

Biodiversitet i plantefelt med gran (*Picea abies*) og i plantefelt med sitkagran (*Picea sitchensis*)

En sammenlignende studie

Olga Hilmo, Kristian Hassel, Håkon Holien, Marianne Evju og Malene Østreng Nygård



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Biodiversitet i plantefelt med gran (*Picea abies*) og i plantefelt med sitkagran (*P. sitchensis*)

En sammenlignende studie

Olga Hilmo
Kristian Hassel
Håkon Holien
Marianne Evju
Malene Østreng Nygård

Hilmo, O., Hassel, K., Holien, H., Evju, M. & Nygård, M. Ø. 2014. Biodiversitet i plantefelt med gran (*Picea abies*) og i plantefelt med sitkagran (*P. sitchensis*). En sammenlignende. - NINA Rapport 1031. 49 s.

Trondheim, mars 2014

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2646-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Olga Hilmo

KVALITETSSIKRET AV

Per Arild Aarrestad

ANSVARLIG SIGNATUR

Signe Nybø (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet, Fylkesmannen i Nord-Trøndelag og Statsskog

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Kjersti Wannebo Nilsen

FORSIDEBILDE

Plantefelt med gran (v) og sitkagran (h). Foto: Olga Hilmo

NØKKEWORD

Plantefelt, gran, sitkagran, lav, moser, karplanter, kronedekning, dødved, kartlegging, biodiversitet, *Picea abies*, *Picea sitchensis*

KEY WORDS

Plantations, Norway spruce, Sitka spruce, lichens, bryophytes, canopy cover, decaying logs, mapping, biodiversity, *Picea abies*, *Picea sitchensis*

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Hilmo, O., Hassel, K., Holien, H., Evju, M. & Nygård, M.Ø 2014. Biodiversitet i plantefelt med gran (*Picea abies*) og i plantefelt med sitkagran (*P. sitchensis*). En sammenlignende studie. - NINA Rapport 1031. 49 s.

Kunnskapen om biodiversitet i plantefelt av introduserte bartre er generelt mangelfull. Hovedmålet med dette prosjektet har vært å få større kunnskap om hvilken betydning plantefelt med sitkagran (*Picea sitchensis*) kan ha for biodiversiteten, og om biodiversiteten i sitkagranbestand er forskjellig fra plantefelt med gran (*P. abies*).

Det ble valgt tre undersøkelsesområder, Halså, Jonsvatnet og Kolvereid, for kartlegging av lav på greiner, moser på dødved, samt moser og karplanter i skogbunnen. Kartleggingen omfattet 18 plantefelt i alderen 45 – 55 år. Det ble valgt seks plantefelt i hvert område og feltene ble valgt parvis: ett plantefelt med gran og ett med sitkagran. I hvert plantefelt ble en rute på 200 m² tilfeldig plassert for kartlegging av valgte organismegrupper. Fem greiner og fem liggende dødvedstokker ble valgt tilfeldig i hvert plantefelt, og for hver grein/stokk ble totalt antall arter og frekvensen av artene undersøkt. I Kolvereid ble det i tillegg gjort ruteanalyser av karplanter og moser i bunnsjiktet. Tretetthet, kronedekning (%) og antall liggende dødved ble registrert for hver 200 m² rute, og for valgte trær og greiner ble stammeomkrets (cm), greinlengde (cm), greinomkrets (cm) og greinvitalitet (død eller levende) målt. For dødved ble stokkdiameter (cm), stokkens nedbrytingsgrad (femgrads skala) og mengde bark (%) notert. Effekten av treslag (gran versus sitkagran), område (Halså, Jonsvatnet og Kolvereid) og registrerte miljøvariabler ble testet på antall og frekvens av arter ved bruk av lineære miksede modeller.

Det ble totalt registrert 76 arter av epifyttisk lav og 49 mosearter på dødved. Frekvensen av lav på greinene var betydelig mindre i sitkagranfeltene (26,9 %) enn i feltene med gran (61,2 %). Det var lavere frekvens av store bladlav i sitkagranbestandene. Det ble også registrert en betydelig lavere frekvens av dødvedmoser i plantefelt med sitkagran, enn i plantefelt med gran. Det var særlig bladmosene som hadde en lav frekvens i sitkagranfeltene (3 %), sammenlignet med granplantefeltene (57 %). Det ble også funnet et lavere gjennomsnittlig antall arter av lav og dødvedmoser i plantefelt med sitkagran (henholdsvis 7,1 og 3,9 arter), enn i felt med gran (henholdsvis 9,9 og 6,1 arter), men de statistiske analysene viser at effekten av treslag her varierte med område: I Kolvereid var antall arter av både lav og moser mye mindre i sitkagranfeltene, enn i feltene med gran. Ved Jonsvatnet var derimot artsantallet relativt høyt i begge typer plantefelt. Generelt var artsmangfoldet høyere ved Jonsvatnet, enn i Halså og Kolvereid. Ruteanalyser av bunnvegetasjonen i Kolvereid viste at dekningsgraden av moser var signifikant mye høyere i plantefelt med gran (84,0 %), enn med sitkagran (5,7 %), mens forekomsten av karplanter var lav i begge typer plantefelt.

Trekronedekningen var signifikant høyere i plantefelt med sitkagran (79 %) enn i plantefelt med gran (68 %), og det ble registrert en negativ effekt av kronedekning på forekomsten av lav på greinene. Ved kronedekning ≥ 80 % reduseres artsmangfoldet og frekvensen av lav. Dette er sannsynligvis en effekt av lavt lysnivå i sitkagranbestand med høy kronedekning. Resultatene viser at kronedekning er en viktig biodiversitetsindikator i plantefelt, og at tynning kan være et viktig tiltak for å øke biodiversiteten i tette bestand. En lav frekvens av bladmoser på dødved i sitkagranplantefeltene har trolig sammenheng med at skogbunnen her er dominert av strøfall med bare spredte forekomster av moser i skogbunnen. En sekundæreffekt av dette er lang vei mellom potensielle spredningskilder og dødved i sitkagranbestandene. Resultatet viser også at kvaliteten på dødved er viktig for artsmangfoldet gjennom en signifikant og positiv effekt av stokkdiameter og nedbrytingsgrad. Smådimensjonert ungt substrat dominerer i plantefeltene, og forekomsten av større stokker og stokker i sen nedbrytingsfase bør økes for å fremme artsmangfoldet av dødvedmoser i plantefelt.

Olga Hilmo¹, Kristian Hassel², Håkon Holien³, Marianne Evju⁴, Malene Østreng Nygård²

¹NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, olga.hilmo@nina.no

²Seksjon for naturhistorie, NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim

³Avdeling for landbruk og informasjonsteknologi, Høgskolen i Nord-Trøndelag, Postboks 2501, 7729 Steinkjer

⁴NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Abstract

Hilmo, O., Hassel, K., Holien, H., Evju, M. & Nygård, M.Ø. 2014. Biodiversity in Norway spruce (*Picea abies*) and Sitka spruce (*P. sitchensis*) plantations. A comparative study - NINA Report 1031. 49 pp.

In general, knowledge is limited concerning biodiversity in plantations of introduced tree species. The main objectives of the present study were to increase our knowledge about biodiversity in Sitka spruce (*Picea sitchensis*) plantations, and to investigate whether biodiversity in plantations of Sitka spruce differ from plantations of native Norway spruce (*P. abies*).

Three different investigation areas in Central Norway, Halså, Jonsvatnet and Kolværid, were selected for studying biodiversity of lichens on branches, bryophytes on decaying logs, and bryophytes and vascular plants in the field layer. The study included 18 plantations aged between 45 – 55 years. Three pairs of plantations, one plantation of Norway spruce and one adjacent plantation of Sitka spruce, were selected in each study area. Five branches and five logs were selected at random within a 200 m² square in each plantation. For both lichens and bryophytes we recorded total species number and frequency of species along the branches and the logs. In Kolværid we also included species abundance of bryophytes and vascular plants. For each plantation the following environmental parameters were measured: tree density, canopy cover (%), and number of logs within the 200 m² square, and trunk and branch circumference (cm), branch length (cm), and branch vitality (dead or alive) for each selected tree and branch. Log diameter (cm), decay stage (1 – 5), and amount of bark (%) were recorded for each of the selected logs. The effects of tree species (Sitka spruce versus Norway spruce), study area (Halså, Jonsvatnet and Kolværid) and measured environmental variables were tested on number and frequency of species by running linear mixed models.

In total, 76 lichen species (N = 90 branches) and 49 bryophytes on fallen deadwood (N = 74 logs) were recorded. The frequency of lichens on the branches was much lower in the Sitka spruce plantations (27 %) compared to the Norway spruce plantations (61 %). This is related to a low frequency of foliose lichens in the Sitka spruce plantations. The frequency of bryophytes was also clearly lower on logs in the Sitka stands compared to the Norway spruce plantations. The frequency of mosses on deadwood was as low as 3 % in the Sitka spruce stands, compared to 57 % in the stands of Norway spruce. The average number of lichens and bryophytes on branches and logs were also lower in Sitka spruce plantations (7.1 and 3.9 respectively), compared to Norway spruce (9.9 and 6.1, respectively). However the effect depends on study area: At Kolværid the number of species was much lower in Sitka spruce plantations, compared to Norway spruce plantations. At Jonsvatnet a high species number was found in both types of plantations. Independent of group of organisms, species diversity was high at Jonsvatnet, compared to Halså and Kolværid. A high amount of litter fall, and a scattered distribution of bryophytes and vascular plants, was characteristic in the Sitka spruce plantations. In Kolværid bryophytes covered only 6 % of the 1 m² squares in the Sitka spruce plantations, compared to 84 % in Norway spruce plantations. The cover of vascular plants was at the same low level in the studied plantations.

Tree canopy cover is the most important measured environmental variable explaining the abundance of epiphytic lichens. The canopy cover is higher in the Sitka spruce plantations (79 %) than in plantations of Norway spruce (68 %), and when it exceeds 80 % a distinct reduction in number of species and frequency of lichens occurs. This is most likely due to the low light availability in the dense Sitka spruce stands. Canopy cover is an important bioindicator in plantations, and thinning is important to enhance biodiversity. The quality of decaying logs is also important as shown by an increase in number of species with increasing log diameter and degree of decay. Small log diameters and young substrate dominate in the plantations and an effective strategy to increase species richness in plantations could be to increase the occurrence of larger logs and logs in late stages of decay.

Olga Hilmo¹, Kristian Hassel², Håkon Holien³, Marianne Evju⁴, Malene Østreng Nygård²

¹NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim, olga.hilmo@nina.no

²Seksjon for naturhistorie, NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim

³Avdeling for landbruk og informasjonsteknologi, Høgskolen i Nord-Trøndelag, Postboks 2501, 7729 Steinkjer

⁴NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Innledning	9
1.1 Sitkagran i Norge.....	9
1.2 Artsmangfold i plantefelt med gran (<i>Picea abies</i>) og i plantefelt med introduserte treslag.....	9
1.3 Habitatkvaliteter i plantefelt.....	10
2 Undersøkellesområdet	12
2.1 Valg av undersøkelsesområder	12
3 Kartleggingsmetodikk	13
3.1 Registrering av miljøvariabler	13
3.2 Kartlegging av lav på greiner, moser på dødved og karplanter og moser i bunnvegetasjon.....	14
3.3 Dataanalyser	15
4 Resultat	17
4.1 Karakteristikk av plantefeltene	17
4.2 Antall arter og frekvens av epifyttisk lav.....	20
4.3 Antall arter og frekvens av moser på dødved	22
4.4 Antall arter og dekning av karplanter og moser i bunnvegetasjon	24
5 Diskusjon	26
5.1 Habitatkvaliteter i kartlagte plantefelt	26
5.2 Effekten av treslag på epifyttisk lav.....	26
5.3 Effekten av treslag på moser i skogbunnen og på dødved	27
5.4 Effekten av treslag på karplanter	28
5.5 Konklusjon	29
6 Referanser	30
Vedlegg	35
Vedlegg 1. Oversikt over brukte statistiske modeller og resultater	
Vedlegg 2. Foto av undersøkte plantefelt	
Vedlegg 3. Forekomst av epifyttisk lav	
Vedlegg 4. Forekomst an moser på dødved	
Vedlegg 5. Forekomst av moser og karplanter i skogbunnen	

Forord

Det finnes få studier som har kartlagt biodiversiteten i plantefelt med introduserte treslag. Det overordnede målet med denne undersøkelsen har vært å kartlegge biodiversiteten i plantefelt med sitkagran (*Picea sitchensis*), og å undersøke om diversiteten er forskjellig fra det man finner i plantefelt med gran (*Picea abies*). Kartleggingen har omfattet epifyttisk lav, moser på dødved og på bakken, samt karplanter. Feltarbeidet er utført i Halså, i Kolvæeid og ved Jonsvatnet.

Oppdragsgiver for dette prosjektet har vært Mijødirektoratet ved rådgiver Kjersti Wannebo Nilsen, som takkes for godt samarbeid. Prosjektet har også mottatt finansiell støtte fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag og Statsskog. Arbeidet er utført ved Institutt for biologi, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU), og ved Norsk institutt for naturforskning (NINA).

Det ble søkt midler til prosjektet med faglig støtte fra Jarle Holberg (ALLSKOG). Harald Johnsen (ALLSKOG), Erlend Snøfugl og Egil Solstad (skogbrukssjefer i Halså og Nærøy kommune) har bidratt i utvelgelsen av aktuelle plantefelt. Involverte grunneierne har gitt nyttig bakgrunnsinformasjon om plantefeltene. Rolv Lundheim assisterte under deler av feltarbeidet. Takk til alle sammen for godt samarbeid.

11. april 2014, Olga Hilmo

1 Innledning

Sitkagran (*Picea sitchensis*) er en introdusert art i Norge. Med introduserte arter menes: "en art, underart eller lavere takson, inkludert populasjon, som ved menneskers hjelp er blitt introdusert utenfor sitt nåværende eller historiske naturlige utbredelsesområde (Miljøverndepartementet 2007). Det har vært en betydelig debatt omkring bruken av introduserte treslag, spesielt om planting av sitkagran. Debatten akselererte i 2012 da Artsdatabanken publiserte "Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012", og plasserte sitkagran i kategorien "Svært høy risiko - arter som har negative effekter på stedegent biologisk mangfold" (Gederaas m. fl. 2012). Deretter kom "Forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål" som lovfestet at fra 1. juli 2012 må all planting av utenlandske treslag i skogbruksformål godkjennes av fylkesmannen (Klima- og miljødepartementet 2012). Kritikken omkring bruk av sitkagran i Norge har særlig blitt rettet mot ukontrollert spredning og mot treslagsskifte, og hvordan dette påvirker biodiversiteten (f.eks. Jonsson & Yoccoz 2005, Wannebo-Nilsen m. fl. 2010, Skjelvik & Vennebo 2011, Saure m. fl. 2013a, Aarrestad m. fl. 2013). Spredning av sitkagran i kystlynghei, som er en truet naturtype (Lindgaard & Henriksen (2011), er omtalt som en av de mest kritiske faktorene (Gederaas m. fl. 2012, Saure m. fl. 2013b). Sitkagran har et høyere spredningspotensial enn gran (Nygaard m. fl. 1999), og avstanden mellom bestander av fremmede treslag og sårbare områder bør være flere kilometer (Sandvik 2012). Svartelisting av sitkagran og restriksjonen på bruk av sitkagran i skogplanting har blitt møtt med skepsis i skognæringen. Representanter fra skognæringen og flere skogorganisasjoner har understreket betydningen av sitkagran, både for å øke skogproduksjonen i kyststrøk, men også som et viktig klimatiltak i tråd med regjeringens klimapolitikk (Nasjonen 2012).

1.1 Sitkagran i Norge

Sitkagran har sitt naturlige utbredelsesområde på vestkysten av Nord-Amerika (Griffin & Critchfield 1972). Den ble innført til Norge i 1880/90-årene, og hovedtyngden av sitkagranplantingen har foregått fra 1960 til 1985. Totalt dekker introduserte bartrær i Norge et areal på ca 800 km², tilsvarende ca 1 % av det produktive skogarealet (Øyen m. fl. 2009). Selv om andelen er beskjeden på landsbasis utgjør introduserte bartrær 15 % av skog- og utmarksarealene langs kysten (Stabbetorp & Nygaard 2005), og 500 km² er plantet med sitkagran (Øyen m. fl. 2009). I Nordland, fylket med størst innslag av introduserte treslag, er ca 100 km² plantet med sitka- og lutzgran (Fylkesmannen i Nordland 2012). Dette utgjør 14 % av et tilplantet areal på 700 km², plantet etter andre verdenskrig og fram til 1990.

1.2 Artsmangfold i plantefelt med gran (*Picea abies*) og i plantefelt med introduserte treslag

Det finnes mange studier som har undersøkt sitkagran (*P. sitchensis*) og gran (*P. abies*) med hensyn til vekst og trevirkets egenskaper (f.eks. Tengberg 2005, Vadla 2007). Bestandenes eventuelle ulikheter i biomangfold har derimot fått liten oppmerksomhet. Med unntak av Wannebo-Nilsen m. fl. (2010) finnes det få botaniske studier som har sammenlignet biodiversiteten i granplantefelt med plantefelt av utenlandske bartreslag. Wannebo-Nilsen m. fl. (2010) fant en betydelig lavere artsdiversitet av makrolav i plantefelt med sitkagran, sammenlignet med plantefelt av gran og stedegen bjørkeskog i Vesterålen, indre og ytre Troms, og konkluderte med at planting av sitkagran har medført en forringelse av artsdiversiteten. Den største artsdiversiteten av makrolav ble funnet i blandingsskog med gran og bjørk (Wannebo-Nilsen m. fl. 2010). I en studie fra Dønna i Nordland ble det registrert 120 arter av karplanter i en stedegen bjørkeskog. Bare 16 arter ble funnet i et plantefelt med gran og bare 1 art i et tilgrensende plantefelt med sitkagran (Stabbetorp & Nygaard 2005). Det er også vist at spredning av sitkagran i kystlynghei har større negative konsekvenser for karplantefloraen enn spredning av stedegen furu (Saure m. fl. 2013a). Aarrestad m. fl. (2013) gir en god oversikt over effekter

av treslagsskifte på biologisk mangfold, og viser at kunnskapen er generelt mangelfull når det gjelder biodiversiteten i plantefelt av introduserte treslag.

