

Mastergradsoppg. 2011

VEGETASJONSETABLERING ETTER STORE INNGREP I FJELLET

UNDERSØKELSER AV REVEGETERING I OMRÅDER TILKNYTTET
HARDANGERVIDDA

REVEGETATION AFTER MAJOR DISTURBANCE IN ALPINE AREAS

RAGNHILD MELLE



Wkat

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





Vegetasjonsetablering etter store inngrep i fjellet

Undersøkelser av revegetering i områder tilknyttet Hardangervidda

Revegetation after major disturbance in alpine areas

Masteroppgave ved Institutt for plante- og miljøvitenskap,
Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB)

Ragnhild Melle
Våren 2011

Sammendrag

Revegeteringsprosesser og suksesjonsforløp etter større inngrep i alpine miljø, ble undersøkt gjennom å sammenlikne vegetasjonen i fire gamle masseuttak med vegetasjonen i den uberørte naturen rundt. Masseuttakene lå i subalpine og lavalpine områder av Hardangervidda, i Telemark og Hordaland fylke. De ble etablert i forbindelse med vannkraftutbygging, og ble avviklet for om lag 30 – 45 år siden.

Undersøkelsene viste at revegeteringen var kommet langt i alle fire masseuttak, bortsett fra i områder med tørr og humusfattig jord. Men selv om vegetasjonen i masseuttakene i stor grad var dekkende, liknet den ikke vegetasjonen i områdene rundt. Dette kom av at vegetasjonen i masseuttakene befant seg i pioner- og konsolideringsfasen, mens vegetasjonen i kontrollfeltene befant seg i klimaksfasen.

I de subalpine feltene var fjellbjørkeskogen dominerende i kontrollfeltene, mens fjellbjørka i masseuttakene i snitt ikke var høyere enn 1,2 m. Mangelen på et skyggende tresjikt gav gode lysforhold i masseuttakene og førte til et langt tettere busksjikt enn i kontrollfeltene.

I de lavalpine feltene var det en uvanlig høy forekomst av graminoider i masseuttakene, noe som i stor grad skyldtes at det ble tilsådd gress som en del av restaureringsprosessen for om lag 30 år siden. Den høye forekomsten av relativt hurtigvoksende engkvein (*Agrostis capillaris*) førte til en høy akkumulering dødgress i feltsjiktet like over bakken. Den høye forekomsten av gress og dødgress i masseuttakene hadde en positiv effekt på etableringen av andre arter.

Fuktighet og humusinnhold i jorda viste seg å være viktige miljøfaktorer for både revegeteringsprosessen og for suksesjonsforløpet. Prosent vegetasjonsdekke var høyere, og suksesjonen gikk raskere, i områder med middels fuktig og humusrik jord enn i områder med tørr og humusfattig jord. Også helningsgrad og eksposisjon ble registrert, men hadde mindre betydning.

Revegeteringen var vellykket i alle fire masseuttak, hvis målet var å få et tett vegetasjonsdekke. I de subalpine masseuttakene var også totaloppfatningen av restaureringen positiv, og masseuttakene vil trolig bli en naturlig del av fjellbjørkeskogen på sikt. I de lavalpine masseuttakene var totaloppfatningen av restaureringen noe negativ, på grunn av den unaturlig høye tettheten av tilsådd engkvein, som trolig vil forbli dominerende i masseuttakene i lang tid.

Abstract

Revegetation and succession after human intervention in alpine environments, was studied by comparing the vegetation of four older quarries with the unspoiled nature surrounding it. The quarries were found in subalpine and alpine areas in Telemark and Hordaland county in southern Norway. They were established with the purpose of hydropower development and decommissioned around 30 to 45 years ago.

The studies showed that revegetation was well established in all four quarries with the exception of dry areas with low nutrient levels. However, even though the vegetation in the quarry areas were well established, it differentiated substantially from the surrounding areas. This occurred because the vegetation in the quarries were still in the pioneer and developing phases, while the vegetation in the surrounding undisturbed areas were in the climax phase.

The undisturbed areas around the subalpine quarries were dominated by mountain birch forest, while the average height of the mountain birch in the quarries were no more than 1, 2 meters. This lack of shade compared to the undisturbed areas around created a larger degree of shrubbery in the quarries.

An unusual amount of graminoids were found in the alpine quarries, due largely to attempts at seeding non site-specific grass as a part of the restoration process conducted 30 years ago. High amounts of the fast growing common bent-grass (*Agrostis capillaris*) led to large amounts of slowly degrading litter, which in some areas accumulated in a layer just above the ground.

Humidity and nutrients in the ground proved to be an important factor in the revegetation process and the successional development. The vegetation cover was denser, and the succession rate was higher in areas with medium soil humidity and medium nutrient levels, than in areas with dry soil and low nutrient levels. Slope degree and exposition were also registered, but showed less importance.

The revegetation was successful in all four quarries, assuming the goal was merely a vegetation cover. The subalpine quarries also showed positive results of the restoration as a whole, meaning the areas will probably develop into a natural part of the mountain birch forest given time. The quarries in the alpine areas however proved somewhat less successful, due to the unnaturally high density of seeded common bent-grass, which will probably dominate these areas for the foreseeable future.

Forord

Denne oppgaven ble skrevet ved Institutt for plante- og miljøvitenskap (IPM), ved Universitetet for miljø og biovitenskap (UMB) i perioden 2010 – 2011. Oppgaven er en del av forskningsprosjektet *”Økologisk restaurering etter naturinngrep – metoder for vegetasjonsetablering etter utbygging av kraft- og veganlegg”*, i regi av Statkraft i samarbeid med UMB og NINA (Norsk institutt for naturforskning).

Feltarbeidet ble utført i fire masseuttak tilknyttet Hardangervidda, sommeren 2010. Jeg vil takke førsteamanuensis Line Rosef ved IPM for god veiledning og støtte, både i forbindelse med feltarbeidet og i den påfølgende skriveprosessen. Jeg vil også takke Lars Inge Enerstvedt ved Statens naturoppsyn for nyttig befarings i masseuttakene på Dyranut og Byen, og Dagmar Hagen og Kristín Svavarsdóttir for et inspirerende seminar i restaureringsøkologi.

Takk til familien for god støtte og oppmuntring underveis, og spesielt takk til Aurelio for stor tålmodighet og utstrakt bruk av høretelefoner.

Alle bilder er tatt av forfatteren der ikke annet er oppgitt.

Ås, 12. mai 2011

Ragnhild Melle

Institutt for plante- og miljøvitenskap,
Universitetet for miljø- og biovitenskap

1 Innhold

Sammendrag	1
Abstract	2
Forord	3
1 Innhold.....	4
2 Innledning.....	5
3 Materialer og metode	8
3.1 Områdebeskrivelser	8
3.1.1 Bitdalen og Songa	8
3.1.2 Dyranut og Byen	12
3.2 Feltarbeide	16
3.2.1 Ruteanalyse	16
3.2.2 Artsbestemmelse.....	20
3.2.3 Registrering av miljøfaktorer	20
3.2 Statistikk	21
3.3 Litteratur.....	21
4 Resultater	23
4.1 Subalpine og lavalpine felt	23
4.2 Førsteintrykk	26
4.3 Arter.....	30
4.3.1 Dominerende arter	32
4.3.2 De ulike vegetasjonssjiktene	36
4.4 Miljø.....	43
4.4.1 Jordsmonn	47
4.4.2 Jordfuktighet	49
4.4.3 Åpen jord	50
4.4.4 Helningsgrad.....	52
4.4.5 Eksposisjon	53
4.4.6 Dødgress	54
5 Diskusjon	57
6 Litteratur.....	62
Vedlegg 1 Liste over arter	

2 Innledning

Viktigheten av å bevare verdens gjenværende naturområder, med et stort mangfold av arter, har fått økende oppmerksomhet de siste tiårene. Allikevel øker presset på arter og økosystemer stadig, og andel uberørt natur minker. I FN-konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) er det vedtatt at vi må gå sammen for å bevare det biologiske mangfoldet som finnes i verden i dag, blant annet ved å bevare den store variasjonen i ulike økosystemer. Dette fordrer et høyt kunnskapsnivå om arter og økosystemene de lever i. Det er også nødvendig med et fungerende sett lover og sanksjoner, for å sikre at utsatte arter og økosystemer blir bevart også i tilfeller hvor dette går på tvers av andre interesser (som for eksempel økonomiske).

I den nye naturmangfoldloven (Naturmangfoldloven 2008 - 2009) står det i § 1 (*lovens formål*): *"Lovens formål er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern, også slik at den gir grunnlag for menneskenes virksomhet, kultur, helse og trivsel, nå og i fremtiden (...)"*. Videre står det i § 6 (*generell aktsomhetsplikt*): *"Enhver skal opptre aktsomt og gjøre det som er rimelig for å unngå skade på naturmangfoldet (...)"*. I kapittel IV om fremmede organismer (dette kapittelet er foreløpig ikke trådd i kraft) står det i § 28 (*krav til aktsomhet*): *"Den som er ansvarlig for utsetting av levende eller levedyktige organismer i miljøet, skal opptre aktsomt, og så langt som mulig søke å hindre at utsettingen får uheldige følger for det biologiske mangfold (...)"*. Den nye naturmangfoldloven krever altså at mangfoldet av arter og naturtyper i størst mulig grad bevares, og at all bruk og vern bør utføres på en bærekraftig måte. I dette ligger det at der en ser seg nødt til å gjøre inngrep i naturen, der vern av natur må vike for andre interesser, må en i etterkant restaurere området på en hensiktsmessig måte og legge til rette for at området raskt gjenvinner sine opprinnelige økologiske trekk og funksjoner. I forbindelse med restaurering bør det kun brukes stedegent plantemateriale, og jord uten fremmede arters frø og spiredyktige plantedeler.

For å begrense skadeomfanget som påføres naturen i forbindelse med nye utbyggingsprosjekter, er det viktig med bred kunnskap om naturen som berøres av utbyggingen. Det er også viktig å utarbeide en restaureringsplan før anleggsperioden starter, så skadeomfanget under arbeidet begrenses, og tiltak som fjerning og bevaring av toppjord kan igangsettes før det er for seint (Hagen & Skrindo 2010; Steinfeld et al. 2007). Restaureringsøkologi er et voksende fagfelt som fokuserer på restaurering av artsbestander, økosystemer og naturområder som har blitt negativt påvirket eller ødelagt av menneskelig inngrep og aktivitet (Hagen 2003a; Hagen & Skrindo 2010). Ved å inngå nasjonale og internasjonale samarbeid med fokus på restaureringsøkologi, som for eksempel ReNo (*Restoration of damaged Ecosystems in the Nordic countries* 2009), er det lettere å dele kunnskap og erfaringer knyttet til faget. Dette kan bidra til økt kunnskap og større interesse for emnet, også utenfor fagfeltet.

Rask revegetering etter inngrep naturen er ønskelig av økologiske årsaker, men også av estetiske og praktiske årsaker (Hagen 2003a; Hagen & Skrindo 2010). Et vegetert og frodig område oppfattes som mer estetisk enn et åpent sår i landskapet (Hagen & Skrindo 2010), og på sikt er ofte målet at vegetasjonen i det berørte området blir en naturlig del av landskapet rundt. Vegetasjonen i et område påvirker også området sine egenskaper, for eksempel bidrar vegetasjon til å stabilisere jordoverflaten i et område (Gutierrez et al. 2000; Hagen & Skrindo 2010). Et erosjonsforebyggende

vegetasjonsdekke er spesielt viktig i erosjonsutsatte områder, som for eksempel bratte områder med mye nedbør (Gutierrez et al. 2000).

Revegeteringen av ett område vil alltid skje via ulike suksesjonsstadier. Suksesjon er en stadig utviklingsprosess, som fører til gradvise endringer i vegetasjonssammensetning og jordsmonn i et område (Pickett et al. 1987). Primærsuksesjon, som følge av menneskelig aktivitet, skjer i områder hvor all vegetasjon og jordsmonn fjernes, og ingen aktive restaureringstiltak utføres. Sekundærsuksesjon forekommer etter forstyrrelser som endrer den eksisterende vegetasjonen i stor grad, men hvor jordsmonnet ikke fjernes (Hagen & Skrindo 2010; Rekdal & Larsson 2005). I områder hvor en tilbakefører toppjorda etter avsluttet aktivitet vil en få sekundærsuksesjon (Hagen & Skrindo 2010). De to første suksesjonsfasene er pioner- og konsolideringsfasen. Pioner- og konsolideringsfasen er begge vegetasjonssamfunn under stadig utvikling på vei mot et mer stabilt klimakssamfunn (Pickett et al. 1987; Rekdal & Larsson 2005).

I områder hvor forholdene ligger til rette for naturlig revegetering ved sekundærsuksesjon, og det ikke er fare for etablering av dominerende ikke-stedegne arter, er dette å anbefale (Hamarsland 2005; Prach & Hobbs 2008; Steinfeld et al. 2007). I tilfeller hvor jord og vegetasjon fjernes fra et område som følge av menneskelig aktivitet, kan naturlig revegetering ved sekundærsuksesjon oppnås ved å tilbakeføre toppjord (Hagen 2003b; Kongsbakk & Skrindo 2009; Rydgren et al. 2010). Toppjord inneholder frøbank og spiredyktige plantedeler, i tillegg til fordelaktig mykorrhiza og mikroorganismer i jorda (Allen et al. 1987; Hagen 2003b; Kongsbakk & Skrindo 2009; Pickett et al. 1987; Ruth-Balaganskaya & Myllynen-Malinen 2000). Stedegen jord vil også inneholde en passende næringsmengde, som gir grunnlag for de samme artene som fantes i feltet før inngrepet (Hagen 2003b; Hagen & Skrindo 2010). Det er spesielt viktig ikke å tilføre jord med unaturlig mye næring i alpine miljøer, da nisjeplanter lett utkonkurreres på rikere jord, til fordel for mer konkurransesterke generalister (Bergsodden et al. 2003; Hagen & Skrindo 2010). I tilfeller hvor det ikke er mulig å bruke jord fra det berørte område, kan det tilføres jord fra nærliggende områder, med stedegen frøbank og tilpassede næringsforhold (Hagen & Skrindo 2010; Rydgren et al. 2010). I forbindelse med en slik prosess er det viktig ikke å påføre naturen ytterligere skader (Hagen 2003b). Produksjon av ny jord gjennom kompostering er ikke å anbefale, med hensyn på tid, kostnad og utbytte (Hagen 2003b).

Naturlig revegetering har flere fordeler. Først og fremst er det en kostnadseffektiv løsning, både fordi grunnarbeidet reduseres og fordi oppfølging er lite nødvendig, da naturlig etablerte arter er godt tilpasset forholdene (Prach & Hobbs 2008; Steinfeld et al. 2007). Faren for etablering av fremmede arter, og forgenetisk forurensning av stedegne arter, reduseres ved naturlig revegetering (Hagen 2003b; Hagen & Skrindo 2010; Kongsbakk & Skrindo 2009; Prach & Hobbs 2008). Det gjør også faren for eventuelle skader som følge av restaureringstiltakene (Hagen & Skrindo 2010). Ulempen med naturlig revegetering er først og fremst at det kan ta lang tid (Hagen 2003b; Hagen & Skrindo 2010) og at ikke-stedegen vegetasjon kan etablere seg å bli dominerende i området (Hagen & Skrindo 2010; Prach & Hobbs 2008). Metoden anbefales derfor ikke i områder med svært krevende vekstforhold eller i områder med mange fremmede planter (som for eksempel mange kulturplanter) (Hagen & Skrindo 2010).

Fordi naturlig revegetering kan være en langsom prosess (Hagen 2003b), vil det i noen tilfeller være aktuelt å utføre aktive restaureringstiltak. En variert overflate gir en mer variert og naturlig vegetasjon (Hagen & Skrindo 2010) og et kupert terreng øker feltets evne til å fange opp frø fra

omgivelsene, samt gi spirene en bedre sjanse for overlevelse (Hagen & Skrindo 2010; Hamarsland 2005; Kongsbakk & Skrindo 2009; Rydgren et al. 2010; Schlag & Erschbamer 2000). Gjødsling kan føre til økt vegetativ vekst, og dermed øke sjansene for rask revegetering (Bergsodden et al. 2003; Hagen 2003b; Hagen & Skrindo 2010; Hamarsland 2005; Lande & Stålberg 2000), men unødvendig og feil gjødsling kan gi en unaturlig vegetasjon som skiller seg markant fra omgivelsene (Hagen 2003b; Hagen & Skrindo 2010). Tilsåing er et restaureringstiltak som i utgangspunktet kun anbefales der det er stor fare for erosjon, og der forholdene ikke egner seg for naturlig gjenvekst (Bergsodden et al. 2003; Hagen & Skrindo 2010). Der forholdene er svært krevende kan tilsådde vekster fungere som ammearter for spirende vegetasjon (Gretarsdottir et al. 2004; Hagen 2003b; Hagen & Skrindo 2010). Hvilke restaureringstiltak som velges for et område, avhenger først og fremst av områdets egenskaper og inngrepetets omfang. I tillegg er nesten alltid tid og kostnad en avgjørende begrensingsfaktor (Hagen 2003b; Hagen & Skrindo 2010; Prach & Hobbs 2008).

I områder med svært krevende vekstforhold, kan revegeteringen gå langsomt selv om flere aktive restaureringstiltak blir gjort (Hagen 2003b; Prach & Hobbs 2008). Det tar enda lenger tid før suksesjonen i et restaurert område når et klimaksstadium med tilsvarende artssammensetning som den som fantes i området før inngrepet. I noen tilfeller, hvor inngrepet har ført til endrede miljøforhold, vil vegetasjonen aldri bli helt lik den vegetasjonen som fantes i området før inngrepet (Hagen 2003b).

Fordi vekstvilkårene er generelt dårligere i fjellet enn i lavlandet, går også suksesjonen langsommere der. Vekstsesongen er kortere i fjellet, gjennomsnittstemperaturen lavere og den mekaniske slitasten fra vind og vær høyere (Austrheim et al. 2006; Rekdal 2001). Det er også færre arter med hovedutbredelse i fjellet enn i lavlandet, og disse har gjerne lavere frøproduksjon enn lavlandsarter (Austrheim et al. 2006). Alpine miljøer er derfor spesielt sårbare, og det tar lenger tid å gjenopprette skader på naturen i fjellet enn i lavlandet (Austrheim et al. 2006).

Denne oppgaven er en del av et større prosjekt om økologisk restaurering etter naturinngrep i forbindelse med kraft- og vegutbygging. Prosjektet ble startet i 2007, med Statkraft Energi AS som prosjektansvarlig, UMB, ved Per Anker Pedersen, som prosjektleder og NINA (Norsk institutt for naturforskning) som faglig samarbeidspartner. Hovedmålet for prosjektet er å utvikle og teste metoder for økologisk restaurering under ulike forhold, å utvikle bærekraftige skjøtselsprogrammer og å formidle kunnskapen til fremtidige aktører.

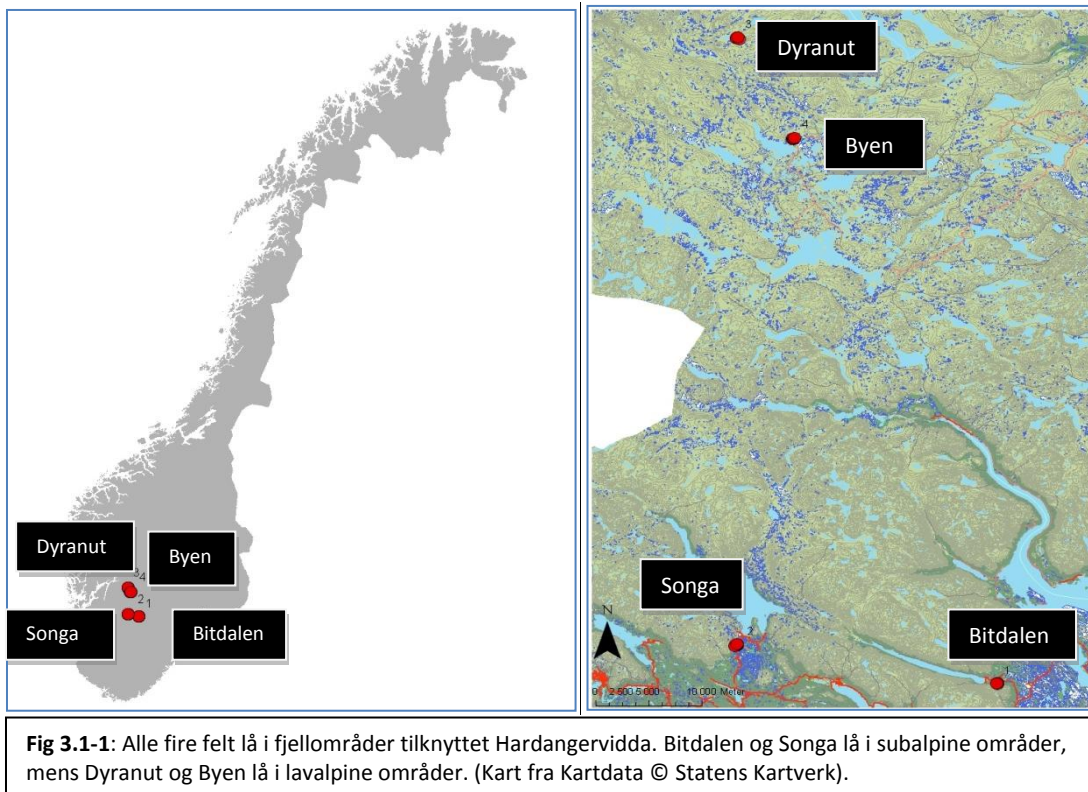
I denne oppgaven har jeg sett på langsiktige konsekvenser av menneskelige inngrep i alpine miljøer, med fokus på revegetering. For å nå målene med oppgaven og besvare viktige spørsmål, undersøkte jeg masseuttak i ulike alpine miljø med ulik alder og sammenliknet masseuttakene med de omkringliggende kontrollfeltene. Målene med oppgaven var å:

- Få mer kunnskap om revegeteringsprosesser i ulike alpine miljø
- Undersøke om vegetasjonssammensetningen i masseuttakene var lik vegetasjonen i områdene rundt (kontrollfeltene)

3 Materialer og metode

3.1 Områdebeskrivelser

Alle fire felt, Bitdalen, Songa, Dyranut og Byen, lå i fjellområder tilknyttet Hardangervidda (fig. 3.1-1). Byen var det eneste feltet som lå innenfor Hardangervidda nasjonalpark. Bitdalen og Songa lå mellom 948 m.o.h. og 999 m.o.h., i den subalpine sone, mens Dyranut og Byen lå mellom 1224 m.o.h. og 1252 m.o.h., i den lavalpine sone (Rekdal & Larsson 2005).



3.1.1 Bitdalen og Songa

Feltene Bitdalen og Songa lå i dalførene med samme navn, i Vinje kommune i Telemark (fig. 3.1-2).



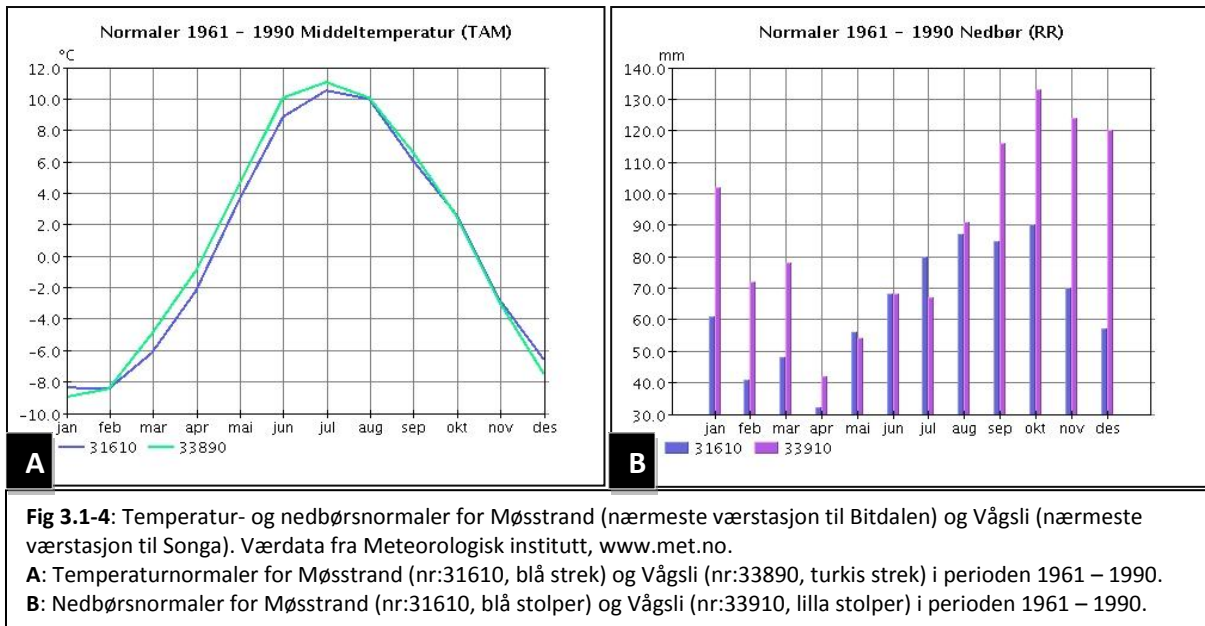
Fig 3.1-2: Bitdalen og Songa ligger i Vinje kommune i Telemark. (Kart fra Kartdata © Statens Kartverk, www.ut.no, Map data © 2001 Google).

Møsstrand var den værstasjonen som lå nærmest Bitdalen, den lå om lag 19 km fra Bitdalsvannet, på 977 m.o.h. (fig. 3.1-3). Den nærmeste værstasjonen til Songa lå på Vågsli, den lå om lag 13 km fra Songadammen, på 821 m.o.h. (Metrologisk institutt og NRK ved www.yr.no).



Fig 3.1-3: Nærmeste værstasjon for Bitdalen var Møsstrand og nærmeste værstasjon for Songa var Vågsli (Metrologisk institutt og NRK ved www.yr.no). (Kart fra Kartdata © Statens Kartverk, www.ut.no, Map data © 2001 Google).

I følge temperaturnormalene fra 1961 – 1990, målt på Møsstrand og Vågsli værstasjoner, er gjennomsnittstemperaturen i området om lag 10 °C i juni, juli og august, og om lag 4 °C eller lavere fra oktober til mai (fig. 3.1-4). I følge nedbørsnormalene fra 1961 – 1990, målt på Møsstrand og Vågsli værstasjoner, var det i snitt mer nedbør på Vågsli enn på Møsstrand fra september til mars, mens nedbørsmengden var om lag lik fra april til august.



