



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Effekter av tynningshogst på reinlav i furuskog

En vurdering av påvirkninger fra skogdrift på skogbunn i Pasvik

2024



Runar Kjær, David Kniha, Andrea Gjestvang, Marianne Liplass, Svein Wara, Victoria Gonzalez, Paul Eric Aspholm, Cornelya F.C. Klutsch, Snorre B. Hagen
[Divisjon for miljø og naturressurser, Økosystemer i Barentsregionen]

Forord

Denne rapporten er resultatet av FoU-prosjektet «Reindrift og skogbruk – hvilke konsekvenser har tynning på reinbeite?», gjennomført i samarbeid mellom Finnmark Treforum og NIBIO Svanhovd, med finansiering fra Finnmark fylkeskommune og Finnmarkseiendommen. Prosjektet tar sikte på å øke kunnskapen om effekten av tynningsdrift i furuskog på reinlav, en viktig næringskilde for reinen om vinteren.

Bakgrunnen for prosjektet er bekymringen for hvordan ulike skogbrukstiltak kan påvirke beiteområdene for rein, spesielt med tanke på lavens rolle som en kritisk vinterressurs. I takt med klimaendringer og økende skogbrukspress er det behov for forskningsbaserte løsninger som kan balansere skogbrukets og reindriftenes interesser.

Denne undersøkelsen har fokusert på å kartlegge forekomsten av reinlav og kvistavfall i områder der det har vært utført tynning, samt på ulike tidspunkter etter tynning. Målet har vært å skape et kunnskapsgrunnlag som kan bidra til mer bærekraftig skogbrukspraksis i reinbeiteområder. Vi håper at resultatene våre vil være nyttige for både beslutningstakere, skogforvaltere, og reindriftsutøvere.

Vi vil rette en stor takk til alle involverte i prosjektet, spesielt forskere, feltarbeidere og samarbeidspartnere, som har gjort denne studien mulig. Deres innsats har vært avgjørende for å sikre god datainnsamling og analyse.

Svanhovd, 14.10.24

Runar Kjær

Innhold

1 Innledning.....	6
2 Metoder.....	8
2.1.1 Studiemråde	8
2.1.2 Linjetransektanalyse / Valg av transekt og plassering av målestasjoner	12
2.1.3 Målinger og observasjoner i felt.....	12
2.1.4 Bearbeiding av materialet.....	14
2.1.5 Dataanalyse	15
3 Resultater	16
4 Diskusjon.....	19
5 Konklusjon	21

1 Innledning

Tamrein (*Rangifer tarandus* L.) har en sirkumpolar utbredelse, og reindrift har lange tradisjoner i nordområdene, der reinen ofte beiter fritt hele året og følger sitt naturlige, sesongmessige beitemønster. I mange områder står reinen overfor de samme utfordringene som ville beitedyr, inkludert rovdyr, strenge vintre, sykdommer, forstyrrelser fra menneskelig aktivitet og variasjon i beitetilgang (Stoessel m.fl. 2022). I Norge er reindrift en viktig del av samisk kultur og økonomi (Pape & Löffler 2012, Pekkarinen m.fl. 2022). Villrein og reindrift er med på å forme vegetasjonstypene og påvirker det biologiske mangfoldet siden istiden. Reindriftenes bærekraft er nært knyttet til kvaliteten og tilgjengeligheten av beiteområder, spesielt lavdekket som utgjør en kritisk del av reinens vinterbeite (Heggeberget m.fl. 2002, Jonsson Cabrajic m.fl. 2010, Kumpula 2001). Lav, hovedsakelig fra lavfamilien Cladoniaceae, er kjent for sin evne til å overleve i ekstreme klimaforhold og gir næring til reinen i vintermånedene når andre beiteressurser er knappe (Akujarvi m.fl. 2014, Kumpula 2001). Spesielt arten reinlav (*Cladonia rangiferina*) er en viktig matkilde for tamrein. At reinen kan grave frem denne laven fra under snøen, er avgjørende for å opprettholde energinivået og overleve gjennom vinteren (Akujarvi 2014, Heggberget m.fl. 2002). Lav bidrar også til å holde jordsmonnet stabilt og redusere erosjon.

Skogbruk er en annen viktig næring i Norge, og bærekraftig skogforvaltning er nødvendig for å sikre at skogen kan produsere trevirke samtidig som biologisk mangfold ivaretas. Konflikter mellom reindrift og skogbruk oppstår som oftest på grunn av overlappende bruk av skogområder, som gir konkurranse om ressursene. I forhold til reindriftenes vinterbeiter kan både intensiv beiting, mangel på beiterotasjon og skogdrift, redusere biomassen av lav (dekning og høyde), noe som påvirker reinens tilgang til mat, spesielt om vinteren. Tømmerhogst og markberedning har også betydelige kort- og langsiktige effekter på bunnvegetasjonen, som kan virke inn på mengden av lav (Heggberget m.fl. 2002, Turunen m.fl. 2020).

Tynningshogst (tynning) innebærer å fjerne trær for å fremme veksten av de gjenværende. Denne metoden forbedrer skogproduktiviteten, men påvirker også skogbunnen og lavdekket, som er viktig for reindriftenes vinterbeite. Effektene av tynningshogst varierer med faktorer som hogstintensitet, tid siden hogst, og lokale forhold. Moderat tynningshogst kan stimulere til økt lavdekke gjennom å øke lysinnslipp til skogbunnen, noe som fremmer lavvekst ved å redusere konkurransen fra skyggeelskende planter (Berg m.fl. 2008). Samtidig kan dette under andre forhold føre til økt konkurranse fra gress og busker som drar nytte av mer lys. Karplanter kan også endre mikroklimaet ved å øke fuktigheten, noe som kan være ugunstig for laven (Borge & Ellis 2024).

Kraftig tynningshogst gir økt mekanisk forstyrrelse og hogstavfall. Maskiner og menneskelig aktivitet kan skade skogbunn og eksisterende lavdekke, noe som gjør det mer sårbart for erosjon og andre miljøpåvirkninger (Labelle m.fl. 2022). For eksempel kan jordkomprimering og økt avrenning etter hogst føre til tap av lavdekke i bratte områder. Endringer i mikroklimaet, som økt vind og temperaturvariasjoner, kan også påvirke lavens evne til å overleve og vokse (Aartsma m.fl. 2021). Kvisthauger og hogstavfall kan dekke laven, hindre lyset i å nå ned til bakken, og skade jordsmonnet. Det er derfor viktig å redusere opphopning av kvisthauger og sørge for at hogstavfall brytes ned uten å skade lavforekomstene (Heggeberget m.fl. 2002) eller hindre reinens tilgjengelighet til lav. Det er altså nødvendig å balansere tynningsintensiteten for å oppnå ønskede skogbruks- og bevaringsmål. Overvåking av vegetasjonsendringer etter tynning og kontroll av konkurrerende arter kan også bidra til å bevare lavens økologiske rolle.

Pasvikdalen i Øst-Finnmark er et område hvor både skogdrift og reindrift har lange tradisjoner. Dalen er kjent for sin rike furuskog, med ca 35.000 hektar produktiv skog (Statsforvalteren i Troms og Finnmark 2021), og årlig hugges ca 7000 kubikkmeter som tynningshogst; 90 % av dette går til flisfyring, og de resterende 10 % som sagtømmer til lokale sagbruk (Fefo, 2024). Skogdriften i Pasvik

har historisk sett vært en viktig næring, og tynningshogst er en vanlig praksis for å fremme skogens tilstand og produktivitet. For hvert tre som tas ut i tynninga, blir det liggende en kvisthaug, noe som kan påvirke lavdekke som er viktig for reindriften. Reindriften i Pasvikdalen er betydelig, og området brukes som vinterbeite for tamrein. Dette krever en nøye planlegging for balansering av interesser, og det er viktig med gjensidig dialog mellom skogbrukere og reindriftsutøvere for å sikre at begge næringene kan sameksistere på en bærekraftig måte. Eksempelvis kan tynning utføres på en måte som bevarer skygge og fuktighet, samt utarbeidelse av retningslinjer for håndtering av kvisthauger og hogstavfall. Det er også viktig å overvåke effekten av skogdrift på lavforekomster regelmessig og tilpasse tiltak deretter, spesielt fordi klimaet er i endring.