I Storbritannia har betydningen av introduserte treslag for biodiversiteten fått større oppmerksomhet. Studiene er først og fremst sammenligninger mellom stedegen skog og plantefelt med introduserte treslag. I en kartlegging av 12 plantefelt i Irland konkluderte Coote m. fl. (2008) med at sitkagranplantefelt kan ha et relativt høyt antall av epifyttiske arter, men diversiteten var betydelig lavere i sitkagranbestandene enn i irske semi-naturlige skoger. Quine & Humphrey (2010) sammenlignet antall arter hos forskjellige taksonomiske grupper (lav, moser, sopp, karplanter, virvelløse dyr og sangfugler) i sitkagranskog og stedegen furuskog (*Pinus sylvestris*). De fant ingen signifikant forskjell i totalt artsantall mellom sitkagranskog og stedegen furuskog. Imidlertid fant de en tydelig effekt på enkelte organismegrupper: Diversiteten av lav var mye lavere i sitkagranskog enn i stedegen furuskog, mens moser og sopp hadde høyest artsantall i sitkagranbestandene. Dette samsvarer med Humphrey m. fl. (2002) som fant en lavere diversitet av lav i plantefelt, enn i semi-naturlig skog, mens diversiteten hos moser var relativt lik i bestandene.

1.3 Habitatkvaliteter i plantefelt

Mangfoldet av arter i plantefelt er avhengig av en rekke faktorer: plantefeltets alder (Hilmo m. fl. 2009, 2011) og tetthet (Hansen m. fl. 1995), lengden på rotasjonssyklusen (Dettki & Esseen 2003), avstand til spredningskilder (Dettki m. fl. 2000, Ôckinger m. fl. 2005, Hilmo m. fl. 2011) og innslag av løvtre (Hedenås & Hedström 2007, Hilmo m. fl. 2011, Johansson m. fl. 2013). Det er vist at mangfoldet av epifyttisk lav øker med alderen på bestandet, men at lavdekningen er høyest i 40 – 50 år gamle bestand (Hilmo m. fl. 2009). Når alderen og bestandsvolumet øker, vil trekrona lukke seg og lystilgangen i nedre del av krona reduseres (Hilmo m. fl. 2009). Lys er ofte en begrensende faktor i plantefelt (Gauslaa m. fl. 2006, 2007), og Coote m. fl. (2013) konkluderer med at kronedekning er en viktig biodiversitetsindikator i plantefelt. I tette plantefelt er ofte greinene få og korte i nedre del av trekrona på grunn av oppkvisting. Betydningen av høy substrattilgjengelighet i nedre del av krona for epifyttisk lav er diskutert i Hilmo m. fl. (2011).

Dødved er beskrevet som et nøkkelhabitat for å bevare biodiversiteten i boreal skog (Ohlson m. fl. 1997, Fridman & Walheim 2000, Samuelsson m. fl. 1994), og beregninger basert på Rødlista 2006 viser at 17 % av alle rødlisteartene er avhengige av dødved (Kålås m. fl. 2010). Med utgangspunkt i landskogstakseringen (1994 - 2009) er mengden dødved beregnet til 3 - 5 ganger høyere i upåvirket skog (naturskog) enn i produksjonsskog (kulturskog) av hogstklasse 5 (Storaunet m. fl. 2011). En høyere forekomst av dødved i naturskog enn i kulturskog er også i samsvar med beregninger fra andre land (f.eks. Siitonen m. fl. 2000, Fridman & Walheim 2000, Visnjic m. fl. 2013). Generelt domineres dødved i plantefelt av små dimensjoner (Fridman & Walheim 2000, Debeljak 2006, Sweeney m. fl. 2010). Mengden dødt virke av gran med store dimensjoner (>40 cm) i kulturskog er anslått til ca 5 % av mengden i naturskog (Storaunet m. fl. 2011). For arter som har bestemte krav til f.eks. dimensjon og nedbrytingsgrad, vil kvaliteten av dødved være av stor betydning. Caruso m. fl. (2008) konkluderer med at dødved <10 cm i diameter i plantefelt har liten betydning for artsdiversiteten av lav. På den annen side viser Kruys & Jonsson (1999) at selv om artsmangfoldet av kryptogamer korrelerer positivt med diameteren på stokkene, så er dødved, <10 cm i diameter, ikke uten betydning for artsmangfoldet. Söderström (1988) slår fast at dødvedsamfunn påvirkes både av størrelsen på dødved, nedbrytingsstadium og mikroklimatiske forhold. Større kunnskap om dødved i kulturskog, både kvantitet og kvalitet, er viktig i forhold til målet om å øke biodiversiteten i produksjonsskog.

Spørsmål om hvilken betydning kulturskog kan ha for å bevare artsmangfoldet har fått stadig mer oppmerksomhet, og en rekke tiltak som kan fremme biodiversiteten i kulturskog er diskutert i f.eks. Ferris m. fl. (2000), Hartley (2002), Ranius m. fl. (2003), Humphrey (2005), Brockerhoff m. fl. (2008), French m. fl. (2008), Vanha-Majamaa m. fl. (2007) og Hilmo m. fl. (2009, 2011). Flere studier fra Storbritannia konkluderer med at plantefelt av innførte treslag kan ha betydning

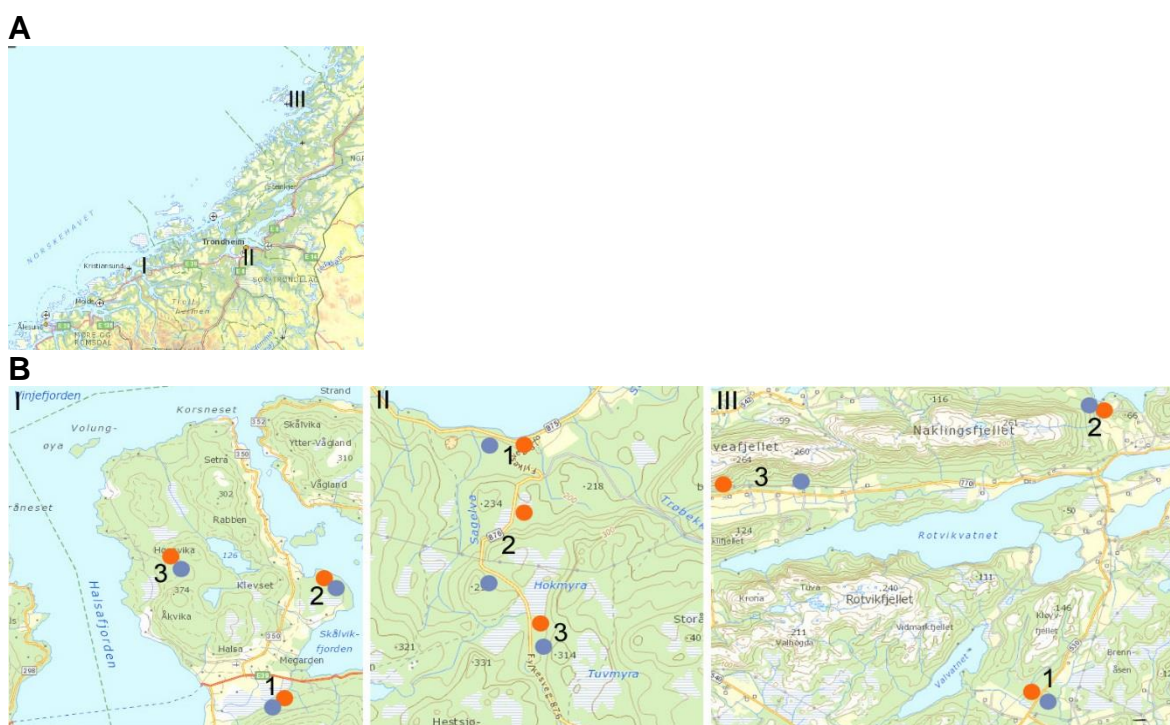
for biodiversiteten av stedeegne arter (French m. fl. 2008, Quine & Humphrey 2010, Coote m. fl. 2012), og Brockerhoff m. fl. (2008) påpeker at plantefelt er habitat for mange truede arter. Plantefelt kan også ha betydning på landskapsnivå ved å dempe kanteffekter i fragmenter av eldre naturskog, og gjennom å fremme spredning mellom skogfragmenter (Brockerhoff m. fl. 2008, Hilmo m. fl. 2011).

Det overordnede målet med dette prosjektet har vært å få større kunnskap om hvilken betydning sitkagran kan ha for artsmangfoldet av epifyttisk lav, moser og karplanter, og å undersøke om mangfoldet og forekomsten av arter i plantefelt med sitkagran er forskjellig fra plantefelt med gran. Å få større kunnskap omkring dette temaet er viktig for å kunne evaluere bruken av sitkagran i skogbrukssammenheng og som klimaskogstiltak. Hvilken effekt plantefelt av introduserte treslag har på ulike organismegrupper er også viktig å utrede med bakgrunn i Norsk PEFC skogstandard som legger vekt på et bærekraftig skogbruk med fokus på å bevare det biologisk mangfoldet (Levende skog 2006). Prosjektet vil også diskutere hvilke miljøparametere som kan være viktige for å fremme biodiversiteten i kulturskog generelt.

2 Undersøkellesområdet

2.1 Valg av undersøkelsesområder

Et viktig kriterium for valg av undersøkelsesområder var at områdene skulle ha sammenlignbare plantefelt med gran (*Picea abies*) og sitkagran (*Picea sitchensis*). Med bakgrunn i informasjon fra ALLSKOG og skogforvaltningen i aktuelle kommuner ble tre geografiske områder valgt ut; Halså (Møre og Romsdal), Jonsvatnet (Sør-Trøndelag) og Kolvereid (Nord-Trøndelag) (**Figur 1A**). Innen hvert område ble plantefeltene valgt parvis; ett plantefelt med sitkagran og ett felt med gran på hver lokalitet, med mest mulig lik bestandsalder, høyde over havet, eksposisjon, helling og grunnforhold (berggrunn, topografi, løsmasser). Det ble valgt seks felt i hvert område (**Figur 1B**). Gjennomsnittlig årsnedbør for perioden 1961 - 1990 er 1620 mm, 855 mm og 1565 ved nærmeste målestasjon på henholdsvis Halså, ved Jonsvatnet og i Kolvereid (Meteorologisk institutt, u.d.).



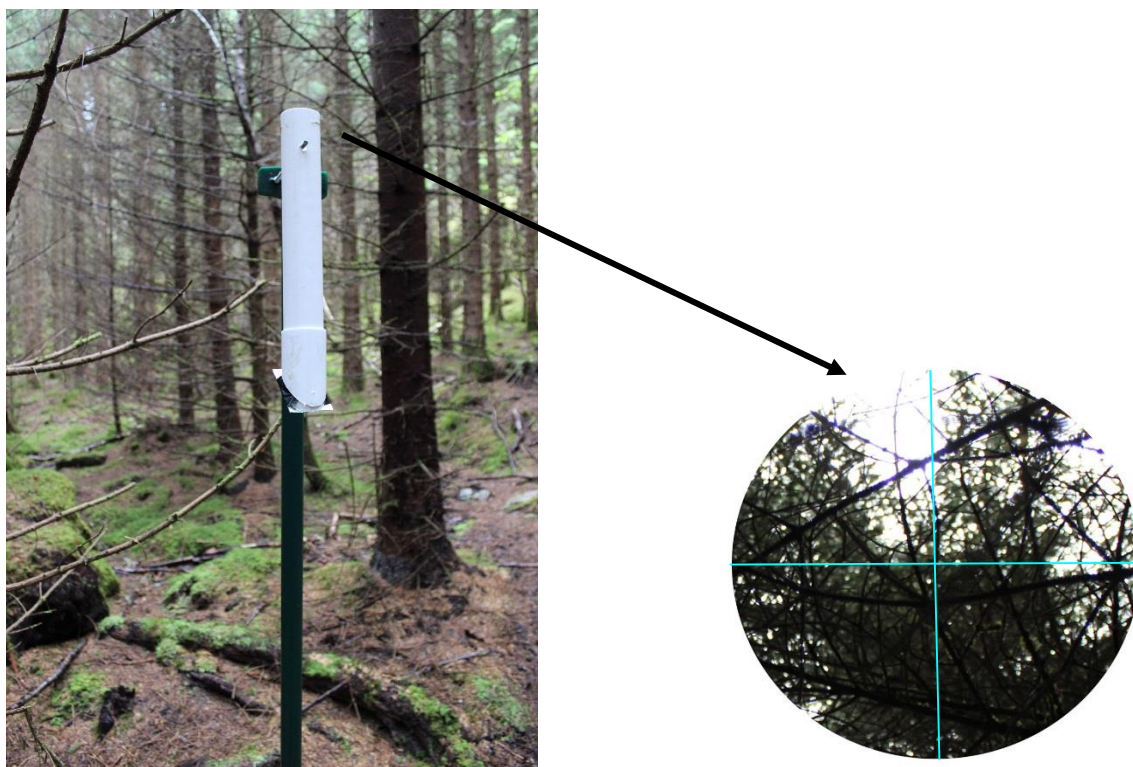
Figur 1. A) Undersøkelsesområdene I: Halså, II: Jonsvatnet og III: Kolvereid med B) tre par plantefelt, sitkagran (rød) og gran (blå), i hvert undersøkelsesområde. Kartgrunnlaget er hentet fra Naturdatabasen.

3 Kartleggingsmetodikk

3.1 Registrering av miljøvariabler

I hver av de 18 plantefeltene ble en rute på 200 m² (10 × 20 m) tilfeldig plassert, men minst 15 m fra skogkanten. For hver rute ble følgende miljøvariabler registrert: Høyde over havet (m), eksposisjon (°), helling (°), bestandsalder (år), tetthet (antall stående trær >10 cm i stammeomkrets 1,3 m over bakken) og kronedekning (%). Kronedekning er her definert som et mål på hvor mye av bakkearealet trekronene dekker ved en vertikal projeksjon (Jennings m. fl. 1999). Kronedekningen i hvert plantefelt ble estimert ved bruk av "Cajanus tube" (Korhonen m. fl. 2006, **Figur 2**). Instrumentet ligner et periskop med et speil i bunnen som gjør det mulig å se opp igjennom røret. Røret hang fritt slik at vertikale observasjoner lå til grunn for registreringene. Det ble notert om trådkrysset i toppen av røret traff greinverk eller himmel (**Figur 2**). I hver rute ble 40 registreringspunkt valgt tilfeldig. Kronedekningen (%) ble registrert som antall punkter med greinverk av totalt antall registreringspunkt i hver rute. I en sammenligning av ulike metoder for estimering av kronedekning konkluderte Korhonen m. fl. (2006) med at "Cajanus tube" ga mer nøyaktige estimater med minst variasjon ved gjentatte målinger, og var mer presist enn f.eks. digitale foto. Bestandsalder ble basert på årringprøver av to trær i hvert plantefelt, samt opplysninger fra skogbruksforvaltningen. I tillegg ble antall stokker av dødved i hver 200 m² rute notert. Dødved inkluderte stokker lengre enn 1 m og tykkere enn 3 cm i tverrsnitt, målt i stokkens tykkeste ende.

Det ble også notert om det fantes spor av tynning innenfor ruta og om det har vært grøftet før planting.



Figur 2. "Cajanus tube" (Korhonen m. fl. 2006), og synsfeltet med trådkryss i toppen av røret for registrering av kronedekning. Foto: Olga Hilmo.

For kartlegging av lavepifytter ble 5 levende grantrær, >50 cm i stammeomkrets i brysthøyde, valgt tilfeldig. Greina nærmest 4 m over bakkenivå, målt langs stammen, ble valgt som kartleggingsgrein. Greiner <1 m og greiner som manglet sidegreiner, ble forkastet. For hver analysegrein ble greinvitalitet, død eller levende, greinomkrets (cm) ved greinbasis og total greinlengde (cm) notert. I tillegg ble treomkrets (cm) målt i brysthøyde for hvert undersøkelsestre.

For kartlegging av moser på dødved ble 5 liggende stokker, lengre enn 1,5 m og tykkere enn 3 cm, valgt tilfeldig i hver rute. For ruter med ≤5 dødvedstokker ble alle stokkene som oppfylte kriteriene valgt. Stokkdiameter (cm) ble målt i stokkens tykkeste ende. For hver stokk ble største diameter (cm), grad av nedbryting og mengde bark (%) registrert. For lite nedbrutte stokker ble også treslag notert. Grad av nedbryting (**Tabell 1**) ble vurdert etter en femgrads skala (Storaunet m. fl. 2011). Mengde bark (%) viser hvor stor andel av undersøkelsesarealet som fortsatt har bark.

Tabell 1. Klassifisering av nedbrytingsgrad etter en femgrads skala (brukt i Landsskogtakseringen).