Vegetasjonstypebeskrivelsen av feltene følger definisjonene i Rekdal og Larssons bok *"Veiledning i vegetasjonskartlegging"* (2005).

Bitdalen og Songa lå i øvre halvdel av den subalpine sone i fjellbjørkeskogbeltet (Rekdal & Larsson 2005) og begge kontrollfeltene var dominert av fjellbjørkeskog (fig. 3.1-5). I kontrollfeltene i Bitdalen sto trærne i fjellbjørkeskogen tettere enn i kontrollfeltene i Songa. Nede på flatene, mot dalbunnen, var det engbjørkeskogen som dominerte, med innslag av åpne områder med myr. I engbjørkeskogen var jordsmonnet rikt og fuktig og dekket med saftig gress, urter og bregner. Lenger opp i dalsidene tok blåbærbjørkeskogen over, og jordsmonnet var noe tørrere og skinnere og feltsjiktet var dominert av lyng.





B

Fig 3.1-5: Kontrollfeltene i Bitdalen og Songa var dominert av fjellbjørkeskog. Trærne i fjellbjørkeskogen stod tettere i Bitdalen enn i Songa.

A: Bitdalen

B: Songa

Masseuttakene i Bitdalen og Songa ble etablert av Statkraft, i forbindelse med vannkraftutbygging. Masser fra masseuttaket i Bitdalen ble brukt til oppdemningen av Bitdalsvannet (fig. 3.1-6) i perioden 1969 – 1970 (Kjeltingveit et al. 2006). Masser fra masseuttaket i Songa ble brukt til oppdemningen av Songadammen, i perioden 1959 – 1964 (Landsnes 2010; Lilleaker 2005).



A



B

Fig 3.1-6: Masseuttakene i Bitdalen og Songa ble brukt i forbindelse med byggingen av demninger til vannkraftanlegg.

A: Demningen i enden på Bitdalsvannet

B: Demningen i enden av Songadammen

Det var ikke lett å finne dokumentasjon på nøyaktig hva som ble gjort av restaurering i masseuttakene. Høyst sannsynlig har det blitt tilført noe jord (trolig mest undergrunnsjord uten organisk materiale) og sådd med en kommersiell gressblanding for lavlandet. Masseuttakene sånn de så ut i 2010, var altså et resultat av tilsådd gress og om lag 40 – 45 år med gjengroing (fig. 3.1-7).



Fig. 3.1-7: Slik så masseuttakene ut etter 40 – 50 år med gjengroing, i områder som var blitt tilsådd standard gressfrøblanding.

A: Bitdalen

B: Songa

3.1.2 Dyranut og Byen

Felt Dyranut og Byen lå på Hardangervidda, i områdene med samme navn, i Eidfjord kommune i Hordaland (fig. 3.1-8).

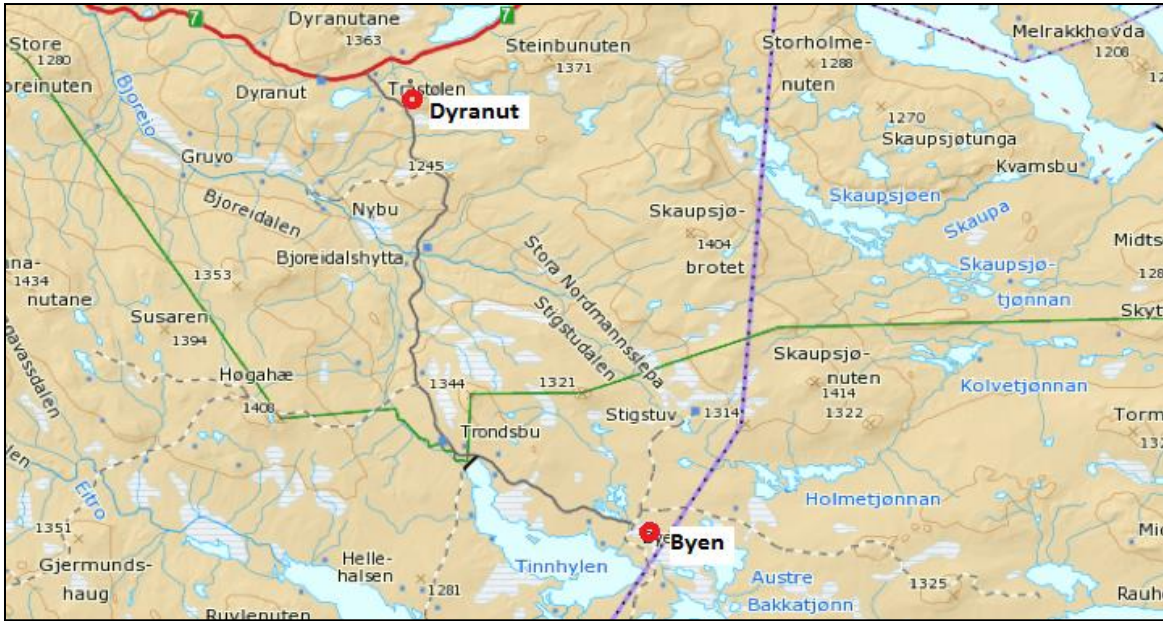


Fig 3.1-8: Dyranut og Byen lå på Hardangervidda, i Eidfjord kommune i Hordaland. (Kart fra Kartdata © Statens Kartverk, www.ut.no, Map data © 2001 Google).

Nærmeste offisielle målestasjon for Dyranut og Byen, som kunne tilby temperatur- og nedbørsnormaler, og som i tillegg lå på om lag samme høyde over havet som masseuttakene, var værstasjonen på Finse. Værstasjonen ligger om lag 26 km unna Dyranut, på 1210 m.o.h. (Metrologisk institutt) (fig. 3.1-9).

På Finse var gjennomsnittstemperaturen om lag 5 °C i juni og 7 °C i juli og august, og fra september til mai var gjennomsnittstemperaturen 4 °C eller lavere (fig. 3.1-10). Nedbørsmengden på Finse var høyest i perioden august til oktober og lavest i april og mai.



Fig 3.1-9: Nærmeste værstasjon for Dyranut og Byen, som også lå i fjellet, var på Finse (Metrologisk institutt). (Kart fra Kartdata © Statens Kartverk, www.ut.no, Map data © 2001 Google).

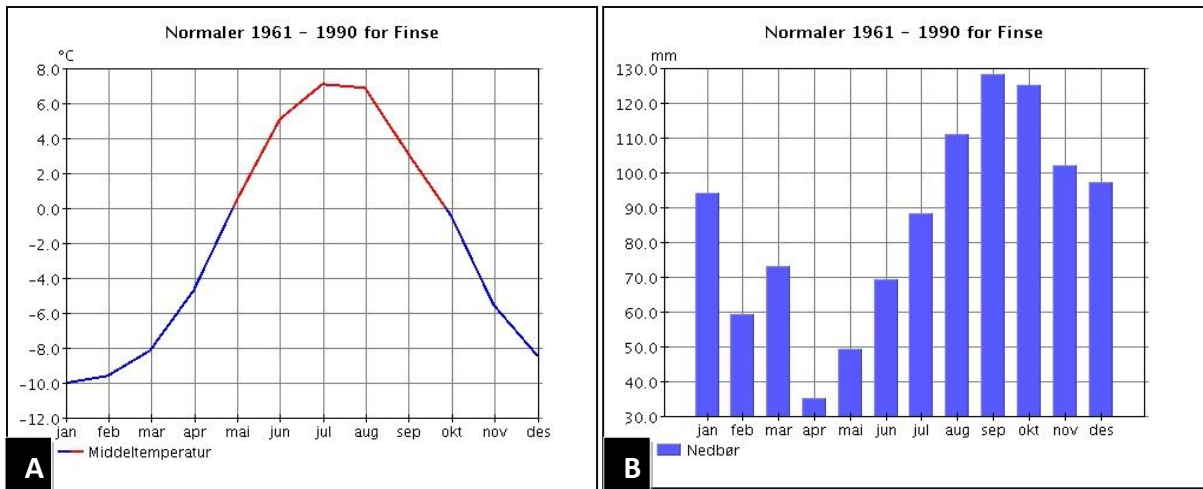
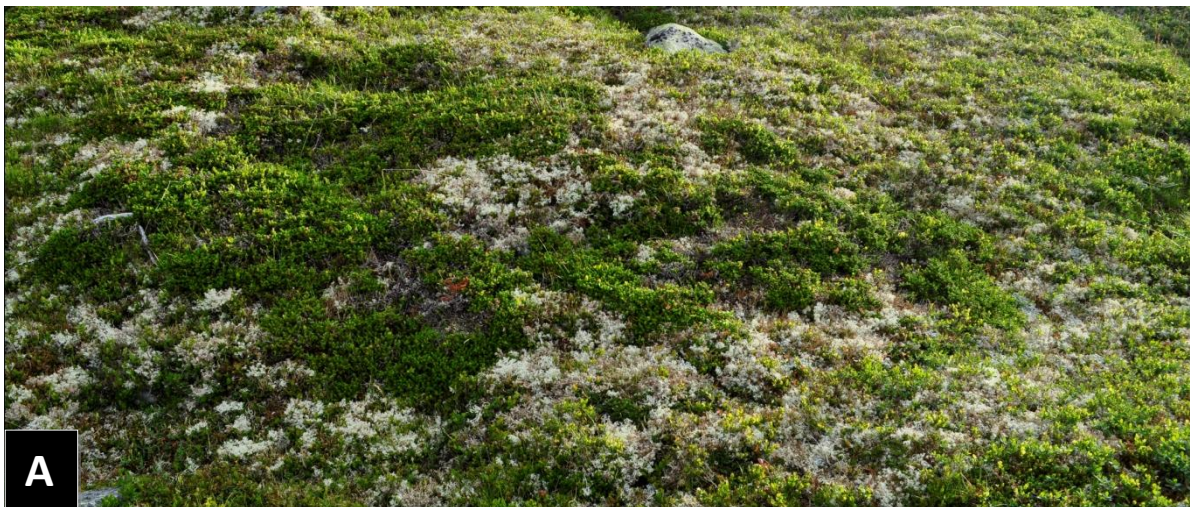


Fig 3.1-10: Temperatur- og nedbørnormal for Finse (nærmeste værstasjon til Dyranut og Byen). Værddata fra Meteorologisk institutt, www.met.no.

A: Temperaturnormal for Finse i perioden 1961 – 1990.

B: Nedbørnormal for Finse i perioden 1961 – 1990.

Dyranut og Byen lå i den lavalpine sone, like over tregrensa (Rekdal & Larsson 2005) (fig. 3.1-11). På snaufjellet, over tregrensa, har snødekket stor betydning for artsfordelingen, siden topografien og vindretning gjør at snøen blir liggende omtrent på de samme stedene hvert år (Rekdal & Larsson 2005). Forholdene er ofte svært ulike nede i snøleiene og oppe på rabbene der snødekke aldri blir tykt, og det er ikke de samme artene som vokser i snøleiene og på rabbene. Snødekket beskytter vegetasjonen mot kulde og vind om vinteren og våren, og sørger for fuktighet om sommeren. Snødekket bidrar også til en kortere vekstsesong, særlig der snøen blir liggende til langt ut på sommeren (Lande & Stålberg 2000). I kontrollfeltene på Dyranut og Byen var rabbene dominert av lav og dvergbjørk, lesidene var dominert av blåbærlyng og gress, mens det var innslag av myr nede på flatene.





B

Fig 3.1-11: Kontrollfeltene på Dyranut og Byen var i stor grad dominert av lyng og lav.

A: Dyranut

B: Byen

Masseuttakene på Dyranut og Byen ble etablert av Statkraft, i forbindelse med utbyggingen av Sysendammen (fig. 3.1-12), i perioden 1974 – 1980 (Enerstvedt 2010; Hillestad 1988).



Fig 3.1-12: Masseuttakene på Dyranut og Byen ble brukt i forbindelse med byggingen av Sysendammen. Foto av Hillestad (1988).

Masseuttakene på Dyranut og Byen var altså om lag 30 år gamle. Heller ikke for disse masseuttakene var det lett å finne dokumentasjon på nøyaktig hva som er blitt gjort av restaurering i områdene, spesielt i masseuttaket på Byen. Trolig har det blitt tilbakeført toppjord og det har blitt sådd med kommersiell gressblanding for lavlandet (Enerstvedt 2010; Hillestad 1988) som har bestått av blant annet engkvein (*Agrostis capillaris*) (Enerstvedt 2010). Masseuttakene sånn de så ut i 2010, var altså et resultat av dette, og om lag 30 år med revevegetering (fig. 3.1-13).



Fig. 3.1-13: Slik så masseuttakene ut etter om lag 30 år med revegetering, i områder hvor det var blitt tilført noe jord, og sådd med kommersiell gressfrøblanding, med blant annet engkvein.

A: Dyranut

B: Byen

3.2 Feltarbeide

Registreringer i felt ble gjort i perioden 1.juli – 16.august 2010. De fire feltene ble valgt fordi de representerte ulike naturtyper og ulik alder, og de fikk navn etter området de lå i: Bitdalen, Songa, Dyranut og Byen. I hvert felt ble det registrert arter ved hjelp av ruteanalyser og det ble registrert miljøfaktorer. Registreringer ble gjort i de berørte områdene (masseuttakene) og i intakte områder i nærheten (kontrollfelter).

3.2.1 Ruteanalyse

Hvert masseuttak ble delt inn i områder som representerte ulike miljøforhold (helningsgrad, jordsmonn etc.) og vegetasjonstyper. I hvert av disse områdene ble det målt opp en representativ blokk på 100 m². Alle blokkene var kvadratiske (10 m x 10 m), bortsett fra én blokk i masseuttaket på Byen, som var 5 m x 20 m, fordi området bare var 5 m i retning øst – vest. Kontrollblokker, også på 10 m x 10 m, ble målt opp i nærliggende intakt natur, i områder som i høy grad gjenspeilet forholdene (helningsgrad, eksposisjon, fuktighet etc.) i masseuttakene. I blokkene ble arter registrert med domineringsgrad fra 1 – 3, der 1 er kun få eksemplarer observert, 2 er ganske vanlig og 3 er dominerende.

I Bitdalen ble det plassert ut åtte blokker i masseuttaket og tre blokker i kontrollfeltet (fig. 3.2-1). I masseuttaket ble én blokk plassert i myrvegetasjon (B1), tre blokker ble plassert i områder med kratt av fjellbjørk og vier (B2, B5 og B6), to ble plassert i områder med lite vegetasjon og mye åpen jord (B3 og B4) og to ble plassert på rabber (B7 og B8). I kontrollfeltene ble én blokk plassert langt nede i fjellbjørkeskogen (K1), én ble plassert i fjellbjørkeskogen midt i dalsiden (K2) og én ble plassert i fjellbjørkeskogen høyt oppe i dalsiden (K3).

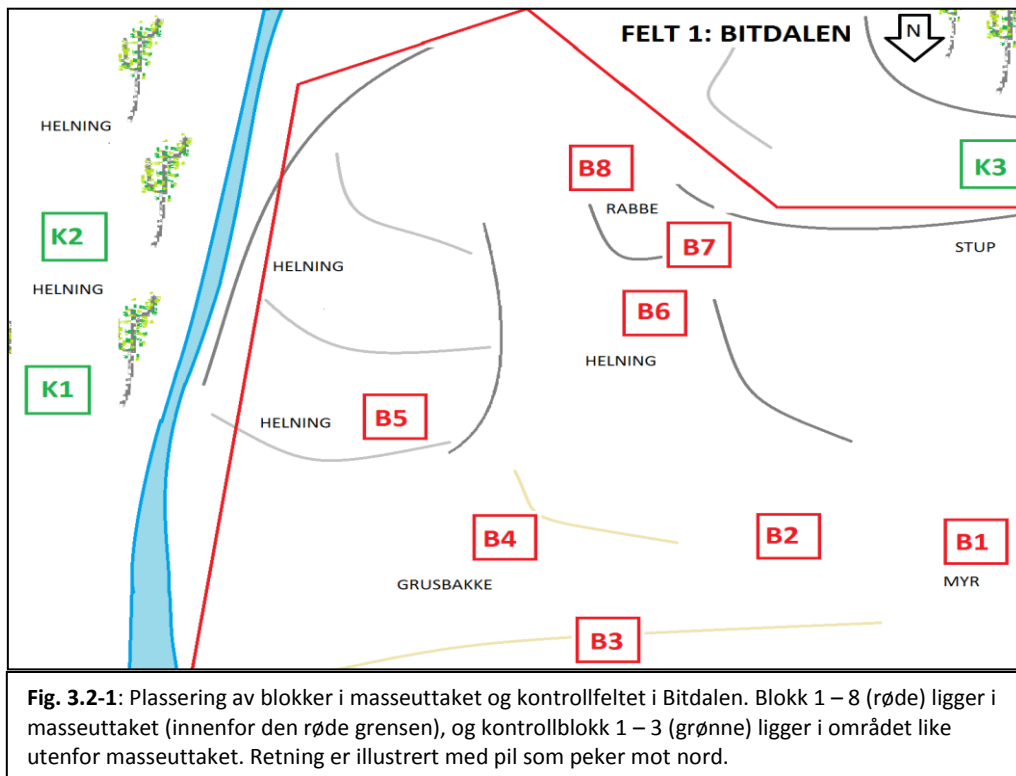
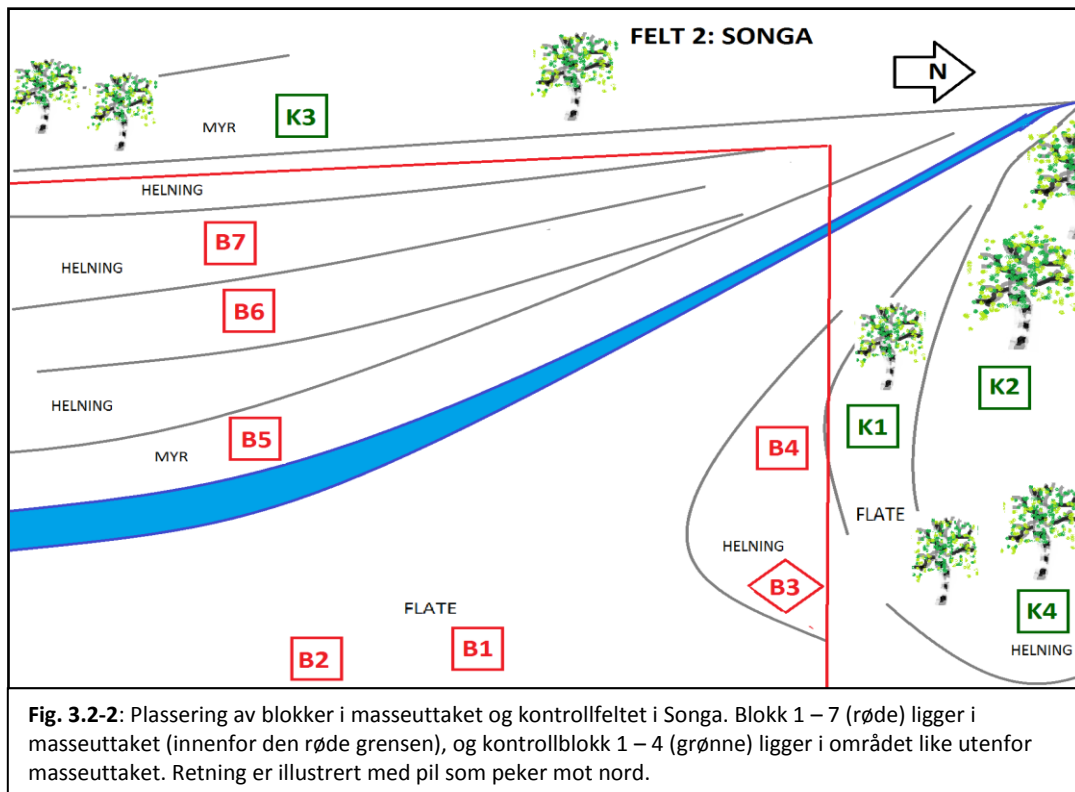
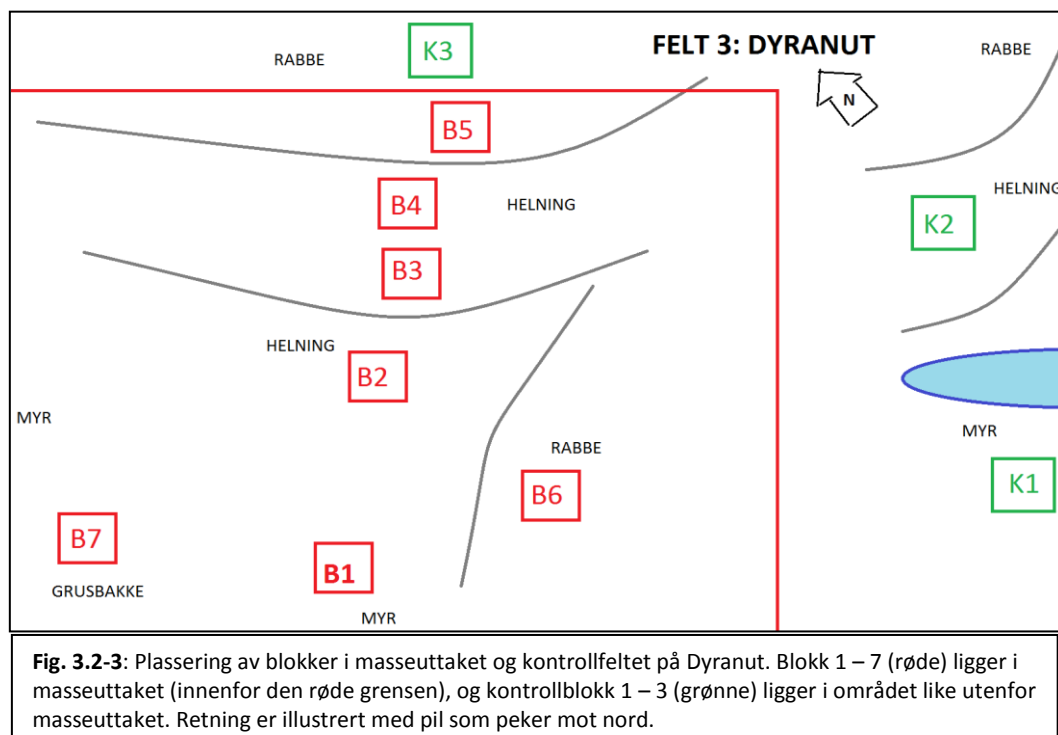


Fig. 3.2-1: Plassering av blokker i masseuttaket og kontrollfeltet i Bitdalen. Blokk 1 – 8 (røde) ligger i masseuttaket (innenfor den røde grensen), og kontrollblokk 1 – 3 (grønne) ligger i området like utenfor masseuttaket. Retning er illustrert med pil som peker mot nord.

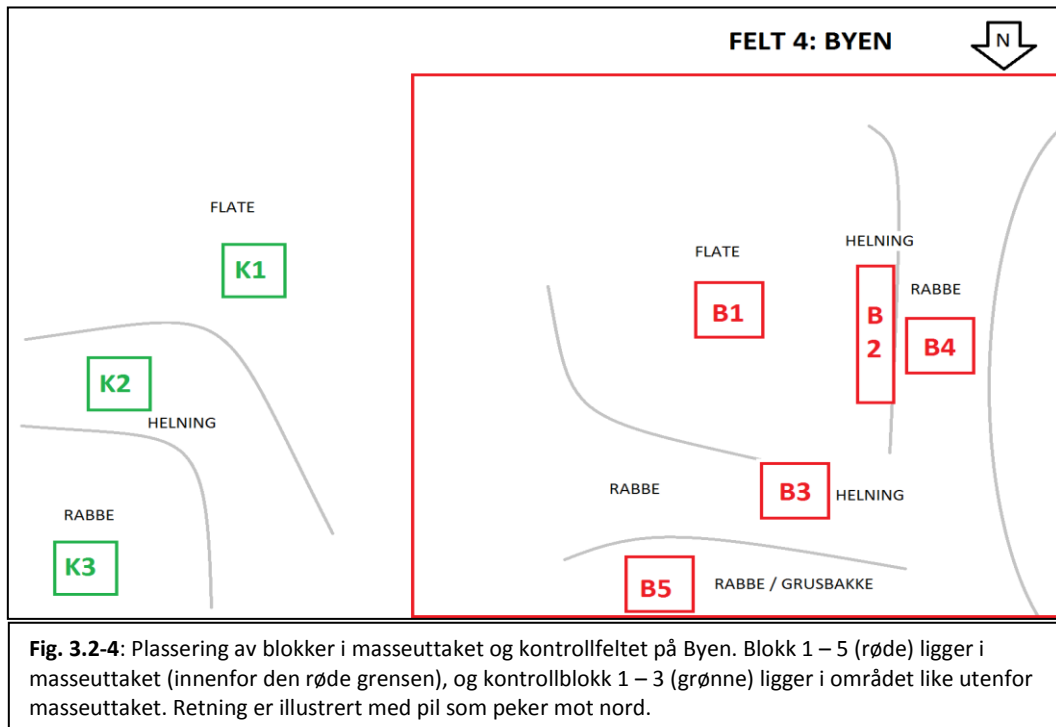
I Songa ble det plassert ut sju blokker i masseuttaket og fire blokker i kontrollfeltet (fig. 3.2-2). I masseuttaket ble to blokker plassert i myrvegetasjon (B2 og B5), to blokker ble plassert i områder med kratt av fjellbjørk og lyng (B1 og B4), to ble plassert i gressbakker (B3 og B6) og én ble plassert på en rabbe (B7). I kontrollfeltene ble to blokker plassert i myrvegetasjon (K1 og K3) og to blokker plassert i fjellbjørkeskog (K2 og K4).



På Dyranut ble det plassert ut sju blokker i masseuttaket og tre blokker i kontrollfeltet (fig. 3.2-3). I masseuttaket ble én blokk plassert i myrvegetasjon (B1), fire blokker ble plassert i gressbakker (B2 - B5), én ble plassert på en rabbe (B6) og én ble plassert på en grusbakke med lite vegetasjon (B7). I kontrollfeltene ble én blokk plassert i myrvegetasjon (K1), én ble plassert i lesiden (K2) og én plassert på en rabbe (K3).



På Byen ble det plassert fem blokker i masseuttaket og tre blokker i kontrollfeltet (fig. 3.2-4). I masseuttaket ble én blokk plassert nede på flata (B1), to blokker ble plassert i gressbakker (B2 og B3), én ble plassert på en rabbe (B4) og én ble plassert i en grusbakke med lite vegetasjon (B5). I kontrollfeltene ble én blokk plassert nede på flata (K1), én ble plassert i lesiden (K2) og én ble plassert på en rabbe (K3).