Denne rapporten undersøker hvordan tynningshogst påvirker lavforekomstene i furuskogområder i Pasvikdalen, som er høst- og vinterbeiteområder for den lokale reindriften. Forskningsspørsmålene omfatter konsekvenser for lavdekket i tynnede områder, endringer over tid, fordelingen av kvisthauger, og nedbrytningshastigheten av disse. Data fra både tynnede og ikke tynnede områder vil brukes for å forstå effekten av skogtynning på reinlav og skoglandskapet i Pasvikdalen. Ved å analysere forskjeller i lavforekomst i ulike områder som har vært tynnet enten nylig eller på ulike tidspunkter tilbake i tid, håper vi å kunne framskaffe kunnskap om hvordan tynning påvirker lavforekomst og gi et første bilde på hvor raskt lav reetableres etter tynning.

Gjennom denne forskningen ønsker vi å belyse samspillet mellom skogbruk og reindrift, og hvordan disse næringene kan sameksistere bærekraftig for både miljøet og lokalsamfunnene. Dette inkluderer å identifisere beste praksis for tynningshogst som minimerer negative effekter på lavdekket, samtidig som skoghelse og produktivitet opprettholdes. Dette er avgjørende for å utvikle strategier som kan opprettholde balansen mellom skogbruk og reindrift i Pasvik, og sikre en bærekraftig fremtid for begge næringer i dette verdifulle og sårbare naturområdet.

2 Metoder

2.1.1 Studieområde

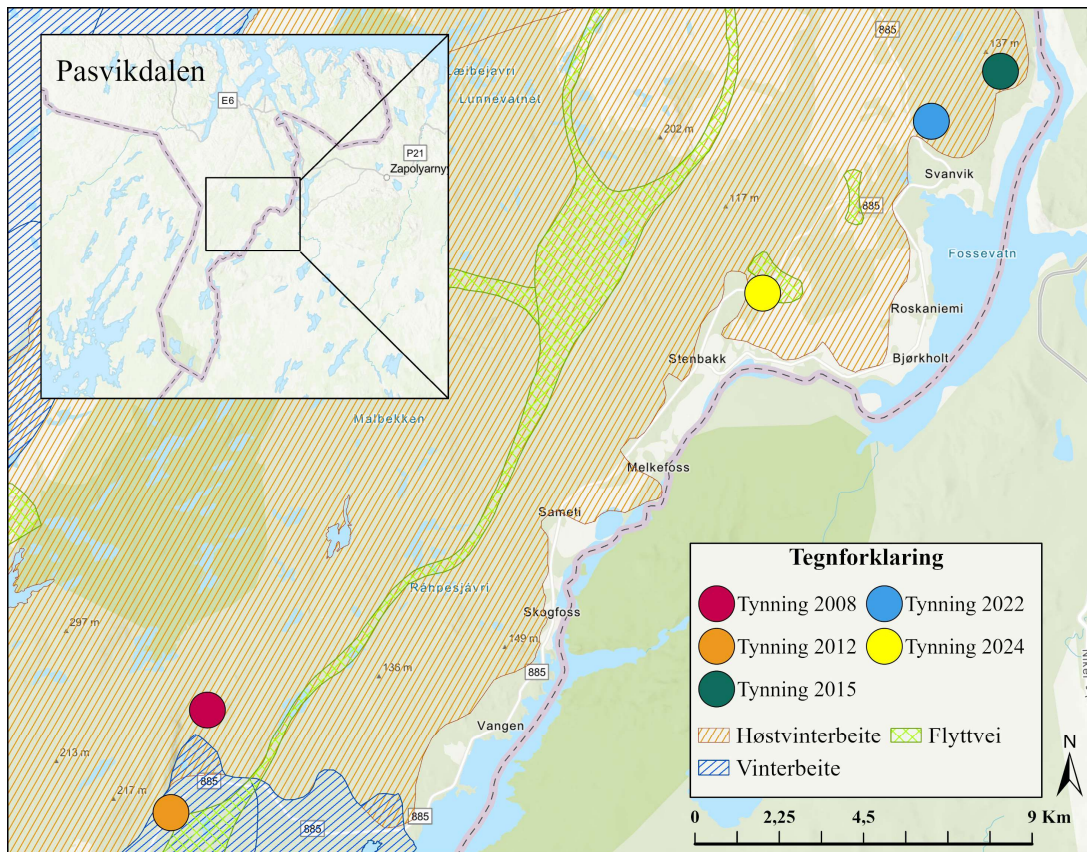
Pasvikkdalen i Sør-Varanger kommune, Finnmark fylke, er unik både geografisk og klimamessig. Dalen grenser til Russland i øst og Finland i vest, og følger Pasvikelva nordover til kysten. Sammenlignet med kystområdene i Finnmark, har Pasvikkdalen et mer kontinentalt klima, med årlig nedbør på under 400 mm. Store temperatursvingninger preger området, med sommertemperaturer opp mot 25–30 °C, og vintre med temperaturer ned under -40 °C.

Pasvikkdalen har en spesiell blanding av nordlig boreal barskog (en del av taigaen), myr og alpin sone, og er et av de nordligste områdene i Norge med sammenhengende furuskog. Skogdriften i dalen utføres av Pasvik Biovarme AS på oppdrag fra FeFo, som tildeler hogstområdene. Tynningshogsten i Pasvik gjennomføres etter *Norsk PEFC Skogstandard*, som angir retningslinjer og krav for bærekraftig skogsdrift. Denne undersøkelsen har tatt for seg områder hvor det er gjennomført stikkveisgående tynningshogst. Metoden innebærer at både hogstmaskin og lastbærer kjører langs hogstfeltet på en transportvei med stikkveier inn i tynningsfeltet. Disse stikkveiene er plassert med omtrent 20 meter mellomrom. Trærne felles og dras inn i stikkveien hvor de kvistes foran hogstmaskinen. Kvisten blir liggende i kjøretretraseen for å minimere kvistdunger i terrenget, begrense påvirkning på marken, samt knuse og komprimere kvisten for å fremskynde nedbrytning.

Pasvik Biovarme og NIBIO Svanhovd gjennomførte en befarings i ulike hogstområder for å få innsikt i skogdrift og skogsområdene. I noen områder har entreprenøren av ulike årsaker avveket fra standard prosedyrer og latt kvist eller toppkroner fra trær ligge igjen i terrenget utenfor stikkveiene. Dette kan ha vært gjort på oppdrag fra FeFo eller andre skoginteressenter, som for eksempel frøbanken, eller av ukjente årsaker. For å sikre at undersøkelsen omfattet områder hvor tynningshogst var gjennomført i samsvar med gjeldende standard, ble enkelte områder derfor ekskludert fra undersøkelsen.

Etter at FeFo ble etablert og overtok ansvaret for skogforvaltningen, har detaljer om skogdriften blitt digitalisert og informasjon om hogstfeltene detaljrikt. Dette betyr at vi bare har sikre data om hogstaktivitetene i Pasvikkdalen fra 2008 og fram til i dag. Mye av informasjonen er lagret i kartlag, som vedlikeholdes av Allskog, og kan hentes ut og bearbeides med ulike kartprogrammer. I denne undersøkelsen er det geografiske informasjonssystemet ArcGIS pro (ESRI, 2023) brukt.