Nedbrytings-grad	Definisjon
1	Nylig dødt virke (0-3 år), barken fremdeles fast eller nylig løs etter intensive barkbilleangrep
2	Løs bark med begynnende til velutviklet soppmycel mellom bark og ved. Veden begynner å mykne i ytre partier pga. råte (0-3 cm inn i veden)
3	Veden mer eller mindre gjennområtten i de ytre lag, kan plukkes helt fra hverandre med kniv. Kjerne er fortsatt hard
4	Veden løs tvers igjennom og flyter stedvis ut på bakken.
5	Fragmenter, konturer under vegetasjon av helt nedbrutt stokk.

3.2 Kartlegging av lav på greiner, moser på dødved og karplanter og moser i bunnvegetasjon

Kartlegging av epifyttisk lav omfattet alle arter av blad-, busk- og skorpelav. For hver undersøkelsesgrein ble det totale artsantallet registrert. For å få et mål på forekomst ble funn av art registrert for hver 5. cm langs et målband plassert langs greinas hovedakse, fra greinbasis til greinsspiss. Frekvensen (antall funn/antall registreringspunkt) ble beregnet for hver art på hver kartlagte grein. Det ble i tillegg brukt ca 10 minutter på å lete etter andre epifyttiske lavararter i ruta. Arter som ikke kunne bestemmes sikkert i felt, ble tatt med inn for videre undersøkelse. Til bestemmelsen ble det benyttet stereolupe og gjennomlysmikroskop samt fargereagensene C (klor), I (jod løst i 70 % alkohol), K (10 % kalilut), PD (para-fenylendiamin i 96 % alkohol), og UV-lampe etter standardprosedyre (se f.eks. White & James 1985). Noen taxa blir her oppfattet i en vid betydning og kan omfatte flere arter. Det gjelder *Bryoria implexa*, *Micarea prasina*, *Ochrolechia androgyna* og *Pertusaria pupillaris*. Noen få lett gjenkjennelige ascomyceter som opptrer som lavparasitter og/eller saprophytter ble også inkludert i artsregistreringa. *Ochrolechia brodoi* Kukwa er tidligere angitt fra Norge som *O. juvenalis* (Holien 1997, Kukwa 2011).

Kartlegging av moser på dødved omfattet alle arter, både blad- og levermoser. For hver stokk og innenfor et lengdeutsnitt på 150 cm, ble totalt antall arter notert. For å få et mål på mengde ble funn av art notert for hver 10. cm langs tre takseringslinjer innenfor det samme lengdeutsnittet: En takseringslinje ble lagt midt oppå stokken og en linje på hver side, 90° på stokkens midtlinje. Stokkens tykkeste ende ble valgt som startpunkt for takseringslinjene. Som for lav ble frekvensen (antall funn/antall registreringspunkt) beregnet for hver art på hver dødvedstokk. Innsamlinger av moser ble kontrollbestemt i laboratoriet ved bruk av stereolupe og

gjennomlysmikroskop. I enkelte tilfeller var en art kun representert med ett enkelt skudd eller juvenile skudd. I noen slike tilfeller kunne materialet ikke bestemmes til art, men kun til slekt.

I Kolvereid ble det i tillegg utført kartlegging av bunnvegetasjonen ved hjelp av ruteanalyser. Det ble valgt 5 tilfeldige prøveflater (1 × 1 m) i hvert plantefelt (N = 6). Alle mose- og karplantearter i hver rute (1 m²) ble registrert, og i tillegg ble total mosedekning og dekingen av hver karplante notert i prosent av rutearealet. Innsamlinger av moser fra bunnvegetasjonen ble også kontrollbestemt i laboratoriet.

Nomenklatur for lav, moser og karplanter følger Artsdatabankens Artsnavnebase (<http://www2.artsdatabanken.no/artsnavn/Contentpages/Hjem.aspx>).

3.3 Dataanalyser

For å undersøke effekten av treslag på biodiversitet brukte vi lineære miksede modeller. Når plantefeltene ble valgt parvis innenfor områdene (se **Figur 1B**) kan vi forvente at plantefelt i samme par er mer lik hverandre med hensyn til målte bestandsparametere (f.eks. høyde over havet, eksposisjon, og helling), enn felt fra ulike par. Miksede modeller gjør det mulig å håndtere slik romlig autokorrelasjon i dataene (Zuur m. fl. 2009) gjennom å inkludere tilfeldige faktorer (parnummer, bestand). For alle analyser ble det satt opp komplekse modeller som inkluderte alle potensielle forklaringsvariabler og toveisinteraksjoner, med "maximum likelihood" (ML)-metoden for estimering av parameterverdier. Vi foretok modellforenkling gjennom suksessivt å utelate forklaringsvariabler fra modellen og sammenlignet modellenes AIC-verdier (Crawley 2009) for å finne den "beste" modellen. Den "beste" modellen ble så beregnet med "restricted maximum likelihood estimation" ("REML") (jf. anbefalinger i Zuur m. fl. 2009).

Lav på greiner

I utgangspunktet ønsket vi å teste den relative betydningen av treslag og område, samt forklaringsvariablene tretetthet, kronedekning, treomkrets, greinlengde og greinomkrets for antall lavararter og frekvens av lav. Det var imidlertid en systematisk forskjell mellom sitkagran og gran i verdiene av disse variablene (**Tabell 3**), med unntak av tretetthet som i stedet varierte systematisk mellom områdene (Kruskal-Wallis test, $P = 0,004$). Vi analyserte derfor dataene i en to-trinns prosess: Antall lavararter og frekvensen av lav per grein (responsvariabler) ble analysert som funksjon av treslag og område (prediktorvariabler), og med bestand nøstet i parnummer som tilfeldig faktor. Simpsons diversitetsindeks (D), som kombinerer artsrikdom og mengdefordelingen av de ulike artene (Magurran 2004), ble også analysert som funksjon av treslag og område. I trinn to undersøkte vi for hvert treslag separat effekten av de andre forklaringsvariablene, kronedekning, tretetthet, treomkrets og greinomkrets, på antall arter og frekvens av lav. På grunn av en signifikant korrelasjon mellom greinomkrets og greinlengde ($r = 0,65$, $P < 0,001$) ble greinlengde utelatt fra modellen. Hensikten med analysen var å finne hvilke økologiske faktorer som best bidro til å forklare variasjonen i antall arter og i forekomst (frekvens), ikke å estimere forskjeller mellom områdene. Vi inkluderte derfor bestand nøstet i område som tilfeldig faktor. Vi startet med fulle modeller, inkludert toveisinteraksjoner, og gjennomførte modellforenkling med sammenligning av AIC-verdier for å finne den "beste" modellen for hver analyse. Frekvensverdiene ble kvadratrottransformert i begge analysene.

Moser på dødved

Effekten av treslag, område, mengde dødved i bestandet, nedbrytingsgrad, mengde bark (%) og stokkdiameter (cm) ble undersøkt på antall arter og frekvens av moser. Både totalt antall arter på stokken og antall arter på takseringslinjene, som er uavhengig av stokkdiameter, ble brukt som responsvariabel. Frekvens av moser ble kvadratrottransformert. Analysene ble utført på samme måte som for lav med bestand nøstet i parnummer som tilfeldig faktor, og modellforenkling ved sammenligning av AIC-verdier. Fordi vi hadde få observasjoner av stokker i nedbrytingsgrad 5, ble trinn 4 og 5 slått sammen. Stokkdiameter var skjevfordelt (mange små verdier, få store verdier), og variabelen ble log₂-transformert i alle analysene. Tilsvarende som

for lav ble Simpsons diversitetsindeks (D), som kombinerer artsrikdom og mengdefordeling av de ulike artene (Magurran 2004) analysert som funksjon av treslag og område.

Bakkevegetasjon

Totalt antall arter, samt antall arter og dekning for moser og karplanter separat (responsvariabler) ble analysert som funksjon av treslag og tretetthet i Kolvereid. Bestand nøstet i parnummer ble inkludert som tilfeldige faktorer. Artsantall ble \log_2 -transformert og dekningen av moser kvadratrottransformert.

En oversikt over modellene for antall arter, frekvens og diversitet, med parameterestimer, standardfeil, antall frihetsgrader, t- og P-verdier er gitt i **Vedlegg 1**. Nærstående modeller med forskjell i AIC-verdi <4 fra "beste modell" er også vist her. All statistisk bearbeiding ble utført ved bruk av R (Crawley 2009).

4 Resultat

4.1 Karakteristikk av plantefeltene

Opplysninger fra grunneierne, samt flyfoto fra 1947 og 1963 (Norge i bilder, u.d.), viser at kartlagte plantefelt har ulik forhistorie. Plantefeltpar 1 (**Figur 1B**) i Halså er plantet i tidligere myr med noe innslag av furu- og løvtrær. Par 2 og 3 har erstattet blandingskog av furu og løvtrær. Ved Jonsvatnet har plantefeltene i par 1 ulik opprinnelse: feltet med gran er plantet etter flatehogst i naturlig granskog, mens feltet med sitkagran er plantet i åpen gressmark. Par 2 og 3 er plantet i grøftet myr. Plantefeltene i Kolvareid har erstattet tidligere beitemark med innslag av løvskog (par 2 og 3), eller var plantet i myr (par 1).

De undersøkte plantefeltene (**Tabell 2**) varierte i bestandsalder fra 44 til 55 år. Det ble registrert tynning i 7 av 18 felt; seks plantefelt med sitkagran og ett felt med gran. I to av feltene med sitkagran i Kolvareid har tynningen blitt utført for mindre enn 5 år siden. Som forventet er trefettheten signifikant lavere i tynna bestand (28 trær i ruta), enn i utynna bestand (34 trær i ruta) (Wilcoxon test, $P < 0,001$). Elleve av plantefeltene har vært grøftet før planting.

Både den laveste kronedekningen (58 %) og den høyeste trefettheten (46 trær) ble registrert i plantefelt med gran, mens den høyeste kronedekningen (85 %) og den laveste trefettheten (22 trær) ble registrert i sitkagranplantefelt (**Tabell 2**). Det var ingen signifikant korrelasjon mellom kronedekning og trefetthet ($r = -0,04$, $P = 0,68$). Kronedekning, treomkrets, greinlengde og greinomkrets var signifikant høyere i sitkagranplantefeltene enn i plantefeltene med gran (**Tabell 3**). Alle sitkagranfeltene ble registrert med en høyere, eller like høy, kronedekning som feltene med gran (**Tabell 2**). Av de undersøkte greinene ble bare 7 greiner (7,8 %), alle fra plantefelt med gran, registrert som levende. Det ble notert innslag av løvtre i 8 plantefelt. Dette representerte småbjørk med en sparsommelig epifyttflora. Foto av alle de 18 kartlagte plantefeltene er presentert i **Vedlegg 2**.

I de 18 undersøkte feltene ble det totalt registrert 147 stokker av liggende død ved >1 m lang og >3 cm i diameter (målt i den tykkeste enden). Antallet i hver rute (200 m^2) varierte fra 0 til 33 (**Tabell 2**), med gjennomsnittlig 10,0 stokker i Halså, 11,5 ved Jonsvatnet og 5,2 i Kolvareid. Ett av plantefeltene med gran i Kolvareid (felt 1) manglet dødved. Det ble registrert flere forekomster av dødved i sitkagranfeltene, enn i feltene med gran (**Tabell 3**). Størrelsen på de kartlagte stakkene ($N = 74$ stokker) varierte fra 3 cm til 19 cm i diameter. Bare 5,4 % av stakkene var >10 cm i diameter og mye av det som ble registrert som dødved var resultat av tynning og ungt, lite nedbrutt substrat (**Figur 3**). Flest stokker ble klassifisert til nedbrytingskategori 2: løs bark med begynnende råte i ytre partier (**Figur 4**). Mesteparten av dødved var gran, men i to av plantefeltene i Halså besto liggende dødved stort sett av tynne bjørkestammer.

Tabell 2. Stedsangivelse og registrerte bestandsvariabler for plantefelt med norsk gran (Pa) og plantefelt med sitkagran (Ps) i hvert undersøkellesområde

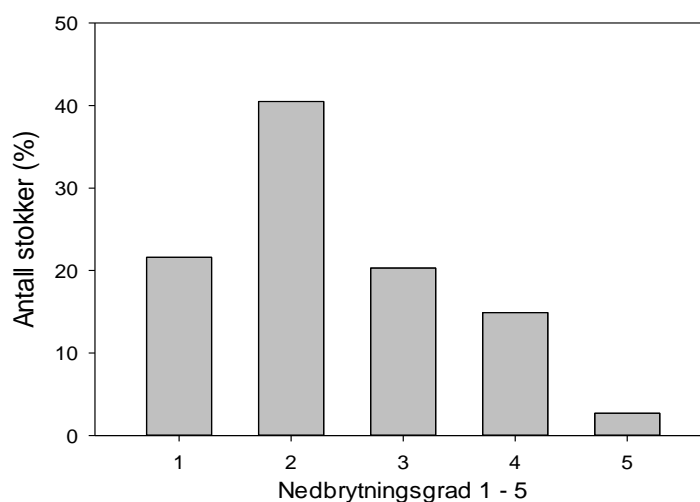
Lokalitet	Treslag	Lokalisering UTM 32	Alder (år)	moh (m)	Eksp. (°)	Helling (°)	Krone- dekn. (%)	Antall bartrær	Antall løvtre	Antall dødved	Tynnet	Grøftet
Halsa												
1 Megardsmyra	Pa	6993233N 463135Ø	52	30	-	0	58	37	1	10	nei	ja
	Ps	6993300N 463139Ø	42	30	-	0	85	31	16	14	nei	ja
2 Gjerstadneset	Pa	6996948N 464267Ø	44	20	N	6	68	29	2	2	nei	ja
	Ps	6993233N 463135Ø	44	25	N	6	78	26	3	19	ja	ja
3 Katrahamran	Pa	6997141N 459171Ø	47	60	SW	5	75	39	7	8	nei	nei
	Ps	6997166N 459104Ø	47	60	S	2	80	31	7	7	nei	nei
Trondheim												
1 Jervlandet	Pa	7024088 N 582028 Ø	50	170	N	8	63	25	0	8	nei	nei
	Ps	7024100 N 582237 Ø	47	155	-	0	78	23	0	33	ja	nei
2 Tømmeråsen	Pa	7023210 N 582152 Ø	45	240	NW	6	73	33	0	4	nei	ja
	Ps	7023766 N 582274 Ø	50	200	-	0	75	31	0	12	ja	ja
3 Svarttjørbekken	Pa	7022871 N 582429 Ø	51	255	-	0	63	30	1	4	nei	ja
	Ps	7023048 N 582397 Ø	45	255	-	0	75	30	0	8	ja	ja
Nærøy												
1 Skagakorsen	Pa	7191436 N 618681 Ø	50	40	-	0	73	35	0	0	nei	ja
	Ps	7191438 N 618595 Ø	50	40	SW	4	83	35	0	12	ja	ja
2 Leirmoen	Pa	7195656 N 619034 Ø	55	10	NE	2	73	41	0	6	nei	ja
	Ps	7195614 N 619093 Ø	55	10	NW	5	78	43	0	3	nei	nei
3 Vea	Pa	7194049 N 614755 Ø	50	40	SW	8	68	26	1	3	ja	ja
	Ps	7193933 N 613957 Ø	50	60	SW	10	83	22	0	7	ja	nei

Tabell 3. Gjennomsnitt (\pm SD) for målte variabler i plantefelt med gran (*Picea abies*) og plantefelt med sitkagran (*P. sitchensis*) (N = 18).

Forklaringsvariabler	<i>Picea abies</i> N = 9		<i>Picea sitchensis</i> N = 9		Wilcoxon test P-verdi
	Gj.snitt	SD	Gj.snitt	SD	
Kronedekning (%)	68,2	5,6	79,4	3,4	<0,001
Antall tre	32,8	5,4	30,2	6,1	0,069
Treomkrets (cm)	72,1	15,0	78,7	16,6	0,044
Greinomkrets (cm)	6,0	1,1	7,1	1,3	<0,001
Greinlengde (cm)	160,8	42,5	179,6	43,4	0,027
Antall stokker	5,0	3,1	12,8	8,5	<0,001
Stokkdiameter (cm)	7,4	3,5	6,0	2,0	0,122
Nedbrytingsgrad (1-5)	2,4	1,3	2,3	0,9	0,578
Mengde bark (%)	46,8	37,0	46,7	36,5	0,983



Figur 3. Typisk dødved (nedbrytingsgrad 1) i plantefelt. Foto: Olga Hilmo.



Figur 4. Antall stokker (%) av dødved i nedbrytingsgrad 1 – 5.