I hver blokk ble 4 ruter, på 0,5 m x 0,5 m, plassert. Hver rute var delt inn i 16 mindre ruter (fig. 3.2-5). Rutenes plassering i blokkene ble tilfeldig bestemt ved å trekke to nummer mellom 0 og 9, hvor det første nummeret representerte antall meter mot sør, og det andre antall meter mot øst, målt fra blokkens nordvestre hjørne. I rutene ble arter registrert med prosent dekningsgrad i ruta, og med frekvens i de 16 smårutene.



Fig. 3.2-5: Hver registreringsrute, på 0,5 m x 0,5 m, var delt opp i 16 mindre ruter. Arter ble registrert med prosent dekningsgrad og frekvens i de 16 smårutene.

3.2.2 Artsbestemmelse

Nomenklatur for arter følger Norsk Flora (Lid & Lid 2005), som også ble brukt i forbindelse med artsbestemmelser. Flesteparten av artene ble bestemt i felt. Arter som av ulike grunner ikke ble bestemt i felt, ble fotografert og presset for senere artsbestemmelse.

Karplanter ble bestemt til art, med noen unntak hvor kun slekt ble bestemt. Løvetann (*Taraxacum spp.*), sveve (*Hieracium spp.*) og vier (*Salix spp.*) ble kun bestemt til slekt, på grunn av gruppenes mange arter og hybrider som det kan være vanskelig å skille fra hverandre. Dette gjelder også flere av frytlene (*Luzula spp.*), hvor bare noen ble bestemt til art. Ett eksemplar starr (*Carex sp.*) ble kun bestemt til slekt, da det bare ble funnet ett ukomplett eksemplar.

For moser og lav var det bare noen av de mest dominerende slektene som ble registrert, mens de resterende mose- og lavartene ble registrert som henholdsvis totalt mosedekke og totalt lavdekke. I resultatene omtales lav og mose nesten utelukkende som totalt mosedekke og totalt lavdekke. Der antall arter i ulike blokker sammenliknes er derfor lav og mose utelatt og bare karplanter er telt.

Noen områder var uten synelig etablert vegetasjon, men hadde en tynn gråsvart og usammenhengende skorpe på jordoverflaten. Dette tynne biologiske belegget består av jordpartikler koplet sammen med cyanobakterier (blågrønnalger), grønnalger, sopp, mose og lav, i de 1-5 øverste millimeterne av jordskorpa. Biologisk belegg finnes i ulike naturtyper over hele verden, på jord som ikke er dekket av annen vegetasjon (Rosentreter et al. 2007). Biologisk belegg ble registrert som *biologisk belegg*, og ble ikke medregnet når antall arter sammenliknes.

3.2.3 Registrering av miljøfaktorer

Alle miljøfaktorer ble registrert en gang for hver blokk. Andel åpen jord og andel dødgress ble også registrert for hver rute.

Områder uten noen form for vegetasjon, der jorda lå åpen, ble registrert som *åpen jord*. Tørt og visst gress og strå fra tidligere sesonger lå på noen steder igjen som et mer eller mindre dekkende teppe nederst i feltsjiktet. Dette ble registrert som *dødgress*.

Jordsmonn ble registrert på en skala fra 1 til 3, der 1 er jord med svært lite humus (omdannet biologisk materiale), 2 er jord med noe humus og 3 er jord med mye humus. Også fuktighet i jordsmonnet ble registrert på en skala fra 1 til 3, der 1 er tørr jord, 2 er middels fuktig jord og 3 er våt jord. Jordas humusinnhold og fuktighet ble vurdert ved å kjenne og se på den.

Koordinater og m.o.h. ble lest av en GPS-måler midt i blokka. Helningsgrad ble målt med et kompass med gradmåler, på et mest mulig representativt punkt. Eksposisjon ble beregnet med kompass, i alle blokker med helningsgrad større enn 0.

Inndelingen i vegetasjonssjikt ble gjort etter definisjon av Moen (1998): tresjiktet omfatter lignoser høyere enn 2 m, busksjiktet omfatter lignoser fra 0,3 til 2 m, feltsjiktet omfatter alle karplanter under 0,3 m og bunnsjiktet omfatter moser og lav. I denne oppgaven ble også biologisk belegg definert som en del av bunnsjiktet. Høyde for felt- og busksjikt ble målt ved å finne gjennomsnittet av høyden på tre representative planter, målt med målebånd. Høyde på tresjikt ble også bestemt av

gjennomsnittshøyden av tre representative trær, målt med målepinne på 20 cm og øyemål (fig. 3.1-2) (nærmere beskrivelse av metoden finnes i heftet *Landskapsplanter* av Hansen (2008)).

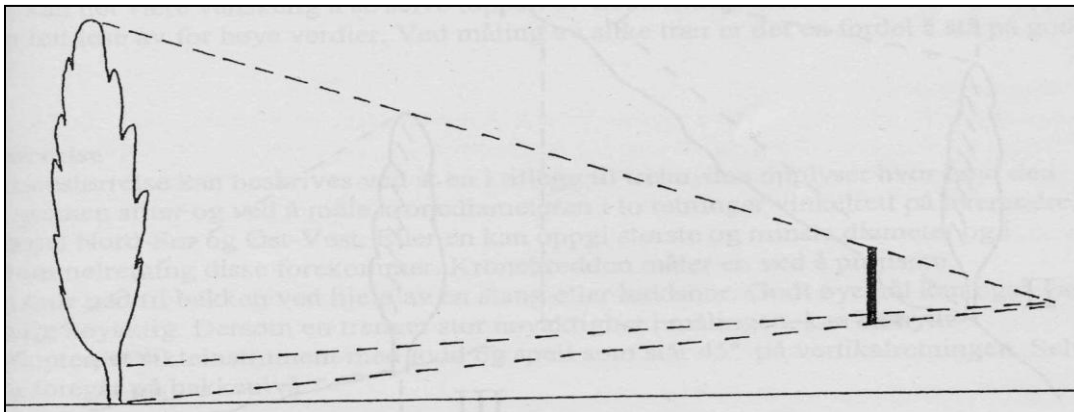


Fig. 3.1-2: Måling av høyde på trær med målepinne og øyemål (figur av Hansen (2008)).

3.2 Statistikk

Excel ble brukt til å lage tabeller for alle registreringene, og for å lage stolpediagrammer. Ordinasjonsanalyser (CCA- og DCA-analyser) ble utført i Canoco 4.5, ellers ble all videre bearbeiding av data gjort i R.

For alle utvalg som skulle sammenliknes ble normalfordeling sjekket med Q-Q-plot og variansene sammenliknet i en variansetest. Var datasettene tilnærmet normalfordelte ble Students t-test brukt for videre sammenlikning, og var de ikke det ble Wilcoxon Rank Sum test brukt. I de fleste tilfeller var utvalgene *ikke* normalfordelte. I tilfeller hvor variansene for utvalgene som skulle sammenliknes var signifikant ulike, ble Kolmogorow-Smirnov-test brukt.

Gjennomsnitt for et utvalg er presentert med feilmargin ± 1 standardfeil (s.e. = standard error). Standardfeil ble valgt som mål på feilmargin, fordi standardfeil kalkulerer med både variansen (v) og utvalgstørrelsen (n).

Arter ble registrert både i blokker (domineringsgrad) og i ruter (% dekningsgrad og frekvens). Rutene dekket et langt mindre areal enn blokkene, og det ble derfor registrert flere arter i blokkene enn i rutene. For også å få med også de sjeldne i et område, ble antall arter telt opp i blokker, mens dekningsgrad og frekvens ble registrert i ruter.

3.3 Litteratur

Litteratursøk ble gjort via søkesider som ISI Web og Google Scholar, med søkeord som *restoration ecology, restoration in disturbed ecosystems, succession in alpine ecosystems, successional stages, revegetering i fjellet, restaurering i fjellet, suksesjon og pionerarter*. Jeg søkte også direkte på titler

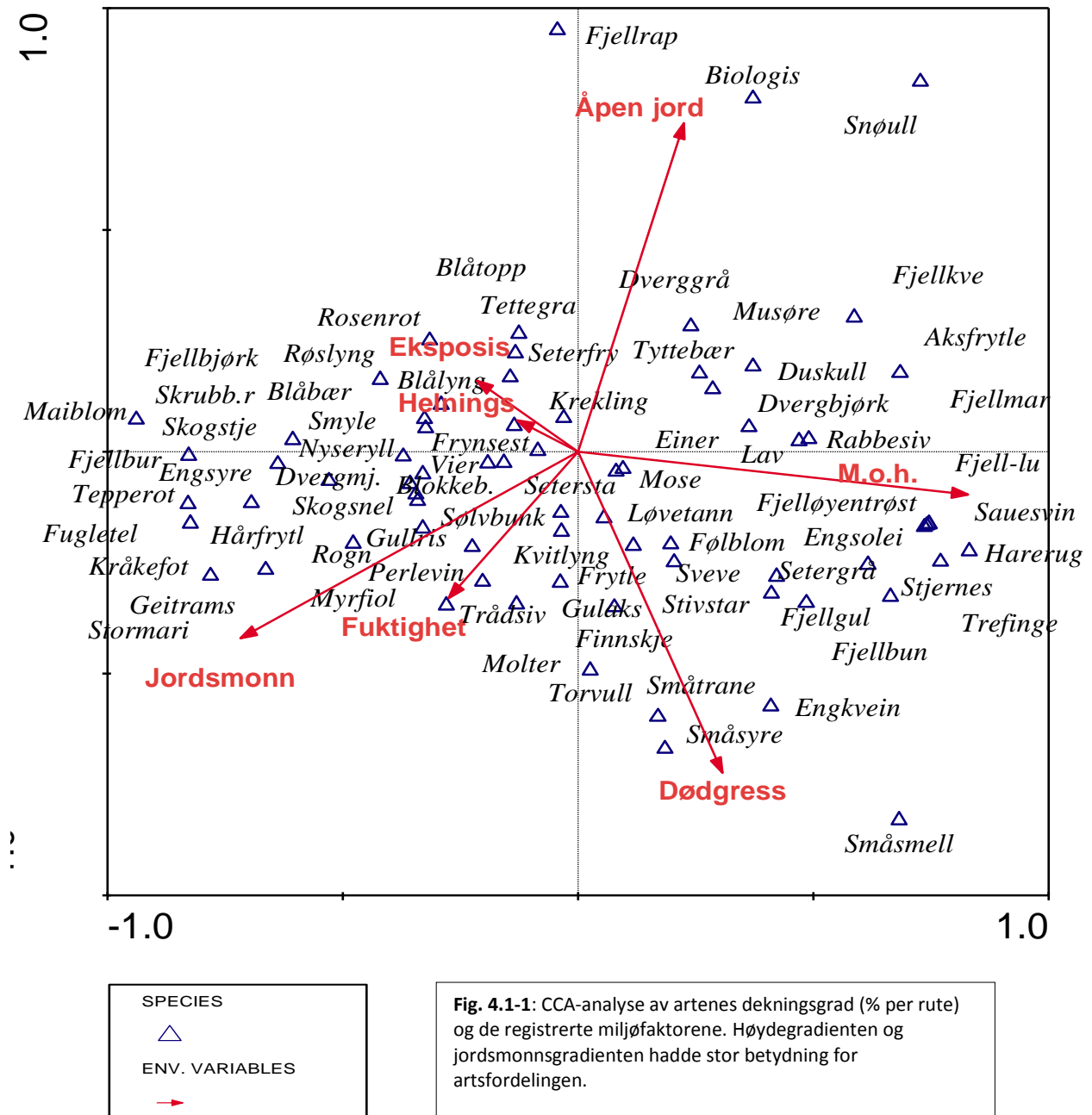
jeg fant i litteraturlistene til aktuelle artikler, rapporter etc. Jeg fikk også anbefalt artikler fra veileder Line Rosef, og én artikkel fra Kristín Svavarsdóttir.

Tidligere pensumlitteratur, *Store norske leksikon* (www.snl.no) og *Botanisk- og plantefysiologisk leksikon* (Aarnes 2005) ble brukt som oppslagsverk. I tillegg ble *Norsk Flora* (Lid & Lid 2005) og *The abridged comparative plant ecology* (Grime et al. 1990) brukt som oppslagsverk for arter. *CANOCO Reference manual* (ter Braak & Smilauer 2002), *Statistics - An introduction using R* (Crawley 2005) og *Litt statistikk* (Aarnes 2003) ble brukt som oppslagsverk for statistikk.

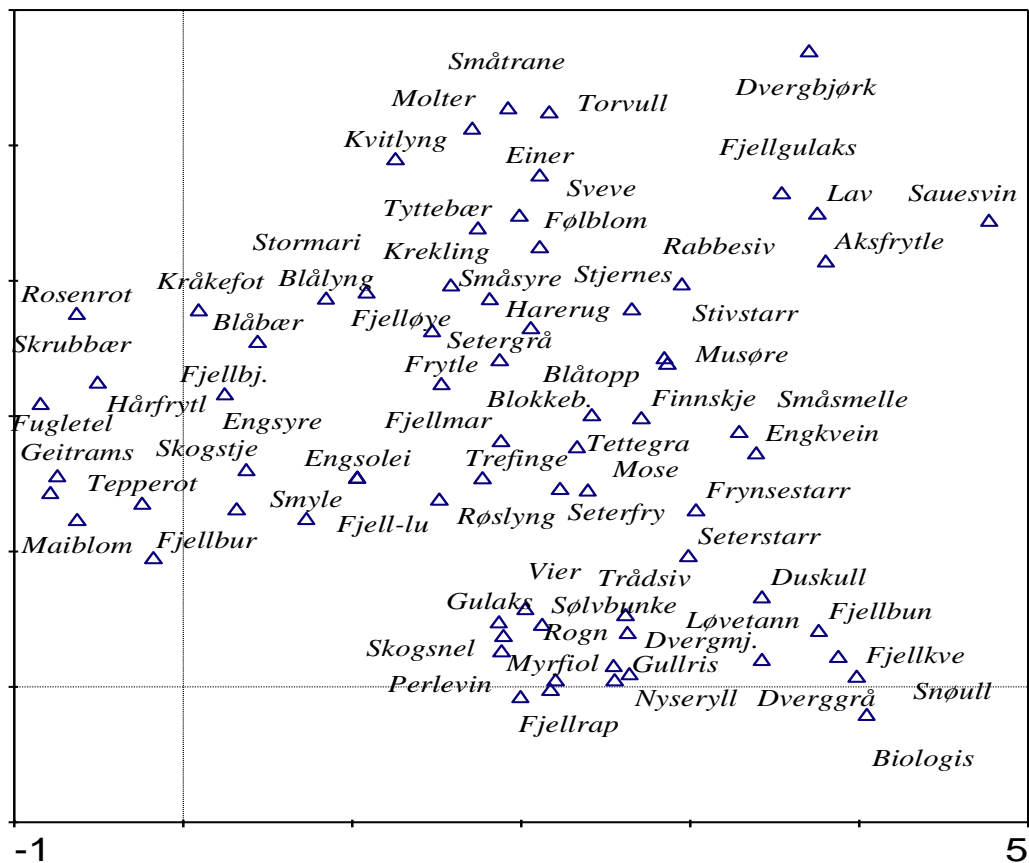
4 Resultater

4.1 Subalpine og lavalpine felt

En CCA-analyse av artenes dekningsgrad (% per rute) og de registrerte miljøfaktorene, viser at høyde over havet var viktig for artsfordelingen (fig. 4.1-1). Dette skyldes en tydelig forskjell i artssammensetning mellom de to subalpine feltene (Bitdalen og Songa) og de to lavalpine feltene (Dyranut og Byen). Arter funnet i Bitdalen og Songa befinner seg langt til venstre på 1. aksene, mens arter funnet på Dyranut og Byen befinner seg langt til høyre på 1. aksene. Høydegradienten sammenfalt til en viss grad med jordsmonnsgradienten, fordi humusinnholdet i jorda i snitt var høyere i de to subalpine feltene (Bitdalen og Songa) enn i de to lavalpine feltene (Dyranut og Byen). Nedover til venstre i grafen finner en arter som vokste i områder med humusrik jord, mens oppover til høyre i grafen finner en arter som vokste i områder med humusfattig jord. I områder med humusrik jord var vegetasjonen tett, mens i områder med lite humus i jorda var vegetasjonen mer sporadisk. Prosent vegetasjonsdekke var i snitt høyere i Bitdalen og Songa enn på Dyranut og Byen, og det ble registrert mer åpen jord på Dyranut og Byen enn i Bitdalen og Songa.



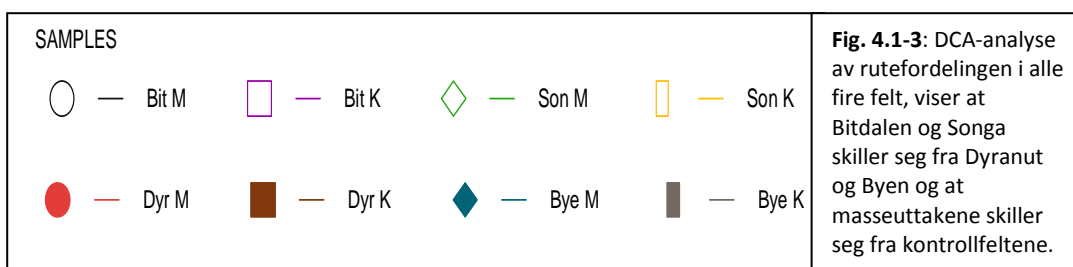
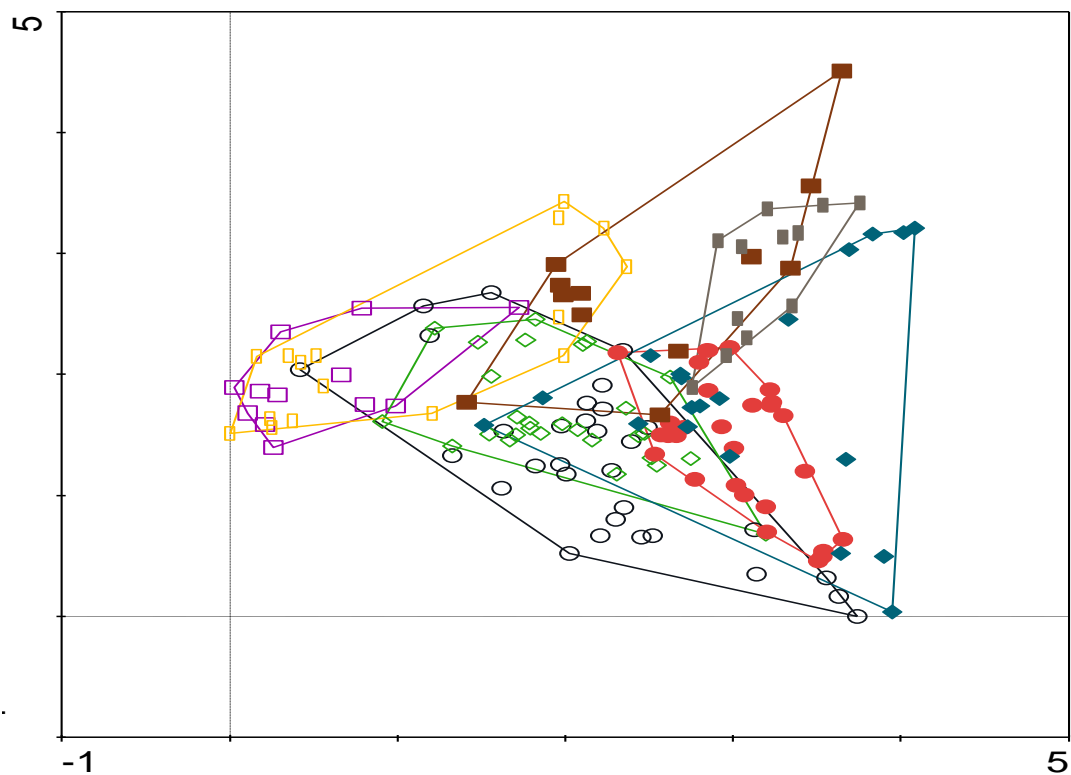
En DCA-analyse av artenes dekningsgrad (% per rute) viser også fordeling langs høydegradienten (fig. 4.1-2). Til venstre på 1. aksene, finner en arter som hadde størst tetthet i de to subalpina feltene (Bitdalen og Songa), som for eksempel maiblom (*Maianthemum bifolium*), geiterams (*Chamerion angustifolium*) og fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*). Til høyre på 1. aksene finner en arter som hadde størst tetthet i de to lavalpine feltene (Dyranut og Byen), som for eksempel sauesvingel (*Festuca ovina*), fjellbunke (*Deschampsia cespitosa*) og snøull (*Eriophorum scheuchzeri*). Artene er også fordelt langs en fuktighetsgradient, med arter registrert i områder med våt jord langt opp på 2. aksene, og arter registrert i områder med tørr jord langt ned på 2. aksene.



SPECIES
△

Fig. 4.1-2: DCA-analyse av artenes dekningsgrad (% per rute) for felt 1-4, viser artenes fordeling langs høydegradienten (1. aks) og fuktighetsgradienten (2. aks).

En DCA-analyse av rutene i alle fire felt viser at de to subalpine feltene (Bitdalen og Songa) var ganske ulike de lavalpine feltene (Dyranut og Byen) (fig. 4.1-3). Masseuttakene i Bitdalen og Songa liknet hverandre, og kontrollfeltene i Bitdalen og Songa liknet hverandre. Masseuttakene på Dyranut og Byen liknet også på hverandre, og det samme gjorde kontrollfeltene på Dyranut og Byen.



På grunnlag av disse analysene virker det hensiktsmessig å dele feltene i to grupper for resten av resultatene: De to subalpine feltene sammen (Bitdalen og Songa) og de to lavalpine feltene sammen (Dyranut og Byen).

4.2 Førsteintrykk

Førsteintrykket i Bitdalen og i Songa var ganske likt, den mest åpenbare forskjellen mellom masseuttakene og kontrollfeltene var at de høyeste lignosene i masseuttakene var godt under 2 m, mens det var et etablert tresjikt i kontrollfeltene (fig. 4.2-1). Busksjiktet var det dominerende vegetasjonssjiktet i store deler av masseuttakene, mens vegetasjonen i kontrollfeltene tydelig var inndelt i tresjikt og feltsjikt.



A



B

Fig. 4.2-1: Masseuttak og kontrollfelt i Bitdalen og i Songa. Begge masseuttakene skilte seg fra kontrollfeltene ved at alle lignosene i området var godt under 2 m. Fjellbjørk (*Betula pubescens ssp. tortuosa*) var en dominerende art både i masseuttakene og i kontrollfeltene. Masseuttakets grense er markert med en rød linje.

A: Bitdalen

B: Songa

Masseuttakene på Dyranut og på Byen var i stor grad dominert av graminoider, mens kontrollfeltene hadde høyere tetthet av lyng og lav. Gresset som vokste i store deler av masseuttakene gav området en jevnt lysegrønn farge, men fargespekteret i kontrollfeltene framstod som mer variert med nyanser fra brunt til grått og grønt (fig. 4.2-2).



Fig. 4.2-2: Masseuttakene og kontrollfeltene på Dyranut og på Byen. Masseuttakene skilte seg fra kontrollfeltene ved å ha en høy andel engkvein (*Agrostis capillaris*) og andre graminoider, mens kontrollfeltene hadde høyere innslag av lyng og lav.

A: Dyranut

B: Byen

En DCA-analyse av rutene i Bitdalen og Songa viser at masseuttakene var ganske ulike kontrollfeltene (fig. 4.2-3).

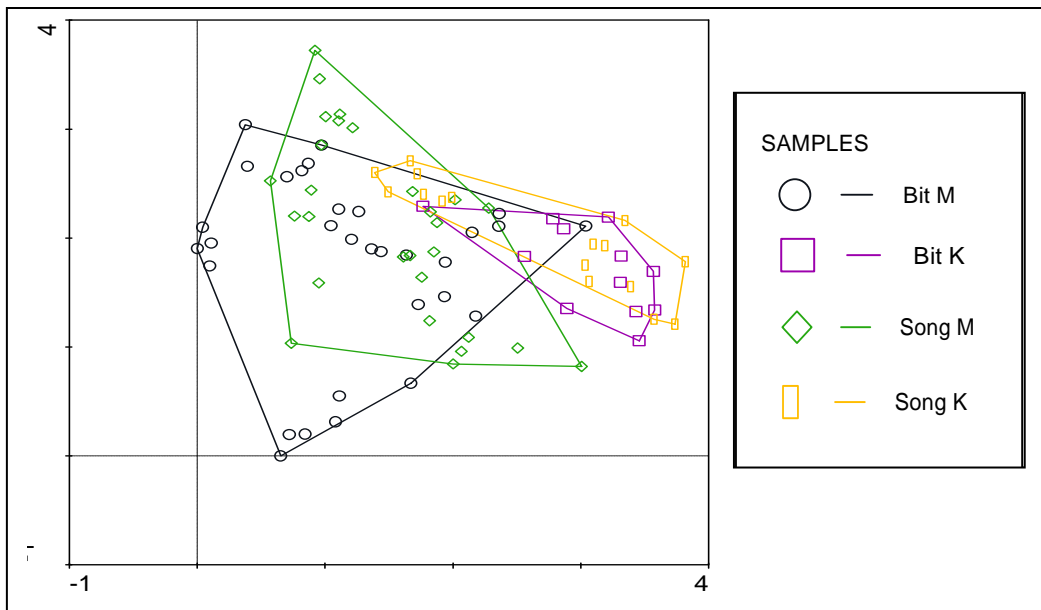


Fig. 4.2-3: DCA-analyse av rutefordelingen i Bitdalen og Songa viser at masseuttakene var ulike kontrollfeltene.

En DCA-analyse av rutene på Dyranut og Byen viser at også der var masseuttakene ganske ulike kontrollfeltene (fig. 4.2-4).