For å studere effektene av tynningshogst på lavforekomst har vi gjennomført et «rom for tid»-studie. Vi har samlet data fra områder hvor tynningshogst er gjennomført på ulike tidspunkter. Ved hjelp av kartinformasjon valgte vi områder som til sammen utgjør en tidsgradient fra 0 til 16 år siden hogst. De fem utvalgte lokalitetene ligger i den nordøstlige delen av Pasvikkdalen (Figur 1), som utgjør vinterbeite (lokalitet 2012) og høstvinterbeite (lokalitet 2008, 2015, 2022, 2024) for rein. Beskaffenheten varierer mellom lokalitetene, karakterisert av ulik berggrunn, jordsmonn og grunnvannsnivå. En oversikt over vegetasjonstypen til de fem lokalitetene er oppgitt i tabell 1. Denne undersøkelsen studerer effektene av tynningshogst på forekomst av lav i hele hogstområdet med tanke på mulige fremtidige endringer i driftsformer og klima/økologi, og ressursutnyttelse av større områder.



Figur 1: Studieområdet i nord-øst lige deler av Pasvikdalen, med fem lokaliteter hvor tynningsaktivitet foregikk i årene 2008, 2012, 2015, 2022 og 2024. Skraverte områder viser beiteområder for rein.






Studielokalitetene i denne undersøkelsen har varierende bonitet og dekker ulike mikrohabitater som påvirker lavforekomsten. I øvre deler av Pasvikdalen er store deler av terrenget tørt og næringsfattig, med barskog og sandbunn som drenerer godt. Disse forholdene er bedre egnet for lavvekst sammenlignet med noen av lokalitetene lengre nord, som omfatter de senere års hogst. Det er nyttig å inkludere områder med høyere bonitet fordi det gir en mer representativ vurdering av reinlavens vekstforhold i ulike miljøer. Områder med høyere bonitet har ofte annen jordkvalitet og dreneringsforhold, som kan påvirke lavens vekst annerledes. Å inkludere disse områdene i studien, gir derfor en bedre forståelse av hvordan tynningshogst påvirker reinlav under forskjellige økologiske betingelser. Dette er avgjørende for å kunne generalisere resultatene til et bredere spekter av skogtyper og bonitetsforhold og identifisere spesifikke utfordringer og tilpasninger som er nødvendige for å opprettholde lavforekomsten i ulike typer skogøkosystemer. I tillegg har reindriftsutøvere alltid understreket behovet for å ha tilgang til ulike beitetyper, som kan være av avgjørende betydning avhengig av de rådende forhold. Definisjonen av den nødvendige kvaliteten på reinbeite avhenger derfor av mange faktorer, inkludert biologiske, geografiske og klimatiske variabler (Roturier & Roué 2009).

Vi har i dette studiet ikke hatt mulighet til å kartlegge beitetrykket fra rein eller andre beitedyr, noe som gir usikkerhet ved sammenligning av områdene. Vi har heller ikke gjennomført datainnsamling før og etter tynningshogst for å dokumentere endringer i reinlavens dekningsgrad og vekst. Studieområdet vårt i Pasvik brukes primært som høstvinter- og vinterbeite, og senhøstes vil det være ansamling av rein i sørlige deler av dalen i forbindelse med samling og merking. For å vurdere effekten av tynningshogst på reinlav i et system med ukjent beitepress fra rein og uten data på forskjeller i

lavproduksjon før og etter tynning, er det nødvendig å bruke et studiedesign som kan skille effektene av tynning fra effektene av ulike andre påvirkningsfaktorer.

I dette studiet har vi løst dette ved å inkludere både kontrollområder uten tynningshogst og områder der tynningshogst er utført. Dette gir en referanse for å isolere effekten av tynningshogst fra andre variabler. I tillegg inkluderer studiedesignet områder som er tynnet på ulike tidspunkter tilbake i tid, som kan sammenlignes med hverandre og med kontrollområder for å få en mer nyansert forståelse av tynningshogstens effekter. Til sist inkluderer studiedesignet kjøretraséer der mye av kvisten blir spredt utover og knust og komprimert for å fremskynde nedbrytning. Ved å sammenligne data fra kjøretraséer med områder for tynning og kontrollområder uten tynning, kan vi få en bedre forståelse av hvordan hogstavfall fra tynningshogst og mekanisk påvirkning fra skogsmaskiner påvirker reinlavens vekst og utbredelse. I tillegg opparbeides kunnskap om hvorvidt knusing av kvistavfall, som skjer i hulsporene, reduserer de negative effektene som kvistavfall har på forekomst og vekst av lav. Man må uansett være forsiktig med å sammenligne resultatene for lavforekomst og volum mellom områdene, fordi variasjoner i miljøforhold og beitepress kan påvirke resultatene og komplisere tolkningen av data, som kan gi mindre pålitelige konklusjoner. I praksis er det i denne studien særlig det å skille effekten av tid (år siden tynning) og områder (med ulik bonitet og varierende miljøforhold) som man må tolke forsiktig, ettersom det er kun ett studieområde per år siden tynning.

Tabell 1: Vegetasjonstype og beskrivelse av de fem tynningsområdene i Pasvikdalen

Årsklasse	Sted	Beskrivelse	
2008	Øvre Elgryggen	Tørr lavfuruskog med åpen og kortvokst tresetting. Bunnsjiktet er dominert av lav og mose, med enkelte tuer av lyngplanter.	
2012	Nedre Elgryggen	Tørr lavfuruskog med åpen og kortvokst tresetting. Bunnsjiktet er dominert av lav og mose med spredte områder dominert av tyttebærlyng.	
2015	Bjørnsund-høgda	Bærlyngskog med jevn spredt furu, med noe innslag av gran og bjørk i undersjiktet. Bunnvegetasjon dominert av tyttebærlyng og finnmarkspors, samt mose og noe smyle i lysåpninger.	
2022	Svanvik	Blåbærfuruskog, med furu som hovedtreslag, og noe tettere tresjikt av gran, bjørk og rogn i undersjiktet. Bunnvegetasjon dominert av blåbærlyng, finnmarkspors, samt mose og skrubbær.	
2024	Øverli	Blåbærfuruskog med furu som hovedtreslag, og noe tettere tresjikt av gran, bjørk og rogn i undersjiktet. Bunnvegetasjon dominert av blåbærlyng, finnmarkspors, samt mose og skrubbær.	

2.1.2 Linjetransektanalyse / Valg av transekt og plassering av målestasjoner

På hver lokalitet ble det gjennomført linjetransekter innen tre kategorier; tynning, hjulspor og kontroll (**Figur 2**). Hjulspor/kjøretraséer ble inkludert som en kategori for å studere utviklingen av kvistdunger over tid.. Påvirkningen fra skogsmaskiner i kjøretraséene vil variere avhengig av underlaget. I tørre områder med hardt underlag av sand og morenemasse vil påvirkningen være annerledes enn i våtere og frodigere områder med jord, mold og leire.

Det ble gjennomført tre linjetransekter for hver kategori, til sammen ni transekter per lokalitet. Hvert transekt var 300m langt, med 30 stasjoner per transekt, slik at hver stasjon lå med 10m mellomrom. På hver stasjon ble det lagt ned en ramme av tre 0,5m x 0,5m, inndelt i 16 ruter. Vegetasjon ble registrert for hver rute for å skaffe representative verdier for vegetasjonsdekke.

Kontrolltransektene ble gjennomført utenfor tynningsområdet, for å sammenligne med urørt skog i tilsvarende område. Tynningstransektene ble plassert tilfeldig i teigområdet i kartprogram på forhånd. Hjulsporstransekt ble tråkket opp i identifiserte kjøretraséer etter hogstmaskinene i de enkelte lokalitetene.