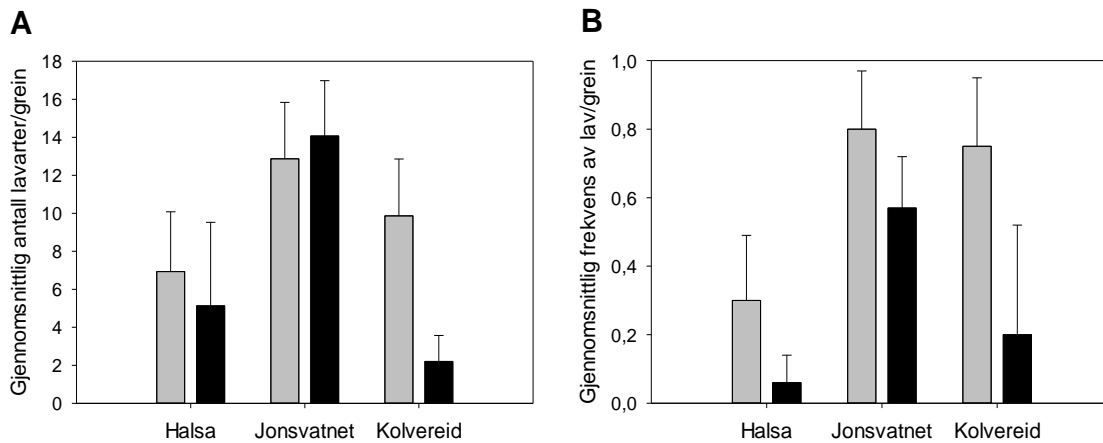
4.2 Antall arter og frekvens av epifyttisk lav

I de 18 kartlagte plantefeltene ble det totalt registrert 76 lavararter; 30 blad- og busklavsarter og 46 skorpelavsarter. I tillegg ble det gjort funn av 3 ikke-licheniserte arter (**Vedlegg 3**). Det totale artsantallet er høyere i plantefelt av norsk gran enn i plantefelt med sitkagran; 69 arter sammenlignet med 44 arter. 28 arter ble kun registrert i plantefelt av norsk gran, mens 7 av artene ble bare funnet i sitkagranplantefelt. De fleste av disse artene ble kun observert på 1 grein (1,1 %) (**Vedlegg 3**). Med unntak av *Alectoria sarmentosa* (gubbeskjegg) ble det ikke gjort funn av rødlistearter i de 18 undersøkte plantefeltene. De registrerte lavartene utgjør typiske fattigbarksamfunn, med unntak av noen få forekomster av *Caloplaca* sp. (oransjelav), *Melanohalea exasperatula* (klubbbebrunlav), *Melanelixia fuliginosa* (stiftbrunlav), *Melanelia subaurifera* (brun barklav) og *Physica tenella* (frynserosettlav). De vanligste artene, skorpelaven *Micarea prasina* s.lat. og bladlaven *Platismatia glauca* (papirlav), ble registrert på henholdsvis 78,9 % og 76,7 % av de undersøkte greinene (**Vedlegg 3**).

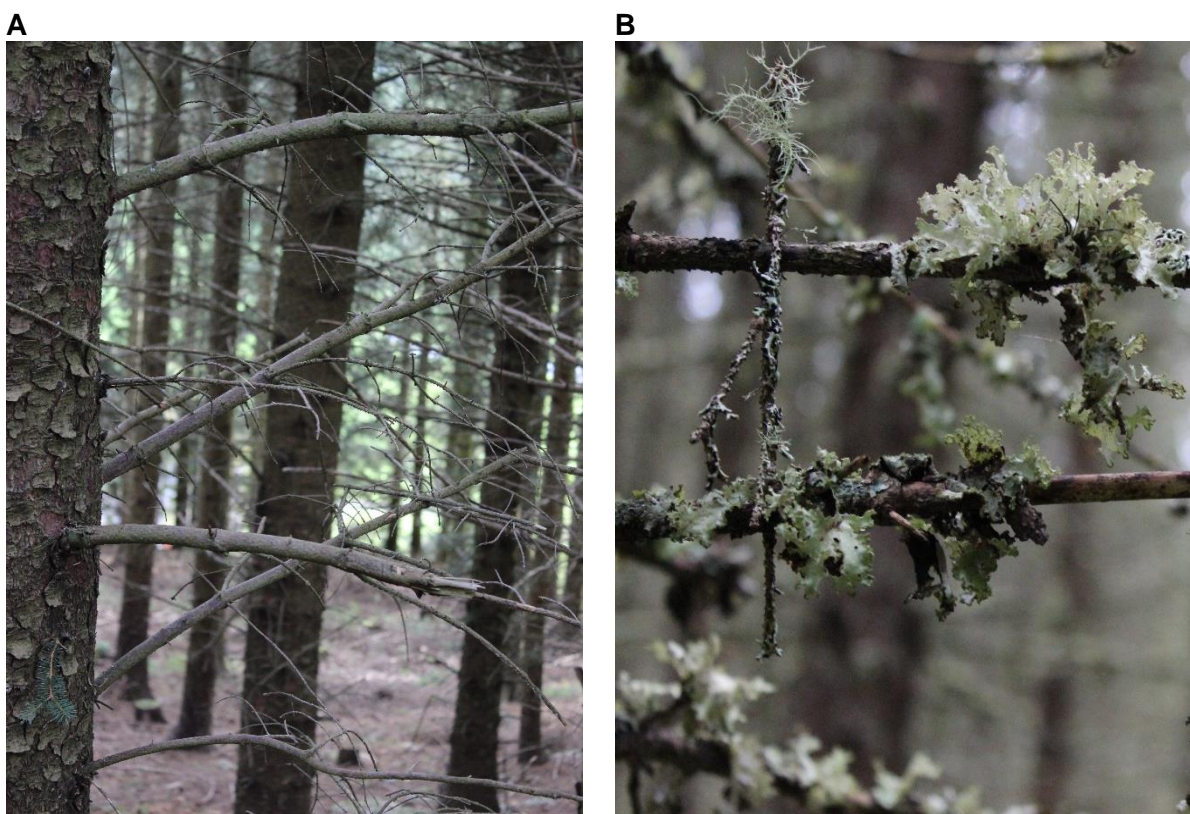
Gjennomsnittlig antall lavararter per grein var høyere for gran (9,9 ±3,9), enn for sitkagran (7,1 ±6,0), men det var ingen signifikant effekt av treslag (lme, P = 0,237). Det var derimot en områdeavhengig effekt av treslag (lme, P = 0,023). I Kolvareid var antall arter per grein betydelig lavere i sitkagranbestandene, enn i feltene med gran. Ved Jonsvatnet var derimot artsantallet på samme nivå i de to plantefelttypene (**Figur 5A**). Det var også en signifikant effekt av område (lme, P = 0,013) med et høyere artsantall per grein ved Jonsvatnet (13,5 ±3,0), enn i Halså (6,0 ±3,9) og i Kolvareid (6,0 ±4,5, **Vedlegg 1**).

Gjennomsnittlig frekvens av lav per grein, målt som antall punkter med lav langs takseringslinjen, var 44,1 % (±33,8), derav 37,9 % (±32,5) bladlav og 6,2 % (±7,2) skorpelav. *Platismatia glauca* (papirlav) ble registrert som den mest frekvente bladlaven (18,6 % ±18,9), mens *Micarea prasina* s.lat. var den mest frekvente skorpelaven (1,4 % ±4,6) på analysegreinene. Det ble registrert en betydelig og signifikant høyere forekomst av lav på greiner av gran (61,2 % ±29,1), enn på greiner av sitkagran (26,9 % ±29,2) (lme, P = 0,009, **Figur 5B og 6A,B, Vedlegg 1**). Dette skyldes en mye høyere frekvens av *Platismatia glauca* (papirlav), *Hypogymnia physodes* (vanlig kvistlav) og *Parmelia sulcata* (bristlav) i plantefeltene med gran, enn i plantefeltene med sitkagran (**Vedlegg 3**). To av sitkagranfeltene i Kolvareid (par 1 og 3) manglet blad- og busklav. Frekvensen av skorpelav varierte lite mellom treslagene; 5,6 % (±8,2) i sitkagranfeltene og 6,8 % (±6,1) i feltene med gran. Frekvensen av lav på greinene varierte også signifikant mellom områdene (lme, P = 0,009), med en høyere frekvens ved Jonsvatnet (68,4 % ±19,3) enn i Halså (18,1 % ±18,8) og i Kolvareid (45,7 % ±38,1, **Vedlegg 1**).

Simpsons diversitetsindeks (D) viste en høyere diversitet i plantefelt med gran (1,19) enn i plantefelt med sitkagran (0,72), og diversiteten var høyere ved Jonsvatnet (1,40), enn i Halså (0,62) og i Kolvareid (0,85). Analysene viste derimot ingen hovedeffekt av treslag eller område når interaksjonen "område:treslag" ble inkludert i modellen. Dette skyldtes at område hadde stor betydning for effekten av treslag. Det er mye større ulikheter i diversiteten mellom gran og sitkagran i Kolvareid (henholdsvis 1,35 og 0,34) enn i Halså (0,85 og 0,39) og ved Jonsvatnet (1,37 og 1,42). Sammenligninger av modellene, med og uten interaksjon, viste imidlertid at interaksjonen kan vurderes å utelates (ANOVA, P = 0,046). Uten interaksjonen i modellen var diversiteten (D) nær signifikant påvirket av treslag (lme, P = 0,059) og signifikant påvirket av område (lme, P = 0,026, **Vedlegg 1**).

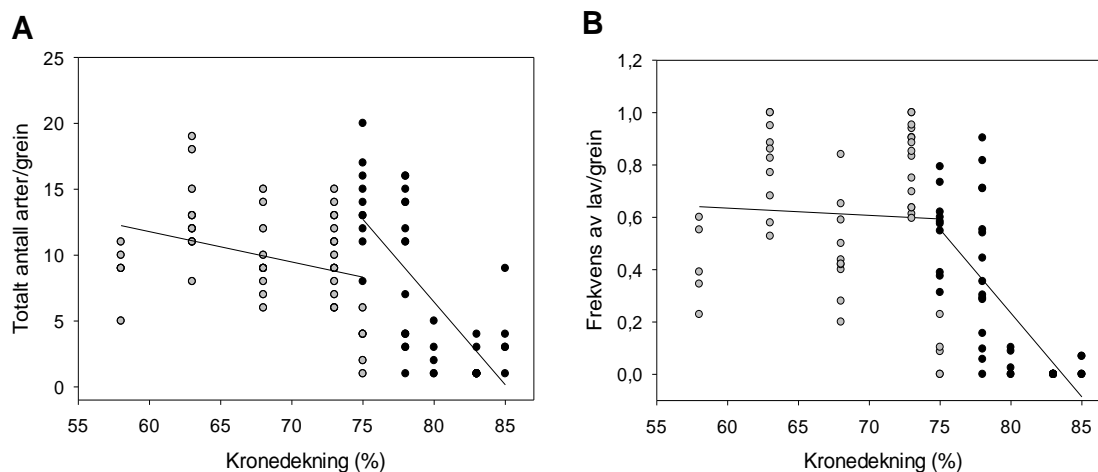


Figur 5. A) Gjennomsnittlig antall arter av lav per grein og B) gjennomsnittlig frekvens av lav per grein i plantefelt med gran (grå) og plantefelt med sitkagran (svart) i Halså, ved Jonsvatnet og i Kolvereid (N = 90 greiner).



Figur 6. A) Manglende forekomst av epifyttisk bladlav på greiner av sitkagran, og B) større forekomster av bladlav på greiner av gran i tilgrensende plantefelt, Kolvereid (par 3 i **Figur 1**). Foto: Olga Hilmo.

Siden målte tre- og greinvariabler varierte signifikant med treslag, ble effekten av disse testet separat for plantefelt med sitkagran og plantefelt med gran. I sitkagranplantefeltene ble frekvensen av lav redusert med økt kronedekning (lme, $P = 0,006$) og det var også en nær signifikant negativ effekt av kronedekning på artsantallet (lme, $P = 0,100$, **Figur 7A,B, Vedlegg 1**). I plantefeltene med gran avtok også antall arter signifikant med økende kronedekning (lme, $P = 0,041$). Det var derimot ingen signifikant effekt av hverken kronedekning, tretthet, greinomkrets eller treomkrets på frekvens av lav i bestandene med gran. Antall arter per grein i sitkagranplantefeltene økte med treomkretsen (lme, $P = 0,033$, **Vedlegg 1**).



Figur 7. Effekten av kronedekning på A) antall lavarter og B) frekvens av lav i plantefelt av gran (grå) og sitkagran (svart).

4.3 Antall arter og frekvens av moser på dødved

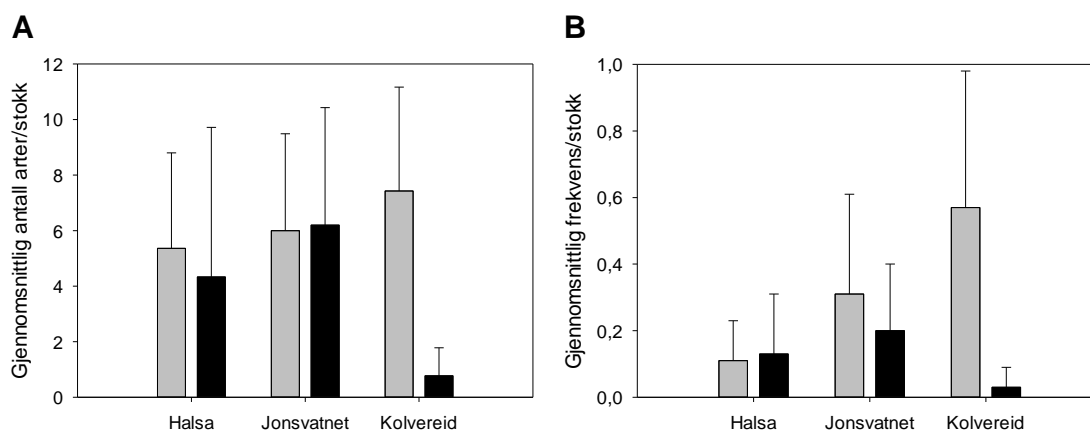
Totalt ble det registrert 49 mosearter på dødved ($N = 74$ stokker); 29 bladmoser og 20 levermoser. 37 arter ble registrert i plantefeltene av gran ($N = 31$ stokker) og 38 arter i sitkagranplantefeltene ($N = 43$ stokker, **Vedlegg 4**). 11 arter ble bare registrert i plantefeltene med gran, mens 12 arter bare ble funnet i sitkagranfeltene. I begge tilfeller representerer disse artene funn på en eller to stokker (**Vedlegg 4**). Det ble ikke gjort funn av rødlistearter på de undersøkte stakkene. Levermosen *Lophocolea heterophylla* (stubbeblonde) ble registrert på flest stokker både i feltene med gran (51,6 %) og i sitkagran (34,9 %). Av bladmosene ble *Dicranum scoparium* (ribbesigd) funnet på flest stokker, på 61,3 % av stakkene i plantefelt med gran og på 34,9 % av stakkene i sitkagranplantefeltene. Obligate dødvedarter som f.eks. *Lophozia ciliata* (barkflik), *L. longidens* (hornflik), *L. silvicola* (skogflik), *Riccardia latifrons* (sveltsaftmose) og *R. palmata* (fingersaftmose) er mest frekvente ved Jonsvatnet som også har flest arter i denne gruppen. Foruten arter som er spesialister på dødved viser **Vedlegg 4** forekomsten av flere skogbunnsmoser; f.eks. *Dicranum majus* (blanksigd), *Rhytidiadelphus loreus* (kystkransemose) og *Sphagnum palustre* (sumptorvmose). Det ble også gjort funn av arter som er vanlig på levende stående trær, men som følger treet når det dør, f.eks. *Frullania dilatata* (hjelmbleremose), *Orthotrichum speciosum* (duskbushette), *Ulotia crispa* (krusgullhette) og *U. drummondii* (snutegullhette). *Nowellia curvifolia* (larvemose) og *Thuidium tamariscinum* (stortujamose) er arter med sørvestlig utbredelse og ble kun funnet i Halså.

Totalt antall arter av moser på hver stakk varierte fra 0 til 18, og det høyeste artsantallet ble funnet i et av sitkagranplantefeltene i Halså. Totalt antall arter per stakk var høyere i plantefelt med gran ($6,1 \pm 3,5$), enn i plantefelt med sitkagran ($3,9 \pm 4,6$). Det var ingen signifikant hovedeffekt av treslag, men en områdeavhengig effekt. I Kolvereid var forskjellen i artsantall på dødved betydelig større mellom plantefelt med gran ($7,4 \pm 3,7$), og sitkagran ($0,8 \pm 1,0$), enn ved Jonsvatnet og

tildels også i Halså (Figur 8A, Vedlegg 1). Med utgangspunkt i takseringspunktene (45 registreringspunkter per stokk) var det heller ingen signifikant forskjell i antall arter mellom sitkagranplantefelt ($2,0 \pm 2,7$) og plantefelt med gran ($3,4 \pm 2,3$).

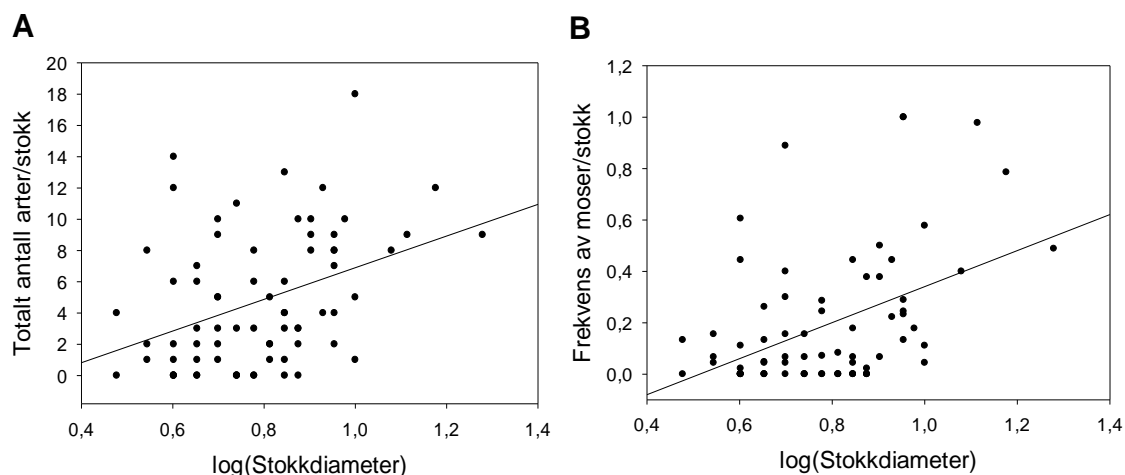
Gjennomsnittlig frekvens av moser per stokk var 19,6 %, derav 8,0 % ($\pm 12,5$) levermoser og 11,6 % ($\pm 21,5$) bladmoser. Den mest frekvente mosen på dødved var *Rhytidiadelphus loreus* (kystkransmose), registrert i gjennomsnittlig 3,4 % ($\pm 13,9$) av takseringspunktene per stokk. Det ble registrert en betydelig høyere frekvens av dødvedmoser i plantefelt med gran ($30,0 \% \pm 30,2$), enn i felt med sitkagran ($12,1 \% \pm 17,2$), med en nær områdeavhengig effekt av treslag (lme, $P = 0,052$, Figur 8B, Vedlegg 1). I sitkagranfeltene i Kolvereid var frekvensen av moser på stokkene kun på 3,0 % ($\pm 5,9$), mens frekvensen var 56,7 % ($\pm 40,7$) i granplantefeltene. Frekvensen av moser på dødved varierte også mellom områdene, med høyest forekomst i Kolvereid (lme, Kolvereid $P = 0,052$, Vedlegg 1). Hvis vi ser på levermoser og bladmoser hver for seg var frekvensen av levermoser relativt lik mellom plantefelt med gran ($9,9 \% \pm 14,1$) og sitkagran ($7,3 \% \pm 11,4$), mens forekomsten av bladmoser var betydelig høyere i plantefelt med gran ($21,2 \% \pm 29,5$), enn i felt med sitkagran ($4,8 \% \pm 8,2$).