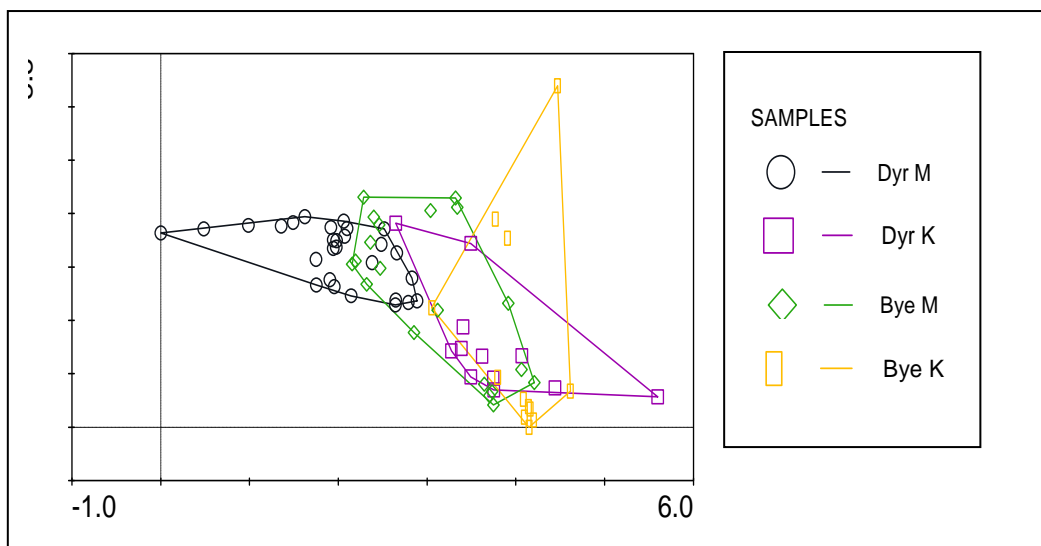
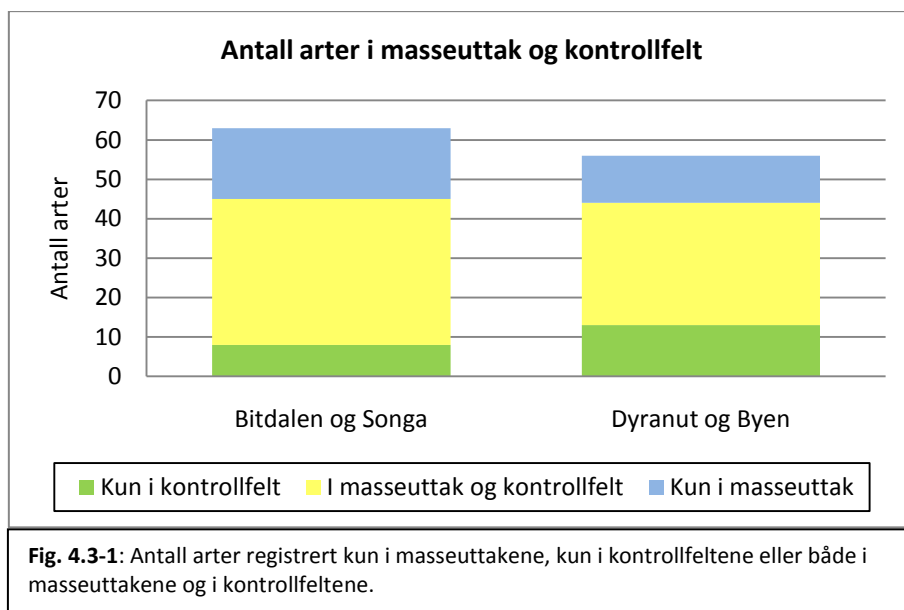


Fig. 4.2-4: En DCA-analyse av rutefordelingen på Dyranut og Byen viser at masseuttakene skilte seg fra kontrollfeltene.

4.3 Arter

Totalt ble det registrert 82 ulike karplanter (for fullstendig artsliste, se vedlegg 1).

I Bitdalen og Songa ble det til sammen registrert 63 arter (fig. 4.3-1). 18 arter ble kun registrert i masseuttakene, 8 arter ble kun registrert i kontrollfeltene og 37 arter ble registrert i både i masseuttakene og i kontrollfeltene. Totalt ble det registrert 55 arter i masseuttakene og 45 arter i kontrollfeltene. På Dyranut og Byen ble det til sammen registrert 56 arter. 12 ble kun registrert i masseuttakene, 13 arter ble kun registrert i kontrollfeltene og 31 arter ble registrert i både masseuttak og kontrollfelt. Totalt ble det registrert 43 arter i kontrollfeltene og 44 arter i masseuttakene.



I Bitdalen og Songa var dverggråurt (*Omalotheca supina*), musøre (*Salix herbacea*) og myrfiol (*Viola palustris*) blant de 18 artene som kun ble registrert i masseuttakene, mens maiblom, skrubbeær (*Chamaepericlymenum suecicum*) og stormarimjelle (*Melampyrum pratense*) var blant de 8 artene som kun ble registrert i kontrollfeltene (fig. 4.3-2). Flesteparten av de registrerte artene ble funnet både i masseuttakene og i kontrollfeltene, som for eksempel skogstjerne (*Trientalis europaea*), blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) og duskull (*Eriophorum angustifolium*).

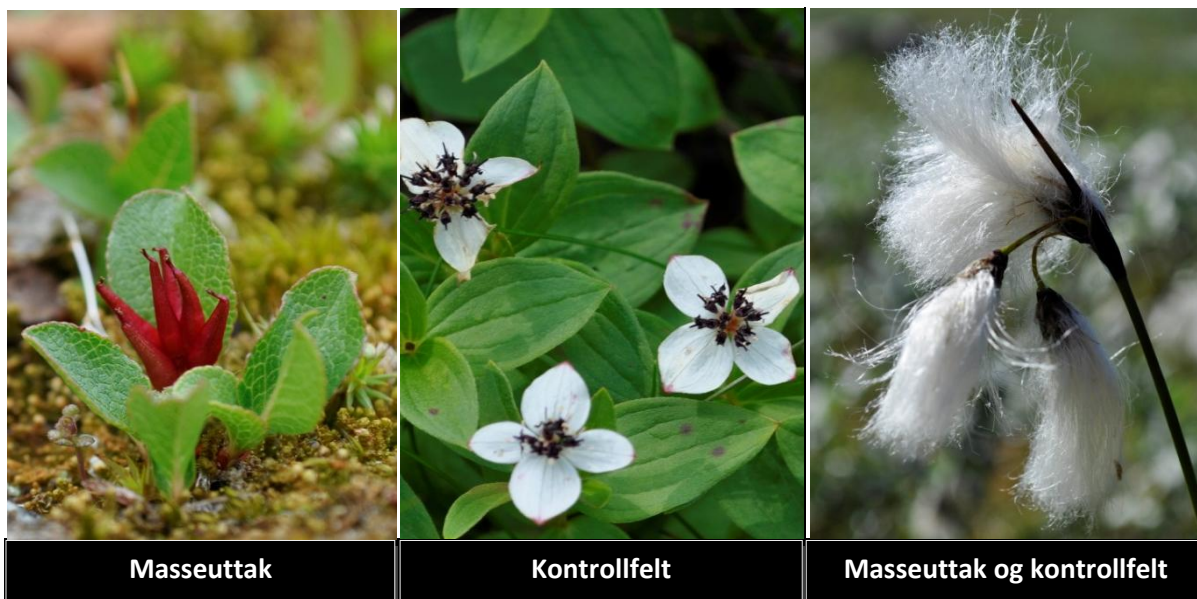


Fig 4.3-2: I Bitdalen og Songa ble musøre (*Salix herbacea*) (t.v.) kun funnet i masseuttakene, skrubnbær (*Chamaepericlymenum suecicum*) (midt.) ble kun funnet i kontrollfeltene, mens duskull (*Eriophorum angustifolium*) (t.h.) ble funnet både i masseuttakene og i kontrollfeltene.

På Dyranut og Byen var fjellrapp (*Poa alpina*), fjellbunke (*Deschampsia alpina*) og snøull blant de 12 artene som kun ble registrert i masseuttakene (fig. 4.3-3). Bleikmyrklegg (*Pedicularis lapponica*), fjellburkne (*Athyrium distentifolium*) og kråkefot (*Lycopodium clavatum*) var blant de 13 artene som kun ble registrert i kontrollfeltene. Flesteparten av de registrerte artene ble funnet både i masseuttakene og i kontrollfeltene, som for eksempel dvergbjørk (*Betula nana*), sauesvingel og smyle (*Avenella flexuosa*).



Fig 4.3-3: På Dyranut og Byen ble fjellbunke (*Deschampsia alpina*) (t.v.) kun funnet i masseuttakene, bleikmyrklegg (*Pedicularis lapponica*) (midt.) ble kun funnet i kontrollfeltene, mens dvergbjørk (*Betula nana*) (t.h.) ble registrert både i masseuttakene og i kontrollfeltene.

4.3.1 Dominerende arter

I Bitdalen og Songa var fjellbjørk (*Betula pubescens ssp. tortuosa*), mose, krekling (*Empetrum nigrum*) og smyle dominerende arter i både masseuttakene og i kontrollfeltene (fig. 4.3-4). I masseuttakene var fjellbjørk den mest dominerende arten, mens smyle var den mest dominerende arten i kontrollfeltene (fig. 4.3-5). Av de mest dominerende artene i Bitdalen og Songa, var 6 dominerende både i masseuttakene og i kontrollfeltene.

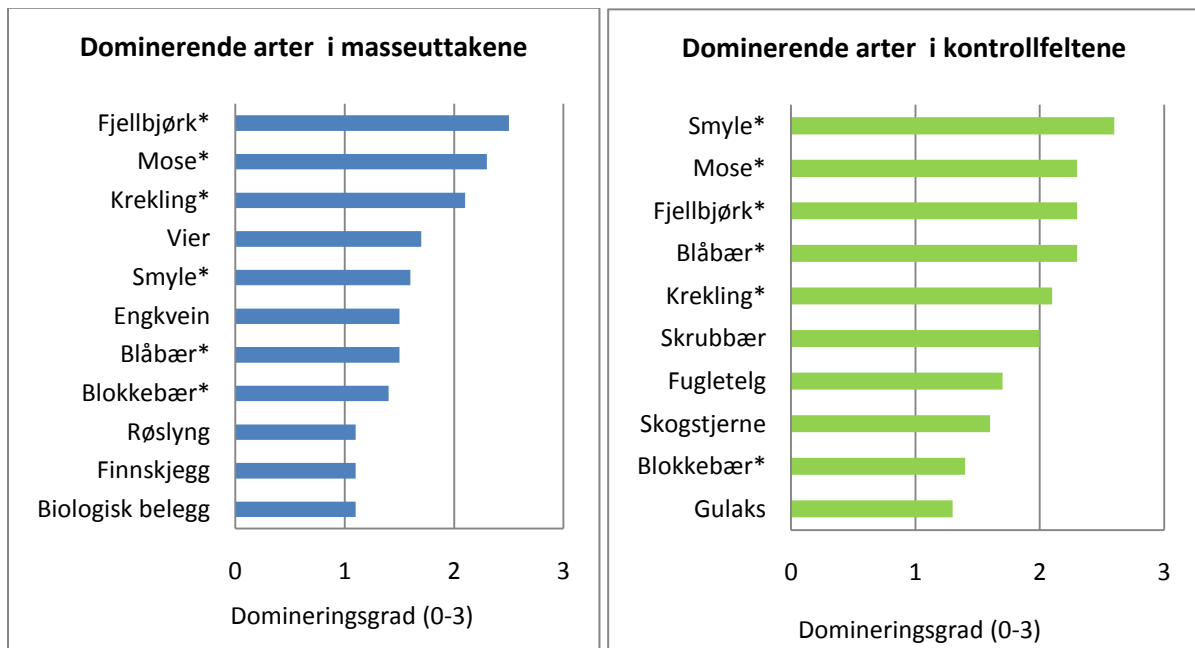


Fig. 4.3-4: Dominerende arter i masseuttakene og kontrollfeltene i Bitdalen og Songa. Arter merket med * var dominerende både i masseuttakene og i kontrollfeltene.



Fig. 4.3-5: I Bitdalen og Songa var fjellbjørk (*Betula pubescens ssp. tortuosa*) (t.v.) den mest dominerende arten i masseuttakene, mens smyle (*Avenella flexuosa*) (t.h.) dominerte i kontrollfeltene.

På Dyranut og Byen var mose mest dominerende i masseuttakene, mens lav dominerte i kontrollfeltene (fig. 4.3-6). Av karplanter var engkvein (*Agrostis capillaris*) klart mest dominerende i masseuttakene, mens smyle dominerte i kontrollfeltene (fig. 4.3-7). Av de mest dominerende artene på Dyranut og Byen, var 8 dominerende både i masseuttakene og i kontrollfeltene.

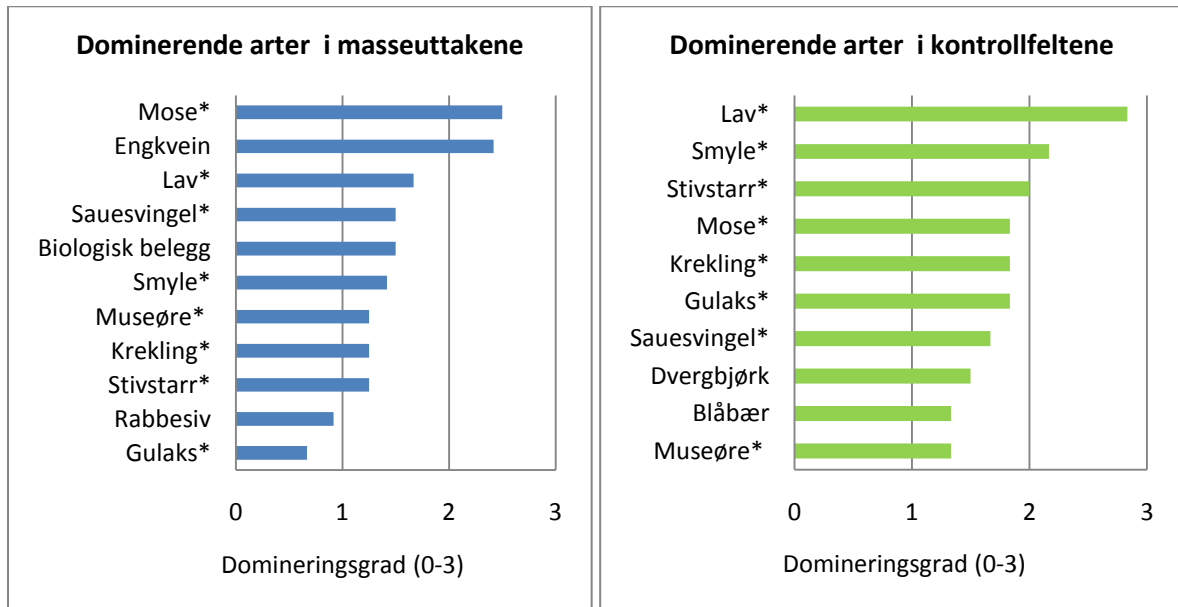


Fig. 4.3-6: Dominerende arter i masseuttakene og kontrollfeltene på Dyranut og Songa. (Domineringsgrad fra 0-3, der 0 er ikke til stede og 3 er svært dominerende). Arter merket med * var dominerende både i masseuttakene og i kontrollfeltene.



Fig. 4.3-7: Mens engkvein (*Agrostis capillaris*) (t.v. og midt) var den mest dominerende karplanten i masseuttakene, var smyle (*Avenella flexuosa*) (t.h.) den mest dominerende karplanten i kontrollfeltene.

Både i Bitdalen og Songa og på Dyranut og Byen ble flesteparten av de registrerte artene funnet både i masseuttakene og i kontrollfeltene, men med en noe varierende mengdefordeling (tabell 4.3-1 og tabell 4.3-2).

Tabell 4.3-1: Dominerende arter i Bitdalen og Songa. Arter i gruppe 1 hadde tydelig høyere tetthet i masseuttakene, arter i gruppe 2 hadde tydelig høyere tetthet i kontrollfeltene og arter i gruppe 3 hadde tilnærmet lik fordeling i masseuttakene og i kontrollfeltene.

Bitdalen og Songa		
Navn	Masseuttak	Kontrollfelt
Gruppe 1 – høy tetthet i masseuttakene		
Vier	1,7	0,4
Engkvein	1,5	0,7
Dverggråurt	0,9	0,0
Musøre	0,8	0,0
Røsslyng	1,1	0,4
Biologisk belegg	1,1	0,4
Gruppe 2 – høy tetthet i kontrollfeltene		
Smyle	1,6	2,6
Blåbær	1,5	2,3
Skrubbær	0,0	2,0
Fugletelg	0,3	1,7
Skogstjerne	0,5	1,6
Gulaks	0,3	1,3
Dvergbjørk	0,3	1,1
Molter	0,1	1,0
Maiblom	0,0	0,9
Gruppe 3 – om lag lik tetthet i masseuttak og kontrollfelt		
Fjellbjørk	2,5	2,3
Mose	2,3	2,3
Krekling	2,1	2,1
Blokkebær	1,4	1,4
Finnskjegg	1,1	0,7
Lav	0,9	0,9
Stivstarr	0,9	0,7
Einer	0,7	1,1
Torvull	0,5	0,9

I Bitdalen og Songa hadde for eksempel vier (*Salix spp.*) og engkvein høyere tetthet i masseuttakene, mens smyle, blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og skrubbær hadde høyere tetthet i kontrollfeltene (fig 4.3-8). Flesteparten av de registrerte artene hadde om lag lik tetthet i både i masseuttakene og i kontrollfeltene, som for eksempel fjellbjørk, mose og krekling.



Fig 4.3-8: I Bitdalen og Songa var det mye mer vier (*Salix spp.*) (t.v.) i masseuttakene enn i kontrollfeltene, det var mye mer blåbær (*Vaccinium myrtillus*) (midt) i kontrollfeltene enn i masseuttakene, mens krekling (*Empetrum nigrum*) (t.h.) var like vanlig i både i masseuttakene og i kontrollfeltene.

Tabell 4.3-2: Dominerende arter på Dyranut og Byen. Arter i gruppe 1 hadde tydelig høyere tetthet i masseuttakene, arter i gruppe 2 hadde tydelig høyere tetthet i kontrollfeltene og arter i gruppe 3 hadde tilnærmet lik fordeling i masseuttakene og i kontrollfeltene.

Dyranut og Byen		
Navn	Masseuttak	Kontrollfelt
Gruppe 1 – høy tetthet i masseuttakene		
Engkvein	2,4	0,2
Mose	2,5	1,8
Gruppe 2 – høy tetthet i kontrollfeltene		
Lav	1,7	2,8
Smyle	1,4	2,2
Stivstarr	1,3	2,0
Gulaks	0,7	1,8
Dvergbjørk	0,3	1,5
Blåbær	0,3	1,3
Tyttebær	0,1	1,3
Gruppe 3 – om lag lik tetthet i masseuttak og kontrollfelt		
Sauesvingel	1,5	1,7
Biologisk belegg	1,5	1,0
Krekling	1,3	1,8
Musøre	1,3	1,3
Rabbesiv	0,9	1,2
Seterstarr	0,7	0,5
Sveve	0,6	0,7

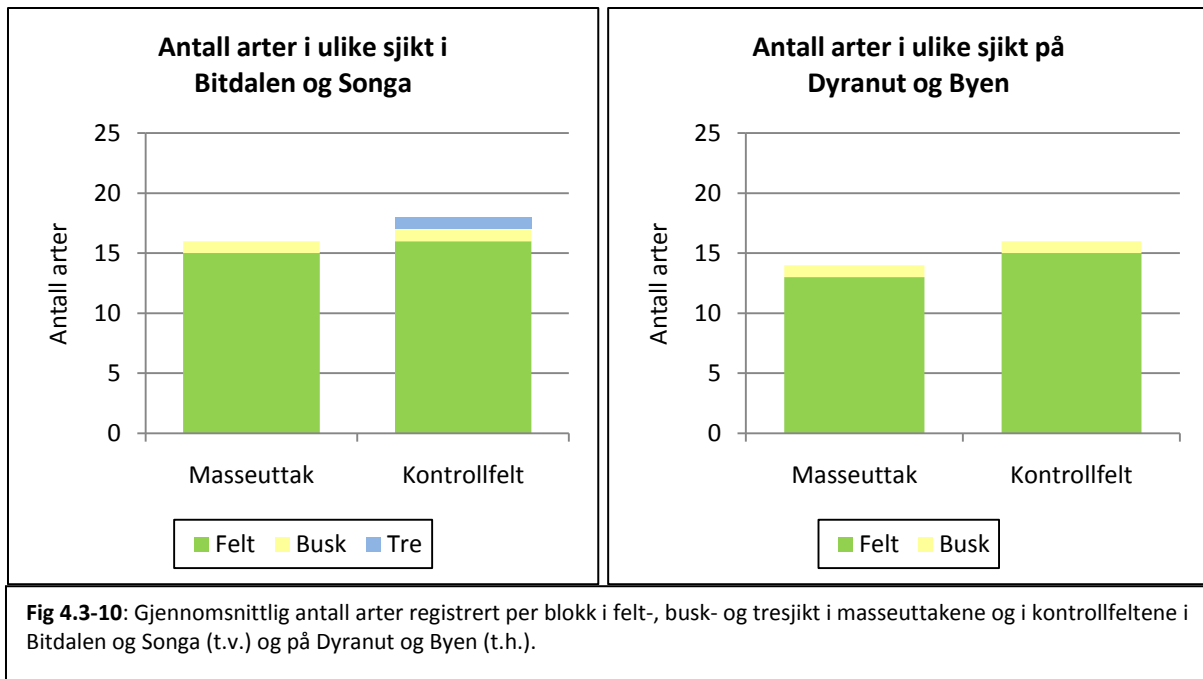
På Dyranut og Byen hadde bare engkvein og mose høyere tetthet i masseuttakene, mens det var flere arter med tydelig høyere tetthet i kontrollfeltene, som for eksempel lav, smyle, stivstarr (*Carex bigelowii*) og gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) (fig. 4.3-9). Også på Dyranut og Byen hadde flest arter tilnærmet lik tetthet i både i masseuttakene og i kontrollfeltene, som for eksempel sauesvingel, biologisk belegg og krekling.



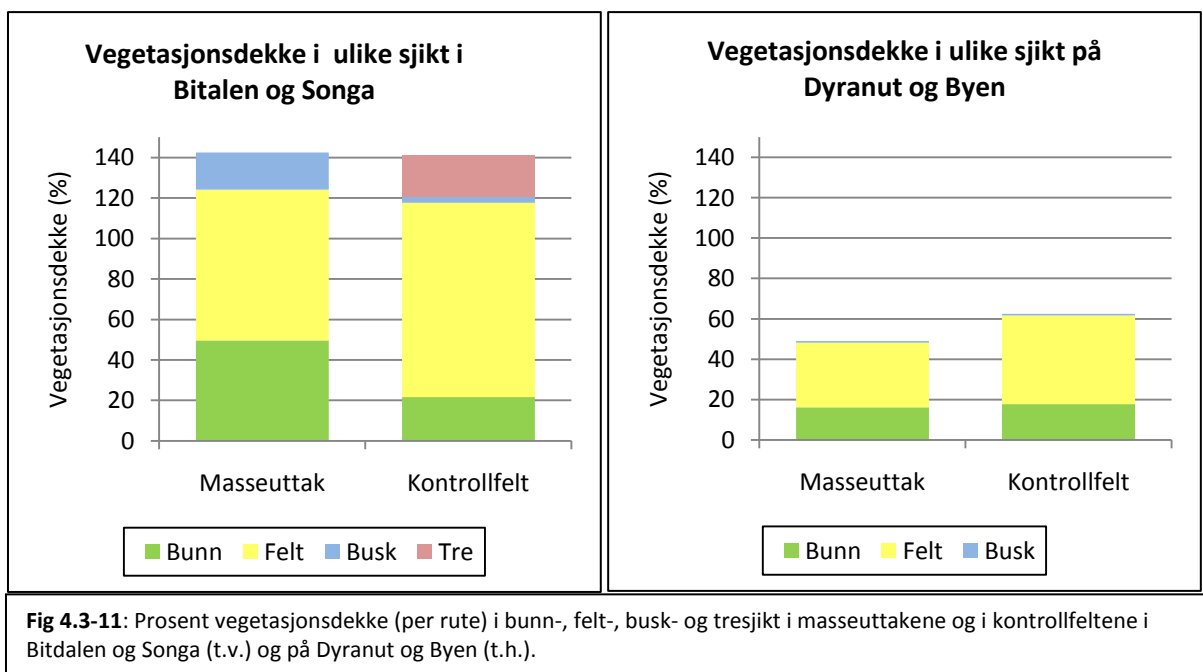
Fig. 4.3-9: På Dyranut og Byen var engkvein (*Agrostis capillaris*) (t.v.) en av de to artene som hadde høyest tetthet i masseuttakene, gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) (midt) var blant artene som hadde høyest tetthet i kontrollfeltene, mens sauesvingel (*Festuca ovina*) (t.h.) hadde tilnærmet lik tetthet både i masseuttakene og i kontrollfeltene.

4.3.2 De ulike vegetasjonssjiktene

I Bitdalen og Songa ble det til sammen registrert om lag like mange arter per blokk i masseuttakene og i kontrollfeltene (fig. 4.3-10). Antall registrerte arter per blokk i felt- og busksjiktet var også om lag likt i masseuttakene og i kontrollfeltene. I feltsjiktet ble det registrert 15 arter per blokk i masseuttakene og 16 arter per blokk i kontrollfeltene. I busksjiktet ble det i snitt registrert én art per blokk, både i masseuttakene og i kontrollfeltene, og i kontrollfeltene ble det i tillegg registrert i snitt én art per blokk i tresjiktet. På Dyranut og Byen ble det også registrert om lag like mange arter per blokk i masseuttakene og i kontrollfeltene. Antall registrerte arter per blokk i felt- og busksjiktet var også om lag likt i masseuttakene og i kontrollfeltene. I feltsjiktet ble det registrert 13 arter per blokk i masseuttakene og 15 arter per blokk i kontrollfeltene. I busksjiktet ble det i snitt registrert én art per blokk, både i masseuttakene og i kontrollfeltene.



I Bitdalen og Songa var samlet prosent vegetasjonsdekke per rute tilnærmet likt i masseuttakene og i kontrollfeltene. I bunnsjikt ($p < 0,001$) og i busksjikt ($p = 0,007$) var prosent vegetasjonsdekke høyere i masseuttakene enn i kontrollfeltene (fig 4.3-11). Prosent vegetasjonsdekke i feltsjiktet var signifikant høyere i kontrollfeltene enn i masseuttakene ($p < 0,001$). På Dyranut og Byen var samlet prosent vegetasjonsdekke per rute tilnærmet likt i masseuttakene og i kontrollfeltene. Heller ikke prosent vegetasjonsdekke i bunn-, felt- og busksjikt var signifikant forskjellig i masseuttakene og i kontrollfeltene.



I Bitdalen og Songa var gjennomsnittshøyden (cm) på vegetasjonen i felt- og busksjiktet ikke signifikant forskjellig i masseuttakene og i kontrollfeltene (fig. 4.3-12). I kontrollfeltene ble det også registrert et tresjikt, med en gjennomsnittshøyde på 450 cm. På Dyranut og Byen var gjennomsnittshøyden på vegetasjonen i felt- og busksjiktet heller ikke signifikant forskjellig i masseuttakene og i kontrollfeltene.