For hjulsporstransektene ble det gjennomført parvise observasjoner per stasjon, der midten av hjulsporet ble parett med enten høyre eller venstre hjulspor, tilfeldig utvalgt på forhånd.



Figur 2: Tre kategorier av transekt ble gjennomført, her vist eksempelvis med tynnet skog (t.v), hjulspor i lokalisert kjøretrasé (m.) og kontrollområde (t.h.).

2.1.3 Målinger og observasjoner i felt

Linjetransektanalysen ble gjennomført juni, juli og august, 2024. Startpunkt og retning for de forhåndsbestemte skogstransektene ble omtrentlig lokalisert ved bruk av *ArcGIS Field Maps* GPS-lokasjon. Hjulspor- og kontrolltransektene ble tilfeldig valgt ute i felt, etter identifikasjon av forholdsvis hjulspor eller utynnet skog. Grunnet manglende data om skogsarbeid og hogstområder før 2008 kunne kontrolltransekter tidvis være vanskelig å velge ut på forhånd; enkelte forhåndsbestemte kontrollområder hadde tydelige spor etter hogst, og måtte erstattes.

Et målebånd på 10m ble brukt for å måle avstand mellom stasjonene, og flyttet i rett linje fra stasjon 1 til 30. I hjulsporstransektene ble målebåndet flyttet i følge med hjulsporets retning. Hjulspor-observasjoner ble i tillegg markert med M (midt) eller H/V (høyre/venstre) for å skille de parvise observasjonene. GPS-lokasjon ble markert med GARMIN GPS, og det ble tatt bilde av hver rute for eventuelle videre analyser.



Figur 3: (t.v) 10m målebånd blir lagt ut for å sette avstanden mellom målestasjonene. (t.h.) Feltrute er lagt ned ved enden av 10m målebånd, slik at posisjonen til ruta blir tilfeldig plassert.

Dekningsgraden til lav, mose, lyng, kvist og barnål ble anslått visuelt som en prosentandel. Kun dekningsgrad av de relevante reinlav-sortene (*Cladonia spp.*) ble beregnet i dekningsgraden, og eventuelt andre lav-arter ble karakterisert som annet materiale. Barnål som fremdeles satt fast på en grein ble karakterisert som kvist.

Målinger av tykkelsen på lavmatten ble gjennomført med en tommestokk, som ble lett trykt ned mot humuslaget for å forsøke å ekskludere humustykkelsen. Mose, kvist og eventuelt annet strø ble også forsøkt skjøvet til side for å ikke inkluderes i målingen. Variasjoner ved måling er uansett vanskelig å unngå ved måling av lavhøyde, og krever derfor mange målinger per lokasjon. Her ble det gjort opp til 16 høydemålinger, én måling per rute innad i feltrammen. Der det ikke var lav til stede i delruta, ble ingen høydemåling gjennomført. Volum ble regnet ut med å gange lavhøyde og dekke og brukt som proxy for biomasse. Flere studier viser til at lavvolumet kan brukes som indikator på lavbiomasse (Colpaert & Kumpula 2012, Tømmervik m.fl. 2012).



Figur 4: (t.v) Høyden på lavmatten innad i feltruten måles. (t.h.) Dekningsgrad av lav, mose, kvist, lyng og barnål i feltruten blir beregnet.

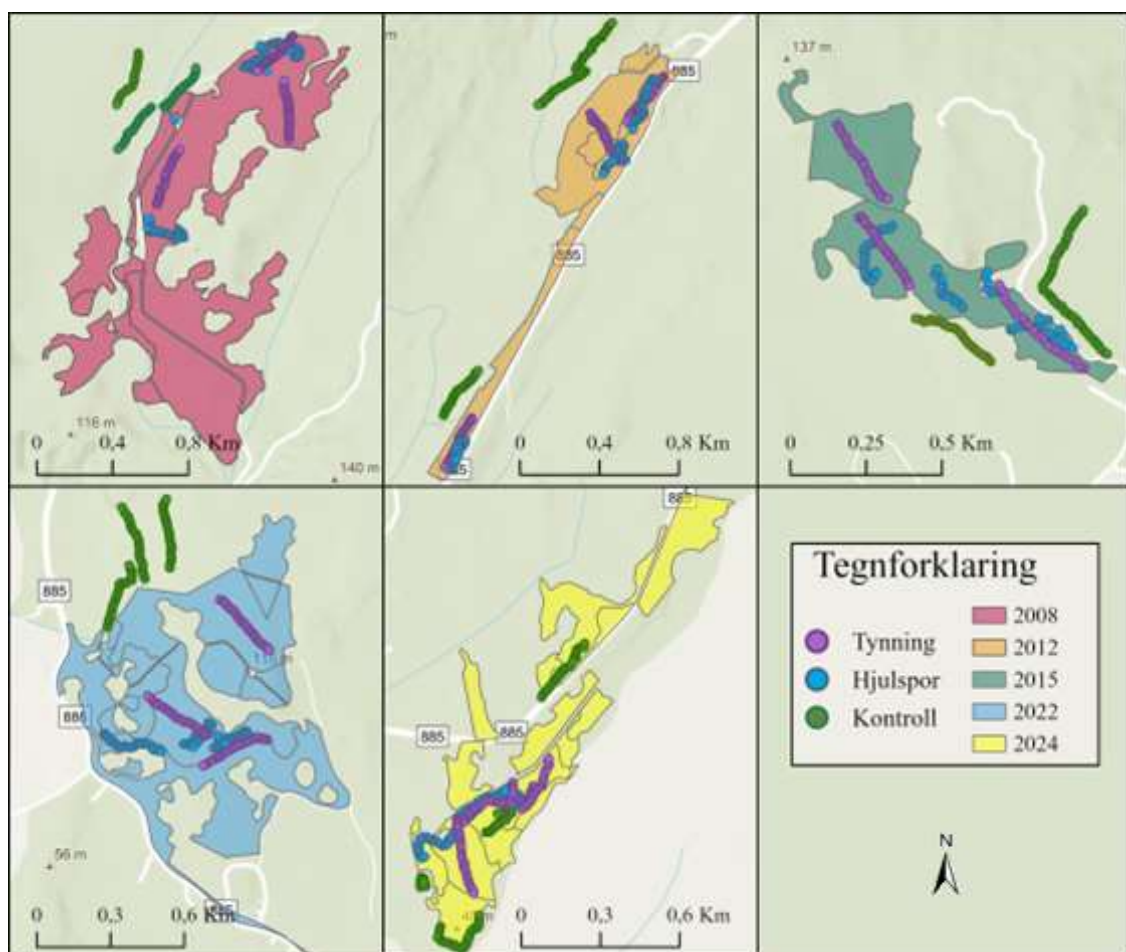
Areal påvirket av hogstmaskin og hogstavfall

Hogstmaskin er utstyrt med GPS-sporing som registrerer kjøretøyets bevegelsesmønster. Vi ønsket å bruke disse data for å beregne arealpåvirkning av kjøretøy og hogstavfall. Disse data er i skrivende stund ikke tilgjengelig, og vi baserer oss på en utregning med bakgrunn i kjøretøyets dimensjoner og bevegelsesmønster bakgrunn i metodebeskrivelse for stikkveisgående tynningshogst.

For et areal på 1 hektar ($100 \text{ m} \times 100 \text{ m} = 10\,000 \text{ m}^2$), med kjøretrase langs området, stikkveier for hver 20 meter og 2 meter kantsoner, ender vi med et estimat på 1830 m^2 – rundes av til ca 20%. Dette basert på kjøretraseens bredde på ca 4 meter, og med antakelse om at kvist samles innenfor denne bredden.