Simpsons diversitetsindeks (D) viste ingen signifikant effekt av treslag eller område på dødvedmoser, selv om diversiteten (D) var høyere i plantefelt med gran (0,85), enn i sitkagranplantefelt (0,50). Diversiteten, uavhengig av plantefelttype, var høyest ved Jonsvatnet (0,85) og lavest i Kolvereid (0,37).

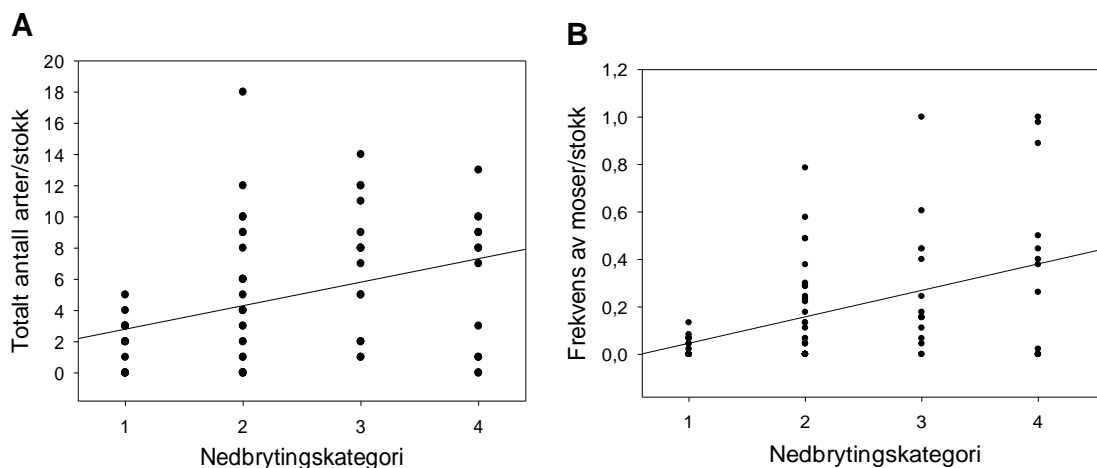


Figur 8. A) Gjennomsnittlig antall mosearter per stokk og B) gjennomsnittlig frekvens av moser per stokk i plantefelt med gran (grå) og plantefelt med sitkagran (svart) i Halså, ved Jonsvatnet og i Kolvereid ($N = 74$ stokker).

Uavhengig av område og treslag økte totalt antall mosearter og frekvensen av moser signifikant med diameteren på stokken, henholdsvis $P = 0,017$ og $P < 0,005$ (Figur 9A, B, Vedlegg 1). På stokker >10 cm i diameter (5,4 % av stokkene) var *Dicranum scoparium* (ribbesigd), *Ptilidium pulcherrimum* (barkfrynse), *Sanionia uncinata* (klobleikmose), *Lophocolea heterophylla* (stubbeblonde) frekvente arter, mens *Lophocolea bidentata* (totannblonde) var mest frekvent på stokker <5 cm i diameter. Det var også en signifikant positiv effekt av nedbrytingsgrad på totalt antall mosearter (lme, $P = 0,006$) og frekvens av moser (lme, $P < 0,001$, Figur 10A, B). *Hypnum cupressiforme* (matteflette) var mest frekvent på lite nedbrutt dødved, nedbrytingsgrad 1, mens *Rhytidiadelphus loreus* (kystkransmose) dominerte på de mest nedbrutte stokkene, nedbrytingsgrad 4-5. Den samme positive effekten av stokkdiameter (lme, $P = 0,044$) og nedbrytingsgrad (lme, $P = 0,003$) ble også observert for antall arter basert kun på funn i takseringspunktene.



Figur 9. Sammenhengen mellom stokkdiameter og A) totalt antall mosearter/stokk og B) frekvens av moser/stokk.



Figur 10. Sammenhengen mellom nedbrytingsgrad og A) totalt antall mosearter/stokk og B) frekvens av moser/stokk. Nedbrytingskategori 4 og 5 (2 stokker) er slått sammen.

4.4 Antall arter og dekning av karplanter og moser i bunnvegetasjon

Ruteanalyser (N = 30 ruter) av bunnvegetasjonen i plantefeltene i Kolvareid resulterte i totalt 41 arter: 24 moser og 17 karplanter (**Vedlegg 5**).

I plantefeltene med gran ble det funnet 15 mosearter og 13 karplantearter, mens i sitkagranfeltene var artsantallet 18 og 6 for henholdsvis moser og karplanter. Blant mosene dominerte *Hylocomium splendens* (etasjemose), *Plagiothecium undulatum* (kystjammemose), og *Rhytidiadelphus loreus* (kystkransemose). Av karplanter ble *Oxalis acetosella* (gjøksyre) og små *Sorbus aucuparia* (rogn <10 cm høy) observert i flest 1 x 1 m ruter. 11 karplanter og 6 moser ble bare observert i feltene med gran, mens 4 karplanter og 6 moser ble bare observert i feltene med i sitkagran (**Vedlegg 5**). Som for lav og dødvedmoser representerer disse funnene arter som opptrer sporadisk i en eller to ruter.

Gjennomsnittlig antall arter (karplanter og moser) per rute var nær signifikant lavere, i plantefelt med sitkagran ($4,2 \pm 2,6$), enn i plantefelt med gran ($6,5 \pm 2,9$) (lme, $P = 0,087$, **Vedlegg 1**). Det var ingen signifikant forskjell i gjennomsnittlig antall mosearter i plantefelt med sitkagran ($3,1 \pm 1,8$) og plantefelt med gran ($4,3 \pm 1,7$) (lme, $P = 0,112$). Gjennomsnittlig antall karplanter per rute var også relativt likt i bestandene med gran ($2,2 \pm 1,5$) og i sitkagranplantefeltene ($1,3 \pm 1,6$) (lme, $P = 0,116$). Det var derimot en betydelig forskjell i deknningen av moser, gjennomsnittlig 5,7 % i sitkagranplantefeltene og 84,0 % i feltene med gran (lme, $P = 0,008$, **Figur 11A, B, Vedlegg 1**). Dekningen av karplanter er også høyere i feltene med gran 27,4 % ($\pm 30,0$), enn i feltene med sitkagran 1,3 % ($\pm 1,9$), men effekten er ikke signifikant ($P = 0,125$). På grunn av liten utvalgsstørrelse (6 plantefelt, fordelt på 3 sitkagran- og 3 granplantefelt) har analysene lav statistisk styrke.



Figur 11. Kontrast i mosedekningen mellom plantefelt av A) gran og B) sitkagran i Kolvereid. Foto: Olga Hilmo.

5 Diskusjon

5.1 Habitatkvaliteter i kartlagte plantefelt

Denne kartleggingen viser at kronedekningen er høyere i plantefelt med sitkagran (75 – 85 %), enn i plantefelt med gran (58 – 75 %). I og med at tretettheten er på samme nivå, kan dette forklares med lengre og grovere greiner og større stammeomkrets i plantefelt med sitkagran, enn i plantefelt med gran. Dette samsvarer med bl.a. Øyen & Tveite (1998) som viser at totalproduksjon er i gjennomsnitt 34 % høyere hos sitkagran enn hos gran på lik bonitet, og med Karlberg (1961) som fant en raskere diameterutvikling hos sitkagran, enn hos gran. Den manglende sammenhengen mellom tretetthet og kronedekning skyldes trolig at mer åpne bestand gir rom for større økning i greinmassen slik at kronedekningen vil bli stor uavhengig av tretettheten. Kronedekning er beskrevet som en viktig biodiversitetsindikator i plantefelt fordi den påvirker mikroklimaet under trekronene (Smith m. fl. 2008, Coote m. fl. 2013). Med økende kronedekning reduseres den fotosyntetisk aktive strålingen (Powell & Bork 2007), og lys er en begrensende faktor for mange karplanter (f.eks. Kirby 1988, Strøngbom m. fl. 2004, Barbier m. fl. 2008, Plue m. fl. 2013) og epifyttiske arter i skog (Marmor m. fl. 2012, Coxson & Stevenson 2007, Gauslaa m. fl. 2007). Kronedekning og trestruktur påvirker også luftsirkulasjon, mengde og fordeling av nedbør, og den relative luftfuktigheten i bestandet (Jennings m. fl. 1999, Powell & Bork 2007). I tillegg gir høy kronedekning stor strøfallproduksjon, og en stor mengde strøfall er dokumentert i sitkagranfeltene (**Vedlegg 2, Figur 11**). Mengde strøfall blir bestemt av balansen mellom strøfallproduksjon og nedbryting (Staelens m. fl. 2003), og denne balansen påvirkes bl. a. av treslag (Moroni & Zhu 2012), lokalitet og klimatiske forhold (Brey Meyer 2003).

Mye av dødveden i de kartlagte plantefeltene var rester fra tynning og besto av små grantrær. Stokkene var ofte rike på greiner og berørte i liten grad bakken, og dermed blir de ikke så lett kolonisert av bakkeboende arter. En større forekomst av dødved i sitkagranfeltene enn i feltene med gran, skyldes at flere av sitkagranfeltene var tynnet, mens tynning bare ble notert i ett felt med gran. Registrerte dødvedstokker var relativt ensartete og lite nedbrutte stokker, og små dimensjoner (<10 cm i diameter) dominerte. Høy forekomst av smådimensjonert dødved samsvarer med landskogstakseringen som viser at mengden dødt trevirke, <20 cm i diameter, er betydelig større i kulturskog enn i naturskog (Storaunet m. fl. 2011). Dominans av dødved i små dimensjoner i kulturskog er også i tråd med Fridman & Walheim (2000) og Brandrud m.fl. (2013).

5.2 Effekten av treslag på epifyttisk lav

En betydelig høyere frekvens av lav per grein i plantefelt med gran (61,2 %) sammenlignet med sitkagran (26,9 %) skyldes at de vanlige bladlavartene *Platismatia glauca* (papirlav), *Hypogymnia physodes* (kvistlav) og *Parmelia sulcata* (bristlav) er mindre frekvente på greiner av sitkagran, enn på greiner av gran. Dette er sannsynligvis en effekt av høy kronedekning i sitkagranplantefeltene, og antakelsen støttes av en reduksjon i både antall arter og frekvens med økende kronedekning. Denne negative effekten av kronedekning er mindre markant i plantefeltene med gran. Når kronedekningen er $\geq 80\%$ reduseres frekvensen av lav til $\leq 10\%$ og artsantallet til ≤ 5 . For å drive netto fotosyntese er lav avhengig av et visst vanninnhold i tallus (Nash 1996). Lysnivået under perioder med nedbør eller i perioder med høy luftfuktighet er derfor viktig (Palmqvist & Sundberg 2000). Flere lavepifytter i boreal skog som f.eks. *Platismatia glauca* (papirlav) har et relativt lavt lyskompensasjonspunkt for netto fotosyntese; $5 - 10 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Sundberg m.fl. 1997), men det er sannsynlig at lysnivået i perioder er lavere enn dette når kronedekningen er $\geq 80\%$. Kontinuerlige lysmålinger gjennom et helt år i eldre naturskog med gran i Midt-Norge har vist at lysnivået ligger under $50 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ mesteparten av tiden og mange verdier er $< 1 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Hilmo & Såstad 2001). Det er derfor sannsynlig at lysnivået er $< 5 - 10 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ i tette sitkagranbestand, og at lyset dermed er en begrensende faktor som hemmer vekstraten hos bladlav som f.eks. *P. glauca* (papirlav). I to av sitkagranfeltene i Kolvereid med kronedekning $> 80\%$ manglet blad- og busklav på analysegreinene. Resultatet er i samsvar med

Coote m. fl. (2008) som beskriver reduksjonen i artsdiversitet i tette granbestand som en effekt av høy kronedekning og lite lys.

Et totalt høyere artsantall og flere arter per grein i feltene med gran, enn i feltene med sitkagran, indikerer bedre betingelser for epifyttisk lav i plantefelt med gran. De statistiske analysene viser derimot at det er viktig å relatere effekten av treslag til område med hensyn til antall arter. I motsetning til plantefeltene ved Jonsvatnet, som hadde en relativt høy forekomst av epifyttisk lav uavhengig av treslag, var effekten av treslag tydelig i plantefeltene i Kolvereid. Her var antall arter og frekvensen av lav påfallende liten i sitkagranplantefeltene. Høyt artsmangfold i sitkagranbestandene ved Jonsvatnet kan skyldes en lavere kronedekning her enn i sitkagranfeltene ved Halså og Kolvereid. Alle sitkagranfeltene ved Jonsvatnet var tynnet, og dette har ført til et rikt greinverk i nedre del av krona (se foto **Vedlegg 2**). Studier av den vertikale fordelingen av lav i trekrona viser at mange arter har sitt optimum i den nedre delen av trekrona (Hilmo m. fl. 2014), og god substrattilgjengelighet her er derfor viktig. Feltene ved Jonsvatnet grenser også til stedegen skog og har dermed kort avstand til potensielle spredningskilder, mens flere av feltene i Kolvereid og Halså grenset mot dyrkamark eller myr. Nærhet til spredningskilde er en viktig faktor for kolonisering av lav i plantefelt (Hilmo m. fl. 2011, Coote m. fl. 2013). Regionale effekter, som f.eks. ulik grad av oseanisk påvirkning, kan også ha betydning. Det er ingen tydelig sammenheng mellom plantefeltenes forhistorie og diversiteten av lav og moser.

Sammenlignet med suboseanisk naturskog med gran i Midt-Norge er det totale artsantallet, særlig i plantefelt med gran, relativt høyt (69 arter, N = 45 greiner). Holien (1997) og Hilmo & Holien (2002) registrerte henholdsvis 81 (N = 400 greiner) og 62 epifyttiske lavararter (N = 60 greiner). Den mest markante forskjellen er at arter typiske i naturskog (f.eks. *Alectoria sarmentosa*, *Cavernularia hultenii*, *Lobaria scrobiculata* og *Platismatia norvegica*) mangler i kartlagte plantefelt, unntatt noen få funn av *C. hultenii* og *A. sarmentosa*. Antallet lavepifytter i sitkagranbestandene (44 arter, N = 9 bestand) er på samme nivå som i sitkagranplantefelt i Irland der Coote m. fl. (2008) registrerte 39 epifyttiske lavararter, skorpelav inkludert (N = 12 bestand). Det er viktig å merke seg at det gjennomsnittlige artsantallet per grein er betydelig lavere både i plantefeltene med gran (9,9) og i sitkagranfeltene (7,1), enn det som er referert fra naturskog; 22 arter per grein (Holien 1997) og 25 arter per grein (Hilmo & Holien 2002). Et lavt artsantall pr grein i kartlagte plantefelt skyldes at mange arter, totalt 25, opptrer sporadisk med ett eller få funn. Årsaken til dette kan være at habitatet er suboptimalt for mange av artene, eller at populasjonene er unge og i tidlig etableringsfase. Det ble funnet 30 arter av blad- og busklav i kartlagte plantefelt (N = 18) og dette er sammenlignbart med Wannebo-Nilsen m. fl. (2010) som fant 29 epifyttiske bladlav (N = 31 prøveflater) i plantefelt med gran og sitkagran, samt i stedegen bjørkeskog i Troms og Vesterålen. I granplantefelt i kystgranskog i Namdalen fant Hilmo m. fl. (2009) 23 arter av blad- og busklav (N = 71 greiner).