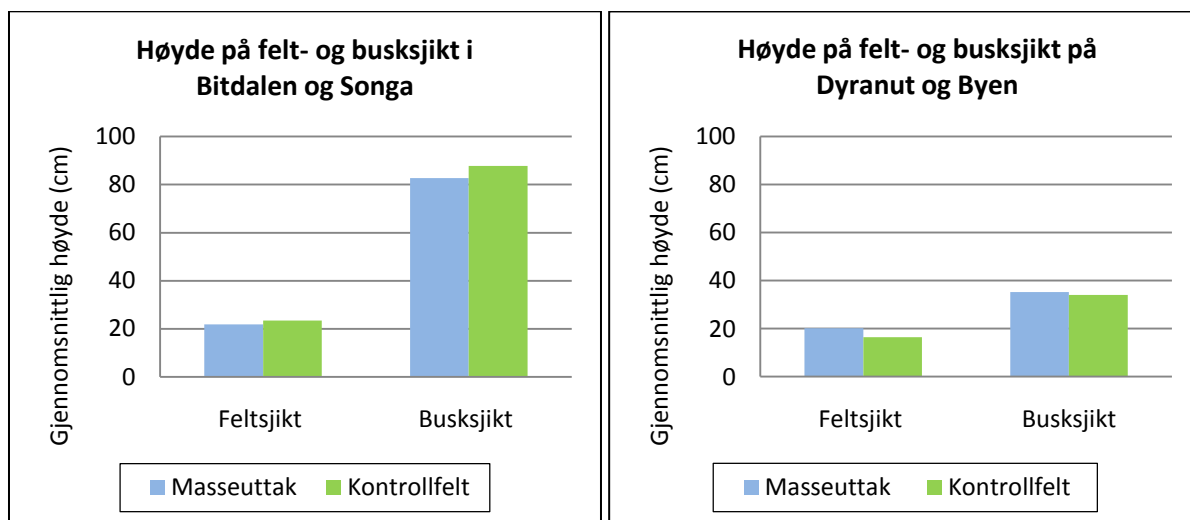


Fig 4.3-12: Høyde (cm) på felt- og busksjikt i masseuttakene og i kontrollfeltene i Bitdalen og Songa (t.v.) og på Dyranut og Byen (t.h.).

I bunnsjiktet i Bitdalen og Songa var mose den gruppen med høyest dekningsgrad både i masseuttakene og i kontrollfeltene (fig 4.3-13). Dekningsgraden for mose var signifikant høyere i masseuttakene enn i kontrollfeltene ($p=0,007$). Den hyppigst registrerte mosen i Bitdalen og Songa var bjørnemose (*Polytrichum spp.*) (fig. 4.3-14).

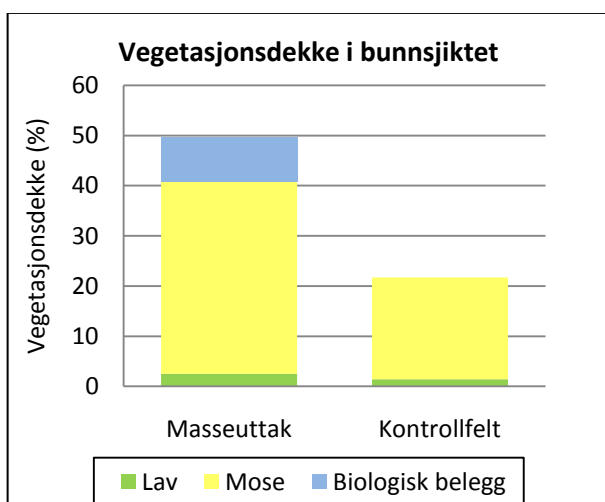
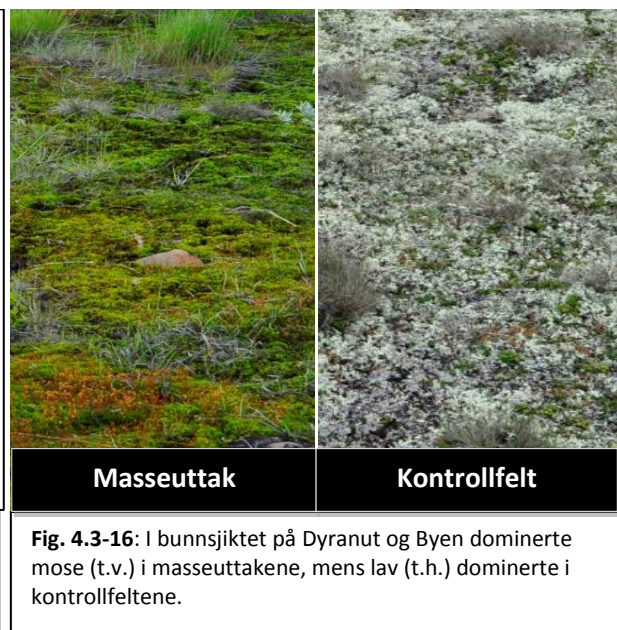
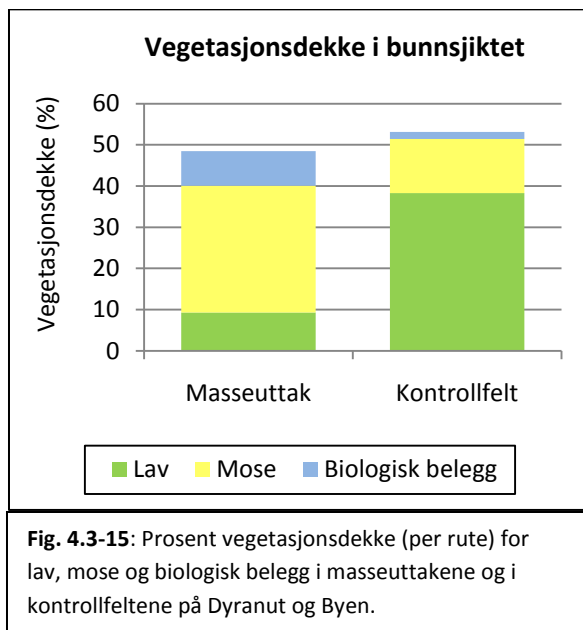


Fig 4.3-13: Prosent vegetasjonsdekke (per rute) for lav, mose og biologisk belegg, i masseuttakene og i kontrollfeltene i Bitdalen og Songa.



Fig 4.3-14: Bjørnemose (*Polytrichum spp.*) var den vanligste mosen både i masseuttakene og i kontrollfeltene i Bitdalen og Songa.

I bunnsjiktet på Dyranut og Byen var mose den gruppen med høyest dekningsgrad i masseuttakene, mens lav var den gruppen med høyest dekningsgrad i kontrollfeltene (fig. 4.3-15). Det var også signifikant høyere dekningsgrad av mose i masseuttakene enn i kontrollfeltene ($p=0,022$), og signifikant høyere dekningsgrad av lav i kontrollfeltene enn i masseuttakene ($p<0,001$) (fig. 4.3-16). Andel biologisk belegg var ikke signifikant forskjellig i masseuttakene og i kontrollfeltene.



I feltsjiktet Bitdalen og Songa ble det registrert om lag like mange urter, lyngarter og graminoider per blokk i masseuttakene og i kontrollfeltene (fig. 4.3-17). I feltsjiktet i masseuttakene ble det i snitt registrert 5 urter, 5 lyngarter og 6 graminoider per blokk, mens det i kontrollfeltene ble registrert 7 urter, 4 lyngarter og 5 graminoider per blokk. I feltsjiktet på Dyranut og Byen ble det også registrert om lag like mange urter, lyngarter og graminoider per blokk i masseuttakene og i kontrollfeltene. I feltsjiktet i masseuttakene ble det i snitt registrert 4 urter, 2 lyngarter og 7 graminoider per blokk, mens det i kontrollfeltene ble registrert 5 urter, 4 lyngarter og 6 graminoider.

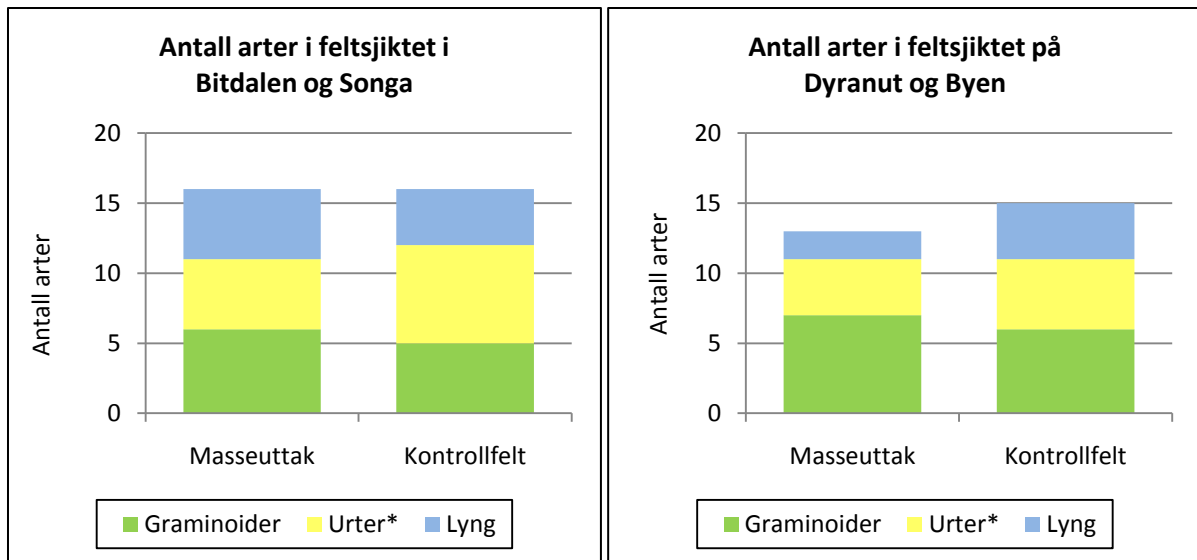


Fig 4.3-17: Prosent vegetasjonsdekke (per rute) av ulike plantegrupper i feltsjiktet i masseuttakene og i kontrollfeltene i Bitdalen og Songa (t.v.) og på Dyranut og Byen (t.h.).
*Urter omfatter alle urteaktige planter utenom graminoider.

I feltsjiktet i Bitdalen og Songa var det signifikant høyere dekningsgrad av graminoider i masseuttakene enn i kontrollfeltene ($p=0,058$), mens det var signifikant høyere dekningsgrad av urter i kontrollfeltene ($p<0,001$) (fig. 4.3-18). Lyng hadde om lag samme dekningsgrad i masseuttakene og i kontrollfeltene. I feltsjiktet på Dyranut og Byen var det ingen signifikant forskjell i dekningsgrad av urter eller graminoider i masseuttakene og i kontrollfeltene. Dekningsgraden av lyng var signifikant høyere i kontrollfeltene enn i masseuttakene ($p<0,001$). I masseuttakene hadde graminoider signifikant høyere dekningsgrad enn lyng ($p<0,001$) og urter ($p<0,001$), mens i kontrollfeltene hadde urter signifikant lavere dekningsgrad enn lyng ($p=0,001$) og graminoider ($p<0,001$).

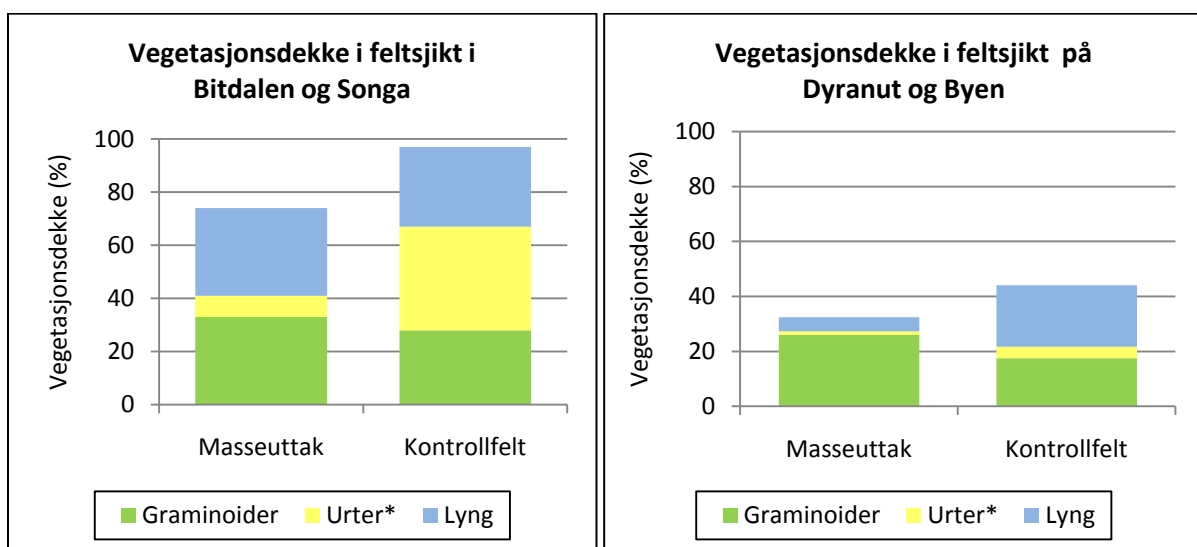


Fig 4.3-18: Prosent vegetasjonsdekke (per rute) i feltsjiktet i masseuttakene og i kontrollfeltene i Bitdalen og Songa (t.v.) og på Dyranut og Byen (t.h.).
*Urter omfatter alle urteaktige planter utenom graminoider.

I Bitdalen og Songa ble alle de registrerte gressartene funnet i både i masseuttakene og i kontrollfeltene, utenom fjellrapp som det kun ble funnet litt av i masseuttakene (fig 4.3-19). Engkvein, finnskjegg (*Nardus stricta*) og sølvbunke hadde høyere domineringsgrad i masseuttakene, mens smyle og gulaks hadde høyere domineringsgrad i kontrollfeltene. På Dyranut og Byen ble det registrert 10 gressarter i masseuttakene og 7 gressarter i kontrollfeltene, 6 gressarter ble registrert både i masseuttakene og i kontrollfeltene. Engkvein hadde langt høyere domineringsgrad i masseuttakene, mens smyle, gulaks og finnskjegg hadde høyere domineringsgrad i kontrollfeltene.

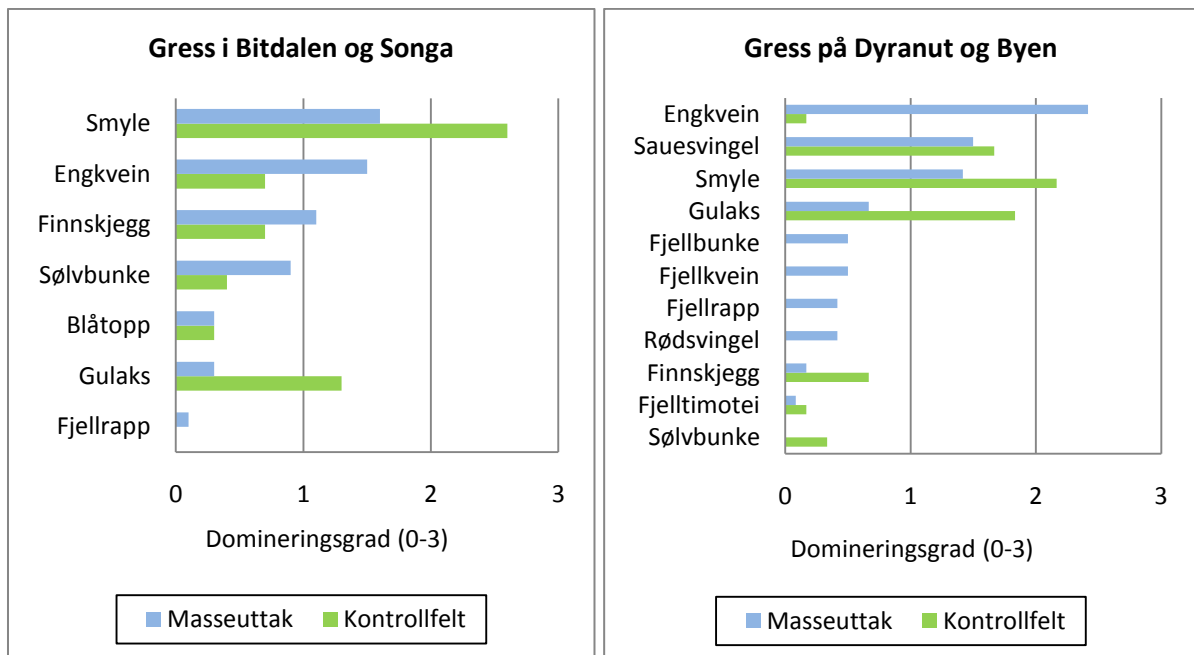


Fig. 4.3-19: Domineringsgrad for gressarter i masseuttakene og kontrollfeltene i Bitdalen og Songa (t.v.) og på Dyranut og Byen (t.h.). (Domineringsgrad fra 0 til 3, der 0 er ikke til stede og 3 er svært dominerende).

I Bitdalen og Songa var fjellbjørk var den dominerende lignosen både i busksjiktet i masseuttakene og i tresjiktet i kontrollfeltene (fig. 4.3-20). Domineringsgrad av vier var langt høyere i masseuttakene enn i kontrollfeltene, mens dvergbjørk hadde høyest domineringsgrad i kontrollfeltene. På Dyranut og Byen bestod busksjiktet i masseuttakene av dvergbjørk, vier og noen svært få fjellbjørkeskudd, mens det i kontrollfeltene bestod av dvergbjørk, vier og einer (*Juniperus communis*). Dvergbjørk hadde langt høyere domineringsgrad i kontrollfeltene enn i masseuttakene.

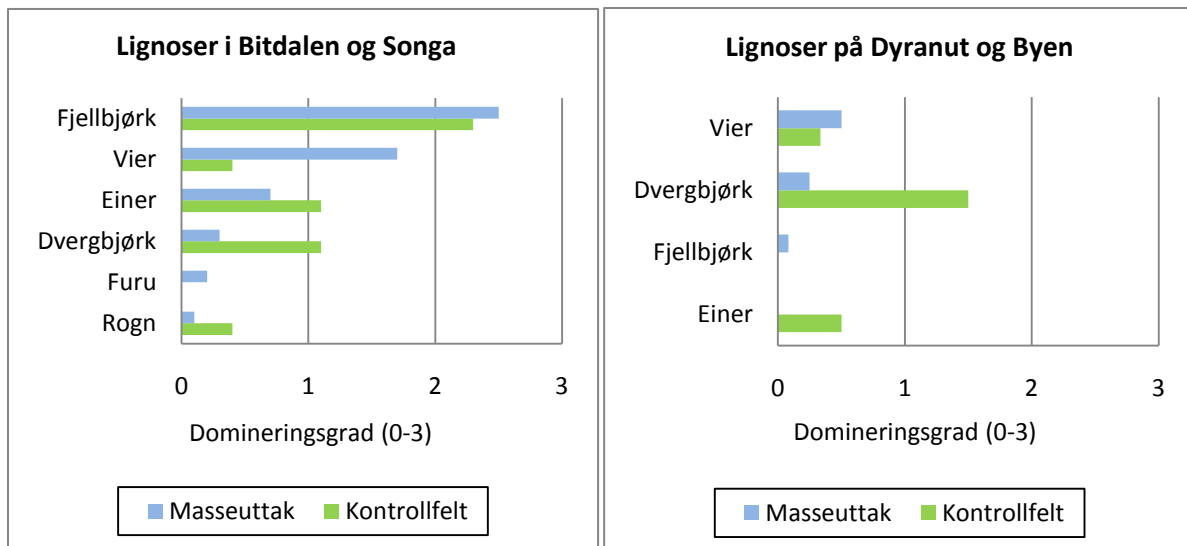


Fig. 4.3-20: Domineringsgrad for lignoser i busksjiktet i masseuttakene og i tresjiktet i kontrollfeltene i Bitdalen og Songa (t.v.) og i busksjiktet i masseuttakene og i kontrollfeltene på Dyranut og Byen (t.h.). (Domineringsgrad fra 0 til 3, der 0 er ikke til stede og 3 er svært dominerende).

I Bitdalen og Songa var fjellbjørk en dominerende art både i busksjiktet i masseuttakene og i tresjiktet i kontrollfeltene, men mens all fjellbjørk og andre lignosene i masseuttakene var godt under 2 m, var flesteparten av fjellbjørkene i kontrollfeltene over 4 m (fig. 4.3-21).



Fig. 4.3-21: Fjellbjørk (*Betula pubescens ssp. tortuosa*) dominerte både i busksjiktet i masseuttakene og i tresjiktet i kontrollfeltene i Bitdalen og Songa. I masseuttakene var fjellbjørk i snitt 1,2 m høye (t.v.), mens i kontrollfeltene var fjellbjørk i snitt 4,5 m (t.h.). I masseuttakene dannet fjellbjørk tette kratt, mens i kontrollfeltene dannet fjellbjørk mer eller mindre sammenhengende skog.

Busksjiktet i Bitdalen og Songa var langt mer dominerende i masseuttakene enn i kontrollfeltene (fig. 4.3-22). Busksjiktet bestod i stor grad av fjellbjørk og vier, og vier hadde langt høyere tetthet i masseuttakene enn i kontrollfeltene.



Fig. 4.3-22: I Bitdalen og Songa var busksjiktet langt mer dominerende i masseuttakene enn i kontrollfeltene.

På Dyranut og Byen var busksjiktet sporadisk og lite dominerende både i masseuttakene og i kontrollfeltene (fig 4.3-25). Det ble registrert noe mer vier i masseuttakene enn i kontrollfeltene og langt mer dvergbjørk i kontrollfeltene enn i masseuttakene.



Fig. 4.3-25: På Dyranut og Byen var busksjiktet lite dominerende både i masseuttakene og i kontrollfeltene. Det ble registrert mest vier (*Salix spp.*) (t.v.) i masseuttakene og mest dvergbjørk (*Betula nana*) (t.h.) i kontrollfeltene.

4.4 Miljø

En CCA-analyse av artenes dekningsgrad (% per rute) og registrerte miljøfaktorer i Bitdalen og Songa viste fordeling langs en fuktighetsgradient og en jordsmonnsgradient (fig. 4.4-1). Til venstre i grafen finner en arter som ble registrert i områder med våt jord og noe humusinnhold, som for eksempel molter (*Rubus chamaemorus*), torvull (*Eriophorum vaginatum*) og småtranebær (*Oxycoccus*

microcarpus). Til høyre i grafen finner en arter som ble registrert i områder med middels fuktig jord med mye humusinnhold, som for eksempel maiblom, geiterams og fugletelg. Artene langt til venstre i grafen ble i stor grad funnet i masseuttakene, mens artene langt til høyre i grafen først og fremst ble funnet i kontrollfeltene. Øverst på 2. akse finner en arter som ble registrert i områder med lite vegetasjon og mye åpen jord, som for eksempel biologisk belegg, dverggråurt og fjellrapp. Nederst på 2. akse finner en arter som ble registrert i områder med tett vegetasjon, som for eksempel dvergbjørk, røsslyng (*Calluna vulgaris*) og setergråurt (*Omalothea norvegica*). Artene øverst på 2. akse ble bare funnet i masseuttakene, mens artene nederst på 2. akse først og fremst ble funnet i kontrollfeltene.