2.1.4 Bearbeiding av materialet

GPS-lokasjonene til transektene ble overført og behandlet i kartverktøy *ArcGIS pro* (ESRI, 2023). Transektene ble deretter visualisert basert på type transekt (tynning, hjulspor, kontroll) over det registrerte tynningsområdet **Figur 5**.



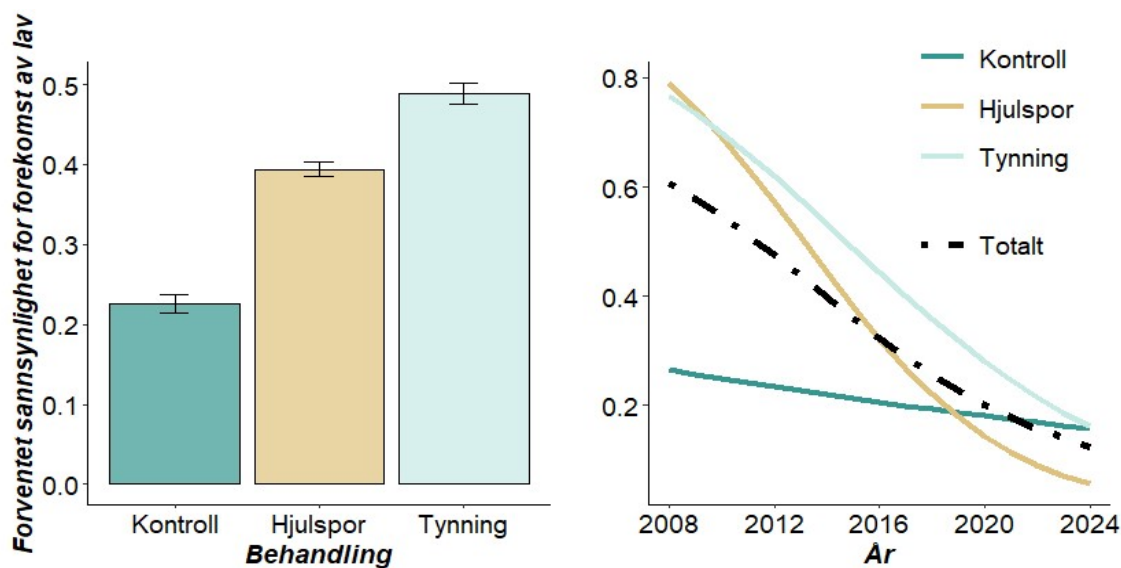
Figur 5: I de fem studielokalitetene ble det undersøkt ni transekter av tre kategorier; tynning, hjulspor og kontroll. Fordeling av transektene i studieområdene er her visualisert med GPS-lokasjoner for alle målestasjoner. Studielokalitetene kan grense til andre hogstfelt, som ikke er inkludert i denne studien.

2.1.5 Dataanalyse

Dataanalysen ble utført i R Studio (R Core Team, 2024) versjon 2024.09.0 Build 375. I analysen ble følgende pakker benyttet: ggplot2, effects, psych og lme4. Rådata ble visualisert ved hjelp av ggplot2. Dataene ble analysert ved hjelp av lineære blandede modeller (pakke lme4) for å vurdere effekten av ulike faktorer på lavdekning, samt binomial logistisk regresjon for å undersøke forholdet mellom tilstedeværelse av lav/kvist og 3 forskjellige behandlinger (tynning, hjulspor og kontroll). Flere modeller ble visualisert med pakke «effects» for en lettere tolkning av data.

3 Resultater

For å undersøke effekten av tynningshogst på lavdekket har vi benyttet logistisk regresjon. Vi analyserte antallet målepunkter med tilstedeværelse av lav kontra fravær av lav på transektnivå, med fokus på ulike behandlingstyper (kontroll, tynning og hjulspor), samt tid siden hogst (angitt i år). Resultatene fra logistisk regresjon viste en signifikant økning i lavdekket både i hjulspor (estimat: 0,80, s.e.: 0,039, $p < 0,001$) og i tynningsfelt (estimat: 1,19, s.e.: 0,044, $p < 0,001$) sammenlignet med kontrollområdene. Samtidig observerte vi en større reduksjon i lavdekket jo kortere tid det var siden hogst (estimat: -0,19, s.e.: 0,003, $p < 0,001$). Effekten av behandlingstype og tid siden hogst var ikke uavhengige av hverandre, og interaksjonsanalysen viste en tydelig variasjon mellom tid siden hogst og endringer i lavdekket mellom behandlinger ($p < 0,001$). Mens kontrollområdene hadde liten endring i lavdekket over tid, var det en markant endring i lavdekket i både hjulspor og tynningsfeltene, med en tydelig reduksjon i lavforekomstene etter hogst og gjenvekst over tid (~10 år). Oppsummeringen av dataene vi brukte til analysene vises i tabell 2 under. Tabellen inneholder prosentvis andel av observasjoner av lav, altså i hvor mange ruter lav ble registrert. Totalt registrerte vi lav i 34,5 % (9927) av totalt 28 800 punkter. Fordelt på behandlingstyper var det registrert lav i 17 % av målingene i kontrollgruppen, 37,8 % i hjulsporgruppen og 45 % i tynningsgruppen (kontroll $n=1243$, hjulspor $n=5444$, tynning $n=3240$).

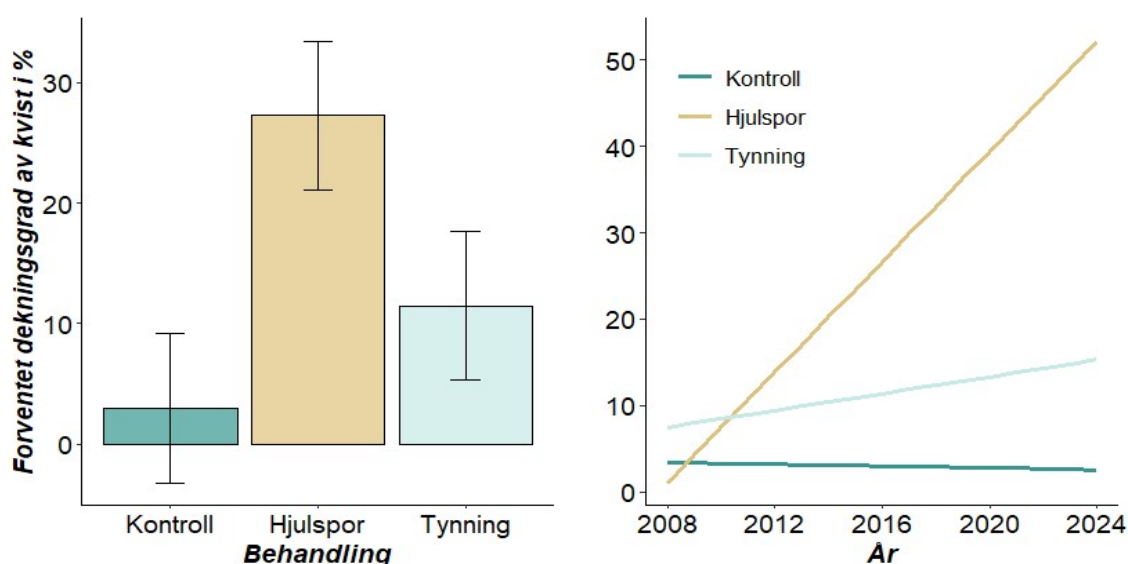


Figur 6: Figurene viser forventet sannsynlighet for å observere lav i en målerute innenfor hver av kategoriene kontroll, hjulspor og tynning (venstre), og hvordan denne sannsynligheten endrer seg over tid (høyre).

Tabell 2 Prosentvis andel med observasjon av lav i analyseramme for transekter innen hver behandling (kontroll, hjulspor, tynning), for hver lokalitet (hogstår). Totalt 28 800 målepunkter.

Hogstår	Kontroll	Hjulspor	Tynning	Gjennomsnitt
2008	2,2 %	74 %	75 %	56,7 %
2012	34,1 %	80 %	88,4 %	71 %
2015	17,2 %	13,8 %	14,7 %	14,9 %
2022	23,6 %	16,2 %	26,9 %	20,7 %
2024	9 %	4 %	19,7 %	0,9 %
Gjennomsnitt	17 %	37,8 %	45 %	32,8 %

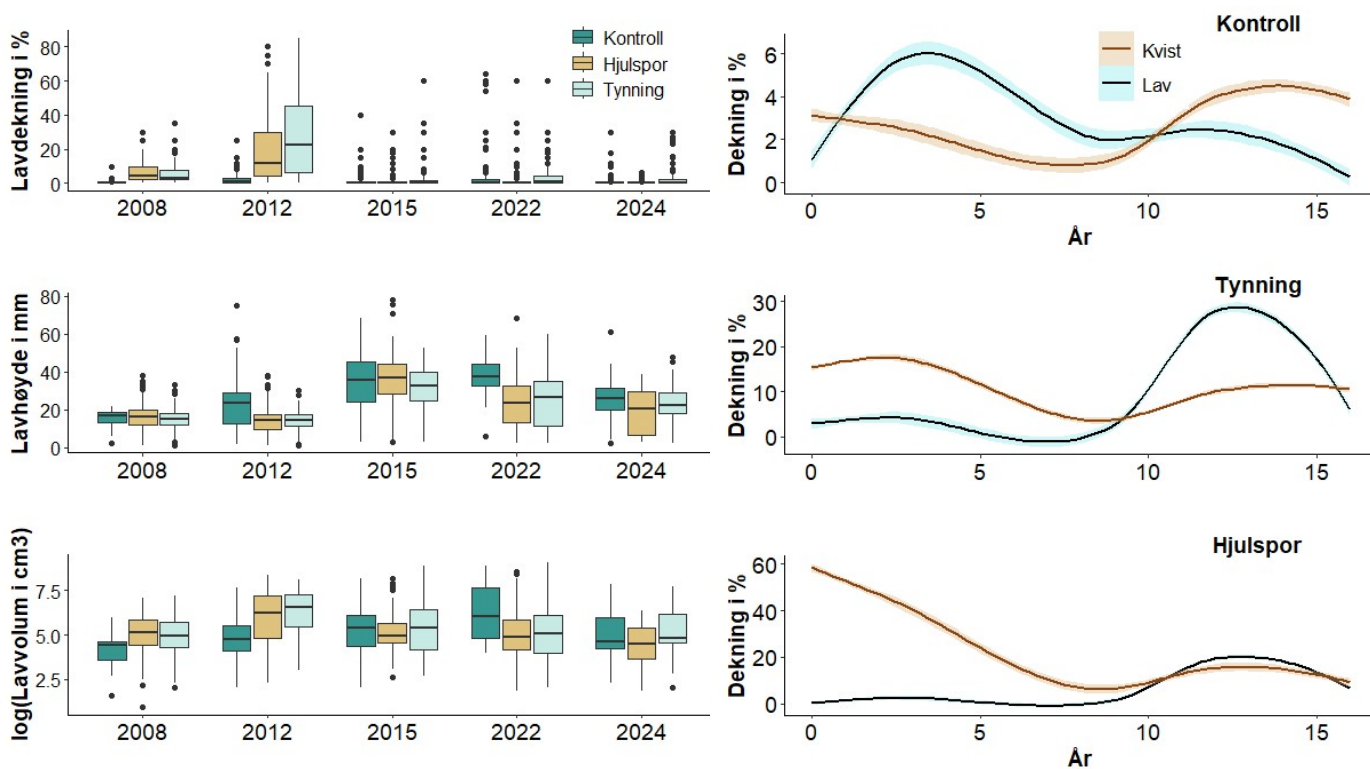
Deretter undersøkte vi kvistdekket, ettersom dette kan ha en effekt på lavforekomst. For å undersøke effekten av tynningshogst på kvistdekket benyttet vi lineær regresjon der vi analyserte gjennomsnittlig dekningsgrad av kvist på transektnivå, med fokus på ulike behandlingstyper (kontroll, tynning og hjulspor), samt tid siden hogst (angitt i år). Resultatene viste en signifikant økning i kvistdekket i hjulspor (estimat: 24,3, s.e.: 7,6, $p < 0,01$) sammenliknet med både kontrollområdene og tynningsfeltene. Til sammenlikning var det ingen signifikant forskjell i kvistdekket mellom tynningsfeltene og kontrollområdene (estimat: 8,5, s.e.: 7,6, $p = 0,28$) Samtidig observerte vi en svak tendens til generell nedgang i kvistdekket med økende tid siden hogst (estimat: -1,21, s.e.: 0,51, $p = 0,038$). Effekten av behandlingstype og tid siden hogst var imidlertid ikke uavhengige av hverandre, og det var en tydelig interaksjon mellom tid siden hogst og kvistdekket i behandlingene ($p < 0,01$). Mens kontrollområdene og tynningsområdene hadde relativt lite kvist og relativt lav variasjon i kvistdekket over tid, var kvistdekket i hjulsporet betydelig høyere og viste en tydelig nedgang over tid etter hogst.



Figur 7: Figurene viser forventet dekningsgrad av kvist innenfor hver av kategoriene kontroll, hjulspor og tynning (venstre), og hvordan denne endrer seg over tid (høyre).

Til slutt gjorde vi oss noen betraktninger basert på tolkning av grafiske framstillinger av rådata. I kontrollområdene var lavdekningen generelt lavere, med mange målinger på null og noen få høye verdier som trakk gjennomsnittet opp. I tynningsområdene var lav- og kvistdekningen generelt høyere enn i kontrollområdene, men variasjonen var stor. De fleste målingene var relativt lave, men det fantes utliggere som ga høyere gjennomsnitt. I hjulsporene var lavdekningen ofte lavere, med mange målinger på null, mens kvistdekningen var betydelig høyere og avtok over tid. Selv om det var enkelte utliggere og variasjon, var fordelingen mer balansert enn i de andre områdene. Disse funnene viser betydelig variasjon i lav- og kvistdekning mellom områdene og behandlingene. Selv om effektene ikke er veldig store, er det tegn til en viss samvariasjon mellom kvistdekke og lavdekke. Det ser ut til å være mindre lav der det er mye kvist, og omvendt. Samvariasjonen kan imidlertid endre seg over tid, avhengig av graden av nedbrytning av kvisten, som vist i de statistiske analysene lenger opp. Der er det klart at også hjulsporene ender opp med mer lav enn kontrollområdene etter at det har gått noen år. I tillegg var dekningsgraden av lav merkbart høyere i områdene som ble tynnet i 2008 og spesielt i 2012, sammenliknet med de som ble tynnet i 2015, 2022 og 2024.

Det er også interessant å merke seg at lavhøyden varierte med forekomst: der lavforekomsten var mindre, var laven høyere, noe som reduserte volumforskjellene mellom områdene. Effekten av tynningshogst viser betydelige endringer på dekningsgrad av lav over tid, men dekningsgraden i området er liten sammenliknet med spesielt gode vinterbeiteområder (Berg m.fl. 2010, Gaare & Tømmervik 1999, Turunen m.fl. 2020)



Figur 8 Dekningsgrad i prosent, høyde i millimeter (mm) og volum (log-transformert) av lav for hver studielokalitet og transekt-type (til venstre). Trender i dekningsgrad (%) av kvist og lav over år (til høyre).