5.3 Effekten av treslag på moser i skogbunnen og på dødved

En av de mest iøynefallende forskjellene på plantefelt med gran og plantefelt med sitkagran var forekomsten av moser i skogbunnen. I sitkagranbestandene fantes moser bare flekkvis eller manglet helt, mens et sammenhengende vegetasjonsdekke med moser og karplanter var typisk i plantefelt med gran (**Vedlegg 2**). En høy dekning av moser i plantefeltene med gran er i samsvar med Humphrey m. fl. (2002), Coote m. fl. (2008) og French m. fl. (2008). Moser er stresstolerante (Grime m. fl. 1990) og skyggetolerante (Marschall & Proctor 2004), og skyggefulle plantefelt med et fuktig mikroklima favoriserer derfor mange mosearter. Siden moser generelt er skyggetålende, er liten forekomst i sitkagranbestandene trolig en effekt av andre faktorer enn mangel på lys. Varierende fuktighetsforhold mellom feltene, både naturlig, og på grunn av ulik grad av markberedning, vil ha betydning for dekningen av moser. En spesielt høy mosedekning i plantefelt med gran i Kolvereid (par 1, **Vedlegg 2**), skyldes planting i tidligere myr og en svært fuktig skogbunn. I tillegg vil et tykt lag av strøfall i sitkagranfeltene trolig hemme etablering og vekst av arter i skogbunnen (**Vedlegg 2, Figur 11**). Flere eksperimenter med fjerning av strøfall har vist en hemmende effekt av strøfalltykkelse på enkeltarter, og dette påvirker

konkurransforholdet mellom arter (Facelli & Pickett 1991, Sydes & Grime 1981). Tilførselen av strøfall kan være særlig stor om våren, når strøfall akkumulert i snøen når bakken. Kartleggingen av moser på dødved viste at forekomsten av bladmoser var mye høyere i plantefelt med gran (21,2 %), enn i feltene med sitkagran (4,8 %), mens forekomsten av levermoser var relativt lik. Det er sannsynlig at dette henger sammen med det sparsomme mosedekket i sitkagranbestandene, sammenlignet med bestandene av gran. En sekundær effekt av dette er at bladmosene har en lengre spredningsvei for å kolonisere dødved i plantefelt med sitkagran enn i plantefelt med gran hvor de bare kan «krype» opp på stokken. De fleste levermosene på dødved har ikke skogbunnen som et alternativt habitat, og har dermed lik spredningsvei inn i begge typene av plantefelt. Dette kan forklare en relativt lik forekomst av levermoser i de to plantefelttypene.

Det finnes få studier som har undersøkt betydningen av dødved for moser i plantefelt. Særlig har dødved av små dimensjoner blitt lite undersøkt i økologiske studier (Juutilainen m. fl. 2014). I samsvar med tidligere undersøkelser (f.eks. Söderström 1988, Andersson & Hytteborn 1991, Kruys & Jonsson 1999, Odor & Van Hees 2004, Humphrey m. fl. 2002) øker antallet arter og frekvensen av mose med stokkdiameteren. Store stokker har større vannlagringskapasitet enn små stokker, og dette fremmer etablering og vekst av tørkesensitive arter (Söderström 1988). Store stokker kan i tillegg by på varierende mikrohabitat og dermed flere nisjer. Det er ofte skogbunnsarter som dominerer på oversiden av stokken, mens pionersamfunn av levermoser dominerer på sidene av stokken. Den økende forekomsten av moser med nedbrytingsgraden samsvarer også med tidligere funn (f.eks. Prestø & Holien 2001, Humphrey m. fl. 2002, Rajala m. fl. 2012). Dødvedstokker som er mye nedbrutt, har kvaliteter, f.eks. stor vannlagringskapasitet, som er gunstig for mange arter og de har også vært tilgjengelig for kolonisering i en lang periode. Den høye frekvensen av enkelte bakkeboende arter på de mest nedbrutte stokkene, f.eks. *Hylocomium splendens* (etasjemose) og *Rhytidiadelphus loreus* (kystkransemose), viser at stokker som har ligget lenge, og som har stor kontaktflate med bakken, invaderes av typisk bakkeboende arter.

Som for antall lavararter per grein ble det også for moser på dødved i Kolvereid funnet en særs lav diversitet i sitkagranfeltene, i forhold til feltene med gran. Siden stokkdiameteren og nedbrytingsgraden er relativt lik i feltene med gran og sitkagran i Kolvereid, må ulik forekomst av moser skyldes andre faktorer. To av sitkagranfeltene i Kolvereid var fullstendig dominert av strøfall i skogbunnen, og dette har trolig en negativ effekt på kolonisering av arter på tilgjengelig dødved. En generell høy diversitet av dødvedmoser ved Jonsvatnet har trolig flere årsaker. Det er sannsynlig at feltenes beliggenhet med nærhet til skog, og dermed kort vei til potensielle spredningskilder, er en viktig faktor som fremmer høy diversitet. Coote m.fl. (2013) nevner også nærhet til gammelskog som en viktig biodiversitetsindikator i plantefelt.

Antall mosearter på dødved i undersøkte plantefelt (49 arter, N = 75 stokker) er betydelig lavere enn antall arter referert fra naturskog i Midt-Norge (Prestø & Holien 1996). Prestø & Holien (1996) fant 95 mosearter på liggende dødved (N = 82 stokker) i en undersøkelse av tre kystgranskogslokalteter med naturskog.

5.4 Effekten av treslag på karplanter

Selv om det statistiske grunnlaget er marginalt for å undersøke effekten av treslag (N = 6 plantefelt), viser resultatene både et lavere artsantall og en lavere gjennomsnittsdekning av karplanter i sitkagranbestandene (6 arter og 1,3 % dekning) enn i feltene med gran (13 arter og 27,4 % dekning). Det er sannsynlig at lav diversitet i sitkagranfeltene skyldes høy kronedekning. En slik tolkning er også i samsvar med Ferris m. fl. (2000) og French m. fl. (2008) som konkluderte med en negativ effekt av høy kronedekning, og dermed lavt lysnivå, på bunnvegetasjonen i plantefelt. En høyere dekning av karplanter i feltene med gran enn i sitkagranbestandene, skyldes høy dekning av *Oxalis acetosella* (gjøksyre) i to bestand med gran. Både gjøksyre og bregner, som begge er skyggetålende (Marschall & Proctor 2004), var fraværende i sitkagranbestandene.

Det er sannsynlig at strøfall også her utgjør en negativ faktor. Strøfall er beskrevet som en av de faktorene som påvirker forekomsten av karplanter i bunnsjiktet mest i granskog p.g.a. forsuring og hemming av næringsfrigjøring (Augusto m. fl. 2002).

I samsvar med tidligere biodiversitetskartlegginger i plantefelt (f.eks. Kirby 1988) viser også denne kartleggingen et generelt lavt antall karplantearter i granplantefeltene.

5.5 Konklusjon

Denne kartleggingsstudien er en av få studier i Norge som sammenligner biodiversiteten i granplantefelt med biodiversiteten i sitkagranplantefelt. Parvise utvalg av plantefelt, med minst mulig variasjon i andre bestandsfaktorer, gir et godt utgangspunkt for å undersøke effekten av treslag på biodiversiteten.

Generelt har plantefelt med sitkagran en mindre forekomst av epifyttisk lav, særlig større bladlav, og en mindre frekvens av bladmoser på dødved, enn plantefelt med gran. Sitkagranfeltene har også et dårligere utviklet bunnsjikt med bare spredte forekomster av moser og karplanter. Det er også en tendens til færre arter av epifyttisk lav og moser per grein og stakk i sitkagranplantefeltene, men effekten varierer mellom områdene. I Kolvareid er biodiversiteten i sitkagranplantefelt særs liten, mens den ved Jonsvatnet er like høy i feltene med sitkagran som i feltene med gran. Dette viser at plantefelt med sitkagran, i enkelte tilfeller, kan ha et artsmangfold av epifyttisk lav og dødvedmoser som tilsvarende det man finner i produksjonsskog av gran. I samsvar med Smith m. fl. (2008) og Coote m. fl. (2013) understreker denne kartleggingen betydningen av kronedekning som en viktig bioindikator for epifyttisk lav. I dette plantefelt med kronedekning $\geq 80\%$ reduseres både antallet og frekvensen av artene, sannsynligvis på grunn av begrenset lys. En forutsetning for å øke biodiversiteten i plantefelt generelt, og særlig i plantefelt med sitkagran, er derfor tynning. Dette har også blitt understreket av bl.a. Abdy & Mayhead (1992), Hartley (2002) og French m. fl. (2008). Selv om diversiteten av dødvedmoser er mindre enn i naturskog, viser denne kartleggingen høy forekomst av mange mosearter på de største og mest nedbrutte dødvedstokkene.

Siden produksjonsskog utgjør en stor del av skogarealet, bør forvaltningstiltak som kan fremme artsmangfoldet i plantefelt gis større prioritet. Eksempler på slike tiltak er tynning og evt. større planteavstand. Det har imidlertid vært en tendens til å nedprioritere tynning, fordi dimensjonsutviklingen har vært tilfredstillende i utynna plantefelt (Øyen 2001). Øyen (2001) konkluderte med at hvis 40-50 % av stående grunnflatesum tynnes ut i yngre sitkagranfelt vil dette i liten grad påvirke bestandenes totalproduksjon. For mange lavarter med hovedutbredelse i nedre del av trekrona (Hilmo m. fl. 2013) er det viktig at tynningen skjer på et tidlig tidspunkt, før oppkvistingen starter. En mer åpen bestandsstruktur med redusert kronetetthet vil også redusere strøfallmengden, og dermed fremme utviklingen av et mer sammenhengende bunnsjikt i plantefeltene. Hale (2001) foreslår at sitkagranplantefelt bør tynnes til et basalareal som er $<30 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ ut i fra produksjonskriterier. Et større innslag av løvtre, særlig rikkbarkstre, er tidligere diskutert som et effektivt tiltak for å fremme biodiversiteten i plantefelt (Hilmo m. fl. 2011). Denne og tidligere studier (f.eks. Ferris m. fl. 2000, Humphrey m. fl. 2002) har dessuten vist at det er viktig å øke mengden dødved av større dimensjoner og i sen nedbrytingsfase.

Det finnes generelt få norske studier som har fokusert på biodiversitet i plantefelt, og kunnskapen er særlig begrenset når det gjelder artsmangfold i bestand av introduserte barte. Studier av biologisk mangfold i bestand med innførte treslag bør derfor prioriteres. Det bør også forskes videre på tiltak som kan øke biodiversiteten i kulturskog, og langtidstudier vil være særlig aktuelle for å evaluere effekten av tiltakene. Det er også viktig å diskutere hvilke skogpolitiske virkemidler som kan iverksettes for å utvikle driftsformer som kan øke biodiversiteten i plantefelt. Den områdeavhengige effekten av treslag på bl.a. artsmangfold i denne kartleggingen understreker betydningen av å inkludere ulike geografiske områder i framtidige studier.

6 Referanser

- Abdy, E.M. & Mayhead, G.J. 1992. The ground vegetation in upland spruce plantations in North Wales. - *Asp. Applied Biology* 29: 73-81.
- Andersson, L.I. & Hytteborn, H. 1991. Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. - *Holarctic Ecology* 14: 121-130.
- Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D. & Rothe, A. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. - *Annals of Forest Science* 59: 233-253.
- Barbier, S., Gosselin, F. & Philippe, B. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved - A critical review for temperate and boreal forests. - *Forest Ecology and Management* 254: 1–15.
- Brandrud, T.E., Skarpaas O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2013. Naturindeksens dødvedindikatorer og arts mangfoldet av vedboende sopp. - NINA Rapport 970. 35 s.
- Breymeyer, A. 2003. Processes of litter fall and decomposition: Boreal-temperate transect studies of pine ecosystems. - *Polish Journal of Ecology* 51: 529-543.
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P. & Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? - *Biodiversity and Conservation* 17: 925–951.
- Caruso, A., Rudolphi, J. & Thor, G. 2008. Lichen species diversity and substrate amounts in young planted boreal forests: A comparison between slash and stumps of *Picea abies*. - *Biological Conservation* 141: 47-55.
- Coote, L., Smith, G.F., Kelly, D.L., O'Donoghue, S., Dowding, P., Iremonger, S. & Mitchell, F.J.G. 2008. Epiphytes of Sitka spruce (*Picea sitchensis*) plantations in Ireland and the effects of open spaces. - *Biodiversity and Conservation* 17: 953-968.
- Coote, L., French, L.J., Moore, K.M., Mitchell, F.J.G. & Kelly, D.L. 2012. Can plantation forests support plant species and communities of semi-natural woodland? - *Forest Ecology and Management* 283: 86-95.
- Coote, L., Dietzsch, A.C., Wilson, M.W., Graham, C.T., Fuller, L., Walsh, A.T., Irwin, S., Kelly, D.L., Mitchell, F.J.G., Kelly, T.C. & O'Halloran, J. 2013. Testing indicators of biodiversity for biodiversity for plantation forests. - *Ecological Indicators* 32: 107-115.
- Coxson, D.S. & Stevenson, S.K. 2007. Growth rate responses of *Lobaria pulmonaria* to canopy structure in even-aged and old-growth cedar-hemlock forests of central-interior British Columbia, - Canada. - *Forest Ecology and Management* 242: 5-16.
- Crawley, M.J. 2009. *The R Book*. England: John Wiley & Sons Ltd.
- Debeljak, M. 2006. Coarse woody debris in virgin and managed forest. - *Ecological Indicators* 6: 733-742.
- Dettki, H., Klintberg, P. & Esseen, P.-A. 2000. Are epiphytic lichens in young forests limited by local dispersal? - *Ecoscience* 7: 317-325.
- Dettki, H. & Esseen, P.-A. 2003. Modelling long-term effects of forest management on epiphytic lichens in northern Sweden. - *Forest Ecology and Management* 175: 223–238.
- Facelli, J.M. & Pickett, S.T.A. 1991. Indirect effects of litter on woody seedlings subject to herb competition. - *Oikos* 62: 129-138.
- Ferris, R., Peace, A.J., Humphrey, J.W. & Broome, A.C. 2000. Relationships between vegetation, site type and stand structure in coniferous plantations in Britain. - *Forest ecology and Management* 136: 35-51.
- French, L.J., Smith, G.F., Kelly, D.L., Mitchell, F.J.G., O'Donoghue, S., Iremonger, S.F. & McKee, A.-M. 2008. Ground flora communities in temperate oceanic plantation forests and the influence of silvicultural, geographic and edaphic factors. - *Forest Ecology and Management* 255: 476-494.

- Fridman, J. & Walheim, M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. - *Forest Ecology and Management* 131: 23-36.
- Fylkesmannen i Nordland 2012. Strategisk plan for Nordlandsskogbruket 2012 – 2025. Økt verdiskaping i alle ledd. - Rapport, Fylkesmannen i Nordland. 14 s.
- Gauslaa, Y., Lie, M., Solhaug, K.A. & Ohlson, M. 2006. Growth and ecophysiological acclimation of the foliose lichen *Lobaria pulmonaria* in forests with contrasting light climates. - *Oecologia* 147: 406–416.
- Gauslaa, Y., Palmqvist, K., Solhaug, K.A., Holien, H., Hilmo, O., Nybakken, L., Myhre, L.C. & Ohlson, M. 2007. Growth of epiphytic old forest lichens across climatic and successional gradients. - *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1832–1845.
- Gederaas, L., Moen T.L., Skjelseth S. & Larsen L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. - Artsdatabanken, Trondheim. 214 s.
- Griffin J.R. & Critchfield W.B. 1972. The distribution of forest trees in California-. The Forest Service of the U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Research Paper PSW-82/1972. 118 s.
- Grime, J.P., Rincon, E.R. & Wickerson, B.E. 1990. Bryophytes and plant strategy theory. - *Botanical Journal of the Linnean Society* 104: 175-186.
- Hale, S.E. 2001. Light regime beneath Sitka spruce plantations in northern Britain: preliminary results. - *Forest Ecology and Management* 151: 61-66.
- Hansen, A.J., McComb, W.C., Vega, R., Raphael, M.G. & Hunter, M. 1995. Bird habitat relationships in natural and managed forests in the west Cascades of Oregon. - *Ecological Applications* 5: 555-569.
- Hartley M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. - *Forest Ecology and Management* 155: 81–95.
- Hedenås, H. & Hedström, P. 2007. Conservation of epiphytic lichens: Significance of remnant aspen (*Populus tremula*) trees in clear-cuts. - *Biological Conservation* 135: 388-395.
- Hilmo, O. & Sâstad, S.M. 2001. Colonization of old-forest lichens in a young and an old boreal *Picea abies* forest: an experimental approach. - *Biological Conservation* 102: 251-259.
- Hilmo, O. & Holien, H. 2002. Epiphytic lichen response to the edge environment in a boreal *Picea abies* forest in central Norway. - *Bryologist* 105: 48-56.
- Hilmo, O., Holien, H., Hytteborn, H. & Ely-Aastrup, H. 2009. Richness of epiphytic lichens in differently aged *Picea abies* plantations situated in the oceanic region of Central Norway. - *Lichenologist* 41: 97-108.
- Hilmo, O., Ely-Aastrup, H., Hytteborn, H. & Holien, H. 2011. Population characteristics of old forest associated epiphytic lichens in *Picea abies* plantations in the boreal rainforest of Central Norway. - *Canadian Journal of Forest Research* 41: 1743-1753.
- Hilmo, O., Gauslaa, Y., Rocha, L., Lindmo, S. & Holien, H. 2013. Vertical gradients in population characteristics of canopy lichens in boreal rainforests of Norway. - *Botany* 91: 814-821.
- Holien, H. 1997. The lichen flora on *Picea abies* in a suboceanic spruce forest area in central Norway with emphasis on the relationship to site and stand parameters. - *Nordic Journal of Botany* 17: 55-76.
- Humphrey, J.W., Newton, A.C., Peace, A.J. & Holden, E. 2002. The importance of conifer plantations in northern Britain as a habitat for native fungi. - *Biological Conservation* 96: 241-252.
- Humphrey, J.W. 2005. Benefits to biodiversity from developing oldgrowth conditions in British upland spruce plantations: a review and recommendations. - *Forestry* 78: 33–53.
- Jennings, S.B., Brown, N.D. & Sheil, D. 1999. Assessing forest canopies and understory illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. - *Forestry* 72: 59-72.
- Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H. 2013. Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: A review of their importance for biodiversity. - *Forest Ecology and Management* 303: 98-112.