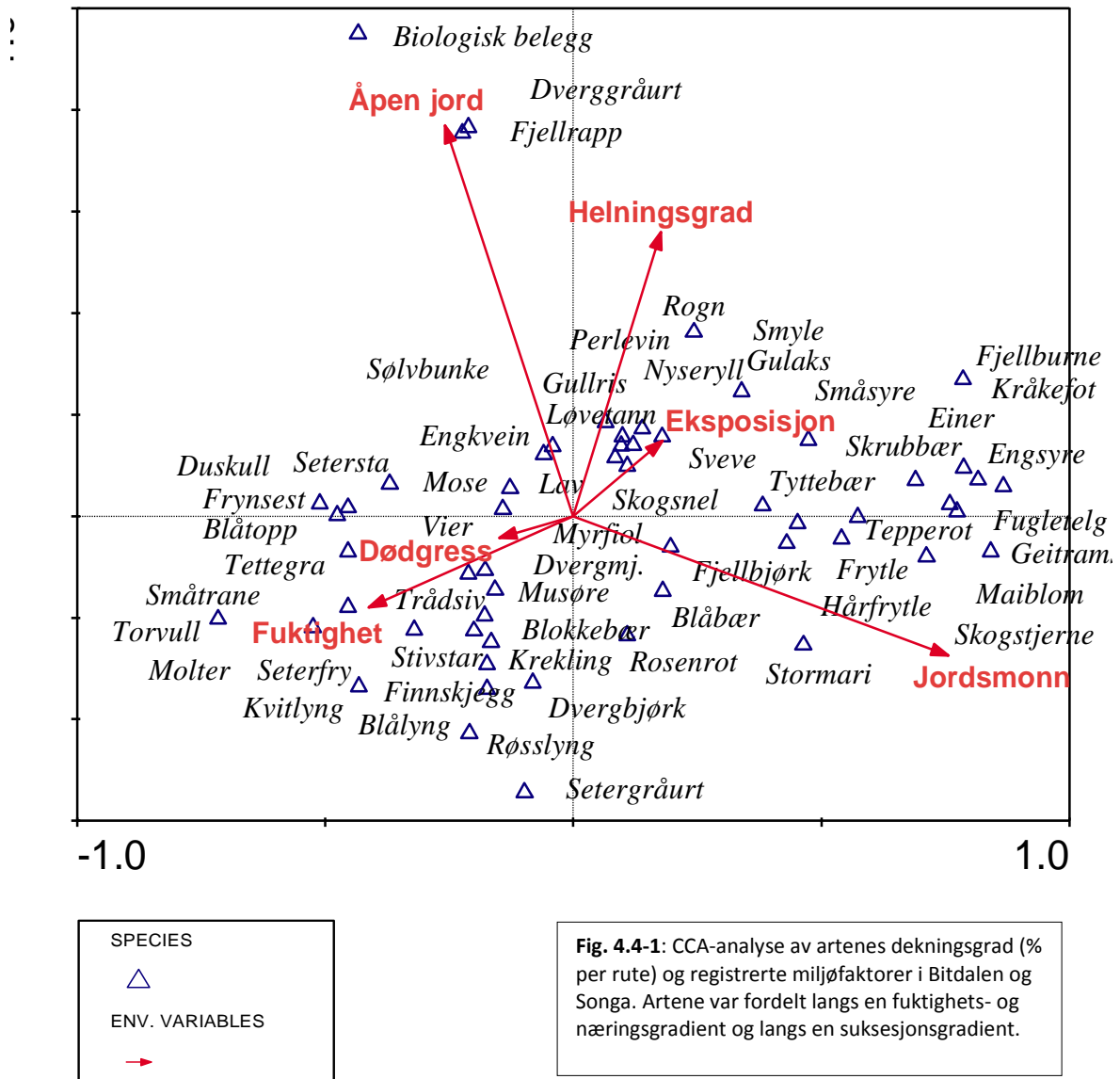
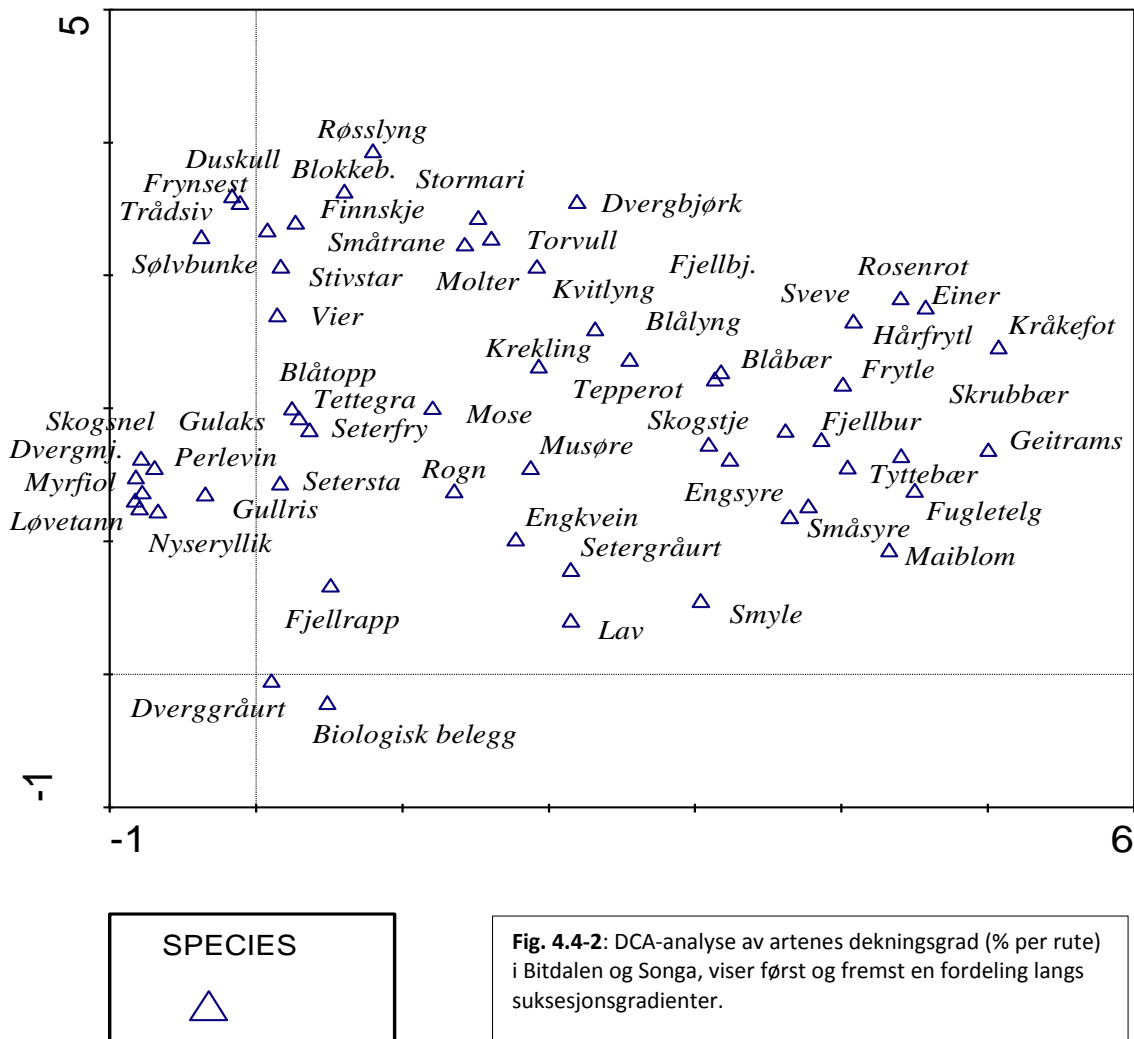


Fig. 4.4-1: CCA-analyse av artenes dekningsgrad (% per rute) og registrerte miljøfaktorer i Bitdalen og Songa. Artene var fordelt langs en fuktighets- og næringsgradient og langs en suksesjonsgradient.

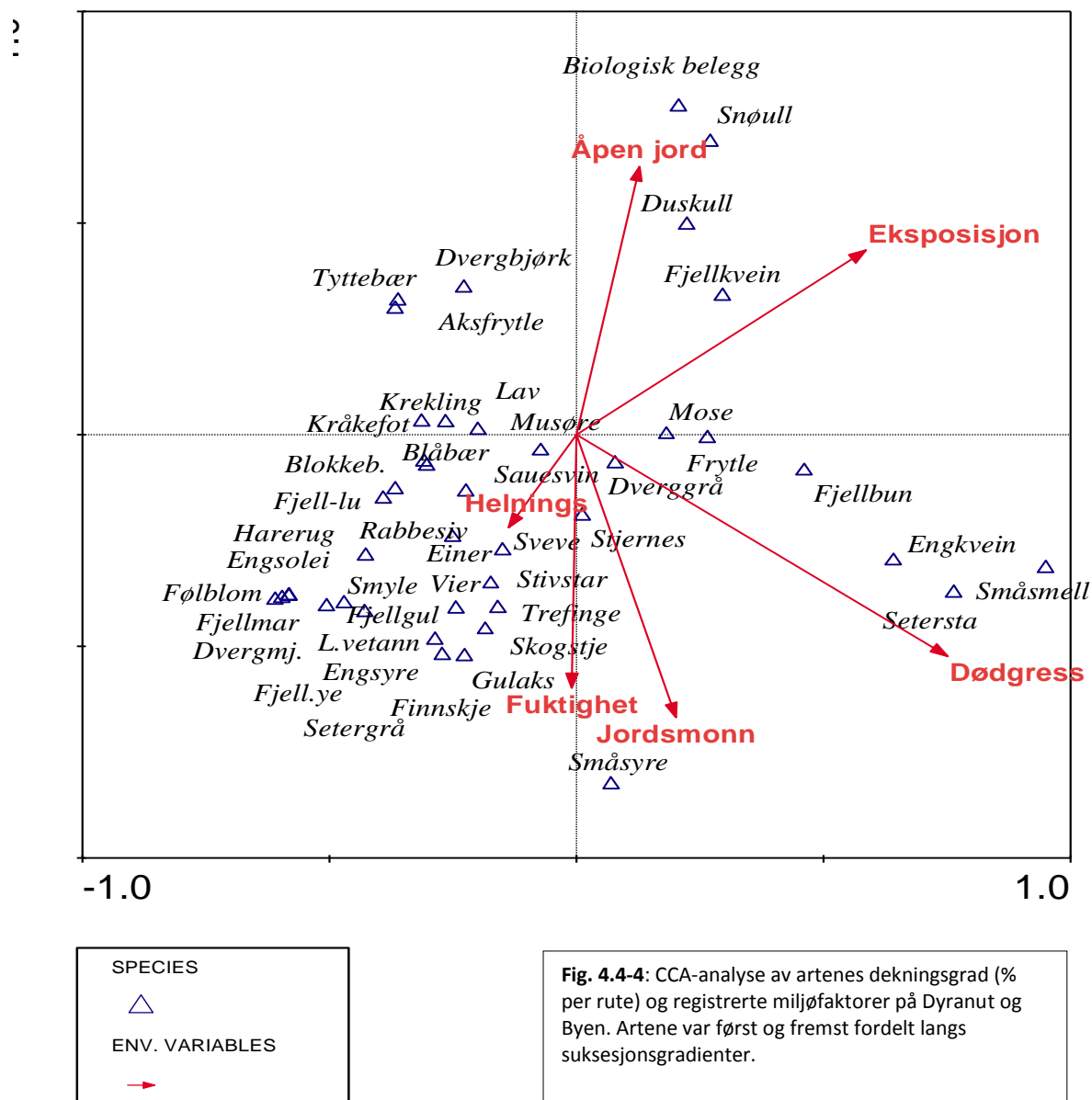
En DCA-analyse av artenes dekningsgrad (% per rute) i Songa og Bitdalen viser også en fordeling langs suksesjonsgradienter (fig. 4.4-2). Til venstre på 1. akse finner en arter som utgjorde undervegetasjon i områder med dominerende busksjikt, som for eksempel myrftol, skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*) og dvergmjølke (*Epilobium anagallidifolium*). Til høyre på 1. akse finner en

arter som utgjorde var en del av feltsjiktet i områder med skog, som for eksempel kråkefot, skrubbeær og fugleteg. Artene langt til venstre på 1. akse ble hovedsakelig funnet i masseuttakene og tilhørte konsolideringsfasen, mens artene langt til høyre ble hovedsakelig funnet i kontrollfeltene og tilhørte klimaksfasen. Artene nederst på 2. akse ble funnet i områder med lite vegetasjon og mye åpen jord, som for eksempel biologisk belegg, dverggråurt og fjellrapp. Artene øverst på 2. akse finner en arter som ble registrert i områder med tett vegetasjon, som for eksempel blokkebær, røsslyng og stormarimjelle. Artene nederst på 2. akse ble utelukkende funnet i masseuttakene, mens artene øverst på 2. akse ble funnet i både masseuttak og kontrollfelt.



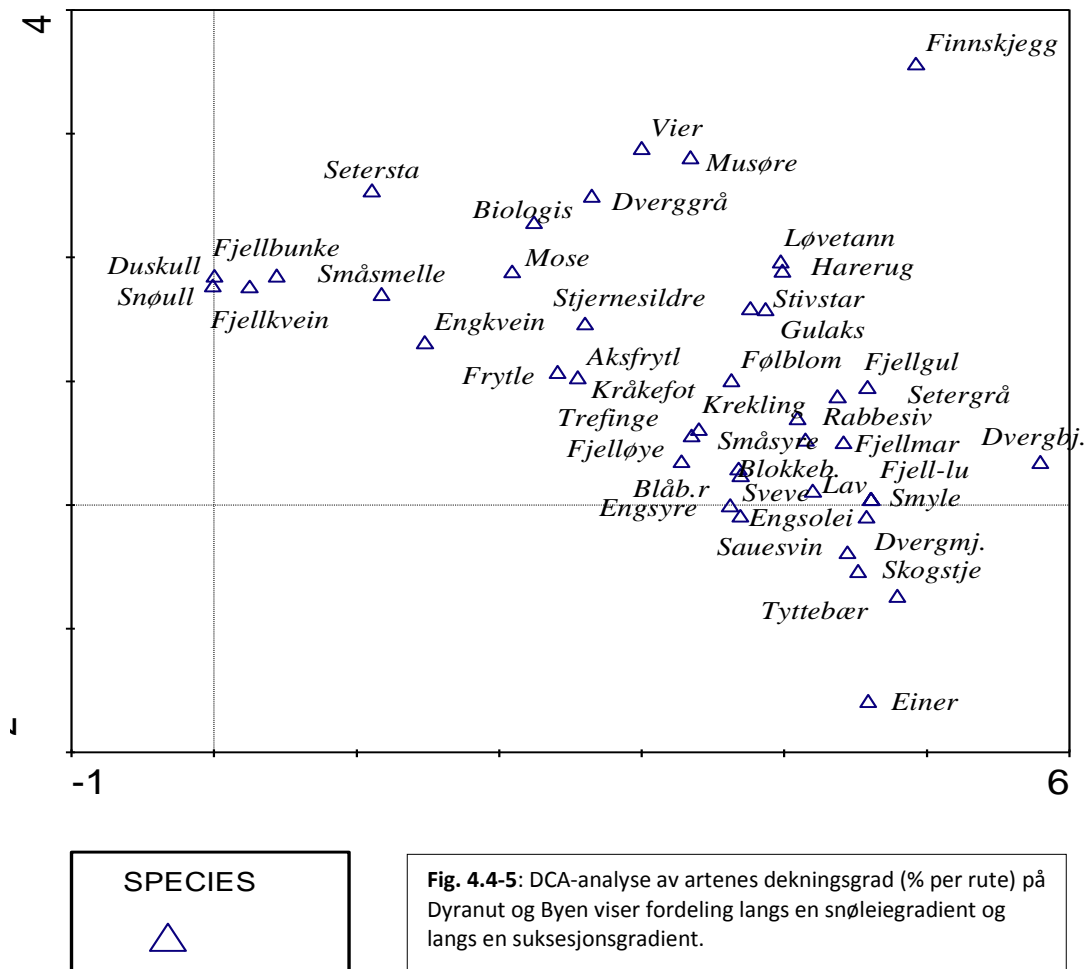
En CCA-analyse av artenes dekningsgrad (% per rute) og de registrerte miljøfaktorene på Dyranut og Byen viser først og fremst en fordeling langs suksesjonsgradienter (fig. 4.4-3). Øverst til høyre i grafen finner en arter som ble registrert i åpne og bare delvis vegeterte områder, som for eksempel biologisk belegg og fjellkvein (*Agrostis mertensii*). Nede til venstre i grafen er arter som ble funnet i områder med etablert og dekkende vegetasjon, som for eksempel engsyre (*Rumex acetosa*), setergråurt og gulaks. Artene oppe til høyre i grafen ble funnet i masseuttakene og representerer pionersamfunn, mens artene nede til venstre i grafen hovedsakelig ble funnet i kontrollfeltene og representerer klimaksamfunn eller konsolideringssamfunn. Det ble funnet mange duskull og snøull i

en tørr og humusfattig blokk, som lå tett opptil et myrområde dekket av snøull. Alle de registrerte eksemplarene av duskull og snøull i denne blokka var små (< 5 cm høye) og bestod kun av blader.



En DCA-analyse av artenes dekningsgrad (% per rute) på Dyranut og Byen viser artenes fordeling langs en snøleiegradient og langs en suksesjonsgradient (fig. 4.4-5). Til venstre i grafen finner en arter som ble registrert langt nede i snøleiet, hvor jordfuktigheten var middels høy og vegetasjonsdekket var sparsommelig, som for eksempel fjellbunke og fjellkvein. Til høyre i grafen finner en arter som ble registrert høyere opp i snøleiene og på rabbene, hvor det var tørrere og vegetasjonsdekket var tettere, som for eksempel rabbesiv (*Juncus trifidus*), dvergbjørk og smyle. Øverst på 2. aksene finner en pionerarter som ble registrert i åpne områder med relativt lav konkurranse, som for eksempel biologisk belegg, musøre og dvergråurt. Lenger ned på 2. aksene finner en konsoliderings- og klimaksarter som ble registrert i etablerte plantesamfunn, som for eksempel einer, tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og skogstjerne. Artene øverst på 2. aksene ble i stor grad funnet i

masseuttakene, mens artene nederst på 2. akse ble funnet i tett vegeterte områder av masseuttakene og i kontrollfeltene.



4.4.1 Jordsmonn

I Bitdalen og Songa var det signifikant mer humus i jordsmonnet i kontrollfeltene enn i masseuttakene ($p < 0,001$) (tabell 4.4-1). Områder med svært lite humusinnhold i jorda ble kun registrert i masseuttakene og områder med mye humusinnhold i jorda ble kun registrert i kontrollfeltene. På Dyranut og Byen var det ingen signifikant forskjell på andel humusinnhold i jorda i masseuttakene og i kontrollfeltene. Det ble registrert områder med svært lite humusinnhold i jorda og områder med noe humusinnhold i jorda, både i masseuttakene og i kontrollfeltene, men det ble ikke registrert noen områder med mye humusinnhold i jorda.

Tabell 4.4-1: Gjennomsnittlig grad av humus i jordsmonnet (± 1 s.e.) i masseuttak og kontrollfelt.

Felt	Grad av humus i masseuttakene	Grad av humus i kontrollfeltene
Bitdalen og Songa	1,7 \pm 0,1 (n=15)	2,6 \pm 0,1 (n=7)
Dyranut og Byen	1,6 \pm 0,1 (n=12)	1,7 \pm 0,1 (n=6)

I Bitdalen og Songa, i områder med noe humusinnhold i jorda, var det ingen signifikant forskjell på antall arter i masseuttakene og kontrollfeltene (tabell 4.4-2). I masseuttakene ble det registrert signifikant flere arter i områder med noe humusinnhold i jorda enn i områder med svært lite humusinnhold i jorda ($p=0,025$). I kontrollfeltene var det ingen signifikant forskjell. På Dyranut og Byen, i områder med lite eller noe humus i jorda, var det heller ingen signifikant forskjell på antall arter i masseuttakene og i kontrollfeltene. Det var heller ingen signifikant forskjell på antall arter funnet i områder med lite eller noe humus i jorda, verken i masseuttakene eller i kontrollfeltene.

Tabell 4.4-2: Gjennomsnittlig antall registrerte arter (± 1 s.e.) ved varierende humusinnhold i jordsmonnet.

Felt	Antall arter registrert i masseuttakene			Antall arter registrert i kontrollfeltene		
	Lite humusinnhold	Middels humusinnhold	Mye humusinnhold	Lite humusinnhold	Middels humusinnhold	Mye humusinnhold
Bitdalen og Songa	13,3 \pm 1,0 (n=4)	20,4 \pm 1,7 (n=11)	(n=0)	(n=0)	14,7 \pm 0,8 (n=3)	20,8 \pm 1,1 (n=4)
Dyranut og Byen	10,4 \pm 0,7 (n=5)	15,9 \pm 0,7 (n=7)	(n=0)	9,5 \pm 1,3 (n=2)	19,3 \pm 1,8 (n=4)	(n=0)

I Bitdalen og Songa var det ingen signifikant forskjell på samlet prosent vegetasjonsdekke per rute, i masseuttakene og i kontrollfeltene (tabell 4.4-3). I masseuttakene var prosent vegetasjonsdekke signifikant høyere i områder med noe humusinnhold i jorda enn i områder med svært lite humusinnhold i jorda ($p<0,001$). I kontrollfeltene var det ingen signifikant forskjell på prosent vegetasjonsdekke i områder med noe humusinnhold i jorda og områder med mye humusinnhold i jorda. På Dyranut og Byen var prosent vegetasjonsdekke signifikant høyere i kontrollfeltene enn i masseuttakene, både i områder med svært lite humusinnhold i jorda ($p=0,001$) og i områder med noe humusinnhold i jorda ($p=0,006$). I masseuttakene var prosent vegetasjonsdekke signifikant høyere i områder med noe humusinnhold i jorda enn i områder med svært lite humusinnhold i jorda ($p=0,004$). I kontrollfeltene var det ingen signifikant forskjell i prosent vegetasjonsdekke på forskjellig jordsmonn.

Tabell 4.4-3: Prosent vegetasjonsdekke (per rute, i bunn-, felt-, busk- og tresjikt sammenlagt, ± 1 s.e.) i masseuttak og kontrollfelt, ved ulike humusinnhold i jorda.

Felt	Vegetasjonsdekke i masseuttakene			Vegetasjonsdekke i kontrollfeltene		
	Lite humusinnhold	Middels humusinnhold	Mye humusinnhold	Lite humusinnhold	Middels humusinnhold	Mye humusinnhold
Bitdalen og Songa	57,3 \pm 10,2 % (n=16)	161,2 \pm 9,6 % (n=44)	(n=0)	(n=0)	151,3 \pm 8,2 (n=12)	133,5 \pm 6,6 (n=16)
Dyranut og Byen	50,8 \pm 7,4 % (n=20)	88,0 \pm 4,0 % (n=28)	(n=0)	102,6 \pm 8,3 (n=8)	105,5 \pm 3,5 (n=16)	(n=0)

4.4.2 Jordfuktighet

I Bitdalen og Songa var det ingen signifikant forskjell på jordfuktigheten i masseuttakene og i kontrollfeltene (tabell 4.4-4). I masseuttakene ble det registrert områder med tørr jord, områder med middels fuktig jord og områder med våt jord, mens i kontrollfeltene hadde alle blokkene middels fuktig jord uten om én blokk med våt jord. På Dyranut og Byen var det heller ingen signifikant forskjell på jordfuktigheten i masseuttakene og i kontrollfeltene. Det ble registrert områder med tørr jord og områder med middels fuktig jord både i masseuttakene og i kontrollfeltene. I kontrollfeltene ble det også registrert i ett område med våt jord.

Tabell 4.4-4: Grad av jordfuktighet (± 1 s.e.) i masseuttak og kontrollfelt. (Grad av jordfuktighet fra 1-3, der 1 er tørt, 2 er middels fuktig og 3 er vått).

Felt	Jordfuktighet i masseuttakene	Jordfuktighet i kontrollfeltene
Bitdalen og Songa	2,0 \pm 0,2 (n=15)	2,1 \pm 0,1 (n=7)
Dyranut og Byen	1,5 \pm 0,1 (n=12)	1,8 \pm 0,1 (n=6)

I Bitdalen og Songa, i områder med middels fuktig jord eller i områder med våt jord, var det ingen signifikant forskjell på antall arter funnet i masseuttakene og i kontrollfeltene (tabell 4.4-5). I masseuttakene var det signifikant flere arter i områder med middels fuktig jord enn i områder med tørr jord ($p=0,008$), men den var ingen signifikant forskjell på antall arter funnet i områder med middels fuktig jord og i områder med våt jord. I kontrollfeltene var det signifikant flere arter i områder med middels fuktig jord enn i områder med våt jord ($p=0,017$). På Dyranut og Byen var det heller ingen signifikant forskjell på antall arter funnet i masseuttak og kontrollfelt, verken i områder med tørr jord eller i områder med middels fuktig jord. Det var signifikant flere arter i områder med middels fuktig jord, enn i områder med svært tørr jord, både i masseuttakene ($p=0,042$) og i kontrollfeltene ($p=0,002$).

Tabell 4.4-5: Antall arter (± 1 s.e.) i områder med ulik jordfuktighet i masseuttakene og i kontrollfeltene. (Grad av jordfuktighet fra 1-3, der 1 er tørt, 2 er middels fuktig og 3 er vått).

Felt	Antall arter i masseuttakene			Antall arter i kontrollfeltene		
	Tørt	Middels fuktig	Vått	Tørt	Middels fuktig	Vått
Bitdalen og Songa	13,7 \pm 0,5 (n=3)	19,3 \pm 1,0 (n=9)	20,7 \pm 1,6 (n=3)	(n=0)	18,8 \pm 1,0 (n=6)	14,0 (n=1)
Dyranut og Byen	10,5 \pm 1,2 (n=6)	16,7 \pm 1,4 (n=6)	(n=0)	9,5 \pm 1,3 (n=2)	15,3 \pm 0,8 (n=3)	31,0 (n=1)

I Bitdalen og Songa, i områder med middels fuktig jord, var det ingen signifikant forskjell på samlet prosent vegetasjonsdekke per rute, i masseuttakene og i kontrollfeltene (tabell 4.4-6). I masseuttakene var det i snitt høyere prosent vegetasjonsdekke i områder med middels fuktig jord, enn i områder med tørr jord ($p < 0,001$), men det var ingen signifikant forskjell på prosent vegetasjonsdekket i områder med middels fuktig og våt jord. På Dyranut og Byen var prosent vegetasjonsdekke signifikant høyere i kontrollfeltene enn i masseuttakene, både i områder med svært tørr jord ($p = 0,001$) og i områder med middels fuktig jord ($p = 0,018$). I masseuttakene var prosent vegetasjonsdekke signifikant høyere i områder med middels fuktig jord enn i områder med svært tørr jord ($p = 0,031$). I kontrollfeltene var det ingen signifikant forskjell på prosent vegetasjonsdekke på ulik jordfuktighet.

Tabell 4.4-6: Prosent vegetasjonsdekke (% per rute, i bunn-, felt-, busk- og tresjikt sammenlagt, ± 1 s.e.) i områder med ulik jordfuktighet i masseuttakene og i kontrollfeltene. (Grad av jordfuktighet fra 1-3, der 1 er tørt, 2 er middels fuktig og 3 er vått).

Felt	Vegetasjonsdekke i masseuttakene			Vegetasjonsdekke i kontrollfeltene		
	Tørt	Middels fuktig	Vått	Tørt	Middels fuktig	Vått
Bitdalen og Songa	61,3 \pm 13,2 % (n=12)	143,9 \pm 11,4 % (n=36)	174,8 \pm 19,8 % (n=12)	(n=0)	138,5 \pm 5,5 % (n=24)	157,0 \pm 17,5 % (n=4)
Dyranut og Byen	56,7 \pm 7,4 % (n=24)	88,4 \pm 4,1 % (n=24)	(n=0)	102,6 \pm 7,4 % (n=8)	107,5 \pm 5,1 % (n=12)	99,5 \pm 3,8 % (n=4)

4.4.3 Åpen jord

I alle fire masseuttak ble det registrert en del åpen jord (fig. 4.4-6). I kontrollfeltene i Bitdalen og Songa ble det ikke registrert noe åpen jord, mens i kontrollfeltene på Dyranut og Byen ble det registrert litt åpen jord i (tabell 4.4-7). Det ble registrert signifikant mer åpen jord i masseuttakene enn i kontrollfeltene, både i Bitdalen og Songa ($p = 0,012$) og på Dyranut og Byen ($p = 0,016$).

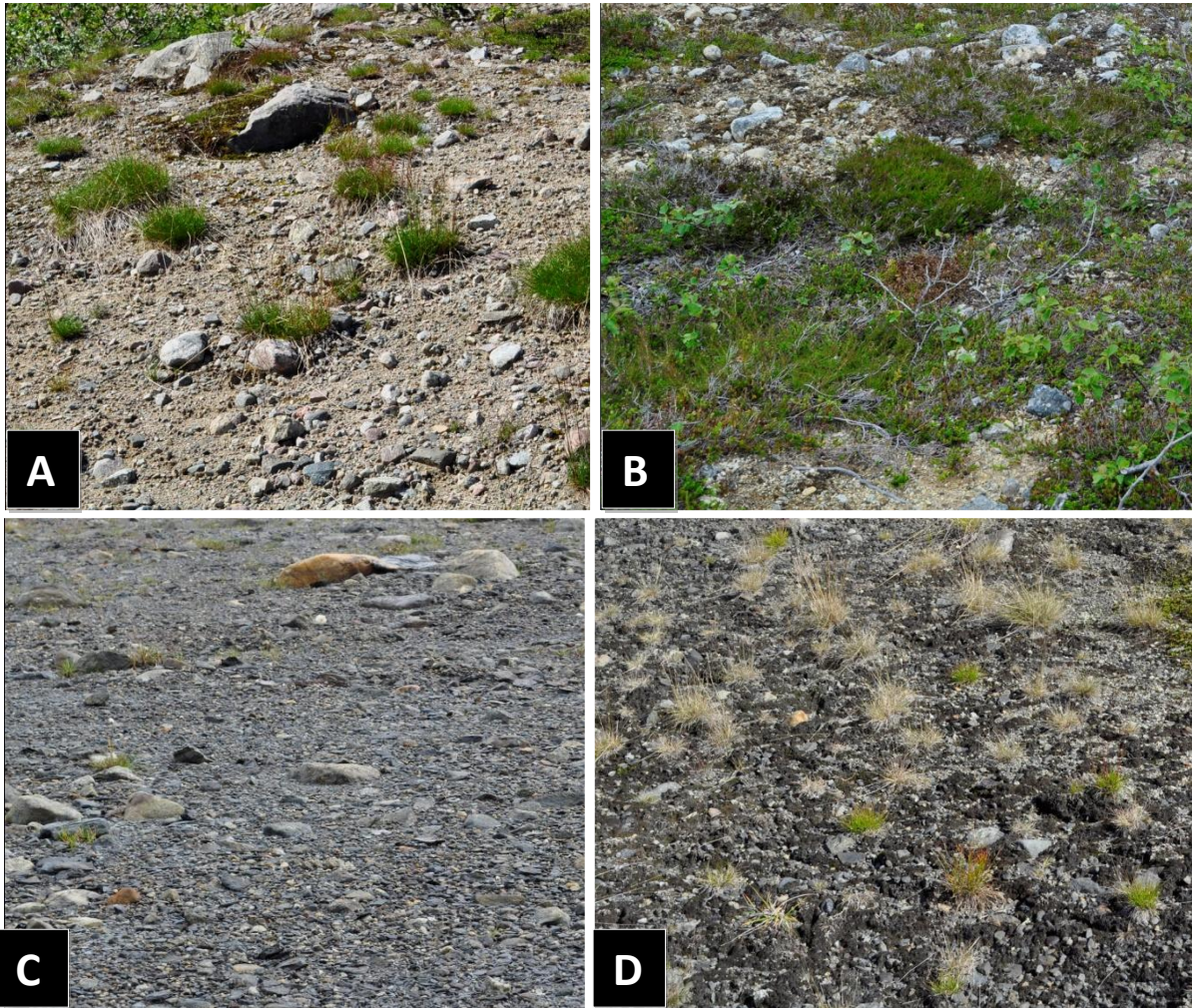


Fig. 4.4-6: Alle fire masseuttak hadde områder med åpen jord. Masseuttaket i Songa (B) var det feltet med minst åpen jord.

- A: Masseuttaket i Bitdalen
- B: Masseuttaket i Songa
- C: Masseuttaket på Dyranut
- D: Masseuttaket på Byen

Tabell 4.4-7: Prosent åpen jord (per rute \pm 1 s.e.) i masseuttakene og i kontrollfeltene.

Felt	Åpen jord i masseuttakene	Åpen jord i kontrollfeltene
Bitdalen og Songa	10,6 \pm 2,9 % (n=60)	0,0 % (n=28)
Dyranut og Byen	14,2 \pm 4,1 % (n=48)	1,2 \pm 1,1 % (n=24)

I Bitdalen og Songa, i områder av masseuttakene med noe eller mye åpen jord, ble det registrert mye fjellbjørk, smyle, mose, biologisk belegg og krekling (fig. 4.4-7). På Dyranut og Byen, i områder av masseuttakene med noe eller mye åpen jord, ble det registrert mye biologisk belegg, smyle, mose og engkvein.

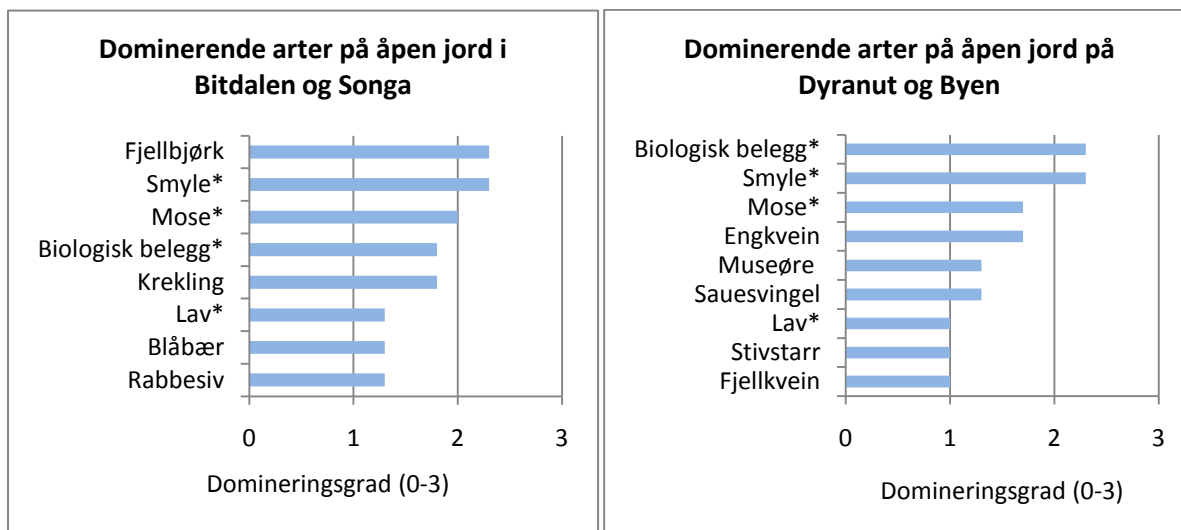


Fig. 4.4-7: Dominerende arter i områder med høy andel åpen jord i masseuttakene i Bitdalen og Songa og i masseuttakene på Dyranut og Byen. I Bitdalen og Songa var det totalt 4 blokker i masseuttakene med høy grad av åpen jord. På Dyranut og Byen var det totalt 3 blokker i masseuttakene med høy grad av åpen jord. Artene merket med * ble funnet i områder med høy andel åpen jord, både i masseuttakene i Bitdalen og Songa og i masseuttakene på Dyranut og Byen.

4.4.4 Helningsgrad

I masseuttakene i Bitdalen og Songa var det ingen signifikant forskjell på andel åpen jord i flate eller svakt hellende områder ($\leq 19^\circ$) og i brattere områder (tabell 4.4-8). På Dyranut og Byen, i flate eller svakt hellende områder ($\leq 19^\circ$), var det signifikant mer åpen jord i masseuttakene enn i kontrollfeltene i ($p=0,025$). I masseuttakene var det signifikant mer åpen jord i flate eller svakt hellende områder ($\leq 19^\circ$) enn i brattere områder ($p=0,020$) og i kontrollfeltene var det bare små forekomster av åpen jord, som alle ble registrert i flate eller svakt hellende områder ($\leq 19^\circ$).

I masseuttakene, i Bitdalen og Songa, var det ingen signifikant forskjell på prosent biologisk belegg i flate eller svakt hellende områder ($\leq 19^\circ$) og i brattere områder (tabell 4.4-8). På Dyranut og Byen var det ingen signifikant forskjell på prosent biologisk belegg i masseuttak og kontrollfelt i flate eller svakt hellende områder ($\leq 19^\circ$). I masseuttakene var det heller ingen signifikant forskjell på andel biologisk belegg i flate eller svakt hellende områder ($\leq 19^\circ$) og i brattere områder.

I Bitdalen og Songa, i flate eller svakt hellende områder, var det ingen signifikant forskjell på prosent vegetasjonsdekke per rute, i masseuttakene og i kontrollfeltene (tabell 4.4-8). I masseuttakene var det heller ingen signifikant forskjell i prosent vegetasjonsdekke i flate eller svakt hellende områder ($\leq 19^\circ$) og i brattere områder. På Dyranut og Byen, var det signifikant høyere prosent vegetasjonsdekke i bratte områder ($> 19^\circ$) enn i flate eller svakt hellende områder, både i masseuttakene ($p=0,057$) og i kontrollfeltene ($p=0,032$).

Tabell 4.4-8: Prosent dekningsgrad (per rute \pm 1 s.e.) for åpen jord, biologisk belegg og samlet vegetasjon i masseuttakene og i kontrollfeltene, ved liten og stor helningsgrad.

Felt	Helning	Åpen jord (%)		Biologisk belegg (%)		Vegetasjonsdekke (%)	
		Masseuttak	Kontrollfelt	Masseuttak	Kontrollfelt	Masseuttak	Kontrollfelt
Bitdalen og Songa	0 - 19°	9,6 \pm 4,5 % (n=28)	0 % (n=28)	6,2 \pm 3,1 % (n=28)	0 % (n=28)	146,6 \pm 13,5 % (n=28)	141,1 \pm 5,3 % (n=28)
	> 20°	11,5 \pm 3,9 % (n=32)	(n=0)	11,3 \pm 4,4 % (n=32)	(n=0)	122,1 \pm 13,4 % (n=32)	(n=0)
Dyranut og Byen	0 - 19°	18,5 \pm 5,2 % (n=36)	1,8 \pm 5,2 % (n=16)	10,2 \pm 2,6 % (n=36)	2,5 \pm 1,1 % (n=16)	66,1 \pm 5,9 % (n=36)	99,1 \pm 4,1 % (n=16)
	> 20°	1,2 \pm 1,2 % (n=12)	0 % (n=8)	3,1 \pm 1,8 % (n=12)	0 % (n=8)	91,7 \pm 4,1 % (n=12)	115,4 \pm 5,2 % (n=8)

4.4.5 Eksposisjon

I Bitdalen og Songa, i områder med eksposisjon mot nord, var det signifikant flere arter i masseuttakene enn i kontrollfeltene ($p=0,059$) (tabell 4.4-9). I områder med eksposisjon mot sør var det signifikant flere arter i kontrollfeltene enn i masseuttakene ($p=0,002$). Det var ingen signifikant forskjell på antall arter funnet i masseuttak og kontrollfelt i områder med eksposisjon mot øst. I masseuttakene ble det registrert områder med eksposisjon mot nord, sør, øst og nordøst, mens det i kontrollfeltene ble registrert flate områder, og områder med eksposisjon mot nord, sør og øst. På Dyranut og Byen, i områder med eksposisjon mot sør, var det ingen signifikant forskjell på antall arter i masseuttakene og i kontrollfeltene. I masseuttakene ble det kun registrert et nordvendt og et østvendt område. Det nordvendte område hadde lavere artsantall enn områder i andre himmelretninger, mens det østvendte området hadde fler arter enn andre områder. I masseuttakene ble det også registrert flate områder og områder med eksposisjon mot nord, sør, øst, vest og sørvest, og i kontrollfeltene ble det registrert flate områder og områder med eksposisjon mot sør og sørvest.

Tabell 4.4-9: Antall arter (per blokk \pm 1 s.e.) i områder med eksposisjon mot nord, sør og øst.

Felt	Antall arter ved ulik eksposisjon					
	Nord		Sør		Øst	
	Masseuttakene	Kontrollfeltene	Masseuttakene	Kontrollfeltene	Masseuttakene	Kontrollfeltene
Bitdalen og Songa	20,0 \pm 1,4 (n=4)	15,7 \pm 1,0 (n=3)	14,3 \pm 0,3 (n=4)	21,0 (n=1)	18,5 \pm 1,1 (n=4)	18,0 (n=1)
Dyranut og Byen	6,0 (n=1)	(n=0)	12,5 \pm 0,6 (n=2)	14 (n=1)	20,0 (n=1)	(n=0)

I Bitdalen og Songa, i ruter vendt mot nord, var det signifikant høyere prosent vegetasjonsdekke per rute, i masseuttakene enn i kontrollfeltene (tabell 4.4-10). I ruter vendt mot sør og øst var det ingen signifikant forskjell på prosent vegetasjonsdekke i masseuttakene og i kontrollfeltene. I masseuttakene var det signifikant lavere prosent vegetasjonsdekke i ruter vendt mot øst enn i ruter vendt mot nord ($p=0,010$) og nordøst ($p=0,011$). I kontrollfeltene var prosent vegetasjonsdekke ikke signifikant forskjellig ved ulik eksposisjon. På Dyranut og Byen, i ruter vendt mot sør, var det ingen signifikant forskjell på prosent vegetasjonsdekke i masseuttakene og i kontrollfeltene. I masseuttakene var prosent vegetasjonsdekke signifikant lavere i ruter vendt mot nord enn i andre ruter ($p=0,008$ eller lavere).

Tabell 4.4-10: Prosent vegetasjonsdekke (per rute \pm 1 s.e.) i områder med eksposisjon mot nord, sør og øst.

Felt	Vegetasjonsdekke (% per rute) ved ulik eksposisjon					
	Nord		Sør		Øst	
	Masseuttakene	Kontrollfeltene	Masseuttakene	Kontrollfeltene	Masseuttakene	Kontrollfeltene
Bitdalen og Songa	166,0 \pm 20,5 % (n=16)	138,4 \pm 6,6 % (n=12)	117,8 \pm 11,0 % (n=16)	119,5 \pm 14,2 % (n=4)	89,4 \pm 16,9 % (n=16)	147,8 \pm 17,4 % (n=4)
Dyranut og Byen	15,3 \pm 7,0 % (n=4)	(n=0)	91,9 \pm 3,6 % (n=8)	102,5 \pm 3,2 % (n=4)	87,0 \pm 11,1 % (n=4)	(n=0)

4.4.6 Dødgress

I Bitdalen og Songa ble det registrert om lag like mye dødgress i masseuttakene og i kontrollfeltene (tabell 4.4-11). På Dyranut og Byen var det signifikant mer dødgress i masseuttakene enn i kontrollfeltene ($p=0,001$), og i noen områder av masseuttakene ble det registrert svært mye dødgress (fig. 4.4-8).

Tabell 4.4-11: Prosent dekningsgrad (per rute \pm 1 s.e.) for dødgress i masseuttak og kontrollfelt.

Felt	Dødgress i masseuttakene	Dødgress i kontrollfeltene
Bitdalen og Songa	8,1 \pm 2,0 % (n=60)	6,2 \pm 1,8 % (n=28)
Dyranut og Byen	22,2 \pm 3,4 % (n=48)	3,8 \pm 1,1 % (n=24)



Fig. 4.4-8: I masseuttakene på Dyranut og Byen, var det i områder mye dødgress.

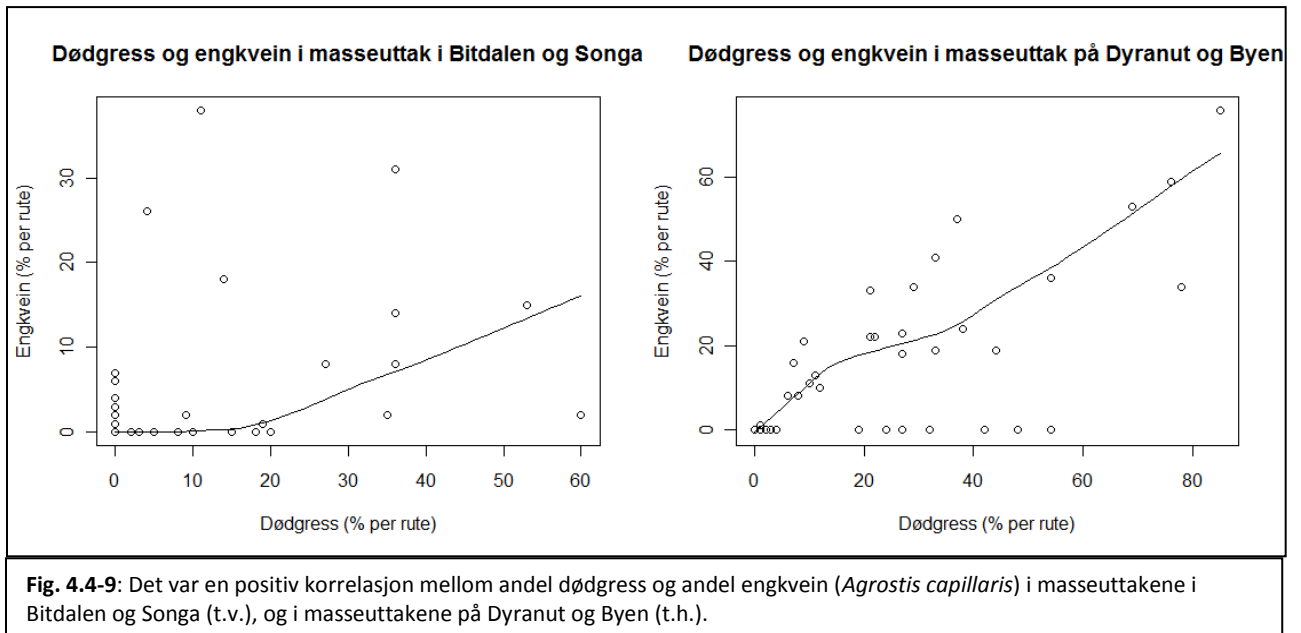
A: Dyranut

B: Byen

I Bitdalen og Songa var det ingen signifikant sammenheng mellom mengde dødgress og antall arter, verken i masseuttak eller kontrollfelt. På Dyranut og Byen var det en positiv korrelasjon mellom mengde dødgress og antall arter ($p=0,002$), det var altså flere arter i områder med mye dødgress enn i områder med lite eller uten dødgress.

Det ble registrert dødgress fra en rekke graminoider, men både i masseuttakene i Bitdalen og Songa, og i masseuttakene på Dyranut og Byen bestod mye av det registrerte dødgresset av engkvein. Dette understrekes av en signifikant positiv korrelasjon mellom dekningsgrad av engkvein og dekningsgrad av dødgress i masseuttakene, både i Bitdalen og Songa ($p=0,006$) og på Dyranut og Byen ($p<0,001$) (fig. 4.4-9). I masseuttakene i Bitdalen og Songa var det også en viss positiv korrelasjon mellom dekningsgrad av dødgress og dekningsgrad av sølvbunke ($p=0,020$), og mellom dekningsgrad av dødgress og dekningsgrad av finnskjegg ($p<0,001$). I kontrollfeltene i Bitdalen og Songa var det ingen sammenheng mellom dekningsgrad av dødgress og forekomst av ulike gressarter. I masseuttakene på Dyranut og Byen var det ingen andre gressarter enn engkvein hvis

dekningsgrad hadde tydelig sammenheng med prosent dekningsgrad av dødgress. I kontrollfeltene på Dyranut og Byen var det en positiv korrelasjon mellom dekningsgrad av dødgress og dekningsgrad av finnskjegg ($p < 0,001$).



5 Diskusjon

Førsteintrykket en fikk etter å ha sett masseuttakene var at feltene i stor grad var revegeterte, men at vegetasjonen i masseuttakene så *annerledes ut* enn vegetasjonen i den uberørte naturen rundt. Andre har også kommet fram til at selv om vegetasjonsdekke i et område kommer relativt fort tilbake etter et større inngrep i naturen, kan det ta lang tid før vegetasjonen har den samme sammensetningen og mengdefordelingen som vegetasjonen i den uberørte naturen rundt (f.eks. Forbes & Jefferies 1999; Lande & Stålberg 2000; Lorite et al. 2010). Den lett synlige forskjellen på den berørte og den uberørte vegetasjonen skyldtes først og fremst forskjell i suksesjonsstadium. Mens vegetasjonen i masseuttakene var i pioner- og konsolideringsfasen, var vegetasjonen i kontrollfeltene i klimaksfasen. Også andre har registrert at naturlig revegetering etter inngrep i naturen, utvikles via ulike suksesjonsstader, mot det klimakssamfunnet som finnes i den uberørte naturen rundt (f.eks. Allen et al. 1987; Brown et al. 2006; Jensen et al. 2001; Rydgren et al. 2010).

I Bitdalen og Songa fremstod masseuttakene som lysninger i fjellbjørkeskogen, fordi fjellbjørka i masseuttakene ikke var kommet lengre i utviklingen enn at den utgjorde en del av busksjiktet. Hofton (2003) og Pickett et al. (1987) skriver at høy tetthet av unge løvtrær kjennetegner vegetasjon i konsolideringsfasen, noe som stemmer godt med funnene fra Bitdalen og Songa. Fordi det ikke var et skyggende tresjikt i masseuttakene, var det gode lysforhold for arter i busksjiktet (Pickett et al. 1987). Dette resulterte i en langt høyere tetthet av vier i masseuttakene enn i kontrollfeltene. Også Forbes & Jefferies (1999) og Henry & Gunn (1991) fant at vier etablerte seg tidlig og effektivt i åpne områder med tilstrekkelig vann og næring, på grunn av rask vegetativ vekst og stor frøproduksjon. Når fjellbjørka vokser opp og etablerer et skyggende tresjikt også i masseuttakene, vil trolig busksjiktets dekningsgrad reduseres betydelig (Pickett et al. 1987). Masseuttakene vil da i større grad likne og bli en naturlig del av fjellbjørkeskogen rundt. Flere andre arter, som for eksempel fjellbjørk og smyle, var dominerende *både* i masseuttakene og i kontrollfeltene. Dette stemmer godt med Poorters (1999) resultater, at det var de samme artene som vokste raskt og var dominerende i et område, uavhengig av suksesjonsstadium og uavhengig av om arten var en lyskrevende pioner eller skyggetolerant klimaksart.

Busksjiktet i masseuttakene hadde særlig høy dekningsgrad i nordvendte områder i forhold til i syd- og østvendte områder, noe Dai et al. (1990) fant. Nordhellinger har et noe kaldere og fuktigere klima enn andre områder, som fører til at snøen smelter seinere og vekstsesongen blir noe kortere (Cantlon 1953). At det likevel var et tettere busksjikt i nordhellinger kan ha sammenheng med at det kan være høyt tørkestress i sydhellinger på solrike dager, og at dette har større betydning for lignosenes overlevelse enn et noe kaldere klima og noe kortere vekstsesong. I motsetning til hva som ble funnet i Bitdalen og Songa, fant Holland (1975) at eksposisjon hadde liten betydning for tettheten av arter i nordboreale strøk.

På Dyranut og Byen var det ikke *høyden* på vegetasjonen som var forskjellig i masseuttakene og i kontrollfeltene, men *fargen*. Masseuttakene så ut til å være dominert av lysegrønt gress, og da særlig engkvein, mens kontrollfeltene var mer mosaikkpreget med særlig høy tetthet av lav. Graminoider er gjerne blant de første artene til å etablere seg i et område, da de drar nytte av den lave konkurransen i åpne områder, og kan spre seg raskt med vegetativ vekst (Allen et al. 1987; Hester et al. 1991; Lande & Stålberg 2000). Engkvein ble sådd i masseuttakene for om lag 30 år siden (Enerstvedt 2010;

Hillestad 1988), og når det fortsatt fantes svært mye av arten kan det skyldes at den er forholdsvis konkurransesterk og at den gror godt også under krevende vekstforhold (Grime et al. 1990; Wilson & Rapson 1995). Hester et al. (1991) fant også at når det finnes tilstrekkelige ressurser (som lys, vann og næring) i et område, vil engkvein alltid være en mer dominerende art enn smyle. Det er også av betydning at forekomstene av engkvein i masseuttakene stammer fra kommersielle frøblandinger, som framavles spesielt med tanke på hurtig etablering og høy konkurranseevne (Hagen 2003b). Også Aamlid et al. (2011) fant at importfrø etablerte seg raskt med høy vegetativ vekst. Flere andre har funnet at tilsådde gressarter etablerer seg raskt og kan forbli dominerende i et område i lang tid (f.eks. Forbes & Jefferies 1999; Hagen 2003b; Scherrer & Pickering 2006), mens Gretarsdottir et al. (2004) fant at alle tilsådde gressarter i et forsøk på Island, ettårige og flerårige, var forsvunnet eller nesten forsvunnet etter 20-45 år. Også i masseuttakene i Bitdalen og Songa var engkvein en dominerende art, men ikke i like stor grad som på Dyranut og Byen. I tillegg til at det er lenger siden engkvein ble sådd i Bitdalen og Songa, kan en tenke seg at det tette busksjiktet i disse masseuttakene bidrar til å utkonkurrere den relativt lyskrevende engkveinen, noe også Høiland et al. (2004) og Pickett et al. (1987) har funnet. På Dyranut og Byen, hvor busksjiktet var sporadisk i både masseuttakene og i kontrollfeltene, vil feltsjiktet i masseuttakene ha gode lysforhold også i senere suksesjonsstadier. Engkvein vil derfor trolig ha gode vekstforhold i masseuttakene også i framtiden (Pickett et al. 1987).

Den høye forekomsten av engkvein i masseuttakene viste seg å ha en positiv effekt på vegetasjonsetableringen, og det ble registrert flere arter i områder med mye engkvein enn i resten av masseuttakene. Også andre har funnet at vegetasjonsetableringen i områder med tilsådd gress går vesentlig raskere enn i ubehandlede områder (f.eks. Forbes & Jefferies 1999; Gretarsdottir et al. 2004; Hagen 2003b). Dette skyldes at det tilsådde gresset, bidrar til å fange opp frø fra omgivelsene og skape et fordelaktig mikroklimatisk miljø for spirende vegetasjon (Gretarsdottir et al. 2004; Hagen 2003b). Men både Gretarsdottir et al. (2004) og Hagen (2004) fant også at selv om det tilsådde gresset hadde en positiv effekt på vegetasjonsetableringen, hadde det en negativ effekt på artsantallet. Også i følge Rydgren et al. (2010) kunne tilsådde gressarter som rødsvingel, sauesvingel og engkvein, ha en negativ effekt på etableringen av andre arter, noe som ikke stemte med funnene i de fire masseuttakene. Schlag & Erschbamer (2000) fant at graminoider hadde en positiv effekt på spireprosenten av andre arter, men at de hadde en negativ effekt på spirenes videre etablering.

På Dyranut og Byen ble det registrert langt mer dødgress i masseuttakene enn i kontrollfeltene, spesielt i områder med mye engkvein. Dette skyldes at engkvein har en rask vegetativ vekst (Grime et al. 1990) som fører til høy biomasseproduksjon og mye dødgress. Smyle, som var den dominerende graminoiden i kontrollfeltene, er et saktevoksende gress, tilpasset et høyt stressnivå fra omgivelsene (Grime et al. 1990), som derfor vokser saktere og produserer mindre dødgress enn engkvein. Fordi det var mye dødgress der det vokste mye engkvein, er det vanskelig å si om det førts og fremst var engkveinen som hadde en positiv effekt på vegetasjonsetableringen og artsantallet, eller om det var dødgresset engkveinen produserte. Hagen (2003b) har også funnet at dødgress kan ha en positiv effekt på vegetasjonsetablering, på samme måte som engkveinen: ved å fungere som en frøfelle for frø fra omgivelsene og ved å skape mer stabile forhold for spirene. Hagen & Skrindo (2010) fant i tillegg at høy andel dødgress fører også til økt mosedannelse, som også har en positiv virkning på vegetasjonsetableringen og artsmangfoldet. Også i masseuttakene på Dyranut og Byen ble det registrert mye mose i områdene med mye dødgress.

Den høye forekomsten av engkvein i masseuttakene på Dyranut og Byen hadde altså ingen negativ effekt på stedegne arter, og arten hadde ikke spredt seg til kontrollfeltene i nevneverdig grad. Det eneste problemet knyttet til den høye forekomsten av engkvein var rett og slett at arten *ikke passet inn*. Arten gjorde at masseuttakene *så annerledes ut* enn kontrollfeltene og resten av den uberørte naturen rundt. Tross i flere positive egenskaper bør derfor engkvein likevel ikke anbefales til økologisk restaurering i områder den ikke har naturlig høy utbredelse i. Også fordi arten ikke vanligvis har en høy tetthet i området er det vanskelig å forutse artens langsiktige effekt på den stedegne vegetasjonen (Hagen 2003b).

På Dyranut og Byen ble det registrert signifikant mer lav i kontrollfeltene enn i masseuttakene. Dette henger sammen med at lav er tilpasset å leve på svært begrensede ressurser, og derfor vokser veldig sakte (Grime 1977; Høiland et al. 2004). Også Henry & Gunn (1991) fant at lav brukte lenger tid på å gjenbygge en solid populasjon enn mose og karplanter. Henry & Gunn (1991) fant også at vier og graminoider fikk en særlig høy tetthet der forekomsten av lav fortsatt var liten, noe som stemmer godt med den lave forekomsten av lav og den høye forekomsten av graminoider i masseuttakene. Også lyng hadde en høyere forekomst i kontrollfeltene enn i masseuttakene på Dyranut og Byen. Lyng etablerer seg generelt senere i et område enn graminoider (Pickett et al. 1987), og Alonso & Hartley (1998) fant at lyng vanskelig utkonkurrerer graminoider i et område hvor graminoidene allerede er dominerende.

Pickett et al. (1987) skriver at i den aller tidligste pionerfasen (etter 1 – 2 år med sekundærsuksesjon), vil det være en overvekt av ett- og toårige urter i området. I masseuttakene i Bitdalen og Songa ble det kun funnet flerårige planter, mens i masseuttakene på Dyranut og Byen ble det kun registrert små forekomster av én ettårig art: småsmelle (*Atocion rupestre*) (Lid & Lid 2005). Bare i de aller tørreste og mest humusfattige områdene var suksesjonen fortsatt i de tidligste stadiene, og der var sesongen så kort og stressfaktorene så høye at bare noen få karplanter klarte å etablere seg. I restene av masseuttakene, hvor forutsetningene var noe bedre, var vegetasjonen forbi den tidligste pionerfasen.

I alle fire masseuttak var vegetasjonen mer dekkende, og suksesjonen var kommet lengre, i områder med middels fuktig- og næringsrik jord enn i områder med svært tørr og næringsfattig jord. Også Lande (2000), Pickett et al. (1987) og Rekdal (2001) fant at suksesjon går raskere i områder med rikt jordsmonn og tilstrekkelig fuktighet enn i humusfattige og tørre områder, noe som blant annet skyldes at den vegetative veksten øker med økt næringstilgang (Rekdal 2001).

Det ble registrert lavest prosent vegetasjonsdekke og flest typiske pionerarter i områder av masseuttakene med svært tørr og næringsfattig jord. Dette stemmer godt med at mange pionerarter er tilpasset næringsfattige områder med stor lystilgang (Dalling & Hubbell 2002; Høiland et al. 2004; Pickett et al. 1987; Poorter 1999). Biologisk belegg er en pionergruppe det ble funnet mye av i områdene av masseuttakene hvor vekstvilkårene var svært dårlige og konkurransen fra andre vekster var spesielt lav. Rosentreter et al. (2007) skriver at biologisk belegg er en pioner som klarer seg under svært vanskelige miljøforhold, men som blir utkonkurrert så snart annen vegetasjon er etablert, da den stiller dårlig i konkurransen om lyset. Dette stemmer godt med funnene av biologisk belegg i de fire masseuttakene. Også mose var en svært viktig gruppe i den tidligste vegetasjonsetableringen, og Lande (2000) skriver at i åpne områder med tørr og humusfattig mineraljord er mose den gruppen som ofte etablerer seg først.

Selv om det i svært tørre og humusfattige områder i alle fire masseuttak ble registrert noe åpen jord, var vegetasjonen stort sett dekkende etter 30 – 50 år med revegetering. Dette stemmer godt med at Rydgren et al. (2010) fant at revegetering av steintipper i lavlandet tar om lag 50 år. Mange har også funnet at revegeteringen av de tørreste og mest humusfattige områdene i fjellet kan ta mye lenger tid (f.eks. Brown et al. 2006; Hagen 2003b; Lorite et al. 2010; Rydgren et al. 2010).

I tillegg til typiske pionerarter ble det i områder med mye åpen jord registrert arter som det ellers fantes mye av i masseuttakene og i områdene rundt. Tross i ulik suksesjonsfase og et noe ulikt utseende, ble over halvparten av de registrerte artene funnet både i masseuttakene og i kontrollfeltene, og det var også i stor grad de samme artene som dominerte. Det er derfor sannsynlig at mesteparten av vegetasjonen i masseuttakene hadde spredd seg dit fra den etablerte vegetasjonen i de nærliggende områdene rundt, både ved hjelp av frø og vegetative spredningsorganer. Dette stemmer godt med Hagens (2003b) og Prach & Hobbs' (2008) funn om at vegetasjonsetablering i pioner- og konsolideringsfasen i stor grad påvirkes av hvilke arter som finnes i områdene rundt. Også Young et al. (1987) og fant at hele 75 % av frøplantene i et pionerområde stammet fra den omkringliggende vegetasjonen. Og Pickett et al. (1987) fant at hele 75 % av artene i et område tilhørte klimaksfasen, bare 1 år etter at sekundærsuksesjonen i området begynte. Dette kan også forklare den høye forekomsten av fjellbjørk og andre fjellbjørkeskogarter i masseuttakene. Arter som ble funnet i masseuttakene, men ikke i kontrollfeltene, kan ha blitt spredt fra planter som vokste lenger unna masseuttakene, med for eksempel vind, fugl eller pattedyr. De kan også blitt spredt fra individer utenfor kontrollblokkene. Kirmer et al. (2008) fant at frø fra planter som vokste opptil 17 km fra et berørt område, var med å bidra til revegeteringsprosessen, mens Lloyd et al. (2003) og Spence (1990) fant at de fleste frøene i alpine miljøer i snitt ikke spredte seg mer enn 50 cm fra morplanten.

Det var ingen signifikant forskjell på antall registrerte arter per blokk i masseuttakene og i kontrollfeltene. Flere foreslår også at det burde være flere arter i områder i pioner- og konsolideringsfasen enn i klimaksfasen (Kirmer et al. 2008; Rydgren et al. 2010; Young et al. 1987), fordi et åpent område i en ellers etablert vegetasjon kan fungere som en effektiv frøfelle (Rydgren et al. 2010), og fordi det i pioner- og konsolideringsfasen stadig etableres nye arter fra omgivelsene rundt (Kirmer et al. 2008). At dette ikke stemte med funnene fra de fire masseuttakene kan skyldes at artsdiversiteten i fjellet generelt er lav (Austrheim et al. 2006), og at forskjeller i artsantall mellom ulike suksesjonsstadier er mindre i alpine miljøer enn i lavlandet (Robbins & Matthews 2010). I de få områdene av masseuttakene som fortsatt var dominert av tidlige pionerarter og mye åpen jord, ble det registrert færre arter enn i resten av feltet. Dette stemmer godt med hva Robbins & Matthews (2010) fant: at det var færre arter i pionersamfunnene enn i klimakssamfunnene, delvis grunnet et begrenset antall beskyttede spiresteder ("safe sites") i pionersamfunnene. I masseuttakene på Dyranut og Byen ble registrert færre arter og lavere vegetasjonsdekke i områder med eksposisjon mot nord enn i andre områder. Fordi vekstsesongen i fjellet allerede er kort, kan revegeteringen i nordhellinger ta lenger tid enn ved andre eksposisjoner (Cantlon 1953).

Topografien så ut til å ha generelt større betydning for vegetasjonen i feltene *over* tregrensa (Dyranut og Byen), enn i feltene *under* tregrensa (Bitdalen og Songa). I fjellet *under* tregrensa fungerer skogen som en buffer for temperatur og fuktighet, og forskjellene blir derfor mindre. Topper under tregrensa er ikke så vindutsatte som over tregrensa, og mister derfor heller ikke det beskyttende snødekke om vinteren (Høiland et al. 2004). På Dyranut og Byen var det signifikant

høyere vegetasjonsdekke og mindre åpen jord i slakt hellende og bratte områder enn i flate områder. Dette har sammenheng med at vekstforholdene er spesielt vanskelige både på de værutsatte rabbene og helt nederst i snøleiet hvor vekstsesongen kan være svært kort (Høiland et al. 2004). De mest gunstigste vekstforholdene finner en derfor i lesidene, som beskyttes mot frost av et solid snødekke om vinteren (Høiland et al. 2004; Rekdal & Larsson 2005), samtidig som helningsgrad og en effektiv solinnstråling (Buffo et al. 1972) bidrar til at snøen forsvinner tidlig, og vekstsesongen blir tilstrekkelig lang (Høiland et al. 2004; Rekdal & Larsson 2005).

Suksesjonsforløpet i de lavalpine feltene (Dyranut og Byen) var ulikt suksesjonsforløpet i de subalpine feltene (Bitdalen og Songa), delvis på grunn av mer ekstreme miljøforhold på Dyranut og Byen. Fordi de *ynge* masseuttakene også lå *høyst*, er det vanskelig å si med sikkerhet om forskjellene mellom de to subalpine og de to lavalpine masseuttakene først og fremst skyldtes forskjell i tid eller ulike miljøforhold. I masseuttakene på Dyranut og Byen hadde det også stor betydning for vegetasjonssammensetningen at det var sådd engkvein fra en kommersiell gressfrøblanding. Den høye forekomsten av tilsådd engkvein på Dyranut og Byen er også hovedgrunnen til at min totaloppfatning av disse masseuttakene er noe negativ. Men selv om masseuttakene kan oppfattes som uestetiske, var *revegeteringen* i masseuttakene på Dyranut og Byen i stor grad vellykket. Totaloppfatningen av masseuttakene i Bitdalen og Songa derimot er positiv, og revegeteringen var etter min oppfatning vellykket. Vegetasjonen i masseuttakene var fortsatt ulik vegetasjonen i områdene rundt, men gjennom naturlig suksesjon over tid, vil den mest sannsynlig utvikles til den klimaksvegetasjonen som ellers finnes naturlig i området rundt.

6 Litteratur

- Aamlid, T. S., Haugen, T. M., Kise, S., Steensohn, A. A. & Tørresen, K. S. (2011). *Fjellfrø: Oppformering av stedegent frø til restaurering i fjellet - Rapport fra fjerde prosjektår 2010*. Bioforsk Rapport. 67 s.
- Aarnes, H. (2003). *Litt statistikk*. 2 utg. Oslo: Universitetet i Oslo. 73 s.
- Aarnes, H. (2005). Botanisk og plantefysiologisk leksikon. UiO online database. Tilgjengelig fra: www.bio.uio.no/plfys/haa/leks/ (lest 14.4.2011).
- Allen, E. B., Chambers, J. C., Connor, K. F., Allen, M. F. & Brown, R. W. (1987). Natural reestablishment of mycorrhizae in disturbed alpine ecosystems. *Arctic and Alpine Research*, 19 (1): 11-20.
- Alonso, I. & Hartley, S. E. (1998). Effects of nutrient supply, light availability and herbivory on the growth of heather and three competing grass species. *Plant Ecology*, 137 (2): 203-212.
- Austrheim, G., Bråthen, K. A., Ims, R. A., Mysterud, A. & Ødegaard, F. (2006). *Fjell - Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter*. Artsdatabanken. 12 s.
- Bergsodden, E. V., Hagen, D. & Kjos, P. M. (2003). *Hjerkinn PRO - pilotprosjekt 2002 - Evalueringsrapport*.
- Brown, C. S., Mark, A. F., Kershaw, G. P. & Dickinson, K. J. M. (2006). Secondary succession 24 years after disturbance of a New Zealand high-alpine cushionfield. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 38 (3): 325-334.
- Buffo, J., Fritschen, L. J. & Murphy, J. L. (1972). *Direct solar radiation on various slopes from 0 to 60 degrees north latitude*. Portland, Oregon: U.S. Department of Agriculture. 75 s.
- Cantlon, J. E. (1953). Vegetation and microclimates on north and south slopes of Cusketunk Mountain, New Jersey. *Ecological Monographs*, 23 (3): 241-270.
- Crawley, M. J. (2005). *Statistics - An introduction using R* John Wiley & Sons, Ltd. 327 s.
- Dai, X.-B., Chen, L.-Z. & Huang, J.-H. (1990). The restoration of the destroyed forest vegetation in Yunmeng mountain, Beijing. *Vegetatio*, 87 (2): 145-150.
- Dalling, J. W. & Hubbell, S. P. (2002). Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology*, 90 (3): 557-568.
- Enerstvedt, L. I. (2010). *Befaring i felt med Lars Inge Enerstvedt fra SNO*. Hardangervidda (1.7.2010).
- Forbes, B. C. & Jefferies, R. L. (1999). Revegetation of disturbed arctic sites: constraints and applications. *Biological Conservation*, 88 (1): 15-24.
- Gretarsdottir, J., Aradottir, A. L., Vandvik, V., Heegaard, E. & Birks, H. J. B. (2004). Long-term effects of reclamation treatments on plant succession in Iceland. *Restoration Ecology*, 12 (2): 268-278.
- Grime, J. P. (1977). Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*, 111 (982): 1169-1194.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. (1990). *The abridged comparative plant ecology*. 1 utg.: Chapman & Hall.
- Gutierrez, J. R., Arancio, G. & Jaksic, F. M. (2000). Variation in vegetation and seed bank in a Chilean semi-arid community affected by ENSO 1997. *Journal of Vegetation Science*, 11 (5): 641-648.
- Hagen, D. (2003a). *Restaureringsøkologi*. Trondheim. 2 s.
- Hagen, D. (2003b). *Tilbakeføring av Hjerkinn skytefelt til sivile formål, Temautredning "Revegetering"*. Trondheim. 65 s.
- Hagen, D. (2004). *Hjerkinn PRO. Overvåking av pilotområder for tilbakeføring av terrenginngrp*. NINA oppdragsmelding 864. Trondheim: NINA. 26 s.
- Hagen, D. & Skrindo, A. B. (2010). *Håndbok i økologisk restaurering - Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng*. Forsvarsbygg. 95 s.
- Hamarsland, A. (red.). (2005). *Miljøtilsyn ved vassdragsanlegg: Norges vassdrags- og energidirektorat*. 116 s.
- Hansen, O. B. (2008). *Landskapsplanter – lignoser i emnet PHG213, 2. utgave*. Ås. 406 s.

- Henry, G. H. R. & Gunn, A. (1991). Recovery of tundra vegetation after overgrazing by caribou in Arctic Canada. *Arctic*, 44 (1): 38-42.
- Hester, A. J., Miles, J. & Gimingham, C. H. (1991). Succession from Heather Moorland to Birch Woodland. II. Growth and Competition Between *Vaccinium Myrtillus*, *Deschampsia Flexuosa* and *Agrostis Capillaris*. *Journal of Ecology*, 79 (2): 317-327.
- Hillestad, K. O. (1988). *Sysendammen og landskapet -88*. Kraft og Miljø: Norges vassdrag- og energiverk, Natur- og landskapsavdelingen. 79 s.
- Hofton, T. H. (2003). *Trillemarka-Rollagsfjell: en sammenstilling av registreringer med hovedvekt på biologiske verdier (foreløpig rapport)*. Siste Sjanse - rapport 2003 - 5. 151 s.
- Holland, P. G. & Stey, D. G. (1975). Vegetational responses to latitudinal variations in slope angle and aspect. *Journal of Biogeography*, 2 (3): 5.
- Høiland, K., Schumacher, T., Steen, H., Sømme, L., Wielgolaski, F. E. & Østbye, E. (2004). *Høyfjellsøkologi*: Biologisk institutt, UIO. 46 s.
- Jensen, C., Vorren, K. D., Eilertsen, S. M. & Samuelsen, R. (2001). Successionary stages of formerly cultivated grassland in northern Norway, abandoned for 10, 20 and 35 years. *Nordic Journal of Botany*, 21 (3): 305-320.
- Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W. A., von Lampe, M., Baasch, A. & van Groenendael, J. M. (2008). Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 45 (5): 1523-1530.
- Kjellingtveit, B., Kostveit, Ø. & Vaa, J. (2006). *Bitdal -frå flint til kilowatt*. Årsskrift. Rauland. 144 s.
- Kongsbakk, E. & Skringo, A. B. (2009). *E10 Lofotens fastlandsforbindelse - Landskapstilpasning og naturlig revegetering fra stedlige toppmasser*. 69 s.
- Lande, A. & Stålberg, R. (2000). *Bruken av Hardangervidda – ressurser, potensiale, konflikter: Høgskolen i Telemark*. 58 s.
- Landsnes, I. B. (2010). *Restaurering av landskapet ved Songa dam, Telemark*. Ås: UMB, Institutt for plante- og miljøvitenskap 93 s.
- Lid, J. & Lid, D. T. (2005). Norsk flora. *Det Norske Samlaget*: 1230 s.
- Lilleaker. (2005). *Tokke-Vinje reguleringen Status 2005*. 92 s.
- Lloyd, K. M., Lee, W. G., Fenner, M. & Loughnan, A. E. (2003). Vegetation change after artificial disturbance in an alpine *Chionochloa pallens* grassland in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 27 (1): 31-36.
- Lorite, J., Molina-Morales, M., Canadas, E. M., Ballesteros, M. & Penas, J. (2010). Evaluating a vegetation-recovery plan in Mediterranean alpine ski slopes: A chronosequence-based study in Sierra Nevada (SE Spain). *Landscape and Urban Planning*, 97 (2): 92-97.
- Moen, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Hønefoss, Norway: Statens kartverk.
- Naturmangfoldloven. (2008 - 2009). *Om lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven) Ot.prp. nr. 52*. 480 s.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & Armesto, J. J. (1987). Models, Mechanisms and Pathways of Succession. *Botanical Review*, 53 (3): 335-371.
- Poorter, L. (1999). Growth responses of 15 rain-forest tree species to a light gradient: the relative importance of morphological and physiological traits. *Functional Ecology*, 13 (3): 396-410.
- Prach, K. & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16 (3): 363-366.
- Rekdal, Y. (2001). *Husdyrbeite i fjellet - Vegetasjonstypar og beiteverdi*: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging. 49 s.
- Rekdal, Y. & Larsson, J. Y. (2005). *Veiledning i vegetasjonskartlegging*. Ås: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging. 113 s.
- Restoration of damaged Ecosystems in the Nordic countries*. (2009). Tilgjengelig fra: <http://www.reno.is/> (lest 5.8.2011).

- Robbins, J. A. & Matthews, J. A. (2010). Regional variation in successional trajectories and rates of vegetation change on glacier forelands in south-central Norway. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 42 (3): 351-361.
- Rosentreter, R., Bowker, M. & Belnap, J. (2007). *A field guide to biological soil crusts of western U.S. drylands - common lichens and bryophytes*. Denver, Colorado: U.S. Government Printing Office.
- Ruth-Balaganskaya, E. & Myllynen-Malinen, K. (2000). Soil nutrient status and revegetation practices of downhill skiing areas in Finnish Lapland - a case study of Mt. Yllas. *Landscape and Urban Planning*, 50 (4): 259-268.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Odland, A. & Skjerdal, G. (2010). Restoration of alpine spoil heaps : Successional rates predict vegetation recovery in 50 years. *Ecological Engineering*.
- Scherrer, P. & Pickering, C. M. (2006). Recovery of alpine herbfield on a closed walking track in the Kosciuszko alpine zone, Australia. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 38 (2): 239-248.
- Schlag, R. N. & Erschbamer, B. (2000). Germination and establishment of seedlings on a glacier foreland in the central Alps, Austria. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 32 (3): 270-277.
- Spence, J. R. (1990). Seed rain in grassland, herbfield, snowbank, and fellfield in the alpine zone, Craigieburn Range, South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 28 (4): 439-450.
- Steinfeld, D. E., Riley, S. A., Wilkinson, K. M., Landis, T. D. & Riley, L. E. (2007). *A manager's guide to roadside revegetation using native plants*. Final Report 2007: U.S. Forest Service.
- ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. (2002). *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. 2 utg. Ithaca, NY, USA: Microcomputer Power. 500 s.
- Wilson, J. B. & Rapson, G. L. (1995). The genetics of naturalization: A comparison of morphological variation within and between populations of *Agrostis capillaris* L as an exotic in New Zealand and as a native in Britain. *New Zealand Journal of Ecology*, 19 (2): 195-202.
- Young, K. R., Ewel, J. J. & Brown, B. J. (1987). Seed Dynamics during Forest Succession in Costa Rica. *Vegetatio*, 71 (3): 157-173.

Vedlegg 1

Nomenklatur etter Lid & Lid (2005)

Vitenskaplige navn	Norske navn	Gjennomsnittlig domineringsgrad i masseuttakene (0-3)	Gjennomsnittlig domineringsgrad i kontrollfeltene (0-3)
<i>Achillea ptarmica</i>	Nyseryllik	0,1	0,0
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	1,9	0,5
<i>Agrostis mertensii</i>	Fjellkvein	0,2	0,0
<i>Alchemilla alpina</i>	Fjellmarikåpe	0,3	0,1
<i>Andromeda polifolia</i>	Kvitlyng	0,1	0,2
<i>Antennaria alpina</i>	Fjellkattfot	< 0,1	0,0
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	0,4	1,5
<i>Arctous alpinus</i>	Rypebær	0,1	0,0
<i>Athyrium distentifolium</i>	Fjellburkne	0,1	0,5
<i>Atocion rupestre</i>	Småsmelle	0,1	0,0
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	1,5	2,4
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	0,3	1,3
<i>Betula pubescens ssp. tortuosa</i>	Fjellbjørk	1,4	1,2
<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug	0,1	0,4
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	0,6	0,2
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstarr	1,1	1,3
<i>Carex brunnescens</i>	Seterstarr	0,6	0,6
<i>Carex canescens</i>	Gråstarr	0,0	0,1
<i>Carex paupercula</i>	Frynsestarr	0,1	0,0
<i>Carex sp.</i>	ukjent starr	0,0	0,1
<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav	0,8	1,2
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	0,0	1,1
<i>Chamerion angustifolium</i>	Geitrams	< 0,1	0,1
<i>Cladonia spp.</i>	Reinlaver	0,9	1,5
<i>Deschampsia alpina</i>	Fjellbunke	0,2	0,0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	0,5	0,4
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	1,7	2,0
<i>Epilobium anagallidifolium</i>	Dvergmjølke	0,1	0,2
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	0,2	0,1
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Duskull	0,5	0,3
<i>Eriophorum scheuchzeri</i>	Snøull	0,1	0,0
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Torvull	0,3	0,5
<i>Euphrasia wettsteinii</i>	Fjelløyentrøst	0,0	0,1
<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel	0,7	0,8
<i>Festuca rubra</i>	Rødsvingel	0,2	0,0
<i>Gentiana purpurea</i>	Søterot	0,0	0,1

Vitenskaplige navn	Norske navn	Gjennomsnittlig domineringsgrad i masseuttakene (0-3)	Gjennomsnittlig domineringsgrad i kontrollfeltene (0-3)
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugleteleg	0,1	0,9
<i>Hieracium spp.</i>	Sveve	0,3	0,5
<i>Huperzia appressa</i>	Fjell-lusegras	0,0	0,1
<i>Juncus filiformis</i>	Trådsiv	0,4	0,2
<i>Juncus trifidus</i>	Rabbesiv	0,6	0,5
<i>Juniperus communis</i>	Einer	0,4	0,8
<i>Leontodon autumnalis</i>	Følblom	0,1	0,1
<i>Lotus corniculatus</i>	Tirilltunge	< 0,1	0,0
<i>Luzula multiflora ssp. frigida</i>	Seterfrytle	0,1	0,0
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	0,0	0,2
<i>Luzula spicata</i>	Aksfrytle	< 0,1	0,0
<i>Luzula spp.</i>	Frytle	0,4	0,4
<i>Lycopodium clavatum</i>	Kråkefot	0,1	0,5
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	0,0	0,5
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	0,0	0,3
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	0,1	0,2
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	0,7	0,7
<i>Omalotheca norvegica</i>	Setergråurt	0,2	0,1
<i>Omalotheca supina</i>	Dverggråurt	0,8	0,2
<i>Oxycoccus microcarpus</i>	Småtranebær	0,0	0,1
<i>Pedicularis lapponica</i>	Bleikmyrklegg	< 0,1	0,1
<i>Phleum alpinum</i>	Fjelltimotei	< 0,1	0,1
<i>Phyllodoce caerulea</i>	Blålyng	0,4	0,2
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Tettegras	0,2	0,0
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	0,1	0,0
<i>Poa alpina</i>	Fjellrapp	0,3	0,0
<i>Polytrichum spp.</i>	Bjørnemose	2,2	1,2
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	0,1	0,2
<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrønn	0,1	0,1
<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie	0,0	0,1
<i>Rhodiola rosea</i>	Rosenrot	< 0,1	0,2
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molter	< 0,1	0,5
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	0,3	0,4
<i>Rumex acetosella</i>	Småsyre	0,2	0,1
<i>Salix herbacea</i>	Musøre	1,0	0,6
<i>Salix spp.</i>	Vier	1,1	0,4
<i>Saxifraga stellaris</i>	Stjernesildre	< 0,1	0,1
<i>Sibbaldia procumbens</i>	Trefingerurt	0,1	0,1
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	0,1	0,1
<i>Solidago virgaurea ssp. lapponica</i>	Fjellgullris	0,1	0,4
<i>Solorina crocea</i>	Safranlav	0,3	0,0
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	0,1	0,2

Vitenskaplige navn	Norske navn	Gjennomsnittlig domineringsgrad i masseuttakene (0-3)	Gjennomsnittlig domineringsgrad i kontrollfeltene (0-3)
<i>Sphagnum spp.</i>	Torvmose	0,4	0,5
<i>Stereocaulon spp.</i>	Saltlav	0,8	0,8
<i>Taraxacum spp.</i>	Løvetann	0,1	0,1
<i>Trichophorum cespitosum</i>	Bjørneskjegg	0,0	1,8
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	0,4	2,1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	0,9	0,2
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	0,8	1,2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	0,3	1,8
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	0,3	1,1
<i>Viscaria alpina</i>	Fjelltjæreblom	< 0,1	1,2
Lav	Lav	1,2	0,0
Mose	Mose	2,4	0,1