4 Diskusjon

Reindrift og skogbruk er viktige næringer i Pasvikdalen både økonomisk og for å sikre bosetning. Det er derfor nødvendig å finne driftsformer som støtter begge parter. Reindriftsutøvere anerkjenner at moderat tynningshogst kan ha en positiv effekt på lavforekomsten, men de påpeker at hogstavfall og terrengskader fra skogbruksaktivitet ofte gjør mer skade enn nytte. Dette er spesielt problematisk i vinterbeiteområder, hvor lav er en kritisk ressurs og arealet er begrenset. Hogstavfall og kvist som blir liggende igjen i terrenget, dekker lav og fører til forråtnelse, noe som reindriften ser på som en utfordring.

Det er stor variasjon i hvordan skogbunnen blir påvirket etter hogst, og dermed ulik tidshorisont og utvikling etter inngrep. I denne studien ble det observert at tynningshogst kan ha en positiv effekt under visse forhold på lavforekomsten i beiteområdene som er undersøkt, men det tar lang tid – rundt 12 år - før den positive effekten av tynning blir merkbar. Dette passer med at lavvekst er en langsom prosess, sterk påvirket av miljøforhold som lystilgang, luftfuktighet og at vekstfasen har et temperaturkrav på mellom 0 - 10°C (Jonsson Cabrajic, 2009). Ved tynning kan mindre skogtetthet gi både økt lysinnslipp og mer vindpåvirkning, som kan redusere temperaturen ved skogbunnen i de varmeste sommermånedene og bidra til å spre lavsporer og redusere konkurransen fra andre planter som ikke tåler slike forstyrrelser like godt. Dette kan bedre vekstvilkårene for lav (Berg m.fl. 2008, Kollstrøm 1987, Turunen m.fl. 2020). Det har vært drevet skogsarbeid i Pasvikdalen siden 1800-tallet, og vi har sikre data for hogst først etter 2008. Denne usikkerheten påvirker i hovedsak kontrollområdene, som sannsynligvis har vært hogd på et tidspunkt, men vi vet ikke når eller hvilken praksis som er fulgt. I kontrollområdene registrerte vi stabilt liten dekningsgrad av lav. Dette kan trolig forklares med tett skog og skyggelegging som hindrer laven i å få tilstrekkelig lys, samt konkurranse med andre planter.

En annen observasjon fra studien var at hjulsporene, som ofte pakkes med kvist og opplever høy mekanisk påvirkning, også viser en økning i lavforekomsten over tid. Selv om dette kan tyde på at mekanisk påvirkning av terrenget i områder med konkurrerende arter kan skape mikrohabitater hvor lav etablerer seg, kan det også være at kvistlaget har begrenset rein tilgangen til lav og den har derfor økt i dekning. Hjulsporene utgjør største delen av arealet i et område som vi overordnet kan kalle en kjøretrasee i hogstfeltene. Disse områdene vil ha større avstand til omkringliggende trær for å gi plass til hogstmaskin og lastbærer, enn det vi finner i selve hogstfeltet; altså større lysinnslipp og annen ytre påvirkning som vind og nedbør.

Umiddelbart etter hogst vil en del av arealet i hogstfeltet være påvirket av hogstavfall og skader i terrenget, som reduserer området beitepotensial. Dette vil kunne føre til en forskyvning av beitepresset til nærliggende områder som ikke er påvirket av hogst. Dette kan ha negative konsekvenser for vegetasjonen i disse områdene, inkludert lav, som kan bli overbeitet av rein eller andre beitedyr. Ringvirkninger av dette vil være viktig å ta med i betraktninger for de langsiktige effektene av tynning, som ikke blir belyst i denne forskningen.

Effekten av reinbeiting og hogst på lav (dekningsgrad, høyde og biomasse) har vært gjenstand for flere studier (Akujarvi m.fl. 2014, Berg m.fl. 2010, Kollstrøm 1987, Kuipani & Nieminen 1986, Turunen m.fl. 2020). Resultatene viser at tynning kan forbedre beiteområdene med økt tilvekst av lav, samt lette forflytning i skog for både rein og reineier. Imidlertid kan hogstavfall også gi utfordringer med forflytningen. Tre-lav (*Bryoria spp* og *Alectoria spp*), som vil være viktig ved høyt snødekke (Helle og Saastamoinen, 1979), kan reduseres ved bortfall av gamle trær i tillegg til å bli utsatt for økt vindpåvirkning (Horstkotte m.fl. 2011).

Forslag for å redusere påvirkning på skogbunnen er å drifte mer hogst på snødekke, samt å fjerne hogstavfall fra lav-rike områder. Hogstavfallet vurderes ikke som tilført næring i positiv forstand, men som en begrensende faktor for lav; begrense lystilgang, lokal økning i bonitet og dermed bedre

livsvilkår for konkurrerende planter, eks moser (Turunen m.fl. 2020). Disse erfaringene bør tas i betraktning ved vurdering/planlegging av hogst i særlig lav-rike områder.

Våre data fra Pasvik viser at kvistdunger som etterlates i kjøretraséer etter 8-10 år vil brytes ned til samme nivå som kvist i kontrollområder. Kvistdunger som ligger uforstyrret utenfor kjøretraséene påvirker derimot skogbunnen mer og over lengre tid. En studie av tømmerhogst i Pasvik fra 1987 beregnet nedbrytningstid for hogstavfall til ca 25 år, da med metoder hvor man ikke gjorde videre håndtering av hogstavfall (Kollstrøm 1987). Med dagens metoder blir kvist samlet i kjøretraseen foran hogstmaskinen, komprimert og knust, noe som fremskynder nedbrytningsprosessen. Metoden virker effektiv for behandling av hogstavfall, med mindre det fjernes. Denne observasjonen understreker viktigheten av å håndtere hogstavfall på en måte som minimerer langvarig påvirkning på skogbunnen. I kontrast vil kvistdunger som blir liggende upåvirket i terrenget skape fuktige mikroklimaer som fremmer veksten av konkurrerende planter og moser, eller hindrer rein å nå frem til laven. Kvistdungen vil også hindre lys og luft fra å nå skogbunnen, noe som kan hemme veksten av reinlav og andre lysavhengige arter (Aartsma m.fl. 2021, Berg m.fl. 2008, Borge & Ellis 2024, Turunen m.fl. 2020).

Dekningsgraden av kvist i seg selv beskriver ikke et dødt område hvor vi kun finner kvist.

Feltobservasjoner viser at en del kvist fortsatt er til stede ti år etter hogst, men denne er ofte overgrodd av lyng, moser og lav. Dette indikerer at kvisten ikke hindrer vekst av andre planter permanent, men gradvis blir en del av det naturlige økosystemet. Påvirkningsgraden av kvistdunger varierer avhengig av tettheten, fra svært kompakte dunger til spredte kvister. Over tid blir disse overgrodd, noe som tyder på at planter utnytter næringsstoffene fra hogstavfallet. Dette er positivt, da det viser at kvisten bidrar til næringscyklusen i skogen. Kompakte kvistdunger gir to kritiske utfordringer: de blokkerer lys og det dannes høy temperatur mot bakken i forbindelse med bakteriell nedbrytning – opp mot 60°C (Bergan 1974, referert i Kollstrøm 1987, s.92). Dette kan utslette lav, som vil trenge tid og spredning fra nærliggende områder for å reetablere seg. Samlet viser dette at håndtering av kvist etter hogst er viktig for å minimere langvarig påvirkning på skogbunnen. Ved å samle kvisten i kjøretraséene, hvor den blir komprimert og knust av skogsmaskiner, kan nedbrytningsprosessen fremskyndes og påvirkningen på skogbunnen reduseres.

Resultatene i denne studien indikerer at det tar 10 år før kvistdunger blir gjenstand for ny vekst.

Forskning på lav beskriver at det vil ta ca 10-15 år fra reetablering av lav til en fullvoksen matte med 5 cm tykkelse (McCullin & Rapai 2020). Det er så langt ikke funnet studier som har klart å følge en slik utvikling, men flere har gjort anslag for tidsperspektiv for fullstendig reetablering av lav etter hogst – rundt 25 år (Berg m.fl. 2008, Kollstrøm 1987, Kivinen m.fl. 2010, Kumpula 2001). Disse resultatene er estimater, og det er mange variabler i miljø, klima og biologiske faktorer som vil påvirke denne tidslinjen.

Våre data forsøker å dekke en tidsgradient på 16 år, som regnes for kort tid i forbindelse med utvikling av skogbunn. Det vi med sikkerhet kan svare for er utvikling av-, og påvirkning fra hogstavfall; Kvistdunger/hogstavfall beslaglegger omtrent 20% av hogstarealet, og vil påvirke skogbunnen i 10 år. Reetablering og gjenvekst av lav trolig ytterligere 10-15 år.

5 Konklusjon

Denne studien har undersøkt sammenhengen mellom tynningshogst og forekomst av reinlav i beiteområder i Pasvikdalen, hvor skogdrift og reindrift sameksisterer. Resultatene tyder på at tynningshogst kan øke lavforekomsten sammenlignet med kontrollområder som ikke har vart tynnet i nyere tid, men denne økningen blir først signifikant flere år etter tynning. Det ble også observert betydelig variasjon i lavforekomsten både mellom og innen de ulike lokalitetene, noe som sannsynligvis skyldes lokale miljøforhold vi ikke har kontrollert for, samt den korte tidsrammen for studien i et skogbunnsøkologisk perspektiv. Effekten av beiting ble ikke undersøkt, men resultatene viser videre at effektiv håndtering av hogstavfall er avgjørende for å minimere negativ påvirkning på skogbunnen. Spesielt er samling og komprimering av kvist i kjøretreaser viktig for å fremskynde nedbrytningsprosessen og redusere langvarig påvirkning på lavforekomsten. Vår studiedesign vil ikke kunne svare for det som faktisk skjer i et spesifikt område før- og etter hogst. Fremtidige studier bør derfor inkludere datainnsamling både før og etter tynningshogst, og overvåke effektene over tid. Dette vil gi bedre forståelse av hvordan tynningshogst påvirker lavforekomsten, skoghelse og beitepraksis. Videre bør ekskludering av reinbeiting i visse områder vurderes for å kunne estimere de separate effektene av tynningshogst og beiting mer nøyaktig. Det er viktig å fortsette med videre studier for å sikre at begge næringene kan sameksistere på en bærekraftig måte

Litteraturreferanse

- Aartsma, P., Asplund, J., Odland, A., Reinhardt, S. & Renssen, H. 2021. Microclimatic comparison of lichen heaths and shrubs: shrubification generates atmospheric heating but subsurface cooling during the growing season. *Biogeosciences*, 18: 1577-1599.
- Akujarvi, A., Hallikainen, V., Hyppönen, M., Mattila, E., Mikkola, K., & Rautio, P. 2014. Effects on reindeer grazing and forestry on ground lichens in Finnish Lapland. *Silva Fennica*, 48 (3): 1-18.
- Berg, A., Östlund, L., Moen, J. & Olofsson, J. 2008. A century of logging and forestry in a reindeer herding area in northern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 256(5): 1009-1020.
- Borge, M. & Ellis, C. J. 2024. Interactions of moisture and light drive lichen growth and the response to climate change scenarios: experimental evidence for *Lobaria pulmonaria*. *Annals of Botany*, 134(1): 43-58.
- Colpaert, A., Kumpula, J. & Nieminen, M. 2003. Reindeer pasture biomass assessment using satellite remote sensing. *Arctic* 56(2): 147–58.
- Gaare, E. & Tømmervik, H. 1999.
- ESRI, I. 2023. Arcgis pro 3.1.0, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Esseen, P. A. 1994. Effects of forest management on lichen and moss communities. *Biological Conservation*, 69(3): 195-208.
- Fefo. 2024, 24. september. Skog og ved. Finnmarkseiendommen. <https://www.fefo.no/naring/skog-og-ved/>.
- Helle, T. & Saastamoinen, O. 1979. The winter use of food resources of semi domestic reindeer in northern Finland. *Communications: Finnish Forest Research Institute*, 95.
- Heggberget, T. M., Gaare, E. & Ball, J. P. 2002. Reindeer (*Rangifer tarandus*) and climate change: Importance of winter forage. *Rangifer*, 22(1):13-31.
- Horstkotte, T., Moen, J., Lämås, T. & Helle, T. 2011. The Legacy of Logging—Estimating Arboreal Lichen Occurrence in a Boreal Multiple-Use Landscape on a Two Century Scale. *PLoS ONE* 6(12): 1-11.
- Jonsson Cabrajic, A. V. 2009. Modeling lichen performance in relationship to climate: scaling from thalli to landscapes. Doktorgradsavhandling, Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten
- Jonsson Cabrajic, A. V., Moen, J. & Palmqvist, K. 2010. Predicting growth on mat-forming lichens on a landscape scale – comparing models with different complexities. *Ecography*, 33(5): 949-960.
- Kollstrøm, R. E. S. 1987. Reindrif – Skogbruk i Pasvik: Tilpasning til felles arealbruk. Hovedfagoppgave, 122s. Institutt for naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole, Ås.
- Kumpula, J. 2001. Winter grazing of reindeer in woodland lichen pasture: Effect of lichen availability on the condition of reindeer. *Small Ruminant Research*, 39(2): 121-130.
- Kivinen, S., Moen, J., Berg, A. & Eriksson, Å. 2010. Effects of modern forest management on winter grazing resources of reindeer in Sweden. *AMBIO*, 39:267-278.
- Labelle, E. R., Hansson, L., Högbom, L., Jourgholami, M. & Laschi, A. 2022. Strategies to mitigate the effects of soil physical disturbances caused by forest machinery: a comprehensive review. *Current Forestry Reports*, 8: 20-37.
- McCullin R. T. & Rapai, S., B. 2020. A review of reindeer lichen (*Cladonia* subgenus *Cladina*) linear growth rates. *Rangifer*, 40(1): 15-26.
-

Pape, R. & Löffler, J. 2012. Climate change, land use conflicts, predation and ecological degradation as challenges for reindeer husbandry in northern Europe: What do we really know after half a century of research? *AMBIO*, 41:421-434.

Pekkarinen, A. J., Kumpula, J., Holand, Ø., Åhman, B., & Tahvonen, O. 2022. Bioeconomics of reindeer husbandry in Fennoscandia. I *Reindeer Husbandry and Global Environmental Change* (pp. 211-231). Routledge.

R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.

Roturier, S. & Roué, M. 2009. Of forest, snow and lichen: Sámi reindeer herders' knowledge of winter pastures in northern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 258(9): 1960-1967.

Stoessel, M., Moen, J. & Lindborg, R. 2022. Mapping cumulative pressures on the grazing lands of northern Fennoscandia. *Sci Rep* **12**, 16044.

Tømmervik, H., Bjerke, J. W., Gaare, Eldar., Johansen, B., Thannheiser, D. 2012. Rapid recovery of recently overexploited winter grazing pastures for reindeer in northern Norway. *Fungal Ecology*, 5(1): 3-15.

Turunen, M. T., Rasmus, S., Järvenpää, J. & Kivinen, S. 2020. *Forest ecology and management*, 457(1).

Statsforvalteren i Troms og Finnmark/Kolarctic. 2021. Flerbruksplan (2021 – 2030) Pasvikvassdraget og Grense Jakobselv, 68 s.