- Jonsson, B. & Yoccoz N.G. 2005. Økosystemdynamikk: menneskelig påvirkning på biologisk mangfold. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. - NINA Temahefte 33. 89 s.
- Juutilainen, K., Mönkkönen, M., Kotiranta, H. & Halme, P. 2014. The effects of forest management on wood-inhabiting fungi occupying dead wood of different diameter fractions. - *Forest Ecology and management* 313: 283-291.
- Karlberg, S. 1961. Development and yield of Douglas fir (*Pseudotsuga taxifolia* (Poir.) Britt.) and Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) in southern Scandinavia and on the Pacific Coast. - Kungl. Skogshögskolans skrifter. Nr 34. 141 s.
- Kirby, K.J. 1988. Changes in the ground flora under plantations on ancient woodland sites. - *Forestry* 61: 317-338.
- Klima- og miljødepartementet. 2012. Forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål. Hefte 6. Lastet ned fra <http://www.lovddata.no/for/sf/md/xd-20120525-0460.html>.
- Kukwa, M. 2011. The lichen genus *Ochrolechia* in Europe. Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego Gdansk. 309 s.
- Korhonen, L., Korhonen, K.T., Rautiainen, M. & Stenberg, P. 2006. Estimation of forest canopy cover: a comparison of field measurement techniques. - *Silva Fennica* 40: 577-588.
- Kruys, N. & Jonsson, B.G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. - *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1295-1299.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Norge. 480 s.
- Levende skog 2006. Standard for et bærekraftig norsk skogbruk. Lastet ned fra http://www.levendeskog.no/levendeskog/Vedlegg/08Levende_Skog_standard_Bokmaal.pdf.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. - Artsdatabanken, Trondheim. 112 s.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publ., Malden, Mass.
- Marschall, M. & Proctor, M.C.F. 2004. Are bryophytes shade plants? Photosynthetic light responses and proportions of chlorophyll a, chlorophyll b and total carotenoids. - *Annals of Botany* 94: 593-603.
- Marmor, L., Tõrra, T., Saag, L. & Randlane, T. 2012. Species richness of epiphytic lichens in coniferous forests: the effect of canopy openness. - *Annales Botanici Fennici* 49: 352-358.
- Meteorologisk institutt u.d. eKlima, Nedbørnormaler 1961 - 1990. Lastet ned fra www.eklima.met.no.
- Miljøverndepartementet 2007. Tverrsektoriell nasjonal strategi mot fremmede skadelige arter. Miljøverndepartementet 05/2007. 48 s.
- Moroni, M.T. & Zhu, X. 2012. Litter fall and decomposition in harvested and un-harvested boreal forests. - *Forestry Chronicle* 88: 613-621.
- Nash III, T.H. 1996. *Lichen Biology*. Cambridge University Press. United Kingdom.
- Nationen 2012. Skogeierne raser mot svartelisting av sitkagran. Nationen 12.06.12. Lastet ned fra <http://www.nationen.no/tunmedia/skogeierne-raser-mot-svartelisting-av-sitkagran>.
- Norge i bilder u.d. Kartlag Trondheim – Gauldal 1947 og Klæbu – Malvik 1963. Lastet ned fra <http://norgebilder.no/>
- Nygaard, P.H., Skre, O. & Brean, R. 1999. Naturlig spredning av utenlandske treslag. - Oppdragsrapport fra Norsk institutt for skogforskning 19: 1-17.
- Ódor, P. & Van Hees, A.F.M. 2004. Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log soze and habitat types in Hungarian beech forests. - *Journal of Bryology* 26: 79-95.

- Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forest. - *Biological Conservation* 81: 221-231.
- Palmqvist, K. & Sundberg, B. 2000. Light use efficiency of dry matter gain in five macro-lichens: relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. - *Plant Cell and Environment* 23: 1-14.
- Plue, J., Van Gils, B., De Schrijver, A., Pepler-Lisbach, C., Verheyen, K. & Hermy, M. 2013. Forest herb layer response to long-term light deficit along a forest developmental series. - *Acta Oecologica – International Journal of Ecology* 53: 63-72.
- Powell, G.W. & Bork, E.W. 2007. Effects of aspen canopy removal and root trenching on understory microenvironment and soil moisture. - *Agroforestry Systems* 70: 113-124.
- Öckinger, E., Niklasson, M. & Nilsson, S.G. 2005. Is local distribution of the epiphytic lichen *Lobaria pulmonaria* limited by dispersal capacity or habitat quality? - *Biodiversity and Conservation* 14: 759-773.
- Prestø, T. & Holien, H. 1996. Lav og moser i kystgranskog. Populasjonsbiologi, overvåking og effekter av skoglige aktiviteter. Årsrapport 1995 for prosjektet "Forvaltningsstrategier for kystgranskog". - Vitenskapsmuseet Botanisk Notat 1996 2. 78 s.
- Prestø, T. & Holien, H. 2001. Forvaltning av lav og moser i boreal regnskog. NTNU Vitensk.mus. - Rapport botanisk serie 2001-5. 77 s.
- Quine, C.P. & Humphrey, J.W. 2010. Plantations of exotic tree species in Britain: irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? - *Biodiversity and Conservation* 19: 1503-1512.
- Rajala, T., Peltoniemi, M., Pennanen, T. & Mäkipää, R. 2012. Fungal community dynamics in relation to substrate quality of decaying Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) logs in boreal forests. - *Microbiology Ecology* 81: 494-505.
- Ranius, T., Kindvall, O., Kruys, N. & Jonsson, B.G. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. - *Forest Ecology and management* 182: 13-29.
- Sandvik, H. 2012. Kunnskapsstatus for spredning og effekter av fremmede bartrær på biologisk mangfold. - DN-utredning 8-2012. 44s.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L. & Ingelög, T. 1994. Dying and dead trees: a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala. 109 s.
- Saure, H.I., Vandvik, V., Hassel, K. & Vetaas O.R. 2013a. Do vascular plants and bryophytes respond differently to coniferous invasion of coastal heathlands? - *Biological Invasions* 16: 775-791.
- Saure I., Vandvik, V., Hassel, K. & Vetaas, O.R. 2013b. Effects of invasion by introduced versus native conifers on coastal heathland vegetation. - *Journal of vegetation science* 24: 744-754.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P., Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. - *Forest Ecology and Management* 128: 211-225.
- Skjelvik J.M. & Vennemo H. 2011. Samfunnsøkonomiske gevinster av skogreising med sitkagran. Vista Analyse AS. - Rapport nummer 2011/03. 40 s.
- Smith, G.F., Gittings, T., Wilson, M., French, L., Oxbrough, A., O'Donoghue, S., O'Halloran, J., Kelly, D.L., Mitchell, F.J.G., Kelly, T., Iremonger, S., Mckee, A.M. & Giller, P. 2008. Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests. - *Biodiversity and Conservation* 17: 991-1015.
- Söderström, L. 1988. Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden. - *Nordic Journal of Botany* 8: 89-97.
- Stabbetorp, O.E. & Nygaard, P.H. 2005. Økologiske effekter av fremmede treslag i kystområdene. - NINA Temahefte 33: s. 23-31.
- Staelens, J., Nachtergale, L., Luysaert, S., Lust, N., 2003. A model of windinfluenced leaf litterfall in a mixed hardwood forest. - *Canadian Journal of Forest Research* 33: 201–209.

- Storaunet, K.O., Eriksen, R. & Rolstad, J. 2011. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Med basis i Landskogstakseringens 7., 8. og 9. Takst. - Oppdragsrapport fra Skog og Landskap 15/2011. 44s.
- Strengbom, J., Nasholm, T., Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of the grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forests. - *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Sundberg, B., Palmqvist, K., Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1997. Growth and vitality of epiphytic lichens. 2. Modelling of carbon gain using field and laboratory data. - *Oecologia* 109: 10-18.
- Sweeney, O.F.M., Martin, R.D., Irwin, S. Kelly, T.C., O'Halloran, J., Wilson, M.W. & McEvoy, P.M. 2010. A lack of large-diameter logs and snags characterises dead wood patterns in Irish forests. - *Forest Ecology and management* 259: 2056-2064.
- Sydes, C. & Grime, J.P. 1981. Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland. I. Field investigations. - *Journal of Ecology* 69: 237-248.
- Tengberg, F. 2005. En jämförelse av sitkagranens (*Picea sitchensis*) och den vanliga granens (*P. abies*) produktion. Examensarbete nr 62. SLU.
- Vadla, K. 2007. Sitkagran – utbredelse, egenskaper og anvendelse. - *Viten fra Skog og landskap* 2/07: 27-31.
- Vanha-Majamaa, I., Lilja, S., Ryoma, R., Kotiaho, J.S., Laaka-Lindberg, S., Lindberg, H., Puttonen, P., Tamminen, P., Toivanen, T. & Kuuluvainen, T. 2007. Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. - *Forest Ecology and Management* 250: 77-88.
- Visnjic, C., Solakovic, S., Mekic, F., Balic, B., Vojnikovic, S., Dautbasic, M., Gurda, S., Ioras, F., Ratnasingam, J. & Abrudan, I.V. 2013. Comparison of structure, regeneration and dead wood in virgin forest remnant and managed forest on Grmec Mountain in Western Bosnia. - *Plant Biosystems* 147: 913-922.
- Wannebo-Nilsen, K., Bjerke, J., Beck, P.S.A. & Tømmervik, H. 2010. Epiphytic macrolichen in spruce plantations and native birch forests along a coast-inland gradient in North Norway. - *Boreal Environment Research* 15: 43-57.
- White, F.J. & James, P.W. 1985. A new guide to microchemical techniques for the identification of lichen substances. *British Lichen Society Bulletin, Suppl. No. 57*.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. 2009. *Mixed effect models and extensions in ecology with R*. Springer, New York.
- Øyen, B.-H. & Tveite, B. 1998. En sammenligning av høydebonitet og produksjonsevne mellom ulike treslag på samme voksested i Vest-Norge. - *Rapport fra skogforskningen* 15/98: 32 s.
- Øyen, B.-H. 2001. Langsiktige effekter etter tynning i plantefelt med sitkagran (*Picea sitchensis* Bong. Carr.) i Vest-Norge. - *Rapport fra skogforskningen* 11/01: 23 s.
- Øyen B.-H. 2005. Vekst og produksjon i bestand med sitkagran (*Picea sitchensis* Bong. Carr.) i Norge. - *Rapport fra Skogforskningen* 4/05. 46 s.
- Øyen, B.-H., Andersen, H.L., Myking, T., Nygaard, P.H. & Stabbetorp, O.E. 2009. En vurdering av økologisk risiko ved bruk av introduserte bartreslag i Norge. Erfaringer ved bruk av kriteriesettet for Norsk svarteliste 2007. - *Forskning fra Skog og landskap* 1/09: 13 s.
- Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stabbetorp, O.E. 2013. Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogen gjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng. - *NINA Rapport* 959. 69 s.

Vedlegg

Vedlegg 1. Oversikt over modeller for antall arter, frekvens og diversitet, med parameterestimer, standardfeil, antall frihetsgrader, t- og P-verdier. Struktur for tilfeldige faktorer er angitt for hver modell, men parameterestimer for tilfeldige faktorer er ikke vist. Alternative modeller, dvs. nærstående modeller med forskjell i AIC < 4, er vist.

Antall lavarter per grein

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	6,933	1,206	72	5,748	< 0,001
Sitka vs. vanlig gran	-1,800	1,370	6	-1,314	0,237
Jonsvannet vs. Halså	5,933	1,706	6	3,478	0,013
Kolvereid vs. Halså	2,933	1,706	6	1,720	0,136
Område:treslag (Jonsvannet)	3,000	1,938	6	1,548	0,173
Område:treslag (Kolvereid)	-5,867	1,938	6	-3,028	0,023

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Treslag + Område	11,1

Frekvens (kvadratrottransformert) av lav per grein

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	0,516	0,103	72	5,016	< 0,001
Sitka vs. vanlig gran	- 0,355	0,103	8	-3,447	0,009
Jonsvannet vs. Halså	0,480	0,126	6	3,805	0,009
Kolvereid vs. Halså	0,203	0,126	6	1,611	0,158

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Treslag + Område + Treslag:Område	2,0

Diversitet av lav per grein

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	0,852	0,240	72	3,545	< 0,001
Sitka vs. vanlig gran	- 0,461	0,340	6	-1,354	0,224
Jonsvannet vs. Halså	0,521	0,340	6	1,532	0,176
Kolvereid vs. Halså	0,504	0,340	6	1,483	0,189
Område:treslag (Jonsvannet)	0,511	0,481	6	1,062	0,329
Område:treslag (Kolvereid)	-0,552	0,481	6	-1,148	0,295

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Treslag + Område	2,1

Vedlegg 1 forts.

Antall lavararter per grein på sitkagran

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i område

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	2,179	4,197	35	0,519	0,607
Treomkrets	0,063	0,028	35	2,221	0,033

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Treomkrets + kronedekning	2,1
Treomkrets + kronedekning + tretetthet	0,9
Treomkrets + kronedekning + tretetthet + kronedekning:tretetthet	3,5

Frekvens (kvadratrottransformert) av lav per grein på sitkagran

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i område

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	6,945	1,454	36	4,775	<0,001
Kronedekning	-0,083	0,018	5	-4,512	0,006

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Kronedekning + greinomkrets	0,9
Kronedekning + greinomkrets + tretetthet	2,4
Kronedekning + greinomkrets + tretetthet + greinomkrets:tretetthet	2,4

Antall lavararter per grein på gran

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i område

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	26,668	6,362	36	4,191	< 0,001
Kronedekning	-0,246	0,090	5	-2,738	0,041

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Kronedekning + tretetthet	0,9
Kronedekning + tretetthet + kronedekning:tretetthet	1,2

Frekvens (kvadratrottransformert) av lav per grein på gran

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i område

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	0,910	0,163	35	3,734	<0,001
Greinomkrets	0,022	0,018	35	1,242	0,223

Vedlegg 1 forts.

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Greinomkrets + trettetthet	1,7
Greinomkrets + trettetthet + greinomkrets:trettetthet	1,7

Antall mosearter per dødvedstokk

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	-2,279	2,653	54	-0,859	0,394
Jonsvatnet vs. Halså	0,114	2,131	6	0,053	0,959
Kolvereid vs. Halså	1,844	2,390	6	0,772	0,470
Sitka vs. gran	-0,190	2,047	5	-0,093	0,930
Nedbrytning	0,964	0,406	54	2,378	0,021
\log_2 (stokkdiameter)	1,950	0,837	54	2,330	0,024
Område:treslag (Jonsvatnet)	0,702	2,866	5	0,245	0,816
Område:treslag (Kolvereid)	-5,402	3,100	5	-1,742	0,142

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Nedbrytning + \log_2 (stokkdiameter)	0,7
Nedbrytning + \log_2 (stokkdiameter) + treslag	0,3
Nedbrytning + \log_2 (stokkdiameter) + treslag + område	1,9

Antall mosearter på takseringslinja per dødvedstokk

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	-3,179	2,271	54	-1,400	0,167
Nedbrytning	1,133	0,398	54	2,849	0,006
\log_2 (stokkdiameter)	1,991	0,807	54	2,467	0,017

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Nedbrytning + \log_2 (stokkdiameter) + nedbrytning: \log_2 (stokkdiameter)	0,02
Nedbrytning + \log_2 (stokkdiameter) + treslag	0,1
Nedbrytning + \log_2 (stokkdiameter) + treslag + område	3,4
Nedbrytning + \log_2 (stokkdiameter) + treslag + område + treslag:område	3,5

Vedlegg 1 forts.

Frekvens (kvadratrottransformert) av moser på takseringslinja per dødvedstokk
Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	-0,351	0,171	54	-2,050	0,045
Jonsvatnet vs. Halså	0,185	0,154	6	1,206	0,273
Kolvereid vs. Halså	0,417	0,172	6	2,422	0,052
Sitka vs. gran	0,061	0,150	5	0,408	0,700
Nedbrytning	0,087	0,024	54	3,630	< 0,001
log ₂ (stokkdiameter)	0,145	0,050	54	2,910	0,005
Område:treslag (Jonsvatnet)	-0,177	0,209	5	-0,844	0,437
Område:treslag (Kolvereid)	-0,572	0,225	5	-2,541	0,052

Alternative modeller:

Variabler	ΔAIC
Nedbrytning + log ₂ (stokkdiameter) + treslag + område	4,3

Diversitet av moser på takseringslinja per dødvedstokk
Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	0,835	0,175	57	4,758	< 0,001
Sitka vs. gran	-0,341	0,236	7	-1,444	0,192

Alternative modeller:

Variabler	ΔAIC
Nedbrytning + log ₂ (stokkdiameter) + treslag + område	4,3

Antall arter (log₂-transformert) i bunnvegetasjon
Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	2,493	0,536	24	4,652	< 0,001
Sitka vs. gran	-0,745	0,235	2	-3,167	0,087

Alternative modeller:

Variabler	ΔAIC
Treslag + område	2,0
Treslag + område + treslag:område	1,7

Antall karplantearter (log₂-transformert) i bunnvegetasjon
Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	1,477	0,397	24	3,723	0,001
Sitka vs. gran	-0,623	0,233	2	-2,669	0,116

Vedlegg 1 forts.

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Treslag + tretetthet	0,5
Treslag + tretetthet + treslag:tretetthet	2,4

Antall mosearter (\log_2 -transformert) i bunnvegetasjon

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	2,322	0,325	24	7,154	< 0,001
Sitka vs. gran	-0,457	0,167	2	-2,735	0,112

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Treslag + tretetthet	1,7
Treslag + tretetthet + treslag:tretetthet	3,7

Mosedekning (kvadratrottransformert) i bunnvegetasjon

Tilfeldig faktor: bestand nøstet i parnummer

Variabel	estimat	SE	df	t-verdi	P-verdi
Intercept	9,151	0,447	24	20,482	< 0,001
Sitka vs. gran	-7,051	0,632	2	-11,158	0,008

Alternative modeller:

Variabler	Δ AIC
Treslag + tretetthet	0,9
Treslag + tretetthet + treslag:tretetthet	2,8

Vedlegg 2. Plantefeltpar 1, 2 og 3 av gran (*Picea abies*) og sitkagran (*P. sitchensis*) i Halså, ved Jonsvatnet og i Kolvereid (se forøvrig **Figur 1** for geografisk plassering). Pa: gran, Ps: sitkagran. Foto: Olga Hilmo.

Halså 1

Pa



Ps



Halsa 2
Pa



Ps



Halsa 3
Pa



Ps



Jonsvatnet 1
Pa



Ps



Jonsvatnet 2
Pa



Ps



Jonsvatnet 3

Pa



Ps



Kolvereid 1

Pa



Ps



Kolvereid 2

Pa

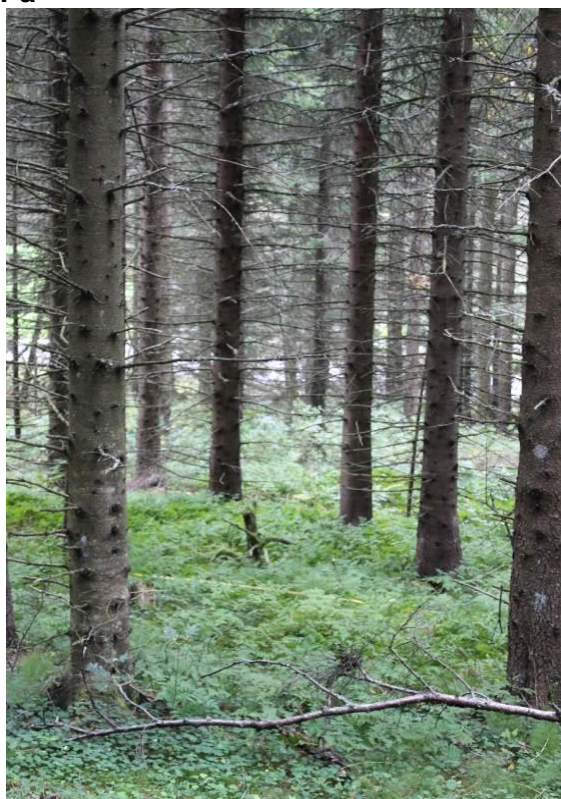


Ps



Kolvereid 3

Pa



Ps



Vedlegg 3. Antall greiner (%) arten er funnet på og gjennomsnittlig frekvens (antall punkt på takseringslinja) for hver art i plantefelt med gran (*P. abies*) og plantefelt med sitkagran (*P. sitchensis*). Arter merket med R er ikke funnet på analysegreinene, men registrert som andre arter i ruta. Åpne felt skyldes at norsk navn ikke finnes.

Lavarter	Norske navn	<i>P. abies</i>		<i>P. sitchensis</i>	
		Ant. gr. %	Gj.snitt frekv.	Ant. gr. %	Gj.snitt frekv.
Skorpelav					
<i>Bacidia</i> sp.	lundlav art	1,1	0	0	0
<i>Bacidina</i> sp.	lundlav art	R	0	0	0
<i>Bacidina</i> cf. <i>arnoldiana</i>	dverglundlav	1,1	0	0	0
<i>Biatora</i> cf. <i>chrysantha</i>	gullknopplav	2,2	0	1,1	0
<i>Biatora efflorescens</i>	bleik knopplav	5,6	0	0	0
<i>Biatora sphaeroidiza</i>	blyknopplav	R	0	0	0
<i>Biatora</i> sp.	knopplav art	0	0	1,1	0
<i>Buellia griseovirens</i>	kornbønnelav	3,3	0,2	0	0
<i>Caloplaca</i> sp.	oransjelav art	0	0	1,1	0
<i>Fuscidea arboricola</i>	bjørkerandlav	11,1	0,3	5,6	0,1
<i>Fuscidea pusilla</i>	dvergrandlav	30,0	0,4	21,1	0,2
<i>Fuscidea</i> sp.	randlav art	2,2	0,2	2,2	0
<i>Gyalideopsis piceicola</i>	granpensellav	1,1	0	1,1	0
<i>Japewia subaurifera</i>		4,4	0	4,4	0,1
<i>Japewia tornensis</i>		0	0	2,2	0,1
<i>Lecanora</i> cf. <i>farinaria</i>	melkantlav	5,6	0,4	7,8	0,3
<i>Lecanora chlorotera</i>	vortekantlav	0	0	1,1	0
<i>Lecanora</i> sp.	kantlav art	4,4	0,1	12,2	0,1
<i>Lecidea betulicola</i>		R	0	0	0
<i>Lecidella elaeochroma</i>	vanlig smaragdlav	2,2	0	0	0
<i>Lepraria</i> sp.	mellav art	R	0	0	0
<i>Micarea denigrata</i>		1,1	0	0	0
<i>Micarea peliocarpa</i>		3,3	0	5,6	0
<i>Micarea prasina</i> s. lat.	kornpuslelav	38,9	0,9	40,0	1,9
<i>Micarea</i> sp.	puslelav art	1,1	0,1	1,1	0
<i>Mycoblastus affinis</i>	narreblodlav	1,1	0	1,1	0,1
<i>Mycoblastus fucatus</i>		5,6	0,2	7,8	0,4
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	vanlig blodlav	2,2	0,2	0	0
<i>Mycoblastus</i> sp.		1,1	0,2	0	0
<i>Ochrolechia androgyna</i> s. lat.	grynkorkje	10,0	0,7	1,1	0,1
<i>Ochrolechia brodoi</i>		R	0	0	0
<i>Ochrolechia microstictoides</i>		3,3	0,4	4,4	0,2
<i>Ochrolechia pallescens</i>		1,1	0,1	0	0
<i>Ochrolechia</i> sp.	korkje art	1,1	0,1	0	0
<i>Pertusaria amara</i>	bitterlav	1,1	0	2,2	0
<i>Pertusaria pupillaris</i> s. lat.		11,1	0,2	18,9	0
<i>Pertusaria</i> sp.	vortelav art	2,2	0,1	3,3	0,1
<i>Placynthiella</i> cf. <i>dasaea</i>		1,1	0	0	0
<i>Pycnora leucococca</i>		11,1	0,1	8,9	0,1
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	vanlig sinoberlav	1,1	0	1,1	0
<i>Rinodina efflorescens</i>		2,2	0	0	0

<i>Rinodina sp.</i>	ringlav art	1,1	0	5,6	0
<i>Rinodina turfacea</i>	torvringlav	0	0	1,1	0
<i>Scoliciosporum sp.</i>		1,1	0	0	0
<i>Scoliciosporum umbrinum</i>		1,1	0	1,1	0
<i>Trapelia corticola</i>		0,1	0	0	0
Blad/busklav					
<i>Alectoria sarmentosa</i>	gubbeskjegg	2,2	0	1,1	0
<i>Bryoria americana</i>	trådskjegg	0	0	R	0
<i>Bryoria capillaris</i>	bleikskjegg	14,4	0,1	14,4	<0,1
<i>Bryoria implexa s. lat.</i>	vrangskjegg	1,1	0	0	0
<i>Bryoria sp.</i>	brunskjegg art	1,1	0,1	0	0
<i>Cavernularia hultenii</i>	groplav	6,7	0,1	2,2	<0,1
<i>Cladonia coniocraea</i>	stubbesyl	0	0	R	0
<i>Hypogymnia physodes</i>	vanlig kvistlav	44,4	12,3	23,3	4,6
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	kulekvistlav	24,4	0,6	20,0	0,6
<i>Imshaugia aleurites</i>	furstokklav	3,3	0,1	0	0
<i>Melanohalea exasperatula</i>	klubbebrunlav	4,4	0	4,4	0
<i>Melanelixia fuliginosa</i>	stiftbrunlav	3,3	0	0	0
<i>Melanelia subaurifera</i>	brun barklav	1,1	0	0	0
<i>Parmelia saxatilis</i>	grå fargelav	20,0	2,0	14,4	0,3
<i>Parmelia sp.</i>	fargelav art	1,1	0	1,1	0
<i>Parmelia sulcata</i>	bristlav	43,3	10,7	22,2	3,8
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	grå stokklav	1,1	0	0	0
<i>Physcia tenella</i>	frynserosettlav	2,2	0	2,2	0
<i>Platismatia glauca</i>	papirlav	45,6	26,7	31,1	10,4
<i>Platismatia norvegica</i>	skrukkelav	1,1	0	0	0
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	elghornslav	27,8	1,1	14,4	0,8
<i>Ramalina farinacea</i>	barkragg	8,9	0	0	0
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	vanlig kruslav	22,2	0,5	15,6	0,8
<i>Usnea cf. cylindrica</i>		1,1	0	0	0
<i>Usnea cf. dasypoga</i>	hengestry usikker	1,1	0	0	0
<i>Usnea dasypoga</i>	hengestry	6,7	0	0	0
<i>Usnea lapponica</i>	pulverstry	1,1	0	0	0
<i>Usnea sp.</i>	strylav art	10,0	0,2	10,0	0
<i>Usnea subfloridana</i>	piggstry	6,7	0	3,3	0
<i>Vulpicida pinastri</i>	gullroselav	1,1	0	0	0
Parasitter på lav					
<i>Dactylospora aeruginosa</i>		6,7	0	6,7	0
<i>Skyttea aff. buelliae</i>		1,1	0	0	0
<i>Stictis sp.</i>		0	0	1,1	0

Vedlegg 4. Antall stokker (%) arten er funnet på og gjennomsnittlig frekvens (antall punkt på takseringslinja) for hver art i plantefelt med gran (*Picea abies*) (N = 31 stokker) og plantefelt med sitkagran (*P. sitchensis*) (N = 43 stokker).

Mosearter på dødved	Norske navn	<i>Picea abies</i>		<i>Picea sitchensis</i>	
		Ant. st. %	Gj.snitt. frekv. %	Ant. St. %	Gj.snitt. rekv. %
Marchantiophyta	Levermoser				
<i>Anastrophyllum michauxii</i>	råtedraugmose	0	0	2,3	<0,1
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	piggtrådsmose	10,0	0	9,3	0,1
<i>Calypogeia muelleriana</i>	sumpflak	0	0	2,3	0
<i>Calypogeia sp.</i>	flakmose art	0	0	2,3	0
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	broddglefsemose	12,9	0,4	18,6	0,6
<i>Chiloscyphus pallescens</i>	bleikblonde	0	0	2,3	<0,1
<i>Frullania dilatata</i>	hjelmbælremose	3,2	0	0	0
<i>Lophocolea bidentata</i>	totannblonde	12,9	1,4	11,6	0,6
<i>Lophocolea heterophylla</i>	stubbeblonde	51,6	0,7	34,9	3,8
<i>Lophozia ciliata</i>	barkflik	16,1	1,8	18,6	0,5
<i>Lophozia longidens</i>	hornflik	6,5	0,1	0	0
<i>Lophozia silvicola</i>	skogflik	12,9	0,2	11,6	0
<i>Lophozia sp.</i>	flik art	0	0	4,7	<0,1
<i>Lophozia ventricosa</i>	grokornflik	3,2	0	0	0
<i>Nowellia curvifolia</i>	larvemose	3,2	0,1	7,0	0,2
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	barkfrynse	25,6	4,2	25,6	1,1
<i>Riccardia latifrons</i>	sveltsaftmose	0	0	2,3	<0,1
<i>Riccardia palmata</i>	fingersaftmose	0	0	2,3	0,1
<i>Scapania umbrosa</i>	sagtvebladsmose	3,2	0	2,3	0
Bryophyta	Bladmoser				
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	lundveikmose	3,2	0	0	0
<i>Dicranum fuscescens</i>	bergsigd	25,8	0,2	18,6	0,4
<i>Dicranum majus</i>	blanksigd	9,7	1,7	4,7	0,4
<i>Dicranum montanum</i>	stubbesigd	3,2	0,1	0	0
<i>Dicranum scoparium</i>	ribbesigd	61,3	2,1	34,9	1,4
<i>Dicranum sp.</i>	sigdmose art	6,5	1,0	14,0	0,2
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	skyggehusmose	12,9	0,2	7,0	0
<i>Hylocomium splendens</i>	etasjemose	48,4	2,4	20,9	0,1
<i>Hypnum cupressiforme</i>	matteflette	32,3	1,1	25,6	0,7
<i>Hypnum jutlandicum</i>	heiflette	12,9	1,1	0	0
<i>Isoetecium alopecuroides</i>	rottehalemose	3,2	0	2,3	0,1
<i>Isoetecium myosuroides</i>	musehalemose	3,2	0,1	2,3	0,2
<i>Orthotrichum speciosum</i>	duskbustehette	6,5	0,1	0	0
<i>Plagiochila asplenoides</i>	prakthinnemose	3,2	0,2	0	0
<i>Plagiomnium undulatum</i>	krusfagermose	0	0	2,3	0,1
<i>Plagiomnium elatum</i>	kalkfagermose	3,2	0,1	0	0

<i>Plagiothecium laetum</i>	glansjamnemosse	19,3	0,2		16,3	0,1
<i>Plagiothecium piliferum</i>	hårjamnemosse	0	0		2,3	0
<i>Plagiothecium undulatum</i>	kystjamnemosse	19,3	0,3		4,7	0
<i>Pleurozium schreberi</i>	furumosse	16,1	0,4		9,3	0,1
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	fjærmosse	12,9	0,6		2,3	0,1
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	kystkransmose	25,8	7,6		14,0	0,4
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	engkransmose	3,2	0		0	0
<i>Sanionia uncinata</i>	klobleikmose	45,1	0,8		32,6	0,4
<i>Sphagnum palustre</i>	sumptorvmosse	0	0		2,3	0,1
<i>Sphagnum sp.</i>	torvmosseart	0	0		2,3	0
<i>Thuidium tamariscinum</i>	stortujamosse	19,4	0,4		2,3	0,1
<i>Ulota crispa</i>	krusgullhette	38,7	0,6		11,6	0
<i>Ulota drummondii</i>	snutegullhette	0	0		2,3	0

Vedlegg 5. Antall ruter (%) artene er funnet i (N = 30 1m² ruter) i plantefelt med gran (*Picea abies*) og plantefelt med sitkagran (*P. sitchensis*) i Kolvereid.

Moser og karplanter	Norske navn	<i>P. abies</i> (N=15)	<i>P. sitchensis</i> (N=15)
Marchantiophyta	Levermoser		
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	piggtrådmose	6,7	0
<i>Lophocolea bidentata</i>	totannblonde	40,0	6,7
<i>Lophocolea heterophylla</i>	stubbeblonde	0	13,3
Bryophyta	Bladmoser		
<i>Brachythecium salebrosum</i>	lilundmose	0	6,7
<i>Dicranum fuscescens</i>	bergsigd	0	6,7
<i>Dicranum majus</i>	blanksigd	40,0	26,7
<i>Dicranum scoparium</i>	ribbesigd	0	6,7
<i>Hylocomiastrum pyrrianaecum</i>	sæterhusmose	6,7	0
<i>Hylocomium splendens</i>	etasjemose	100,0	13,3
<i>Hypnum cupressiforme</i>	matteflette	0	20,0
<i>Plagiochila asplenioides</i>	prakthinnemose	20,0	0
<i>Plagiomnium undulatum</i>	krusfagermose	6,7	0
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	flakjamnemoser	0	13,3
<i>Plagiothecium laetum</i>	glansjamnemoser	0	26,7
<i>Plagiothecium undulatum</i>	kystjamnemoser	53,3	40,0
<i>Pleurozium schreberii</i>	furumose	6,7	13,3
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	fjærmose	26,7	0
<i>Polytrichastrum formosum</i>	kysthinnemose	13,3	0
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	kystkransmose	100,0	40,0
<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i>	fjærkransmose	13,3	13,3
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	storkransmose	6,7	6,7
<i>Sanionia uncinata</i>	klobleikmose	6,7	26,7
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	sprikelundmose	0	13,3
<i>Tetraphis pellucida</i>	firtannmose	0	6,7
	Karplanter		
<i>Avenella flexuosa</i>	smyle	33,3	0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	sølvbunke	26,7	0
<i>Dryopteris expansa</i>	sauetelg	6,7	0
<i>Equisetum sylvaticum</i>	skogsnelle	20,0	0
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	fugltelg	13,3	0
<i>Linnaea borealis</i>	linnea	6,7	0
<i>Luzula pilosa</i>	hårfrytle	6,7	6,7
<i>Oxalis acetosella</i>	gjøksyre	60,0	0
<i>Phegopteris connectilis</i>	hengeving	6,7	0
<i>Potentilla erecta</i>	tepperot	6,7	0
<i>Ribes nigrum?</i>	solbær	0	6,7
<i>Rubus idaeus</i>	bringebær	6,7	0
<i>Sitca sitchensis</i>	sitka	0	6,7
<i>Sorbus aucuparium</i>	rogn	26,7	66,7
<i>Vaccinium myrtillus</i>	blåbær	6,7	0
<i>Viola riviniana</i>	skogfiol	0	13,3
<i>Asteraceae sp.</i>	kurvplante	0	6,7



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2646-2

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger