbruksdirektoratet, 2021).

For hver landform som ble kartlagt, ble koordinatsposisjonen tatt i landformets midtpunkt. Til dette ble en Garmin GPSMAP64s brukt. For bergvegger ble koordinatsposisjonen tatt over bergveggen der det var fysisk mulig. Der dette var vanskelig på grunn av terreng, ble det tatt på undersiden. Lengden fra bekkekløftens toppunkt til bunnpunkt ble beregnet ved hjelp av en høydemåler av typen Vertex IV, og en tilhørende transponder av typen T3. Her ble bekkekløftens bunnpunkt klassifisert til bekken, og toppunktet var der brattheten avtok kraftig. Det var vanligvis mulig å legge testflaten nede ved bekken. Så pekte man høydemåleren til bekkekløftens toppunkt på oversiden av sideskråningen. Høyde på bergveggene ble målt på samme måte. Der det var fysisk mulig, ble transponderen til høydemåleren lagt i nedre del av bergveggen for å få en så nøyaktig høydemåling som mulig. Både bergvegger og bekkekløfter ble målt to ganger. Gjennomsnittet av de to målingene ble skrevet ned som den offisielle lengden. Ett 30 m langt målebånd ble brukt for å måle lengden på bekkekløftene.

Bergveggenes helningsgrad ble beregnet ut ifra en håndholdt stigningsmåler. En stigningsmåler av typen Suunto ble brukt. Hadde bergveggen en helning på over 90 grader, ble helningen målt ved å bruke høydemåleren ved å sette den til å måle stigning. Hvis bergveggen besto av mer enn en sammenhengende vegg, ble den dominante veggen i en bergvegg funnet og målt. Av andre innsamlinger som ble gjort, ble det notert ned hvilken pikselstørrelse det var på laserdatakartlaget som fant hver enkelt bergvegg.



Figur 5: Eksempler på en bekkekløft og bergvegger funnet i felt. Bilde en kommer fra kvadrant 3, bilde to kommer fra kvadrant 1 og bilde tre kommer fra kvadrant 7.

Det ble også gjort en generell kartlegging av skoglandskapet landformene lå i. Da ble informasjon om treslagsfordeling, sjikting, dominerende treslag og hogstklasse hentet inn og kartlagt. Dette var spesielt viktig for de landformene som ikke ble funnet av modellene, eller de som ble funnet, men som ikke oppfylte kravene som MiS-livsmiljøer.

3 Resultater

3.1 Bergvegger

Antall potensielle bergvegger som modellen plukket opp i de ti kvadrantene var 481. Et utvalg av disse potensielle bergveggene ble kontrollert i felt. Modellen for kartlegging av bergvegger ga gode resultater. 136 potensielle bergvegger ble funnet og kartlagt i felt ved hjelp av den automatiske analysen. I felt ble 114 av disse funnet å tilfredsstillte kravene for høyde og helning som trengs for at de kan klassifiseres som MiS-livsmiljøer (tabell 1).

Av bergveggene som ble identifisert var 84% riktige, eller sanne positive. Det ble detektert 22 bergvegger (16%) som ikke kunne klassifiseres som MiS-livsmiljøer, dvs. falske positive. Det ble også

registrert fem bergvegger (4%) i felt som klassifiserte som MiS-livsmiljøer, men som ikke hadde blitt plukket opp av modellen, altså falske negativt (tabell 1).

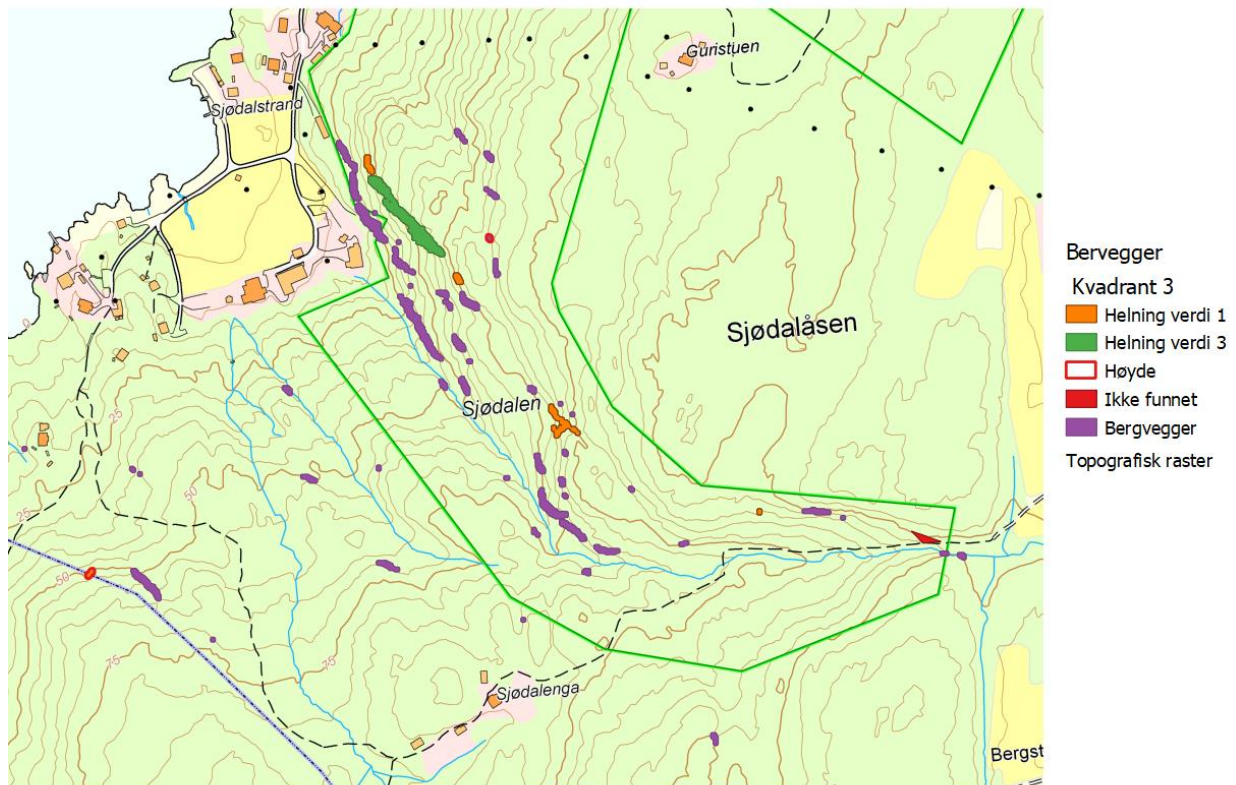
Tabell 1: Deteksjonsraten for bergvegger.

Livsmiljø	Sann positiv	Falsk positiv	Falsk negativ
Bergvegger	114	22	5

Alle de falske negativene var mindre bergvegger som ville bli filtrert ut ved bruk av 250 m² som kriterium for størrelse. Den høyeste bergveggen som ble klassifisert som en falsk negativ var funnet i kvadrant 3 og var 4,3 m høy. De andre falske negativene var alle under 4 m.

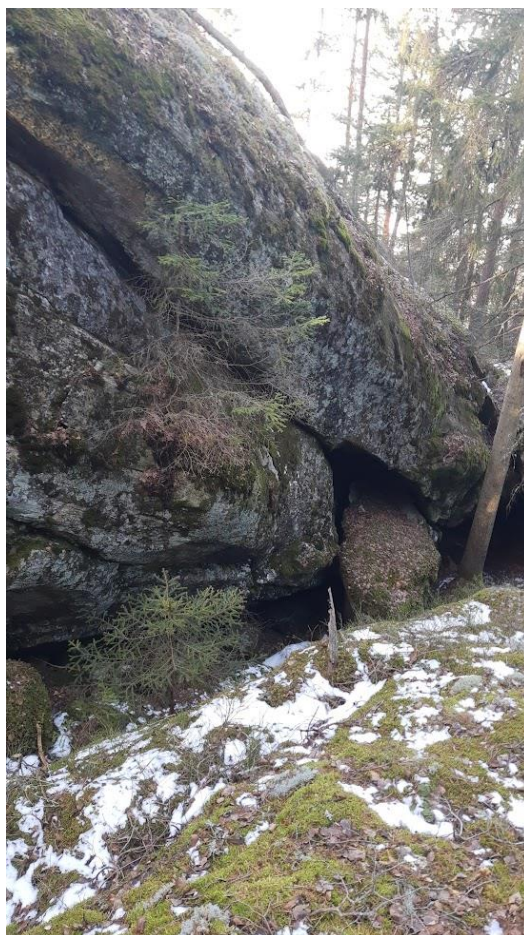
For de falske positive var det avvik i enten høyde, vinkel eller plassering som førte til at kravet til MiS-livsmiljø ikke ble innfridd. Det var kun en bergvegg der både høydekriteriet og helningsvinkelskriteriet var under kravene. Det vanligste avviket var knyttet til helningsvinkel. Det var 18 av 22 falske positive som hadde en helning under 80 grader. Av disse bergveggene varierte helningen mellom 72 og 78 grader. Flesteparten av de falske negativene lå i nedre sjikt av denne skalaen. Fire av de falske positive bergveggene var ikke høye nok til å komme innenfor høydekriteriet på 3 m. Høyden for disse bergveggene var ganske like, med et spenn fra 2,4 m. til 2,7 m.

Figur 6 viser et kartutsnitt av kvadrant 3 som ligger øst for Bunnefjorden, og sør for Svartskog. I dette eksempelet har modellen funnet 39 potensielle bergvegger. Under feltarbeidet ble en bergvegg funnet som modellen ikke hadde kartlagt. Denne er merket som et rødt polygon i figur 6. Bergveggen hadde verdier som gjorde at den gikk innenfor som et potensielt MiS-livsmiljø. Av 39 bergvegger som ble kartlagt i felt i dette område, var seks falske positive. Fem av disse hadde for svak helning. Av de bergveggene som hadde for svak helning, var fem av de funnet ved hjelp av 1 x 1 m laserdatasettet, merket som oransje i figur 6. Den siste ble funnet ved hjelp av 0,25 x 0,25 m laserdatasettet, merket som grønn. Den siste falske positive var for lav, og er merket med en rød grenselinje (figur 6).



Figur 6: Eksempel på sanne positive, falske positive og en falsk negativ i kvadrant 3.

Det var ingen indikasjoner på at årsaken til at bergveggene som ikke ble funnet (falske negative), skyldes påvirkning av trekronetetthet eller sjikting. Noe som var mer synlig, var påvirkningen de omkringliggende bergveggene kunne ha for resultatet. Det var flere av de falske positive bergveggene som lå i områder der andre bergvegger lå rett på motsatt side i små kløfter. Dette var tilfellet for to av fem av de falske negative bergveggene. Mindre bergvegger med store overheng kunne bli kartlagt med en grad av unøyaktighet når det kom til størrelse. Dette øker risikoen for at disse blir feilaktig silt ut når man selekterer på nettopp størrelse. Dette var spesielt gjeldende for bergvegger som i tillegg ligger lavt i terrenget, som vist i figur 7.



Figur 7: Bergvegg fra kvadrant 3. Bergveggenes form og plassering gjør at den var høyere og lengre enn modellen ville tilsi.

Avvik i plassering ble funnet bare én gang i alle ti kvadrantene. Det var en bergvegg i kvadrant 2 som lå 15 m. vest fra plasseringen i kartlaget fra modellen. Dette var en bergvegg som hadde kriteriene til å bli klassifisert som et MiS-livsmiljø. Utenom dette ene avviket var plassering og himmelretning gitt av modellen av alle andre bergvegger korrekt.

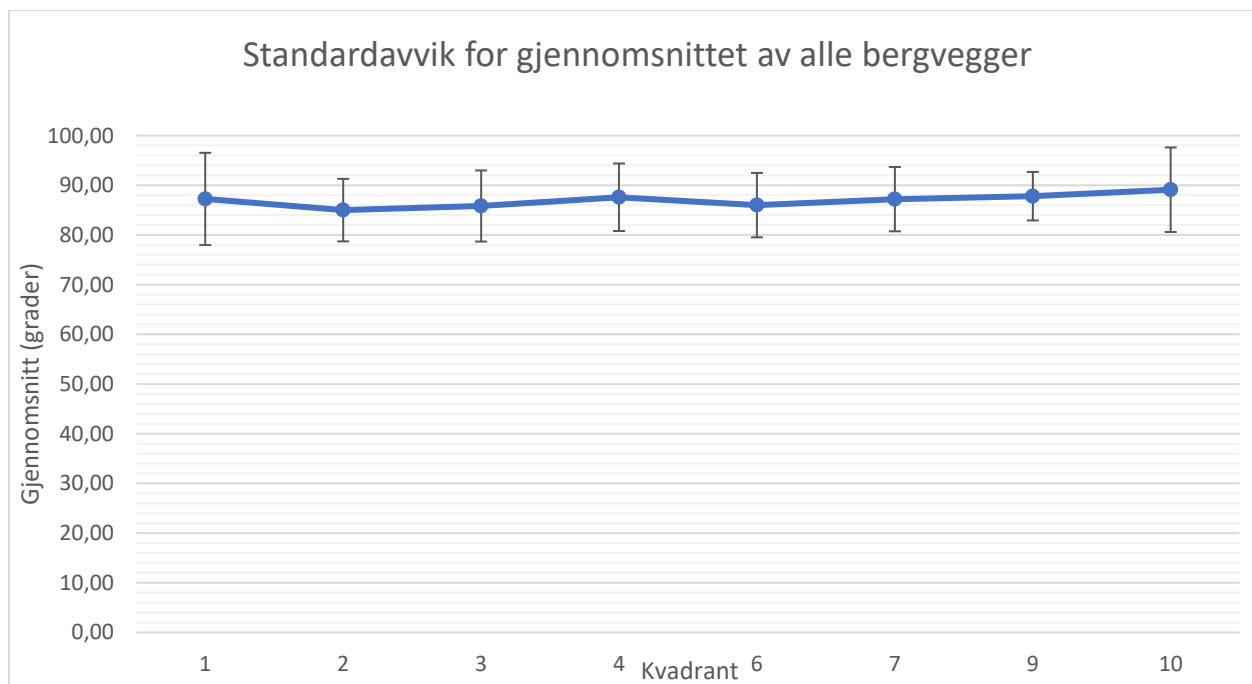
Den gjennomsnittlige vinkelen for alle bergveggene var 87 grader. Dette er over minimumsverdien for helning som trengs for at bergveggen kan klassifiseres som et MiS-livsmiljøer. Tabell 2 viser den gjennomsnittlige vinkelen for alle bergvegger som ligger innenfor de forskjellige kvadrantene.

Den gjennomsnittlige høyden for alle bergvegger var 6,6 m. De minste bergveggene lå på minimumskravet på tre meter fra topp til bunn, mens noen av de høyeste bergveggene ble funnet i kvadrant 6 og 7. De høyeste bergveggene var funnet nordøst i kvadrant 7, der en ble målt til 23 m. I tabell 2 ser man gjennomsnittshøyden for alle bergveggene innenfor hver kvadrant.

Tabell 2: Gjennomsnittlig vinkel, høyde og standardavvik for alle bergveggene innenfor de ulike kvadrantene

Kvadrant	Vinkel i grader	Standardavvik vinkel	Høyde i meter	Standardavvik høyde
1	88,8	9,3	6,9	2,7
2	85,9	6,3	6,8	1,9
3	86	7,2	5,5	5,9
4	87,3	6,8	7,7	2
5	82		5,2	
6	86	6,5	9,6	0,6
7	87,9	6,5	8,9	4,5
8	87,8		6,4	3,4
9	91	4,9	4,1	
10	89	8,5	4,9	2

Standardavvik for gjennomsnittlig vinkel av kvadrantene viser at kvadrant 1 og 10 hadde størst spredning for vinklene i bergvegger. Grunnen til at kvadrant 5 og 8 ikke er med i tabell 2 og figur 8 er fordi antallet bergvegger som ble funnet i disse to kvadrantene var så få.



Figur 8: Standardavvik for gjennomsnittet av alle bergvegger i kvadrant 1-4, 6-7, 9-10.

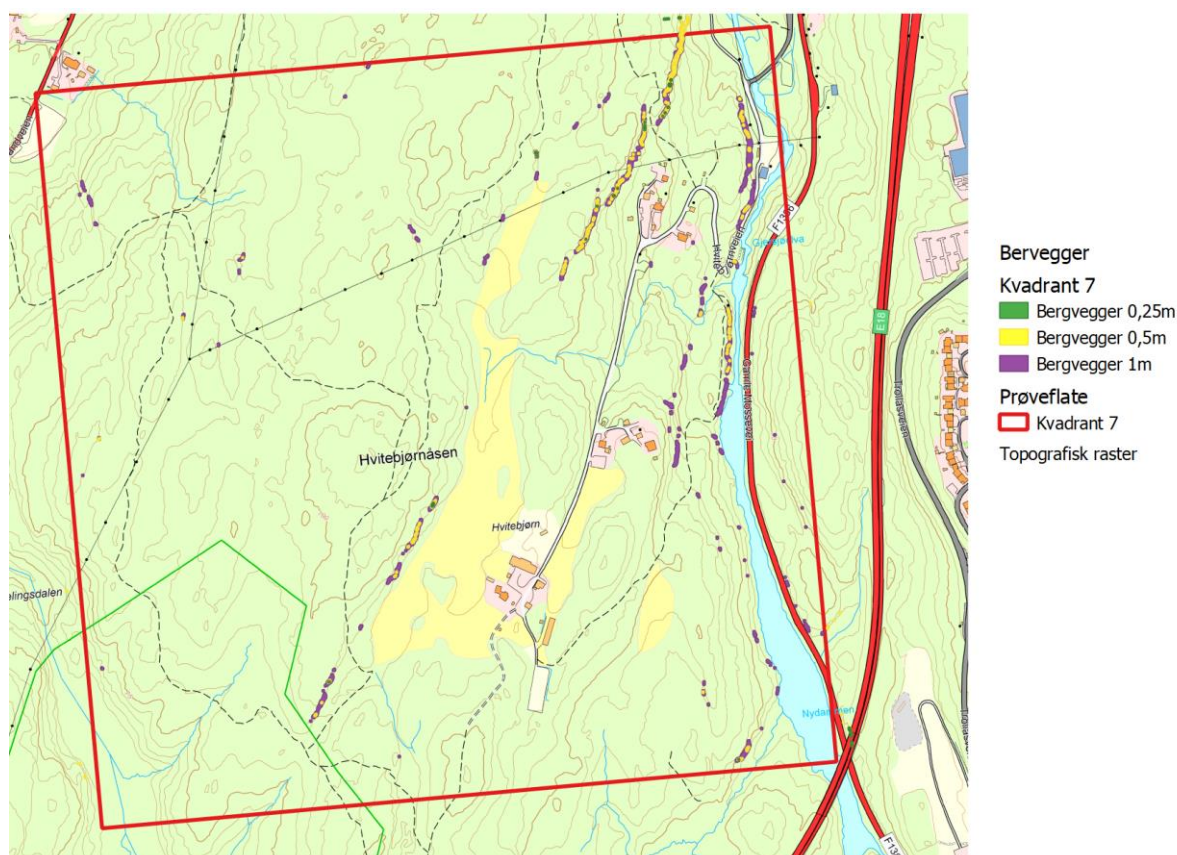
Hvis man velger å fjerne alle bergveggene som var under 250 m² i størrelse, ser man at nøyaktigheten for modellen øker. Da ser man en økning i nøyaktighet fra 80% til 95%. I de 10 kvadrantene fant modellen til sammen 25 bergvegger som var over 250 m². Grunnen til at bare 21 ble funnet og kartlagt i felt var at tre av dem var i varierende grad påvirket av mennesker. En bergvegg i kvadrant 5 var skapt som følge av byggingen av E18. En annen bergvegg var en del av et grustak i kvadrant 8. En annen lå bak et tungt nedbygd område i kvadrant 3. Disse var dermed vanskelige å komme tett nok opp til for å få korrekte målinger av. Og med bakgrunn av graden av menneskelig påvirkning heller ikke så relevant. Den siste ble oversett på grunn av feil i kart som ble tatt med ut i felt. Det ble ikke funnet noen bergvegger med en størrelse lik eller over 250 m² i felt som ikke var allerede kartlagt av modellen. Av 21 bergvegger som ble funnet av modellen innenfor størrelsesspesifikasjonene, hadde 20 av disse kriterier som oppfyller kravene til MiS livsmiljøer (tabell 3).

Tabell 3: Deteksjonsraten for bergvegger over 250m².

	Sann positiv	Falsk positiv	Falsk negativ
Bergvegger over 250 m²	20	1	0

For å finne mulige bergvegger ble det brukt tre forskjellige laserdata, med en variasjon i pikselstørrelse fra 1, 0,5 og 0,25 meter. Man ser at hvis man kjører disse modellene med ett laserdatasett av gangen, er det laserdata med pikselstørrelse på 1 meter som fant flest potensielle bergvegger. Dette var synlig i alle kvadrantene. Deretter kom laserdata med en oppløsning på 0,5 m., og så laserdatasettet på 0,25m. Disse vil videre bli definert som nivå 1, 2 og 3, der et høyere nivå indikerer en mindre pikselstørrelse på laserdata som er brukt.

Figur 9 viser et kartutsnitt med kartlag som viser mengden potensielle bergvegger som er funnet av de ulike laserdatasettene for kvadrant 7. For de bergveggene der det har blitt registrert dobbelt eller trippelt, ble det høyeste nivået kartlagt for den potensielle bergveggen.



Figur 9: Bilde som viser bergveggene med de forskjellige verdiene i kvadrant 7.

Av de 136 bergveggene som ble oppsøkt i felt var 69 registrert som nivå 1 (1 m), 39 som nivå 2 (0,5 m) og 28 som nivå 3 (0,25 m). Under ser man andelen i avvik for høyde og vinkel for de ulike nivåene (tabell 4).

Tabell 4: Antall bergvegger som er registrert for de ulike nivåene og antall avvik funnet i felt hos de ulike nivåene.

	Nivå		
	1	2	3
Antall pot. bergvegger	69	39	28
Avvik (helning og høyde)	15	5	1

Det mest nøyaktige laserdatasettet fant færrest potensielle bergvegger, men det hadde også minst avvik. Nivå 3 var mest nøyaktig med en suksessrate på 97%. Andelen falske positive var 3% og besto av en bergvegg. Denne hadde for lav helning. Nivå 1 fant flest potensielle bergvegger av alle modellene, men var også den største kilden til avvik. Her var suksessraten på 78%. Helningen på bergveggene økte også med nivåene.

3.2 Bekkekløfter

Under feltarbeidet ble det funnet 16 bekkekløfter. Disse var noe ujevnt fordelt mellom de 10 forskjellige kvadrantene. Kartleggingen ble gjort ved hjelp av de to forskjellige bekkekløftmodeller som beskrevet i avsnitt 2.3.3 identifisering av bekkekløfter.

3.2.1 Bekkekløftmodell 1

Bekkekløftmodell 1 hadde en relativt lav deteksjonsrate på 16% (sann positiv). I de 10 kvadrantene ble det funnet til sammen tre bekkekløfter for modell 1. Under feltarbeidet ble 13 ytterligere funnet. Det var fire potensielle bekkekløfter som ble funnet av modellen, som ved kontroll i felt viste seg å ikke være bekkekløfter. Dette er vist i tabell 5 som falske positive.

Dersom man velger å bruke modellen uten lengdekravet på bekkekløftene som var satt på 25 m, får man områder med sju potensielle bekkekløfter i tillegg. Av disse sju, var fire korrekte, og tre var falske positive. Dette betyr at bekkekløftmodell 1 fant flere bekkekløfter hvis man fjernet dette lengdekravet, og man økte deteksjonsraten for modellen fra 16 til 32%.

Tabell 5: deteksjonsrate for bekkekløfter for modell 1.

Lengdekrav	Livsmiljøer	Sann positiv	Falsk positiv	Falsk negativ
Ja	Bekkekløfter	3	4	13
Nei	Bekkekløfter	7	6	9

De bekkekløftene som ikke ble funnet av bekkekløftmodell 1 var vanligvis bekkekløfter som hadde mindre bredde fra sideskråning enn de som ble funnet (falske negative). Disse smalere bekkekløftene var det tydelig at modellen ikke fant, på grunn av oppløsningen i terrengmodellen. Av de sanne positive var det ingen som lå i samme kløft. Modellen klarte dermed å finne tre forskjellige bekkekløfter med lengdekravet på 25 m (tabell 5). Dette økte til sju forskjellige bekkekløfter hvis man fjernet lengdekravet. Andelen falske positive økte da også fra fire til seks. På bakgrunn av disse dataene ble det valgt å bruke resultatet fra bekkekløft modell 1 uten lengdekravet (tabell 5).

3.2.2 Bekkekløftmodell 2

Bekkekløftmodell 2 fant bekkekløfter i helt andre områder enn modell 1. Det er ingen overlap mellom de sanne positive i modellene. Det var heller ingen av de falske positive som ble funnet med denne modellen (tabell 6). Andelen falske negative var lik i begge modellene. Suksessraten for modell 2 var 19%. En stor forskjell mellom modell 1 og 2 var at det for modell 2 ble detektert flere påfølgende bekkekløfter i samme kløft. Det var syv partier som ble detektert som potensielle bekkekløfter over 25 m. Av disse syv ble det vurdert at det i realiteten bare ble kartlagt tre forskjellige bekkekløfter.

Tabell 6: Deteksjonsrate for bekkekløfter for modell 2

Livsmiljøer	Sann positiv	Falsk positiv	Falsk negativ
Bekkekløfter	3	0	13

Hvis man utelater den automatiske avgrensningen på 25 m. i modell 2, vil man identifisere ni nye områder som ikke ble kartlagt med denne lengdeavgrensningen. Av disse var tre områder nær eller i bekkekløfter som ble oppdaget under felt. Dette indikerer at ved å fjerne lengdeavgrensningen for modell 2 vil man oppdage flere potensielle bekkekløfter i landskapet. Imidlertid vil kvaliteten på verktøyet bli sterkt svekket, ettersom de seks gjenværende av disse områdene som ble identifisert var falske positive. På bakgrunn av dette ble det valgt å bruke modell 2 med lengdeavgrensningen, da dette ga de beste resultatene.

Velger man å benytte seg av begge modellene, med den versjonen som hadde den høyeste deteksjonsraten, og slår sammen resultatet, ser vi at sanne positive øker til 10. Dette var da modell 1 uten lengdeavgrensning og modell 2 med lengdeavgrensning. Da det ikke var noe overlapp mellom de sanne positive for modell 1 og 2. De falske positivene som ble funnet med bekkekløft modell 1 er med å trekke ned suksessraten noe (tabell 7). Likevel sitter man igjen med en betydeligere høyere suksessrate enn om man hadde brukt bare en av de to modellene. Prosentvis er suksessraten for kombinert modell er på 45%. Andelen falske negative er på 26%, hvilket er noe høyt. (tabell 7).

Tabell 7: Deteksjonsrate for bekkekløfter kombinert modell 1 og 2.

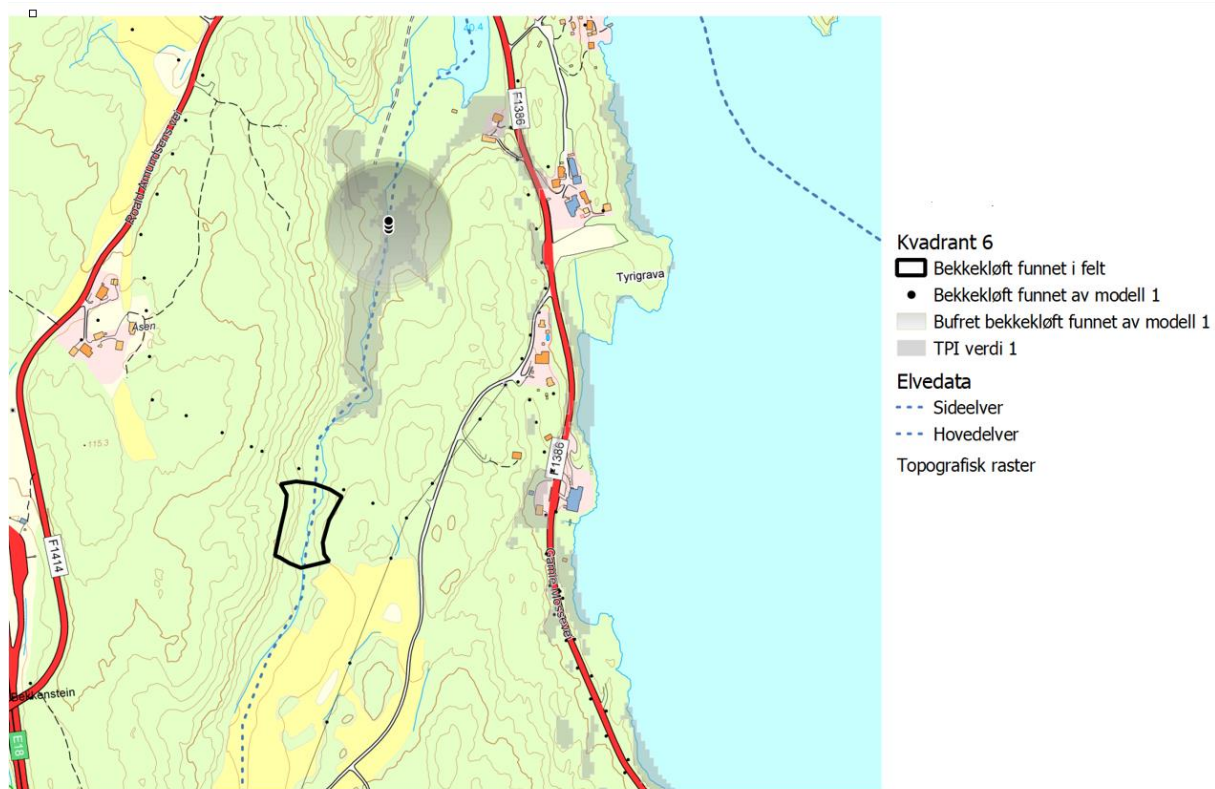
Livsmiljøer	Sann positiv	Falsk positiv	Falsk negativ
Bekkekløfter kombinert modell	10	6	6

Tabell 8 viser at den modellen som var mest nøyaktig var den kombinerte modellen. Her er modell 1 vist uten lengdekriteriet på 25m, da dette viste seg å gi det beste resultatet for modell 1. For modell 2 er lengdekriteriet med i modellen. Modell 2 har den laveste andelen flaske positive på 0% (tabell 8).

Tabell 8: Suksessrate for bekkekløfter. Merk at modell 1 er uten lengdeavgrensning, mens modell 2 har lengdeavgrensning.

Bekkekløftmodeller	Suksessrate (%)	Falsk positiv (%)
Modell 1	32	27
Modell 2	19	0
Kombinert	45	26

Med den kombinerte modellen er det fortsatt sju bekkeløfter som ikke ble detektert. To av sju lå utenfor modellens område. Enten områder som var en annen verdi for topografisk posisjonsindeks enn 1, eller der elvenettverket som ble brukt i modellen ikke hadde data. (figur 10). Merk også de tre pikslene og buffersonen som viser hvor bekkeløftmodell 1 har detektert en bekkeløft. Ifølge bekkeløftmodell 1, uten lengdeavgrensningen er denne 10m lang. Under felt ble denne målt til 35 m.



Figur 10: Kartutsnitt av kvadrant 6. Viser den bekkeløften som er utenfor TPI 1 verdiene. Lengden på bekkeløften er rundt 100 meter.

Et annet sammenligningsgrunnlag som ble brukt for å verifisere modellen var nettstedet Kilden. Dette er kartløsningen til NIBIO som blant annet gir informasjon over registrerte livsmiljøer (Nibio, 2021). Det var spesielt bekkeløftmodellen det var interessant å sjekke opp med Kilden, da modellen for å kartlegge bergvegger var såpass nøyaktig. I kvadrant 1-10 var det fire områder som hadde blitt kartlagt som bekkeløfter og ført inn i Kilden. Av disse fant bekkeløftmodellen en av disse fire områdene. I tillegg var det fire andre områder som var kartlagt som generelle livsmiljøer. Av disse lå tre i områder som bekkeløftmodellen hadde kartlagt som bekkeløfter. Dermed fant modellen fire av de åtte kartlagte MiS-livsmiljøene som var registrert på Kilden, og fikk en suksessrate på 50%.

Resultatene fra feltarbeidet viser at modellene har potensiale til å finne bergvegger med en relativt høy deteksjonsgrad, og bekkekløfter med en noe mindre deteksjonsgrad. For bergvegger med en størrelse på over 250 m² hadde modellen en 95% deteksjonsrate. Den største kilden til falske positive var for lav helning på bergveggen. Av de ulike inndatalagene så man at nivå 1 klarte å kartlegge flest bergvegger. Deretter gikk antallet ned, men også andelen avvik. Dette er å forvente, da en høyere piksel tetthet på laserdata gir et mer nøyaktig bilde på bergveggen. En høyere piksel tetthet på inndatalaget for modellen krever også brattere bergvegger for å få utslag.

For bekkekløftmodellene viste det seg at det å kombinere resultatene fra begge modellene, samt fjerne lengdekriteriet for bekkekløftmodell 1 var det som ga best resultater. Da fikk man en deteksjonsrate på 45%. Muligheten for at den potensielle bekkekløften er en falsk positiv er noe høy, og ligger på 26%. Det er verdt å merke seg andelen av falske positive for modell 2, som var på 0%.

4 Diskusjon

Observasjonene i felt viste i stor grad overenstemmelse mellom kartleggingen av modell utført med QGIS og feltundersøkelsene. Utvelgelsen av feltområdet viser også at modellene fungerer i et ganske variert skoglandskap. Mengden falske negative og falske positive var lave, men unntak av den kombinerte bekkekløftmodellen som hadde en relativt høy andel falske positive.

Siden det ble gjort en studie i 2022, med en tilnærmet lik metode for å finne bekkekløfter og bergvegger av Ørka et al. (2022), er det naturlig å sammenligne mine studier med dette studiet. I metoden til Ørka et al. (2022), ble det utarbeidet en relativt lik modell for både bekkekløfter og bergvegger. Den store forskjellen var at dette ble gjort i et annet program (R). Siden forskjellige programmer ble benyttet, kan det ikke garanteres at verktøyene fungerer på akkurat samme måte. QGIS er et avansert program der det ofte er flere verktøy som kan brukes for å løse ulike oppgaver. Dette gjør også at sjansen for at det optimale verktøyet kanskje ikke blir brukt. Noe som kan føre til at dataene blir behandlet på en sub-optimal måte, og kan dermed gi sub-optimale resultater. Feil i de mange parameterinnstillingene kan også forekomme. Dette kan føre til at visse funksjoner og verktøy ikke utføres i det hele tatt, eller utføres feil. Det ble blant annet brukt et annet topografisk posisjonsindeksverktøy, som delte inn landskapet i ulike klassifiseringer enn hva Ørka et al. (2022) hadde. Dette har uten tvil påvirket hvor bekkekløftmodellen har funnet bekkekløfter i landskapet.

Med metoden som er beskrevet i oppgaven har feltarbeidet vist at suksessraten ligger på rundt 80% for bergvegger av alle størrelser. Denne øker til 95% hvis man bare måler de bergveggene som var over 250 m². Det var ikke noen bergvegger over 250 m² som ikke ble funnet av modellen. Det at

suksessraten øker for bergvegger over 250 m² samsvarer med resultatene til Ørka et al. (2022). Det å øke størrelsen på bergveggene kan derfor være en metode for å få ned feilmarginen til modellen på. Større bergvegger er også mer verdifulle som potensielle livsmiljøer da de kan huse flere, og dermed en større variasjon av mose og lavarter. Hvor denne grensen skal settes kan være avhengig av området som skal kartlegges, da dette ikke er noe størrelseskrav som kommer fra landbruksdirektoratet (Landbruksdirektoratet, 2020). Skal man kartlegge i områder der man vet at det finnes store forekomster av bergvegger over en viss størrelse, kan det være smart å øke denne grensen. Er det et område med få forekomster av bergvegger kan man senke den.

For bekkekløftmodellen, var det å kombinere resultatene til de to bekkekløftmodeller med forskjellig nøyaktighet det som ga best resultater. Dette tilsier at du vil finne bekkekløfter med forskjellig bredde. Kombinert fikk bekkekløftmodellen en deteksjonsrate på 45%. Sammenlignet med Ørka et al. (2022). lå dette noe under forventet deteksjonsrate fra modellene. Brukte man bare bekkekløftmodell 2 som ligner mest på modellen brukt i Ørka et al. (2022). får man en deteksjonsrate på bare 19%. Denne modellen hadde ingen andel av falske positive. Dette gjør at den med noe bearbeiding, for å få opp suksessraten kunne vært interessant å bruke alene. Det hadde blant annet vært interessant å bruke den med et TPI verktøy som ligner mer på verktøyet brukt i Ørka et al. (2022).

Den største forskjellen på bekkekløftene som ble detektert av de to modellene, var at bekkekløftene som ble plukket opp av modell 1, vanligvis var bredere og slakere enn bekkekløftene som ble plukket opp av modell 2. Et eksempel som viser forskjellen på de to modellene, er synlig i kvadrant 7. Her har vi en elv med bergvegger på begge sider. Denne potensielle bekkekløften ble kartlagt av begge modellene, bare at området de kartla lå 180 m. fra hverandre. På denne avstanden endret bekkekløften seg fra å gå fra en bred bekkekløft med slake sideskråninger som etter hvert krymper i bredden. Sideskråningene ble også merkbart brattere. Sistnevnte ble funnet av modell 2. Dette forsterker trenden om hvilke typer potensielle bekkekløfter som blir valgt ut av modellene. Ved å slå sammen disse modellene tar man høyde for at bekkekløfter med forskjellig utforming har muligheten til å bli fanget opp. Et annet eksempel på forskjellene mellom de to bekkekløftmodellene er at på kvadrant 1 og 10 fungerte bekkekløftmodell 1 bedre til å detektere bekkekløfter, med sitt grøvre inndatalag. Dette var landskap der bekkefarene var preget av å være noe bredere med slakere sideskråninger. Det vil alltid være en glidende overgang mellom bekkekløfter og andre definerte landformer.

Seks bekkekløfter som ble oppdaget i felt ble ikke funnet av den kombinerte bekkekløftmodellen (tabell 7). Av disse var tre mindre enn 50 m unna andre potensielle bergvegger som var blitt kartlagt. Dette betyr at modellene for å finne de potensielle MiS-livsmiljøene virker noe utfyllende på

hverandre, hvis man bruker begge i samme område. Det betyr at hvis man kombinerer modellene for samme område vil noen av de falske negativene for bekkekløfter lede kartleggeren inn i området som inneholder potensielle bergvegger. Dette var også noe som Ørka et al. (2022). merket seg. Det var bare tre av seks av de falske negativene for bekkekløfter som ble sett på som bortkastet tid, da det ikke var noen andre potensielle MiS-livsmiljøer i en 50 m omkrets. Disse tre lå i to forskjellige områder.

Ved å se på kartlag som viser høydekurver over kvadrantene, var det noen ganger vanskelig å detektere hvorfor noen områder ble valgt ut som bekkekløfter av modellene, mens andre ikke ble det. Ute i felt var det tydelig at små endringer i høyde på ryggen i overkant av sideskråningene ga utslag i modellen. Sideskråningene ble ofte avskjært av små bekker eller små nedsenkninger i terrenget som var mindre synlige på vanlige kartlag.

Det er blant annet ikke noe breddekrav til bekkekløfter, eller vinkelkrav på sideskråningene ned til bekkefarete. For bekkekløfter er det viktigste området for kartleggingen av MiS-figurer det fuktige beltet i nedre del av bekkekløften, da det er i dette fuktige området man har det største potensialet for å huse sjeldne arter (Landbruksdirektoratet, 2021). For kartleggingens del trengs det flere krav. Flere krav til lengde, bredde og helning kan derimot gjøre det enklere å lage nøyaktige modeller, da disse vil kunne bli ilagt flere restriksjoner. Dette vil kunne skape en strengere utvelgingsprosess. Det er heller ikke noe lengdekrav til bergvegger. Kun et høyde- og vinkelkrav (Landbruksdirektoratet, 2021). Et lengde- eller størrelseskrav for bergvegger er forståelig nok ikke noe landbruksdirektoratet har satt opp for øyeblikket. Det å måle bergveggers areal ute i felt er ikke særlig realistisk sett fra en kartleggers synspunkt. En modell som bergveggmodellen brukt i denne oppgaven kan derimot endre på dette. Når det er sagt, ble det ikke gjort noe forsøk under feltarbeidet for å se hvor nøyaktig de størrelsesestimatene gjort av modellen var. Det finnes derimot forskning på at laserdata kan bli brukt til å kartlegge bergvegger med en høy nøyaktighet (McAnuff et al., 2018). Det er verdt å merke seg at kartleggingen til McAnuff ble gjort med en drone, og ble derfor gjort med et noe annet verktøy enn hva som er vanlig for konvensjonell laserdatakartlegging i Norge. Andre land i Skandinavia som Sverige og Finland har en mer kompleks og detaljert måte å kartlegge nøkkelbiotoper på (Timonen et al., 2010). En mer avansert kartlegging vil vanligvis kreve mer tid og ressurser. Likevel, med en større grad av automatiserte verktøy vil det kunne gi muligheten for å redusere tidsbruken. Under felt så det ut som om størrelsesestimatet til modellen var relativt korrekt store deler av tiden. Noen bergvegger hadde derimot synlige avvik i areal. Dette gjaldt spesielt sterkt skråstilte bergvegger som lå dypt i terrenget.

Det ble også observert i felt at ikke alle bekker var med i elvedataene. Dette kan ha noe med elvens vannføring og størrelse å gjøre. Problemer som da kan oppstå er at landskapet kan ha alle de egenskapene for å bli klassifisert som en bekkekløft, men siden modellen er avhengig av å ha elvedata

som samsvarer med området, vil disse områdene bli oversett. Ett av de seks bekkekløftene som ikke ble funnet av modellene, var ikke en del av det landsdekkende elvenettet som ble brukt i oppgaven (NVE, 2020). Dette er feilkilder man kan unngå hvis det finnes mer nøyaktige elvedatasett for området. For områder der man ikke har tilgang til et nøyaktig elvedatasett, er det mulig å lage egne i for eksempel Qgis, som baserer seg på terrengdataene. Dette gjør det mulig å bruke bekkekløftmodellene i områder med dårlige eller ikkeeksisterende elvedatasett. En av de seks bekkekløftene lå også i en annen landformkategori enn elver, som modellen var satt til å bruke. Denne lå i landformkategorien *midslope drainages*, og ble derfor ikke tatt med videre av modellen (figur 2). Det ble forsøkt å inkludere flere TPI verdier i modellen, men dette førte til en større grad av falske positiver som ga reduksjon i suksessraten.

Data fra kartløsningen Kilden fungerte som et sammenligningsgrunnlag for bekkekløftdataene fra modellen. I de 10 kvadrantene var det åtte potensielle bekkekløfter som var kartlagt som MiS-livsmiljøer og spesifikt som bekkekløfter. Modellen fant fire av disse, og hadde dermed en suksessrate på 50% for de registrerte bekkekløftene i Kilden. Dette samsvarer godt med suksessraten til den kombinerte bekkekløftmodellen for kvadrantene, som var på 45%.

Under feltvalideringen ble det tydelig at et MiS-kartleggingskurs før felt ville ha vært å foretrekke. Begrenset tid til rådighet førte til at det ble gjort forenklinger av kartleggingen av bergvegger. Dette var grunnen til at det ikke ble gjort en fullstendig kartlegging av alle de potensielle bergveggene i alle kvadrantene. Til tross for dette ble det gjort en innsats for å sikre nøyaktige data for videre analyse. En fullstendig kartlegging hadde gitt et sterkere grunnlag for å kvalitetssikre modellen. Når det er sagt, var april måned en ideell tid å drive i felt. Det er fortsatt ingen blader på lauvtrær og kratt, og den aller meste av snøen var smeltet bort. På grunn av noe vage begrepsavklaringene av livsmiljøer, var det å bedømme et potensielt MiS-livsmiljø vanskeligere enn først antatt. Dette må derfor ses i lys av resultatene, spesielt bekkekløftdataene, da disse var noen ganger vanskelige å bedømme i landskapet med de definisjonene som er satt, og med min begrensede erfaring.

På bakgrunn av tidsmessige hensyn, ble størrelsen på datasettene altså mindre enn først planlagt. Siden datasettet som ble anvendt i dette studiet også viste seg å være relativt lite, vil det være hensiktsmessig å få flere observasjoner for å få opp antallet registrerte MiS-livsmiljøer, men også å se hvordan disse modellene fungerer i landskap med større variasjon i terreng enn det man finner i Follo regionen. Det ble ikke utført noe fordeling av landskapet innenfor disse kvadrantene på hverken arealressurser eller hogstklasse. Dette var ikke noe stort problem under dette feltarbeidet, men avhengig av størrelse på området og plassering kan det være en idé å for eksempel bruke et

arealressurskart for å avgrense skogarealet innenfor området det skal kartlegges. Man kan også avgrense skogarealet ytterligere, ved å velge ut skog som er i en viss hogstklasse.

Denne oppgaven, og andre kilder viser at laserdata er egnet til å gi informasjon om hva som er på bakkenivå for å kunne skape terrengmodeller (Hyyppä et al., 2000). Som beskrevet over er laserdatasettet som er blitt brukt i denne oppgaven av høy kvalitet. Vi har lenge visst at laserdata egner seg svært godt til skoginventering (Næsset, 2004). Det er i nyere tid at man har sett mulighetene til å drive kartlegging av mindre tredimensjonale strukturer i et skoglandskap ved bruk av laserdata, slik som noen utvalgte MiS-livsmiljøer (Hill et al., 2013). Blant annet kan død ved fanges opp ved laserskanninger. Død ved går under 2 av 12 MiS-livsmiljøer, som liggende og stående død ved (Landbruksdirektoratet, 2020). Forsøk viser ved å bruke laserskanning med grov pikselstørrelse får man ganske nøyaktige resultater for å finne liggende død ved. For å finne stående død ved med en liten sjans for feilkilder måtte man øke laserdataens pikselstørrelse. Siden suksessraten for å finne stående og død ved var noe lav (51% for stående, 78% for liggende), er også dette et potensielt verktøy som kanskje egner seg best som et hjelpemiddel til den ordinære kartleggingen (Pesonen et al., 2008). Det å kunne lage kartlag der man med høy sannsynlighet vil finne flere av livsmiljøene det letes etter under MiS kartleggingen vil uten tvil være tidsbesparende. Laserdata i skogsammenheng har også flere andre muligheter, som å se forskjell på naturskog og plantet skog, kartlegging av enkeltarter og bakkevegetasjon. (Müller & Vierling, 2014; Sverdrup-Thygeson et al., 2016; Øie, 2020). Med dagens laserdatateknologi er alt dette mulig, og gjøres i skoger over hele verden (Nelson, 2013). Med stadig raskere teknologisk utvikling kan man forvente nøyaktigere kartlegging gjort ved hjelp av laserdata i fremtiden.

Som man ser, er det en ganske stor variasjon i deteksjonsgrad for begge modellene. Modellen for bergvegger hadde en mye høyere suksessrate, både for bergvegger av alle størrelser, og de over 250 m². Til forskjell fra denne modellen, var bekkekløftmodellenes deteksjonsrate lavere. Begge modellene hadde en lav andel falske positive, noe som for et kartleggingsperspektiv vil si at risikoen for å bli direkte lurt av modellen er lav (Tabell 1 og 3). Kombinert gir modellene en god oversikt over antallet potensielle livsmiljøer som finnes i området, samt plasseringen av de som blir kartlagt. Dette vil kunne gi en mulighet til å være mer tidseffektiv når det kommer til planlegging før og under kartleggingsarbeidet. Videre vil det være interessant å se hvordan dette kan brukes til å kartlegge den tredje geologiske landformen som knyttes til livsmiljøer i skog. Raviner er en landform som har egenskaper som gjør de relativt like bekkekløfter rent geologisk (Tømborg, 2006). Med noen modifikasjoner til modellen for bekkekløfter kan det være mulig å bruke denne til å kartlegge raviner i et skoglandskap.

5 Konklusjon

Laserdatateknologi har kommet en lang vei fra sin spede begynnelse (Vauhkonen et al., 2014). Dette gjør det mulig å kartlegge på et helt annet nivå enn før. Ny teknologi for å håndtere store datasett har også kommet utrolig langt, med bedre harddisker og prosesseringsverktøy. Dette gjør at potensialet for storskala kartlegging aldri har vært større.

Det sammenfaller bra med at behovet for storskala kartlegging over våre skoger heller aldri har vært større. Vi har avvirket mye de siste årene. Vi beveger oss inn i en fremtid der habitater som mye av dyre- og plantelivet vårt er avhengig av, er i ferd med å forsvinne. Bedre verktøy vil kunne gi grunnlag for at beslutningstakere får mer og god informasjon knyttet til langsiktig forvaltning av skogressursene.

Formålet med denne masteroppgaven er å undersøke muligheten for å lage en tids- og kostnadseffektiv metode for storskala grovkartlegging av to utvalgte livsmiljø knyttet til geologiske landformer. Det har vist seg at det er mulig å gjøre dette ved hjelp av verktøyene brukt i denne oppgaven, da resultatene viser at denne metoden har et potensiale til å finne bergvegger med en relativt høy deteksjonsgrad, og bekkekløfter med en noe mindre grad. For bergvegger med en størrelse på over 250 m² hadde modellen en høy grad av deteksjonsrate. Deteksjonsraten for å finne bekkekløfter var noe lavere.

Basert på resultatene kan en konkludere med at utdata fra modellene vil være et godt verktøy for å bidra til å finne bergvegger og bekkekløfter som kan klassifiseres som potensielle MiS-livsmiljøer. Kartlagene produsert av modellene kan brukes som forhåndsinformasjon, der en får lokalitet og nøkkelinformasjon over områdene.

6 Litteraturliste

- Akay, A. E., Oğuz, H., Karas, I. R. & Aruga, K. (2009). Using LiDAR technology in forestry activities. *Environmental Monitoring and Assessment*, 151 (1): 117-125. doi: 10.1007/s10661-008-0254-1.
- Bryhni, I. (2023). Raet. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/Raet> (lest 18.04.2023).
- Fagernæs-Håker, A., Nord, B. A., Holø, R. M. & Rommetveit, A. (2023, 22. april). Kampen for de unike skogene. Nrk. Tilgjengelig fra: <https://www.nrk.no/klima/xl/varslet-om-oversette-miljoverdier-i-skog-nrk-dro-for-a-sjekke-1.16146542#intro-authors--expand> (lest 22.04.2023).
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H. H. (2007). Complementary Hotspot Inventory – A method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand level. *Biological Conservation*, 137 (4): 549-557. doi: 10.1016/j.biocon.2007.03.007.
- Gaarder, G., Larsem., B. H. & Melby, M. W. (2007). *Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper*. Miljøfaglig utredning rapport. Tilgjengelig fra: <https://www.borchbio.no/mfurapporter/mu2007-15-ressursbehov-naturtypekartlegging.pdf> (lest 05.02.2023).
- Hill, R. A. & Thomson, A. G. (2005). Mapping woodland species composition and structure using airborne spectral and LiDAR data. *International Journal of Remote Sensing*, 26 (17): 3763-3779. doi: 10.1080/01431160500114706.
- Hill, R. A., Hinsley, S. A. & Broughton, R. K. (2013). Assessing Habitats and Organism-Habitat Relationships by Airborne Laser Scanning. *Forestry Applications of Airborne Laser Scanning*, 27: 335-356. doi: 10.1007/978-94-017-8663-8_17.
- Hyypä, J., Pyysalo, U., Hyypä, H. & Samberg, A. (2000). Elevation accuracy of laser scanning-derived digital terrain and target models in forest environment. *Proceedings of EARSeL-SIG-Workshop LIDAR* 139-147.
- Johansen, E. N., Holø, R. M., Nord, B. A. & Rommetveit, A. (2023, 2. februar). Skogbruket bryter egne miljøregner - beholder det grønne sertifikatet. Nrk. Tilgjengelig fra: <https://www.nrk.no/klima/skogbruket-bryter-egne-miljoregler--beholder-det-gronne-pefc-sertifikatet-1.16266721> (lest 21.04.2023).
- Kaldal, I. (2023). *Skogens menn*. 1. utg. Oslo: Aschehoug.
- Kartverket. (2020). *Arealstatistikk for Norge, 09. Mars 2020*. Tilgjengelig fra: <https://web.archive.org/web/20200511091128/https://www.kartverket.no/Kunnskap/Fakta-om-Norge/Arealstatistikk/Arealstatistikk-Norge/> (lest 05.05.2023).
- Landbruksdirektoratet. (2020). *MiS hefte 2 - Livsmiljøer i skog*. Skogbruksplanlegging med miljøregistreringer – prosess og metode: Landbruksdirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/skogbruk/skogbruksplanlegging-med-miljoregistreringer--prosess-og-metode/metode-og-instruks-for-miljoregistreringer> (lest 10.02.23).
- Landbruksdirektoratet. (2021). *Veileder for kartlegging av MiS-livsmiljøer etter NiN*. Tilgjengelig fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/forvaltning/alle-veivisere-for-skogbruk/skogbruksplanlegging/veileder-for-kartlegging-av-mis-livsmiljoer-etter-nin/bergvegger-leirraviner-og-bekkefloetter> (lest 17.04.23).
- Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Harding, D. J., Parker, G. G., Acker, S. A. & Gower, S. T. (2002). Lidar remote sensing of above-ground biomass in three biomes. *Global Ecology and Biogeography*, 11 (5): 393-399. doi: 10.1046/j.1466-822x.2002.00303.x.
- Lindhjelm, H. & Magnussen, K. (2012). *Verdier av økosystemtjenester i skog i Norge*. NINA rapport 894. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2643062> (lest 13.05.2023).
- Lopac, N., Jurdana, I., Brnelić, A. & Krljan, T. (2022). Application of Laser Systems for Detection and Ranging in the Modern Road Transportation and Maritime Sector. *Sensors*, 22 (16): 5946. doi: 10.3390/s22165946.

- Maltamo, M., Næsset, E. & Vaukonen, J. (2014). *Forestry Applications of Airborne Laser Scanning*. 1 utg. Managing Forest Ecosystems: Springer Dordrecht.
- McAnuff, C., Samson, C., Melanson, D., Polowick, C. & Bethell, E. (2018). Structural mapping of rock walls imaged with a LiDAR mounted on an unmanned aircraft system. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 7 (1): 21-38. doi: 10.1139/juvs-2018-0015.
- Michelsen, O. (2008). Assessment of land use impact on biodiversity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (1): 22-31. doi: 10.1065/lca2007.04.316.
- Müller, J. & Vierling, K. (2014). *Assessing Biodiversity by Airborne Laser Scanning*. Forestry Applications of Airborne Laser Scanning: Concepts and Case Studies, b. 27: Springer Dordrecht.
- Nelson, R. (2013). How did we get here? An early history of forestry lidar1. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 39 (1): 6-17. doi: 10.5589/m13-011.
- Nibio. (2021). *KILDEN - se kart fra NIBIO*. Tilgjengelig fra: https://www.nibio.no/tjenester/kilden/_/attachment/inline/bc60e949-9470-41e8-bcff-ec7e73330342:b2d5f467a673fd1d820544b03b09291306895530/20210820_Kilden_faktaark_Nibio.pdf (lest 07.05.2023).
- Nilsen, J.-E. Ø. (2020). *Kartlegging av natur. Bruk av NiN og MiS for å ivareta miljøverdier i skog*. Tilgjengelig fra: <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-innlandet/06-miljo-og-klima/naturforvaltning/bruk-av-nin-og-mis-for-a-ivareta-miljoeverdier-i-skog.pdf> (lest 14.05.2023).
- Nord, B. A., Holø, R. M., Fagernæs-Håker, A., Fossåskaret, R. H., Fagerbakke, C. & Rommetveit, A. (2022, 28. november). Anmeldelsene som forsvant i skogen. *Nrk*. Tilgjengelig fra: <https://www.nrk.no/klima/xl/etterforsker-i-politiet-og-naturvernforbundet-mener-loven-for-norsk-skog-ikke-beskytter-viktig-natur-1.16103401#intro-authors--expand> (lest 21.03.2023).
- Nord, B. A. (2023, 29. januar). Alt er ikke i sin grønneste orden. *Nrk*. Tilgjengelig fra: <https://www.nrk.no/klima/xl/varslet-om-oversette-miljoeverdier-i-skog-nrk-dro-for-a-sjekke-1.16146542> (lest 29.02.2023).
- NVE. (2020). *Elvenettverk / ELVIS*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/kart/kartdata/vassdragsdata/elvenettverk-elvis/> (lest 12.03.2023).
- 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. doi: 10.1080/02827580310019257.
- 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. doi: 10.1080/02827580701672147.
- Pesonen, A., Maltamo, M., Eerikäinen, K. & Packalèn, P. (2008). Airborne laser scanning-based prediction of coarse woody debris volumes in a conservation area. *Forest Ecology and Management*, 255 (8-9): 3288-3296. doi: 10.1016/j.foreco.2008.02.017.
- Pohjanmies, T., Triviño, M., Le Tortorec, E., Mazziotta, A., Snäll, T. & Mönkkönen, M. (2017). Impacts of forestry on boreal forests: An ecosystem services perspective. *Ambio*, 46 (7): 743-755. doi: 10.1007/s13280-017-0919-5.
- Singh, K. K., Chen, G., McCarter, J. B. & Meentemeyer, R. K. (2015). Effects of LiDAR point density and landscape context on estimates of urban forest biomass. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 101: 310-322. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2014.12.021.
- Statistisk sentralbyrå. (2022a). *Arealbruk og arealressurser, 25. juli 2022*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/areal/statistikk/arealbruk-og-arealressurser> (lest 18.04.2023).
- Statistisk sentralbyrå. (2022b). *Landsskogtakseringen, 30. august 2022*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/skogbruk/statistikk/landsskogtakseringen> (lest 06.05.2023).

- Sverdrup-Thygeson, A. (2002). Key Habitats in the Norwegian Production Forest: A Case Study. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17 (2): 166-178. doi: 10.1080/028275802753626818.
- Sverdrup-Thygeson, A., Ørka, H. O., Gobakken, T. & Næsset, E. (2016). Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests? *Forest Ecology and Management*, 369: 116-125. doi: 10.1016/j.foreco.2016.03.035.
- Terratech. (2021). *Viken 5pkt 2021*. Laserskanning Rapport Oslo: Terratech.
- Thorsnæs, G. & Askheim, S. (2021). Follo. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Follo> (lest 09.02.2023).
- Timonen, J., Siitonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J. S., Stokland, J. N., Sverdrup-Thygeson, A. & Mönkkönen, M. (2010). Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25 (4): 309-324. doi: 10.1080/02827581.2010.497160.
- Tømborg, D. (2006). *Geologi og landformer*. 1. utg. Oslo: Tun forlag AS.
- Vauhkonen, J., Maltamo, M., McRoberts, R. E. & Næsset, E. (red.). (2014). *Introduction to Forestry Applications of Airborne Laser Scanning*. Forestry Applications of Airborne Laser Scanning: Concepts and Case Studies. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Weiss, A. D. (2001). Topographic position and landform analysis. *The Nature Conservancy*.
- Øie, I. (2020). *En undersøkelse av LiDAR sin egnethet for å kartlegge bakkevegetasjon*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://static02.nmbu.no/mina/studier/moppgaver/2020-Oie.pdf> (lest 10.04.2023).
- Ørka, H. O., Jutras-Perreault, M. C., Candelas Bielza, J. & Gobakken, T. (2022). Delineation of Geomorphological Woodland Key Habitats Using Airborne Laser Scanning. *Remote Sensing*, 14: 1184. doi: 10.3390/rs14051184.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway